



الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية
République Algérienne Démocratique Et Populaire
وزارة التعليم العالي و البحث العلمي
MINISTÈRE DE L'ENSEIGNEMENT SUPÉRIEUR ET DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE
جامعة باجي مختار - عنابة
UNIVERSITÉ BADJI MOKHTAR - ANNABA

Faculté des sciences
Département des sciences de la mer
Laboratoire bioressources marines

THÈSE DE DOCTORAT
Spécialité : Sciences de la Mer
Option : Bioressources Marines

THEME

**IMPLICATION DU TRANSPORT MARITIME DANS
L'INTRODUCTION DES D'ESPECES INVASIVES
(CAS DU PORT D'ANNABA)**

Présentée par : Radhia CHENITI

Soutenu publiquement le 15/07/2018

Devant le Jury :

Pr. Farid DERBAL	Président	Université Badji-Mokhtar, Annaba
Pr. Hocine FRIHI	Directeur	Université Badji-Mokhtar, Annaba
Pr. André ROCHON	Directeur	Université du Québec à Rimouski, Canada
Pr. Djamel Edine BENOURETH	Examineur	Université 08 Mai 1945, Guelma
Dr. Abderrahmane BOUDA	Examineur	Ecole Nationale Supérieure Maritime, Alger

2017-2018

Remerciements

Au terme de ce travail, Je me fais tout d'abord un devoir de remercier Monsieur, le **Professeur KARA Mohamed Hichem**, Directeur du laboratoire de bioressource marine, qui m'a permis de poursuivre mes études doctorales dans son Laboratoire.

Je dois une vive reconnaissance au Professeur **Hocine FRIHI**, Directeur de thèse, pour l'intérêt incessant qu'il a porté au suivi de ce travail, en dépit de ses occupations et malgré la difficulté rencontrée tout le long de cette étude. Il a toujours su m'encourager ; qu'il trouve dans ces mots l'expression indéniable de mon estime et mon respect.

Je remercie vivement Monsieur le Professeur **André ROCHON**, pour son aide morale et scientifique, ses critiques m'ont été toujours constructives, qu'il soit aussi très sincèrement remercié pour les encouragements qu'il m'a souvent prodigués et pour tous ses conseils toujours pertinents et attentifs.

Je tiens à remercier Monsieur **DERBAL Farid**, Professeur au Département des Sciences de la Mer à l'université Badji Mokhtar à Annaba pour m'avoir fait l'honneur de présider le jury.

Monsieur le Professeur **BENOUARETH Djamel Eddine** de l'Université de Guelma, d'avoir accepté et de me faire l'honneur d'être membre du jury de cette thèse ; qu'ils trouvent ici l'expression de ma gratitude.

J'adresse mes vifs remerciements à Monsieur **BOUDA Abderrahmane**, maître de conférences à l'école nationale supérieure maritime de m'avoir fait l'honneur d'être parmi le jury pour examiner ce travail.

Si cette thèse a pu voir le jour, c'est grâce au soutien de nombreuses personnes que je tiens à remercier vivement. S'il se trouve que j'oublie de citer certaines d'entre elles, je souhaite qu'elles ne m'en tiennent pas rigueur, les remerciements qui s'en suivent leurs sont également adressés.

Tous mes remerciements à ceux dont les contacts et les discussions m'ont éclairé, ceux qui n'ont pas hésité à m'apporter une aide précieuse dans mes travaux. Mes remerciements s'adressent à : Mr BOUNIF Amar, Directeur de la capitainerie du port de Annaba, Mr Sofiane du PFO Annaba, les cadres des gardes des côtes de la willaya d'Annaba.

Mes remerciements vont également à tous mes amis collègues du département des Sciences de la Mer, pour leur aide et collaboration qu'ils m'ont toujours témoignées, Mouatasseem billah MASMOUDI, ZAIDI Raouf et je ne pourrais oublier bien sûr ma très chère amie Soumia BEHNAS, qui a été à mes côtés tout au long de notre formation doctorale.

Je ne pourrai remercier assez mes sœurs qui chacune à leur manière ont contribué à la réalisation de ce travail. Pour leur aide et leur soutien à tous les instants, qu'elles trouvent ici l'expression de mes sincères remerciements et mon affection pour leur soutien au fil des années. Merci à toi Omar et Mourad pour avoir eu la tâche de lire et relire mon manuscrit. Et je ne saurais oublier toute ma famille et belle-famille qu'elles trouvent ici l'expression de mon affectueuse reconnaissance pour le soutien et les encouragements.

Pour couronner ces remerciements, Ce travail est dédié à mon père Smail, décédé trop tôt, qui m'a toujours poussé et motivé dans mes études. J'espère que, le monde qui est le sien maintenant, il apprécie cet humble geste comme preuve de reconnaissance de la part d'une fille qui a toujours prié pour la paix à son âme. Puisse Dieu, le tout puissant, l'avoir en sa sainte miséricorde.

Je rends un hommage particulier à ma mère pour la confiance qu'elle a su garder en ma capacité à rendre à terme tous mes projets, pour son irremplaçable et inconditionnel soutien « Ton amour maternel, ton soutien, et tes encouragements m'ont été d'une aide précieuse. Aucune dédicace ne saurait exprimer à sa juste valeur l'estime que j'ai pour toi. Avec tout mon amour, MERCI et que Dieu puisse te prêter longue vie »

Le plus fort de mes remerciements est pour mon époux Omar, à qui je tiens un hommage particulier pour le soutien inlassable aux moments opportuns, outre le mérite de m'avoir supporté, Merci pour avoir été patient, pour avoir été attentif à mes pannes d'ordinateur, et d'être toujours à mes côtés durant mes déplacements et sur le terrain. Merci de m'avoir tenu la main jusqu'aux dernières lignes de cette thèse. Je n'en serais pas arrivée à ce point sans ton soutien constant, tes encouragements et aides tout au long de vie que j'ai investis dans cette recherche et dans la rédaction de cette thèse. Ces quelques mots ne peuvent guère traduire ma gratitude, ce travail n'aurait pu voir le jour sans ton aide.

Sommaire

LISTE DES FIGURES

LISTE DES TABLEAUX

LISTE DES ABRÉVIATIONS, ET DES ACRONYMES

RESUME

INTRODUCTION	01
I. GENERALITES	05
1.1. Les eaux de ballast en tant que vecteur des espèces non indigènes	07
1.2. Les pratiques du ballastage et du déballastage	09
1.3. La présence des espèces indésirable	10
1.4. Les introductions d'espèces non indigènes aquatiques en méditerranée	13
1.5. Les introductions des espèces non indigènes (ENI) aquatiques en Algérie	14
1.6. Le trafic Maritime en Algérie	16
1.7. Introduction de diatomées dinoflagellés via le transport maritime	18
1.8. Le cycle de vie des dinoflagellés	19
1.9. Les Entérobactéries	21
1.10. La pression de propagule	24
1.11. Règlementation et normes applicables à la gestion des eaux de ballast	29
II. MATERIEL ET METHODES	31
2.1. Situation du site d'échantillonnage	32
2.2. Le trafic maritime	33
2.3. Echantillonnage d'eau de ballast	33
2.3.1. Méthodes de prélèvement et conservation des échantillons	33
2.3.1.1. Paramètres physico-chimiques	33
2.3.1.2. Analyse des sels nutritifs	34
2.3.2. Analyse des paramètres biologiques	35
2.3.2.1. Pigments chlorophylliens	35
2.3.2.2. Analyse des organismes vivants (phytoplancton et zooplancton)	36

2.3.2.2.1. Echantillonnage	36
2.3.2.2.2. Fixation et conservation des organismes	36
2.3.2.2.3. Identification et comptage des micro-organismes	37
2.3.3. Analyses bactériologiques	37

III. RESULTATS

III. RESULTATS	39
3.1. Trafic maritime	40
3.2. Navires échantillonnés	46
3.3. Paramètres physico chimiques	48
3.3.1. Paramètres physiques	48
3.3.2. Les sels minéraux dissous	49
3.3.2.1. L'ammonium (NH_4^+)	49
3.3.2.2. Les nitrates (NO_3^-)	50
3.3.2.3. Les nitrites (NO_2^-)	50
3.3.2.4. Le phosphate (PO_4^-)	50
3.3.3. Azote organique dissous (NOD)	51
3.3.4. Biomasse chlorophyllienne	51
3.4. Etude bactériologique	53
3.5. Phytoplancton et Zooplancton	55
3.5.1. Composition taxonomique	55
3.5.1.1. Phytoplancton	55
3.5.1.2. Zooplancton et autres espèces identifiées	56
3.5.1.3. Analyses statistiques	64
3.5.1.4. Espèces toxiques/non indigènes et Pression réelle de propagules	68

IV. DISCUSSION

IV. DISCUSSION	70
4.1. Trafic Maritime	71
4.2. Paramètres physico-chimiques	75
4.3. Biomasse chlorophyllienne	76
4.4. Bactériologie	77
4.5. Succès de survie des micro-organismes déchargés	78

4.6.	Phytoplancton et zooplancton	81
	V. CONCLUSION	88
	VI. RECOMMANDATIONS	90
	VII. RESUMES	92
	VIII. REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	95
	IX. PUBLICATION SCIENTIFIQUE	
	ANNEXES	

LISTE DES FIGURES

Figures	Titres	Pages
Figure 1	Coupe transversale d'un navire montrant les citernes à ballast et le cycle des eaux de ballast.	07
Figure 2	Cycle de vie des dinoflagellés produisant des kystes de dormance.	20
Figure 3	Schéma des différentes étapes que doivent franchir les espèces envahissantes	27
Figure 4	Localisation du port d'Annaba	32
Figure 5	Mesure des paramètres physico chimiques.	34
Figure 6	Prélèvement d'eau de ballast.	36
Figure 7	Analyse bactériologique d'eau de ballast (centre de santé Annaba).	38
Figure 8a	Nombre total des arrivées au port d'Annaba.	40
Figure 8b	Nombre mensuel des bateaux au port en 2014.	41
Figure 9	Provenances des navires en 2013/2014.	42
Figure 10	Pourcentages des navires entrants au port d'Annaba (derniers ports d'escale).	42
Figure 11	Les 50 ports les plus importants en contact avec le port d'Annaba.	43
Figure 12	Trajectoire des trois derniers ports visités par les navires échantillonnés.	44
Figure 13	Trajets de tous les navires échantillonnés.	45
Figure 14	Variations des paramètres physiques (Température, salinité, pH et oxygène dissout) des 25 navires échantillonnés.	49
Figure 15	Teneurs en sels minéraux dissous (Nitrates, Nitrites et Phosphates) et Azote Organique Dissous (NOD) dans les ballasts des navires échantillonnés.	51
Figure 16	Teneurs en chlorophylle <i>a</i> et phéopigments <i>a</i> dans les eaux de ballast des navires échantillonnés.	52
Figure 17	Abondance totale des diatomées et dinoflagellés par réservoir dans les deux catégories de navires (Méditerranéens et Océaniques).	64
Figure 18	Richesse et abondance totale des diatomées et dinoflagellés par rapport à l'âge (jour) de l'eau de ballast pour tous les navires échantillonnés.	65
Figure 19	Abondance totale des toutes les taxons trouvés dans les eaux de ballast de tous les navires échantillonnés.	70
Figure 20	Photos des taxons sélectionnés/non indigènes trouvés dans les échantillons des eaux de ballast.	70
Figure 21	Etapes nécessaires de survie d'une espèce marine allochtone via les ballasts des navires (Hallegraeff, 1998).	80

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 01	Pourcentage d'espèces marines non indigènes pouvant être associé à la salissure des navires	11
Tableau 02	Liste des macrophytes introduites dans la côte algérienne	15
Tableau 03	Nombre, nom et caractéristiques des navires échantillonnés	47
Tableau 04	Résultats des analyses bactériologiques des eaux de ballast	54
Tableau 05a	Nombre de taxon, richesse spécifique et abondance (Cells.L ⁻¹) des dinoflagellés et des kystes dans les eaux de ballast des navires échantillonnés.	58
Tableau 05b	Nombre de taxon, richesse spécifique et abondance (Cells.L ⁻¹) des diatomées dans les eaux de ballast des navires échantillonnés.	60
Tableau 05c	Nombre de taxon, richesse spécifique et abondance (Cells.L ⁻¹) des autres groupes dans les eaux de ballast des navires échantillonnés.	62
Tableau 06	Résultats des analyses statistiques (ANOVA)	67
Tableau 07	Espèces de phytoplancton potentiellement nuisibles dans les échantillons de ballast	68

LISTE DES ABRÉVIATIONS, ET DES ACRONYMES

- AAF** : Aérobic-anaérobic facultatif
- ArcGIS** : Logiciel d'information géographiquc
- ANOVA** : Analyse de la variance
- BWC** : Ballast water convention
- CF** : Coliformes fécaux
- CT** : Coliformes totaux
- CTB** : Capacité totale des ballasts
- EEE** : Espèces exotiques envahissantes.
- ENI** : Espèce non indigène
- E. Coli**= *Escherichia coli*.
- EPAN** : Entreprise portuaire d'Annaba
- FPC** : Facteurs physico-chimiquc
- HAB** : Harmful algal bloom
- IC** : Intéraction des communautés
- IMO** : International Maritime Organisation
- IPM** : Intoxications paralysantes par les mollusques
- IUCN** : International Union for Conservation of Nature
- LT** : Longueur totale
- mL** : Mètre linéaire
- NE** : Nouvel environnement
- NPP** : Nombre le plus probable
- NPK** : Engrais contenant Azote, Phosphore, Potasse.
- OMS** : Organisation mondiale de la Santé
- OMI** : Organisation maritime internationale
- PAM** : Plan d'Action pour la Méditerranée
- PP** : Pression des propagules
- PNUE** : Programme des nations unies pour l'environnement
- PSP** : Paralytic shellfish poisoning
- PMI** : Politique Maritime Intégrée

RO/RO : Navire de type RO/RO

SF : Streptocoques fécaux

TNTM : Technique de numération en tubes multiples

UFC : Unité formant colonie

WHO : World Health Organisation

ZEE : Zone économique exclusive

INTRODUCTION

1. INTRODUCTION

Les mers et les autres étendues d'eau ont depuis longtemps facilité les connections entre les populations humaines, servant de route pour le déplacement des peuples ainsi que des marchandises, et aujourd'hui, plus de 90% de tous ces échanges dans le monde sont transportés par voie maritime (IMO 2008), ce transport présente les plus importants risques dans le transfert d'espèces non indigènes dans les écosystèmes aquatiques marins et d'eaux douces (Carlton 1985; Mills, Davies et al. 1993; (Ruiz, Carlton et al. 1997).

Depuis que l'homme utilise des bateaux pour voyager le long des côtes et à travers les océans, ce transfert impliquait des espèces mélangées avec le sable ou collées aux roches qui servaient de lest (Carlton 2003). De nos jours, ces organismes voyagent dans l'eau et les sédiments des réservoirs de ballast que les navires utilisent afin d'assurer leur stabilité (Gauthier and Steel 1996). D'autre part, l'ouverture du canal de Suez en 1869, celui de Panama en 1914 et de la voie maritime du Saint-Laurent en 1959, ainsi que l'augmentation de la vitesse des cargos modernes ont réduit considérablement la durée des voyages (Gauthier and Steel 1996). Comme le tonnage d'eau de ballast peut varier de quelques centaines de tonnes à plus de 100 000 tonnes, de grandes quantités d'eau contenant des organismes vivants sont rapidement et continuellement transportées et déchargées dans tous les coins du monde. Ce transfert d'organismes vivants en moins de temps contribue considérablement à l'établissement potentiel d'espèces non indigènes dans les écosystèmes aquatiques.

Il n'existe pas de relation entre le nombre d'espèces introduites et la gravité du problème. En effet, une seule espèce peut causer des dommages importants et souvent irréversibles à l'environnement (Bourgeois, Cusson et al. 2001), l'introduction d'une espèce phytoplanctonique est capable de produire des blooms nuisibles « Harmful Algal Blooms, HAB », dans un nouvel environnement en constitue un bon exemple. Ce type de floraison est devenu un fléau mondial suite à l'accroissement de leur dispersion géographique dû, notamment, au transport des microorganismes dans les eaux de ballast (Hallegraeff, Valentine et al. 1997; Vila, Garcés et al. 2001). Les scientifiques admettent que la propagation des espèces introduites est un phénomène global, et l'échelle des impacts peut s'étaler sur une échelle locale, transfrontalière ou globale. Le problème doit cependant être approché sous divers angles, demandant une action spécifique et ciblée au niveau national qui soit cohérente et coordonnée aux niveaux régional et

mondial. Cependant, il est clair que les progrès réalisés dans l'approche des espèces exotiques envahissantes des environnements marins et aquatiques varient grandement d'un pays à l'autre. Bien qu'il y ait une tendance générale vers de meilleures réglementation et amélioration des cadres pour la prévention, de même que pour le contrôle et l'atténuation des impacts des espèces envahissantes aussi bien au niveau national qu'international, il reste beaucoup à faire.

Le trafic maritime est considéré comme vecteur principal dans l'introduction et la dispersion des espèces, notamment avec le changement dans l'industrie du trafic maritime qui a créé un nouveau vecteur de propagation relativement récent. Le passage de ballast solide à l'utilisation d'eau comme ballast pendant les années 1950 a entraîné avec lui le transport de larges volumes d'eaux transportées par la flotte mondiale de navigation. On estime que trois à cinq milliards de tonnes d'eaux de ballast sont transférées dans le monde chaque année, un seul navire transportant entre plusieurs centaines de kilos jusqu'à 130 000 tonnes d'eaux de ballast, relativement à la taille et à la fonction du navire. On a estimé que 7 000 espèces sont transportées dans les ballasts chaque jour de par le monde et que 10 milliards de tonnes d'eau de ballast sont transférées globalement chaque année. Cela signifie que nous sommes aujourd'hui capables de déplacer plus d'organismes autour du monde en un mois que ce qui était jadis transporté en un siècle. On estime en conséquence que le transfert des eaux de ballast associé aux grands navires est aujourd'hui le principal vecteur de dispersion des espèces envahissantes, et que les principales routes de propagation pour les espèces invasives sont donc les routes maritimes (Marshall et al. 2002).

La Méditerranée est un bassin semi fermé, avec des caractéristiques hydrologiques et écologiques variées qui la rende vulnérable aux effets de la pollution. Depuis toujours, le transport maritime dans le bassin méditerranéen a joué un rôle irremplaçable dans l'économie et le commerce, à la fois parmi les états côtiers méditerranéens et entre eux et le reste du monde. Aujourd'hui la nature du transport maritime est variée et englobe le transport de marchandises diverses, de cargaisons solides et liquides en vrac, des conteneurs mais aussi le transport de passagers.

Par conséquent, le trafic sur la Méditerranée des navires marchands, qui représente moins de 1% de la zone totale couverte par les océans, est particulièrement élevé. Approximativement 30% du volume du trafic maritime international provient des, ou est dirigé vers, les ports méditerranéens, ou traverse la mer Méditerranée, tandis que l'on estime que 50% des

marchandises transportées par voie maritime doivent être considérées comme dangereuses à différents degrés. De plus, il est également estimé que 28% du trafic pétrolier maritime mondial transite par la Méditerranée. En conséquence, bien que l'introduction non intentionnelle des espèces soit considérée comme étant un problème mondial, ce risque doit également s'envisager par rapport à une perspective régionale.

En Algérie, aucune étude n'a été faite sur les eaux de ballast, et surtout sur la diversité des espèces de kystes et des formes végétatives des microalgues retrouvées dans les zones portuaires algériennes. Les données sur le trafic maritime sont aussi délicates à trouver, faute de coordination entre les différents secteurs. L'obtention de ce type d'information devient essentielle pour contrôler l'arrivée de nouvelles espèces dans les eaux algériennes et ainsi déterminer si les mesures prises pour enrayer ce problème sont efficaces.

Le but de cette thèse est d'évaluer et quantifier l'introduction involontaire des espèces non indigènes toxiques (incluant les formes végétatives et enkystées) présentes dans les réservoirs de ballast des navires fréquentant les côtes algériennes, en particulier, les navires visitant le port d'Annaba. Plus particulièrement, ce travail examine les navires visitant le port d'Annaba et l'influence du type de voyage (océanique ou méditerranéen).

L'objectif de cette recherche est de savoir :

- Quelles sont les principales routes maritimes empruntées par les navires entrant au port d'Annaba.
- Quelles sont les provenances des navires entrés au port et déversant leurs eaux de ballast à l'intérieur du port d'Annaba.
- Quelles sont les espèces toxiques et /ou non indigènes trouvées à l'intérieur des ballasts des navires échantillonnés ainsi que leur concentration.

Notre travail est organisé comme suit :

La Première partie : sera réservée à une étude bibliographique sur le trafic maritime et la problématique des espèces invasives et leur mode d'introduction, par le biais de l'eau de ballast de navires. Nous donnerons des exemples à cet effet, pour illustrer leurs impacts sur

l'environnement, la santé humaine et l'économie, en mettant l'accent sur la mer Méditerranée et l'Algérie.

Une enquête sur le trafic maritime ainsi que les principales provenances des navires entrant au port pour déchargement des ballasts. nous présentons une cartographie des principales routes maritime empruntées par les navires, ainsi que les 50 ports qui sont en contact avec le port de Annaba, et le nombre de fois des navires de chaque port visitant celui d'Annaba au cours des deux années d'études 2013-2014.

Deuxième partie : sera réservée à l'échantillonnage de 25 navires de deux types différents (cargo et vraquier), avec l'analyse complète de différents paramètres 1) les paramètres physico-chimiques, 2) les sels nutritifs, 3) l'analyse bactériologique.

Troisième partie : sera réservée à l'identification de tous les taxons microscopiques trouvés dans les échantillons (dinoflagellés, diatomées, zooplancton et les autres groupes trouvés) et mettre un accent particulier sur les espèces non indigènes présentes dans les eaux de ballast des navires fréquentant le port de Annaba.

Nous avons essayé d'aborder le maximum d'aspects entourant la problématique de l'introduction des espèces marines, par le transport maritime. La finalité étant d'ouvrir un petit "chantier", sur lequel viendront s'ajouter d'autres travaux de recherches, pour enrichir notre connaissance et notre maîtrise de ce domaine, afin de proposer des solutions pratiques aux décideurs, et pour une prise en charge effective de ce fléau.

Chapitre I

GENERALITES

I. Généralités

1.1. Les eaux de ballast en tant que vecteur des espèces non indigènes

Les navires sont spécifiquement conçus et construits pour se déplacer de la façon la plus sûre tout en transportant une cargaison. Mais quand le navire voyage sans marchandise, ou partiellement chargé, il doit prendre du lest supplémentaire à bord pour manœuvrer efficacement et pour rester suffisamment immergé.

Dans le passé des matériaux solides ont été utilisés pour les ballasts, tels que le sable, la terre et les pierres, et qui ont constitué un vecteur pour l'introduction de nombreuses espèces, à la fois terrestres (des graines transportées dans la terre par exemple) et aquatiques (p.ex. des crustacés ou des micro-organismes vivant sur des ballasts solides humides).

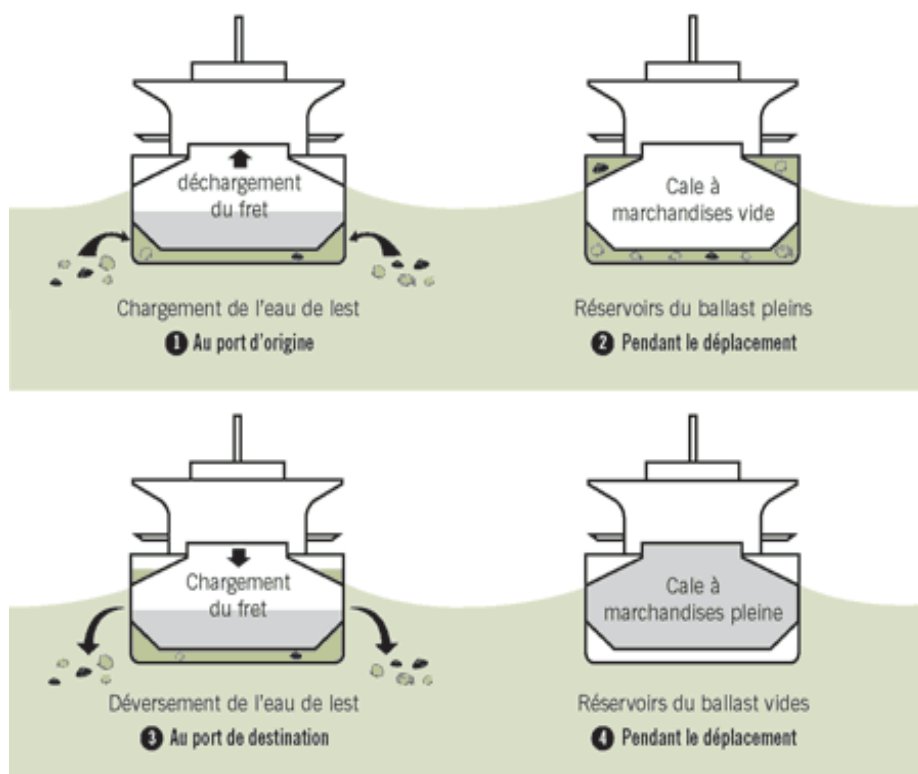


Figure 1. Coupe transversale d'un navire montrant les citernes à ballast et le cycle des eaux de ballast (GloBallast Programme).

Au milieu du 19^{ème} siècle, l'eau a été introduite comme ballast, et depuis les années 50, elle a complètement remplacé les ballasts solides utilisés sur les navires qui transportent de lourdes charges. Les systèmes d'eaux de ballast font à présent partie intégrante de la conception des bateaux, et ils contribuent à la stabilité et à l'équilibre ainsi qu'à l'intégrité de la structure de la coque. Au déchargement, les eaux sont pompées dans des citernes conçues spécialement et distribuées au travers des coques, puis sont expulsées à nouveau à l'arrivée dans le port où la cargaison doit être chargée.

Les eaux transportées contiennent inévitablement un grand nombre d'organismes de différentes espèces à différents stades de développement (les œufs, les larves, les spores animales et de champignons). Cela constitue donc un vecteur potentiellement significatif de dispersion d'EEE (espèces exotiques envahissantes). Comme les eaux de ballast sont généralement pompées dans ou près des ports, où la productivité est souvent haute due à des conditions hydrogéologiques favorables et où il y a un risque élevé de présence d'EEE, le risque de propagation est exacerbé. De plus, les eaux de ballast sont souvent embarquées à bord dans des zones côtières peu profondes, les eaux sont troubles, ce qui entraîne la concrétion de sédiments dans les espaces morts des citernes à ballast. Cela augmente encore davantage le risque de transporter des EEE sous forme de kystes (p.ex. les dinoflagellés).

Il est certain que beaucoup d'organismes qui entrent dans les citernes d'eaux de ballast meurent –par exemple, les organismes peuvent subir des dommages physiques, et les espèces photosynthétiques peuvent ne pas survivre à l'absence de lumière. Cependant, il est également sûr que beaucoup d'organismes survivent et peuvent s'établir et se reproduire au moment de leur décharge, si les conditions environnementales sont favorables. On estime que 10 milliards de tonnes d'eaux de ballast sont transférées chaque année au niveau mondial et que 7_000 espèces sont déplacées de par le monde chaque jour dans les eaux de ballast (IMO, 2003). Il n'est peut-être pas surprenant que certaines des introductions d'EEE les plus ravageuses et les plus coûteuses ont été faites au travers des eaux de ballast, y compris l'introduction du cténophore *Mnemiopsis Leidyi* dans la mer Noire, et l'introduction de la moule zébrée (*Dreissena polymorpha*) dans les grands lacs Américains.

L'échange d'eau de ballast en pleine mer est un élément essentiel dans la réglementation du transport maritime. Historiquement, les navires devaient changer volontairement leurs eaux de ballast en dehors de la zone économique exclusive (ZEE) des différents pays ayant des côtes marines et à une profondeur supérieure à 2000 mètres (OMI, 2004). Cependant après 2004, il a été convenu internationalement que cette pratique pouvait être effectuée dans des eaux à au moins 200 milles nautiques de distance des côtes et avec une profondeur d'au moins 2000 mètres (OMI, 2004). Malheureusement cette loi d'échange des eaux de ballast n'est pas encore entrée en application en Algérie.

1.2. La pratique du ballastage et du déballastage

En général, les petits vraquiers pompent de l'eau dans des ports peu profonds et cette eau est chargée en sédiments. Par contre les gros vraquiers s'alimentent dans des ports plus profonds (Rigby, Steverson et al. 1991). Lors des départs, après déchargement, les capitaines qui préfèrent ballaster avec de l'eau propre, sont obligés de prendre un minimum d'eau (pouvant atteindre 20 % de la capacité du navire) pour que les navires soient manœuvrables.

Bien que souvent dans les eaux très turbides des grands ports d'estuaires : Rhin (France), Elbe (Allemagne), Mississippi, Delaware (États-Unis), Gyang-Tse (Chine)...etc., certains rincent leurs ballasts en haute mer (milieu pauvre en organismes vivants) ce qui peut prendre deux à trois jours pour un gros navire et parfois dans des conditions météorologiques difficiles.

Les caboteurs ne le peuvent pas, les trajets étant trop courts. Il faut dix-huit heures pour vider (ou remplir) les 12500 tonnes de ballast d'un transporteur de bois. Les déballastages sont, de plus, constants pour ajuster la pesée et l'assiette au fret pris aux escales. Afin de gagner du temps, la plupart des navires commencent à déballaster avant l'arrivée au port de chargement, dès que les conditions météorologiques le permettent. C'est le plus souvent dans les zones côtières abritées. Par exemple, les pétroliers déballastent dès qu'ils trouvent une opportunité et le plus rapidement possible car des produits comme le pétrole, sont chargés très rapidement. Dans ce cas précis, la quantité d'eau rejetée est plus importante que pour des bateaux transportant des produits chimiques ou du minéral.

1.3. La présence d'organismes indésirables

Les prélèvements d'eau dans une zone côtière ou portuaire donnée sont une des occasions de transport vers d'autres pays ou continents d'organismes vivants (animaux : vers, mollusques, crustacés, poissons ; végétaux : macroalgues, phytoplancton, bactéries, virus) dont certains sont indésirables, toxiques ou pathogènes.

La survie des espèces dans les ballasts dépend de nombreux facteurs :

Toutes les espèces ne survivent pas aux conditions rencontrées pendant le transit, en particulier l'absence de lumière, les variations de température et l'oxygène qui peuvent être extrêmes, le manque de nourriture...etc. Selon les voyages et selon les espèces, chacun de ces paramètres peut devenir un facteur limitant (Wonham, Walton et al. 1996, Gollasch, Dammer et al. 1995).

Les chances de survie sont considérablement accrues chez les espèces qui ont un cycle de vie incluant soit des œufs, soit des formes de dormance (kystes ou spores), soit des stades larvaires ne se nourrissant pas, soit des stades capables de s'adapter à une diminution de la nourriture (larves possédant de grandes réserves) ou prêts à retarder le moment de la métamorphose. Par contre, s'ils arrivent à produire des kystes ou forme de dormance, ils peuvent survivre.

Lorsqu'une espèce arrive et s'installe avec succès, elle supprime souvent une ou plusieurs autres espèces. Plusieurs bouleversements peuvent être attendus.

- Sécrétion de phycotoxines dans le cas de certains dinoflagellés. Ces toxines sont dangereuses pour la santé publique et préjudiciables au commerce des coquillages,
- Compétition pour la nourriture,
- Diminution de stocks de poissons,
- Effets néfastes pour les utilisateurs du littoral.

Aujourd'hui, il est établi que la majorité des espèces envahissantes et les introductions d'espèces sont directement liées au transport maritime, par les salissures sur la coque des bateaux et de l'eau de ballast (Sylvester and MacIsaac 2010). Comme nous allons le voir, plusieurs cas d'introduction d'organismes non-indigènes ont abouti à de véritables catastrophes écologiques à travers le monde (Wyatt and Jenkinson 1997; Nauke 1995). Le tableau ci-après montre le pourcentage d'espèces marines non indigènes pouvant être associé à l'encrassement biologique des navires.

Tableau 1. Pourcentage d'espèces marines non indigènes pouvant être associé aux salissures sur la coque des navires (Hewitt et al. 2011)

Région	Pourcentage des espèces non indigènes (%)
Nouvelle Zélande	
Hawaï	74
Mer du nord	50
Amérique du nord (USA)	70
Australie	59-69
Japon	42
Algue (nombre total)	70
Espèces (toutes catégories)	55

Quelques exemples d'espèces introduites :

- **Les dinoflagellés toxiques en Australie**

Ce sont les australiens qui ont prouvé les premiers le phénomène de transfert de dinoflagellés toxiques par les eaux de ballast. Les dinoflagellés toxiques *Gymnodinium catenatum* et *Alexandrium catenella*, originaires du Sud-Est de l'Asie, se sont installés dans des zones de forte production aquacole et ont depuis lors, entraîné de très nombreuses fermetures de zone suivies de pertes économiques importantes pour les entreprises aquacoles.

- **La moule zébrée dans les Grands Lacs américains**

Les Grands Lacs sont soumis à un trafic maritime intense et ils reçoivent les eaux de ballast d'environ 1 000 navires dans l'année. *Dreissena polymorpha*, accidentellement introduite par les eaux de ballast dans cette région, a proliféré et causé des dégâts très importants dans de nombreuses canalisations et dans des stations de pompage.

- **La méduse *Mnemiopsis* en Mer Noire**

Mnemiopsis leidyi a été transportée vraisemblablement dans les eaux de ballast des vraquiers faisant la navette entre l'Amérique du Nord et la mer Noire (et la mer d'Azov). Elle a provoqué

l'effondrement des stocks de harengs et de sprats par consommation intense du zooplancton. L'abondance de zooplancton aurait diminué par un facteur de 3 à 5 fois depuis l'invasion et les prises de poissons sont passées de 600 000 tonnes à 100 000 tonnes aujourd'hui. Cette méduse s'était aussi installée en Méditerranée.

- **L'algue brune *Undaria* en Nouvelle Zélande et en Tasmanie**

Undaria pinnatifida s'est installée dans le port de Wellington en Nouvelle Zélande discrètement et n'a été découverte que lorsqu'elle a été bien établie. Bien que de grande taille et très visible, elle s'est largement répandue pendant environ cinq ans. Cette algue a également fortement perturbé des pêcheries d'ormeaux en Tasmanie.

- **Autres espèces indésirables**

A cette liste, nous pouvons rajouter le vers parasite *Anguillicola crassus*, qui s'est répandu à travers l'Europe, causant de sérieux préjudices aux pêcheries. L'algue *Caulerpa taxifolia* dont l'arrivée accidentelle en Méditerranée (vidange d'aquariums) a été probablement suivie d'une dissémination par les bateaux dans toute la région, le crabe *Eriocheir sinensis* qui affecte les pêcheries et abîme les digues, le ver *Marenzelleria viridis* qui exerce une compétition féroce sur *Nereis diversicolor* et représente à lui seul parfois la quasi-totalité de la biomasse macrobenthique.

Aussi, La bactérie *Vibrio cholerae* O1 responsable de l'épidémie de choléra qui a sévi sur les côtes Sud-Américaines en 1992, sans doute importée d'Asie du Sud Est par eaux de ballast, est à l'origine de contaminations de coquillages sur les côtes du golfe du Mexique (Louisiane, Alabama). Sur dix-neuf navires échantillonnés dans les ports américains (et venant d'Amérique du Sud) cinq portaient des eaux de ballast hébergeant *Vibrio cholerae* (variétés O1 et O139) agents de l'épidémie, lesquels auraient également été retrouvés dans les coquillages de la même zone (Ruiz et al., 2000).

1.4. Les introductions d'espèces aquatiques non indigènes en méditerranée

La mer Méditerranée a de nombreux ports ouverts à l'expédition internationale. Cependant, peu d'entre eux sont importants dans les voyages maritimes interocéaniques. La Méditerranée est à l'échelle mondiale la mer qui abrite le plus grand nombre de macrophytes. C'est aussi un point chaud pour la diversité des espèces de macrophytes (Ribera and Boudouresque 1995). Le taux d'invasions est estimé à une espèce par mois (Streftaris and Zenetos 2006), elle est la zone qui a le nombre enregistré le plus élevé d'espèces introduites (Zibrowius 1991) comprenant 100 taxons de macroalgues (Ribera and Boudouresque 1995; Verlaque and Boudouresque 2004).

Le nombre d'espèces exotiques dans le bassin méditerranéen et surtout algérien est sûrement sous-estimé et jusqu'à présent on en sait peu sur leur impact. En Méditerranée, les cas probables d'introduction par voie maritime comprennent les macrophytes, les cnidaires, les mollusques, les polychètes, les décapodes, les crustacés, les isopodes, les amphipodes, les bryozoaires, les ascidies et les poissons. En ce qui concerne les microalgues, plusieurs études ont rapporté des proliférations d'espèces nuisibles sur les côtes nord de la méditerranée. Dans la lagune de Thau, (Collos, Gagne et al. 2004); la baie de Banyuls-sur-Mer (nord-ouest de la Méditerranée française) (Charles, Lopez-Legentil et al. 2005); l'Espagne (López-Flores, Garcés et al. 2006); l'Italie (Zingone, Siano et al. 2006); le port de Koper, Slovénie (David, Gollasch et al. 2007); Grèce (Aligizaki, Nikolaidis et al. 2009, Spatharis, Dolapsakis et al. 2009) dont l'origine de ces introductions reste toujours méconnue. Cependant, dans le sud-ouest de la Méditerranée, des études sur les HAB sont relativement rares, bien qu'il existe des preuves qu'ils augmentent en amplitude et en fréquence (Yahia-Kefi, Nézan et al. 2001 ; Illoul et al. 2008 ; Frehi, Couté et al. 2007; Daoudi et al. 2013 ; Sahraoui, Hlaili et al. 2009). Des proliférations toxiques ont été observées au Maroc dans les écosystèmes côtiers, où des empoisonnements humains ont été signalés (Tahri Joutei 1995; Daoudi et al., 2013). Sur les côtes algériennes aussi, les floraisons de dinoflagellés nocifs ont été étudiées dans la baie d'Annaba, où les floraisons de *Karenia mikimotoi* ont été signalées plusieurs fois (Gomez and Claustre 2001; Illoul et Al., 2008, Frehi, Couté et al. 2007). En outre, plusieurs autres espèces nuisibles, y compris *Coolia monotis*, *Alexandrium catenella*, *A. tamarense* et *Pseudo-nitzschia* spp. ont été récemment observées dans les eaux côtières tunisiennes (Sahraoui, Hlaili et al. 2009; Armi, Milandri et al. 2011), mais malheureusement peu d'informations sont disponibles sur les voies d'introductions de ces espèces.

1.5. Les introductions d'espèces non indigènes aquatiques en Algérie

En Algérie, compte tenu de sa position stratégique dans la mer Méditerranée, la navigation a toujours été un moyen de transport important en raison des nombreuses connexions avec le monde. Le canal de Suez et le détroit de Gibraltar sont les deux voies de connexion de la mer méditerranée avec l'océan mondial. De nombreuses espèces exotiques ont été signalées en Algérie le long des 1 400 km de côtes, les derniers rapports sur les espèces introduites relèvent l'introduction de onze espèces de macrophytes, et concernent ce qui suit : *Caulerpa racemosa* (Ould-Ahmed and Meinesz 2007), *Oculina patagonica* (Sartoretto, Harmelin et al. 2008) et *Pinctada radiata* (Antit, Gofas et al. 2011). Cependant, il n'y a pour le moment pas de présentation officiellement sur les introductions. Nous avons tenté d'établir une liste non exhaustive de ces introductions, basée uniquement sur les références bibliographiques. Un total de 41 espèces ont ainsi été enregistrées, y compris 3 mollusques, 1 crustacé, 1 polychète, 15 poissons, 17 macrophytes et 4 cnidaires (Bouda, el Islam Bachari et al. 2018). Le rapport de la commission des sciences de la Méditerranée révèle l'introduction de onze espèces de macrophytes (tableau 02). Les dernières informations sur les espèces en Algérie concernent *Oculina patagonica* en 2008, et *Pinctada radiata* (Antit, Gofas et al. 2011). Ces données sont loin de la réalité puisque il n'existe pas de liste exhaustive des espèces marines introduites et peu de travaux ont été menés dans ce sens.

Tableau 02. Liste des macrophytes introduites le long des côtes algériennes.

Espèce	Origine	observation
<i>Colpomenia peregrina</i>	Côtes du Pacifique	2
<i>Antithamnion amphigeneum</i>	Côtes européennes de l'Atlantique	1
<i>Antithamnionella elegans</i>	Indo-Pacifique	2
<i>Asparagopsis armata</i>	Australie occidentale	2
<i>Asparagopsis taxiformis</i>	Indo-pacifique	2
<i>Bonnemaisonia intricata</i>	Japon	2
<i>Hypnea spinella</i>	Antilles	2
<i>Lophocladia lallemandii</i>	mer Rouge	2
<i>Caulerpa racemosa</i>	Australie occidentale	2
<i>Codium fragile</i> sp.	Asie de l'Est	2
<i>Codium taylori</i>	Floride	2

N.B: Observation (1): La région où le taxon a été enregistré pour la première fois (introduction primaire), (2): Introduction secondaire.

1.6. Le trafic maritime en Algérie

Le Maghreb central (Maroc, Algérie, Tunisie) possède une façade maritime de 3000 km en bordure de la mer Méditerranée et de l'océan Atlantique (Mohamed-Chérif and Ducruet 2011). Sa position de carrefour entre deux mers et deux continents en fait un acteur stratégique de l'interface Nord/Sud que constitue la mer Méditerranée. Les pays du Maghreb sont toujours en forte liaison avec la frange européenne est avant tout des importateurs. La moyenne d'importation de Tunisie est estimée à 20 million de tonnes sur un total de 30 millions de tonnes en 2008 (Mohamed-Chérif and Ducruet 2011). Le Maroc importait par voie maritime 59,8 millions de tonnes manutentionnées dans ses ports (du côté méditerranéen et atlantique). L'Algérie, quant à elle, importait 23% du trafic total passant par ses ports (130 millions de tonnes) en raison d'énormes quantités d'exportations d'hydrocarbures.

L'Algérie dispose de 12 ports commerciaux de petites et moyennes tailles, avec un trafic total de 80 millions de tonnes, qui gèrent 95% du commerce extérieur (Mohamed-Chérif 2007). Environ 10 000 navires visitent les ports algériens chaque année, dont 1 300 camions citernes (ministère de transport d'Algérie).

Le trafic maritime en Algérie se caractérise par un déséquilibre entre les importations et les exportations. Les exportations se composent essentiellement d'hydrocarbures (95%) et les engrais (NPK) principalement le phosphate et l'ammoniac, tandis que les importations concernent les équipements, les produits manufacturés et les produits alimentaires. La proximité des côtes algériennes de la principale route maritime de navires citernes en mer méditerranée (20 milles marins) par laquelle transitent environ 3000 navires/an et 150 millions de tonnes de pétrole. Cependant, fait que l'Algérie est un fournisseur privilégié des pays européens, le gaz transite principalement par les ports d'Arzew, Skikda et Bejaia. Peu d'études existent sur le nombre de navires entrés aux ports algériens pour chargement, à l'exception du port d'Arzew où 1 313 navires provenant de 28 pays différents ont visité le port pendant une année (Bouda, el Islam Bachari et al. 2018). La connexion des routes maritimes aux hubs méditerranéens permet aussi d'étoffer le réseau maritime puisque les fréquences des dessertes sont augmentées et relient ces routes maritimes régionales aux routes mondiales via les hubs. Ces derniers assurent une meilleure accessibilité aux marchés mondiaux, notamment asiatiques (second avant-pays des ports algériens) (Mohamed-Chérif and Ducruet 2012), avec aussi

l'accroissement des échanges avec l'Asie, ce qui augmente le risque d'introduction des espèces exotiques.

Le port d'Annaba est ouvert au trafic international. Il est situé dans un bassin semi-fermé dans la partie la plus au nord et la moins profonde de la mer méditerranéenne. Des études des flux de marchandises et des modèles d'expédition ont montré que ce port est connecté directement ou via des hubs méditerranéens avec différents ports du monde (Mohamed-Chérif and Ducruet 2011).

1.7. Introduction des diatomées et dinoflagellés via le transport maritime

Plusieurs études ont mis en évidence l'effet du transport maritime dans le transfert de diatomées et dinoflagellés, dont plusieurs espèces sont considérées comme nuisibles ou encore toxiques (Hallegraeff 1998; Doblin and Dobbs 2006). De plus, des études dans plusieurs régions du monde ont montré les conséquences économiques négatives de ces introductions d'espèces non indigènes, notamment pour l'Australie (Hallegraeff and Bolch 1992), la Nouvelle- Zélande (Hay et al. 1997), l'Angleterre (Hamer et al. 2001) et les États-Unis (Kelly 1993). Ces espèces toxiques peuvent affecter l'industrie maricole à cause de leurs diverses toxines, dont la saxitoxine, induisant des intoxications paralysantes par la consommation de mollusques contaminés (*paralytic shellfish poisoning*, PSP, ou intoxications paralysantes par les mollusques) ou d'autres toxines induisant divers problèmes de santé. Ces toxines provoquent des troubles nerveux, respiratoires et intestinaux graves chez les humains et peuvent entraîner la mort (dans 15% des cas) (Hallegraeff 1986). Des dinoflagellés viables sous formes végétatives et/ou de kystes de résistance, ont un potentiel d'établissement dans les eaux s'ils proviennent d'environnements tempérés et ils constituent ainsi un groupe à risque qui mérite une attention particulière dans le contexte des invasions aquatiques via les réservoirs de ballast. La grande résistance des formes enkystées de dinoflagellés leur confère un grand potentiel de survie même sous les conditions particulières des réservoirs de ballast (obscurité, diminution d'oxygène, etc.). Néanmoins, les cellules de phytoplancton méditerranéen ont été trouvées dans la région du Bosphore en 1960; les diatomées (*Fragilaria striatula* Lyngbye, 1819, *Thalassionema frauenfeldii* (Hallegraeff 1986), le coccolithophore *Calyptrosphaera* sp., et le dinoflagellé *Triplos macroceros* (Ehrenberg) (Skolka et Bodyanu, 1963).

En Algérie, il y a une connaissance très limitée de la pression d'invasion des cellules végétatives et des kystes de diatomées et dinoflagellés ; particulièrement, le nombre de ces espèces qui arrivent via les eaux ou les sédiments de ballast des navires; les routes qui comportent le plus grand risque d'introduction, la relation entre la durée de ces voyages et la viabilité des cellules et le nombre de ces espèces qui sont nuisibles ou toxiques pour les écosystèmes aquatiques.

1.8. Le cycle de vie des dinoflagellés

Plus de 200 espèces marines de dinoflagellés sont connues comme ayant la capacité de produire des stades enkystés, ou phases de dormance, pendant une période de leur cycle vital (Head 1996; Taylor 1987). La plupart de ces espèces ont deux noms, dû au fait que les kystes et les cellules végétatives furent décrits et nommés indépendamment par des palynologues et par des phycologues, respectivement (Ellegaard, Daugbjerg et al. 2003).

Les stades de dormance, nommés kystes, ont généralement une taille inférieure à 100 μm et leur densité se situe entre 1,5 et 2,3, ce qui leur permet de sédimenter dans le milieu naturel (Dale 1979). Cette caractéristique permet de trouver des grandes concentrations de kystes dans les milieux de dépôt des particules fines, avec des concentrations maximales lorsque celles-ci constituent 50 à 60% des sédiments (Lewis and Metcalf 1988). Donc dans un milieu naturel, lorsque la quantité de sédiments en suspension augmente, la probabilité qu'un bateau pompe des sédiments (incluant les kystes) dans ses réservoirs augmente également. Ainsi, les espèces de kystes de dinoflagellés peuvent former des lits de kystes au fond des réservoirs au fur et à mesure que les sédiments se déposent, après chaque remplissage des réservoirs avec l'eau des ports (Pertola, Faust et al. 2006). Une fois les navires arrivés à un nouveau port, ils déchargent l'eau de leurs réservoirs et une partie des sédiments peut également être déchargée, avec les kystes de dinoflagellés. Ces sédiments de ballast constituent donc un risque d'introduction d'espèces aussi important que les eaux.

Cependant, pour les côtes algériennes, il y a peu de données détaillées, particulièrement pour les espèces non indigènes de dinoflagellés. Durant leur cycle de vie (Figure 2), les espèces peuvent former un premier type de kyste connu comme temporaire pouvant survivre pour quelques jours dans des conditions d'obscurité et de basses températures (Pfiester et al. 1987).

Les dinoflagellés peuvent aussi produire des hypnozygotes, soit des kystes formés lors d'une reproduction sexuée et pouvant survivre pendant des périodes de temps prolongées (mois à années) sous des conditions extrêmes (Dale, 1977; Anderson, 1980). Ces kystes trouvés dans les sédiments marins peuvent résister aux longs voyages et aux faibles concentrations d'oxygène comme celles rencontrées dans les sédiments des réservoirs de ballast des navires (Pfiester et al. 1987).

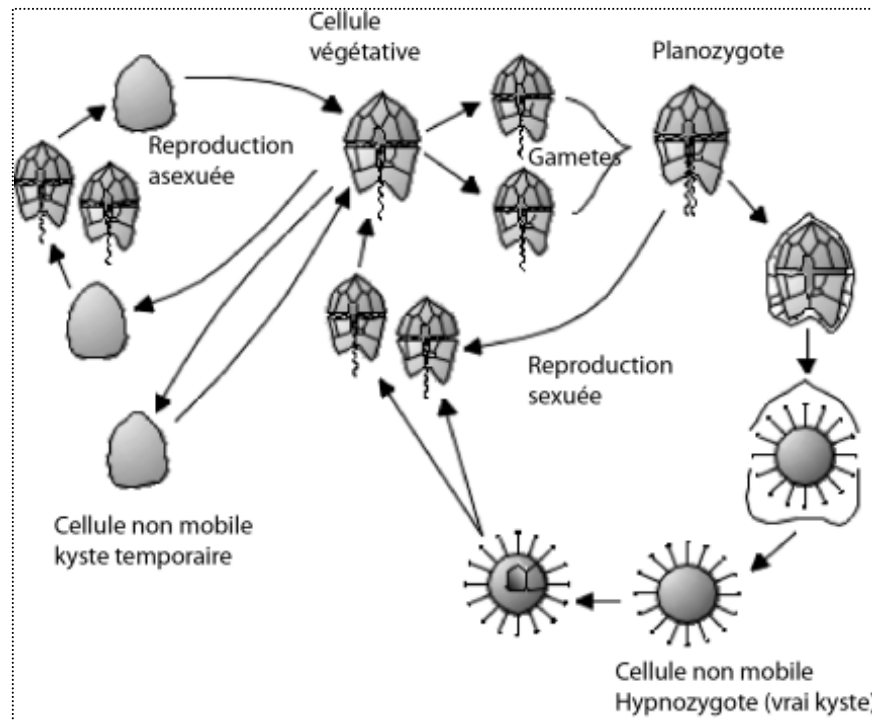


Figure 02. Cycle de vie des dinoflagellés produisant des kystes de dormance.

Les cellules végétatives mobiles et haploïdes se reproduisent par mitose en produisant 2 cellules identiques (reproduction asexuée). Les cellules mobiles adultes haploïdes forment des gamètes via l'intermédiaire de la mitose, ayant pour résultat une cellule mobile de grande taille, nue ou ornementée. Quand les flagelles s'anastomosent les gamètes fusionnent pour former un planozygote diploïde (2N) (reproduction sexuée). Le zygote mobile s'agrandit formant une cellule non-mobile (kyste) diploïde (hypnozygote). L'hypnozygote après une période de dormance subit finalement la méiose, reconstituant la cellule mobile haploïde. (Tiré et modifié de Fensome 1993).

1.9. Les entérobactéries

1.9.1. Caractéristiques

La famille des entérobactéries regroupe l'ensemble des bacilles droits, ayant un diamètre de 0,3-1,8 μm . Les cellules prennent une coloration à Gram négatif étant mobiles (flagelles péritriches) ou immobiles. Ce sont des germes anaérobies facultatifs et chimioorganotrophes ayant un métabolisme simultanément de type fermentatif et respiratoire. De type oxydase négative et

catalase positive, la plupart réduisent les nitrates, à l'exception de certains genres et espèces. Les entérobactéries forment une famille très hétérogène pour ce qui est de leur pathogénie et de leur écologie. Les espèces qui composent cette famille sont en effet soit parasites, soit commensales (*Escherichia coli*) soit encore saprophytes (*enterobacter* sp.).

1.9.2. Les entérobactéries dans les eaux de ballast

Les micro-organismes aquatiques sont plus abondants que les macro-organismes, tels que les copépodes et les poissons. Naturellement les bactéries et les virus présents se trouvent à des concentrations de l'ordre de 10^6 - 10^{11} cellules/L (Ducklow et Shiah, 1993; Proctor 1997; Fuhrman 1999; Wommack and Colwell 2000). Compte tenu de ces densités élevées, les micro-organismes sont transférés et introduit globalement via les navires dans un nombre plus grand que toute autre classe d'organismes. Fort heureusement, presque tous ces micro-organismes, d'ailleurs, sont inoffensifs pour l'être humain. La survie des bactéries peut être influencée par le phytoplancton, la matière organique excrétée par celui-ci exerce un rôle régulateur sur les concentrations bactériennes (Bianchi 1973; Martin and Lelong 1981).

1.9.3. Le comportement des bactéries entériques en mer

Une fois déversées dans les océans, les bactéries peuvent être retrouvées sous diverses formes :

1.9.3.1. Les microbes 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.

1.9.3.2. 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 sous différentes forme :

- **Les spores** 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 and Denis 1978).
- **Les formes L** 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, à été retrouvé dans les eaux d'égouts et de rivières et chez les mollusques. Ils restent le plus souvent inaperçus faute de mise en oeuvre des techniques appropriées (Brisou and Denis 1978).
- **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 and Denis 1978).

1.9.4. Les indicateurs microbiens dans les eaux de ballast

On présente ci-dessous les germes microbiens indicateurs principaux, à savoir, les coliformes, les streptocoques fécaux :

1.9.4.1. Les coliformes totaux

Les coliformes sont des bâtonnets, anaérobie facultatif, gram (-) non sporulant (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 1996). Ils regroupent les genres *Echerichia*, *Citrobacter*, *Entérobacter*, *Klébsiella*, *Yersinia*, *Serratia*, *Rahnella*, et *Buttiauxella* (RODIER 1996 ; Joly and 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 ou d'un désinfectant mais il est d'un intérêt nuancé pour déceler une contamination d'origine fécale (RODIER 1996).

1.9.4.2. Les coliformes fécaux

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

1.9.4.3. *Escherichia coli*

Le genre *Escherichia* fait partie de la famille des *Enterobacteriaceae*, appartenant à la classe des protéobactéries. En plus de l'espèce *E. coli*, il existe au sein du genre *Escherichia* cinq autres espèces : *E. albertii*, *E. blattae*, *E. fergusonii*, *E. hermannii* et *E. vulneris*. Chaque espèce présente des caractéristiques biochimiques spécifiques qui permettent de les différencier. Une bactérie du genre *Escherichia* est un bacille à coloration de Gram négative, aérobie-anaérobie facultatif (AAF), possédant une nitrate réductase et une catalase, dépourvue d'oxydase et non halophile. *E. coli* est une bactérie immobile ou mobile avec une structure flagellaire péritriche et non-sporulée. Sa température optimale de croissance est de 37 °C.

Cette bactérie représente 80 à 90 % des coliformes thermotolérants ou coliformes fécaux (capables de fermenter le lactose à 44,5°C) qui constituent un sous-groupe des coliformes totaux.

Enfin, l'espèce *E. coli* est une bactérie versatile qui comprend, à la fois, des bactéries commensales du tube digestif, des bactéries pathogènes et des bactéries adaptées à l'environnement (Tenaillon, Skurnik et al. 2010) et peut avoir deux types d'habitat :

- **Habitat primaire**

E. coli appartient à la microflore commensale de l'homme et de nombreux animaux. C'est une bactérie colonisatrice du tube digestif des animaux à sang chaud (carnivores, omnivores, herbivores et oiseaux) mais également des reptiles (Gordon et Cowling 2003).

- **Habitat secondaire**

E. coli est rejeté dans l'environnement *via* les fèces à une concentration d'environ 10⁸ UFC/ g de fèces (Smati *et al.* 2015). Il se retrouve dans les eaux environnementales par le biais des effluents, tels que les eaux usées, les lisiers ou les fumiers des animaux d'élevage ou par les déjections des animaux d'élevage ou des animaux sauvages. L'environnement qui dans cette étude correspond à tout ce qui est à l'extérieur de l'hôte, constitue l'habitat secondaire des *E. coli*. Il est contrairement à l'habitat primaire plutôt défavorable à leur survie. Dans l'environnement, la bactérie *E. coli* est soumise à plusieurs types de pression, biotiques (prédation et compétition de flore) et abiotiques (lumière, température, oligotrophie et salinité). Certaines souches de *E. coli* pathogènes ont été détectées ou isolées dans l'environnement marin comme un *E. coli* O157 dans des eaux de ballasts de bateaux en Inde (concentration > 2,5 *E. coli* log₁₀ / mL) (Ramaiah, Kolhe *et al.* 2005).

1.10. La pression de propagule

La pression de propagule ou pression d'invasion est une composante de la mesure du nombre d'individus d'une espèce déchargée dans une région, où cette espèce est considérée comme non indigène (Figure 3). La pression de propagule inclut les estimations du nombre d'individus dans chaque évènement de décharge (*propagule size*) et le nombre d'évènements de décharge (*propagule number*). Une augmentation du nombre d'individus déchargés ou du nombre d'évènements de décharge fait en sorte que la pression de propagule augmente aussi (Lockwood, Cassey *et al.* 2005). La pression de propagule peut être définie aussi comme la quantité, la qualité et la fréquence d'introduction d'organismes envahissants (Groom, Meffe *et al.* 2006). La pression de propagule joue un rôle important dans la détermination du succès de l'établissement des espèces non indigènes (Ruiz, Carlton *et al.* 1997; Lockwood, Cassey *et al.* 2005), bien que ce facteur ne soit pas toujours pris en considération dans les études sur les invasions biologiques. Cette pression relie aussi le nombre d'individus relâchés et la fréquence des évènements de relâche, avec le succès et les patrons d'établissement des espèces (Kolar and Lodge 2002). Plus les quantités d'espèces introduites sont élevées et constantes, plus les chances de survie de ces espèces non indigènes augmentent, tandis que les espèces introduites

en petit nombre avec peu d'évènements de relâche seront plus susceptibles de mourir (Lockwood, Cassey et al. 2005).

La pression de propagule peut être expliquée par trois composantes :

- ❖ La pression de propagule potentielle, représentée par la quantité d'eau de ballast déchargée ;
- ❖ La pression de propagule actuelle qui représente le nombre d'organismes contenus dans les réservoirs lors de l'arrivée des navires.
- ❖ La pression de propagule effective qui détermine le nombre d'organismes *potentiellement vivants* déchargés par un vecteur (eau ou sédiments de ballast) (Lo et al. 2011). Cependant, le succès dans l'établissement des espèces non indigènes va dépendre aussi des caractéristiques d'invisibilité des espèces qui prolifèrent dans les habitats originaux (Lodge 1993; Davies, Chesson et al. 2005) et/ou des caractéristiques des habitats susceptibles de subir la prolifération des espèces non indigènes (Occhipinti-Ambrogi 2007). Dans les écosystèmes aquatiques d'eaux douces et marines, le processus par lequel une espèce est considérée comme envahissante compte plusieurs étapes et filtres (Kolar and Lodge 2001; Lockwood, Cassey et al. 2005; Occhipinti-Ambrogi 2007) qui sont énumérés et décrits dans les lignes suivantes :

- **Étape 0** - Envahisseur potentiel : Correspond à la population source.
- **Étape 1** - La Prise : Commence avec les espèces établies dans la région d'origine ou la région source. Les propagules sont prises par les navires et transportées vers un nouvel environnement (NE).
- **Étape 2** - L'arrivée : Cette étape est atteinte quand les individus sont déchargés avec l'eau ou les sédiments des navires.

Filtre Survie : la survie des organismes dans leur nouveau milieu dépend de leurs interactions avec les communautés locales et de l'adaptation au nouvel environnement. Seuls les organismes les plus résistants pourront se rendre à l'étape suivante.

- **Étape 3** - L'établissement : elle est considérée uniquement pour les espèces qui ont été déchargées, qui ont survécu et qui se sont reproduites dans le nouvel environnement.
- **Étape 4a** - La dispersion : Correspond à l'accroissement de la population.

- **Étape 4b** - La dominance : Les espèces envahissantes deviennent dominantes par rapport aux espèces indigènes.

L'établissement est régi par deux filtres différents : un filtre qui relie la survie et la reproduction dans le nouvel environnement et un filtre qui détermine la dispersion locale.

Le premier filtre (survie) est principalement lié à la pression de propagule. Ce filtre détermine, parmi toutes les espèces qui arrivent, lesquelles pourront s'établir, se disperser ou dominer. Le deuxième filtre, dit environnemental, agit en régulant le passage des espèces de l'étape 3 (établissement) à l'étape 4a (dispersion) et de l'étape 4b (dominance) à l'étape 5 (prédominance) (Figure 03).

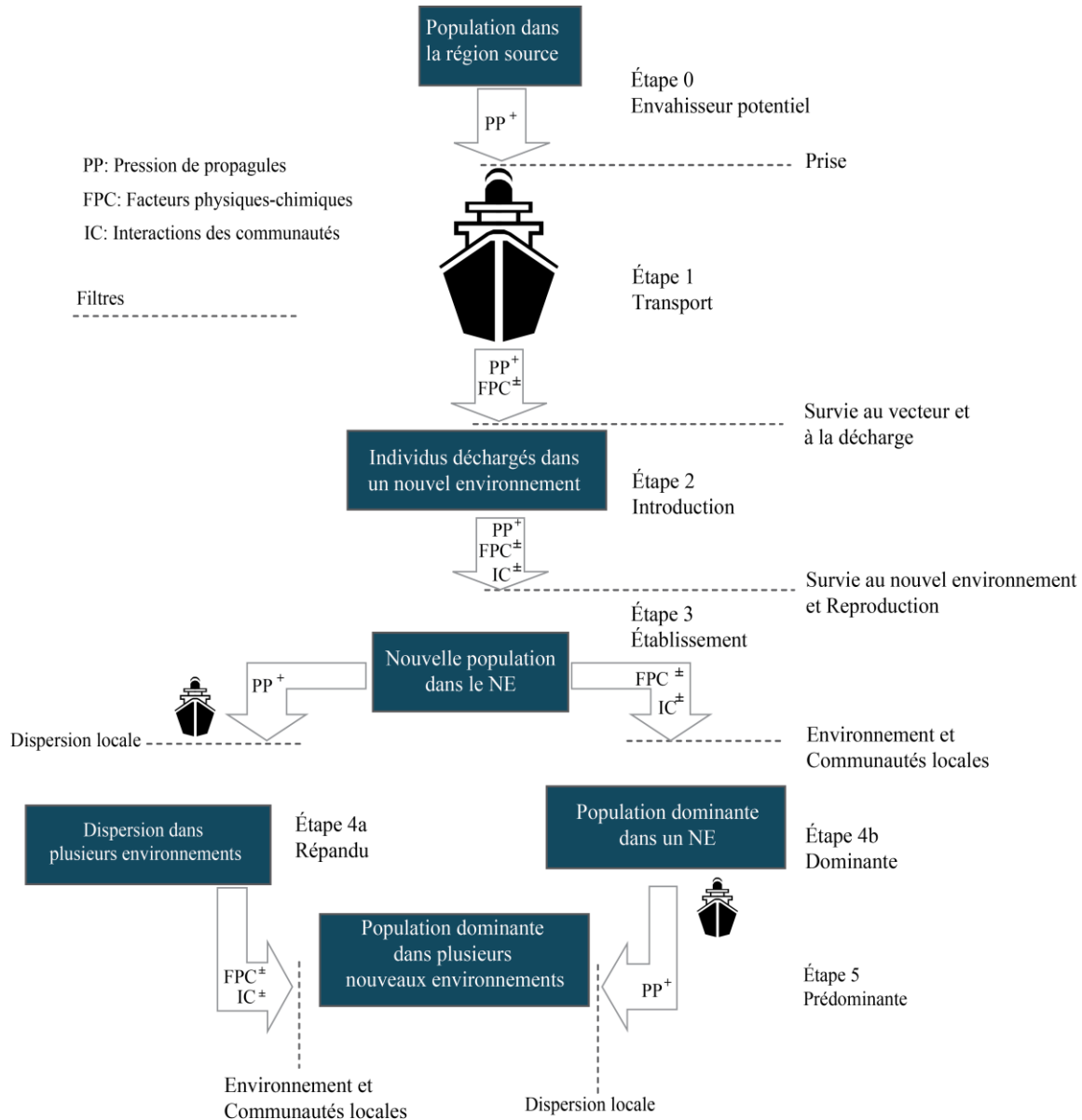


Figure 03. Schéma des différentes étapes que doivent franchir les espèces envahissantes.

Les propagules doivent passer la transition entre les étapes à travers différents filtres. Pour atteindre chaque étape, les espèces dépendent de deux grands facteurs : les facteurs physico-chimiques et la résistance biologique, lesquels peuvent agir d'une façon positive ou négative (modifié de Colautti, Grigorovich et al. 2006; Occhipinti-Ambrogi 2007).

La survie des espèces dans les ballasts dépend de nombreux facteurs :

Toutes les espèces ne survivent pas aux conditions rencontrées pendant le transit, en particulier l'absence de lumière, les variations de température et l'oxygène qui peuvent être extrêmes, le manque de nourriture etc. ... Selon les voyages et selon les espèces, chacun de ces paramètres peut devenir un facteur limitant (Wonham, Walton et al. 1996; Gollasch, Dammer et al. 1995).

Les chances de survie sont considérablement accrues chez les espèces qui ont un cycle de vie incluant soit des oeufs, soit des formes de repos (kystes ou spores), soit des stades larvaires ne se nourrissant pas, soit des stades capables de s'adapter à une diminution de la nourriture (larves possédant de grandes réserves) ou prêts à retarder le moment de la métamorphose. Certaines cellules mobiles ne survivent pas dans les eaux de ballast plus de trois jours à cause du manque de lumière et du broutage intensif par le zooplancton (Rigby et al. 1994). Par contre, si elles arrivent à produire des kystes de repos, ils peuvent survivre. En effet les dinoflagellés ont cette particularité de former non seulement des kystes de résistance, mais aussi des kystes temporaires (cycle végétatif). Ces derniers sont moins résistants que les précédents mais n'ont pas de période de dormance obligatoire et se forment lors de conditions défavorables (Müller-Niklas et al. 1995). Ces kystes jouent un rôle très important dans le cycle de vie des dinoflagellés, car étant présents dans le sédiment ou en suspension dans l'eau, ils facilitent le rétablissement d'espèces et leur extension géographique (Sonneman and Hill 1997). *Gymnodinium catenatum* entre autres espèces a la capacité de former deux cellules opposées qui s'accolent pour former un zygote. *Alexandrium tamarense* peut rester au repos pendant 6 mois sous la forme de kyste de repos. Il ne germe que lorsque les conditions redeviennent favorables. De fait tous les kystes d'*Alexandrium*, *Gymnodinium catenatum* et *Pyrodinium bahamense* peuvent rester viables pendant 10 à 20 ans. Müller-Niklas et al. (1995) estiment également, d'après les résultats de leur étude, que les kystes sexués sont très bien adaptés au transport dans les ballasts et qu'ils peuvent survivre dans de mauvaises conditions grâce à leur paroi de sporopollenine. Notons que d'autres espèces appartenant aux diatomées (*Chaetoceros* spp.), aux

cyanophycées et aux chrysophycées ont elles aussi des stades de repos (Müller-Niklas et al. 1995).

1.11. Règlementation et normes applicables à la gestion des eaux de ballast

Les effets de l'introduction de nouvelles espèces ont été dévastateurs dans de nombreuses régions du monde. Des données quantitatives montrent que le taux d'invasions biologiques continue d'augmenter à un rythme alarmant. Comme le volume des échanges maritimes continue de croître dans l'ensemble, le problème risque d'être encore bien pire.

Cependant, la Convention de l'OMI sur la gestion des eaux de ballast, adoptée en 2004 et entrée en vigueur en septembre 2017, vise à empêcher la propagation d'organismes aquatiques nuisibles d'une région à une autre, en établissant des normes et procédures pour le contrôle et la gestion des eaux de ballast et sédiments des navires. En vertu de la Convention, tous les navires effectuant des voyages internationaux sont tenus de gérer leurs eaux de ballast et sédiments en fonction de certaines règles, conformément à un plan de gestion des eaux de ballast qui leur est propre. Tous les navires doivent également avoir à bord un registre des eaux de ballast et un certificat international de gestion des eaux de ballast. Les normes de gestion des eaux de ballast prendront effet progressivement au cours d'une période donnée. À titre de solution temporaire, les navires devraient renouveler les eaux de ballast en haute mer. Toutefois, la plupart des navires devront à terme avoir un système de traitement des eaux de ballast installé à bord. Il existe une norme de renouvellement des eaux de ballast et une norme de qualité des eaux de ballast. Le renouvellement des eaux de ballast permet de satisfaire à la norme de qualité des eaux de ballast :

- Règle D-1 Norme de renouvellement des eaux de ballast

Les navires qui procèdent au renouvellement des eaux de ballast doivent obtenir un renouvellement volumétrique effectif d'au moins 95 % des eaux de ballast. Dans le cas des navires qui procèdent au renouvellement des eaux de ballast par pompage, le renouvellement par pompage de trois fois le volume de chaque citerne à ballast doit être considéré comme satisfaisant à la norme décrite. Le pompage de moins de trois fois le volume peut être accepté à condition que le navire puisse prouver qu'un renouvellement volumétrique de 95 % est obtenu.

- **Règle D-2 Norme de qualité des eaux de ballast**

Les navires qui procèdent à la gestion des eaux de ballast doivent rejeter moins de 10 organismes viables par mètre cube d'une taille minimale égale ou supérieure à 50 microns et moins de 10 organismes viables par millilitre d'une taille minimale inférieure à 50 microns et supérieure à 10 microns ; en outre, le rejet des agents microbiens indicateurs ne doit pas dépasser les concentrations spécifiées.

À titre de norme pour la santé humaine, les agents microbiens indicateurs comprennent, notamment, les agents suivants :

- a. *Vibrio cholerae* toxinogène (O1 et O139), moins de 1 unité formant colonie (UFC) par 100 millilitres ou moins de 1 UFC pour 1 gramme (masse humide) d'échantillons de zooplancton ;
- b. *Escherichia coli*, moins de 250 UFC par 100 millilitres ;
- c. Entérocoque intestinal, moins de 100 UFC par 100 millilitres.

Les systèmes de gestion des eaux de ballast doivent être approuvés par l'Administration conformément aux directives de l'OMI. Ils comprennent les systèmes qui utilisent des produits chimiques ou biocides, ou des organismes ou mécanismes biologiques, ou qui modifient les caractéristiques chimiques ou physiques de l'eau de ballast (OMI, 2017).

Chapitre II

MATERIEL ET METHODES

2. Matériel et méthodes

2.6. Situation du Site d'échantillonnage

Le port de Annaba aux coordonnées géographiques (36°53'52.00N, 7°46'07.00E) est situé sur la mer Méditerranée sud occidentale (Figure 04). Il est l'un des ports les plus actifs en Algérie. Il est situé à 550 km à l'ouest d'Alger. Le choix de ce port a été fait en raison de l'activité du terminal qui consiste principalement en l'exportation de phosphate et ammoniac. Ainsi, le trafic du port comprend un grand nombre de navires de grand tonnage, avec des surfaces d'encrassement biologique très importantes, représentant un risque d'introduction d'espèces exotiques dans cette région particulière. Le port couvre une superficie de 0,94 km², avec une profondeur qui est comprise entre 9 et 14 m.

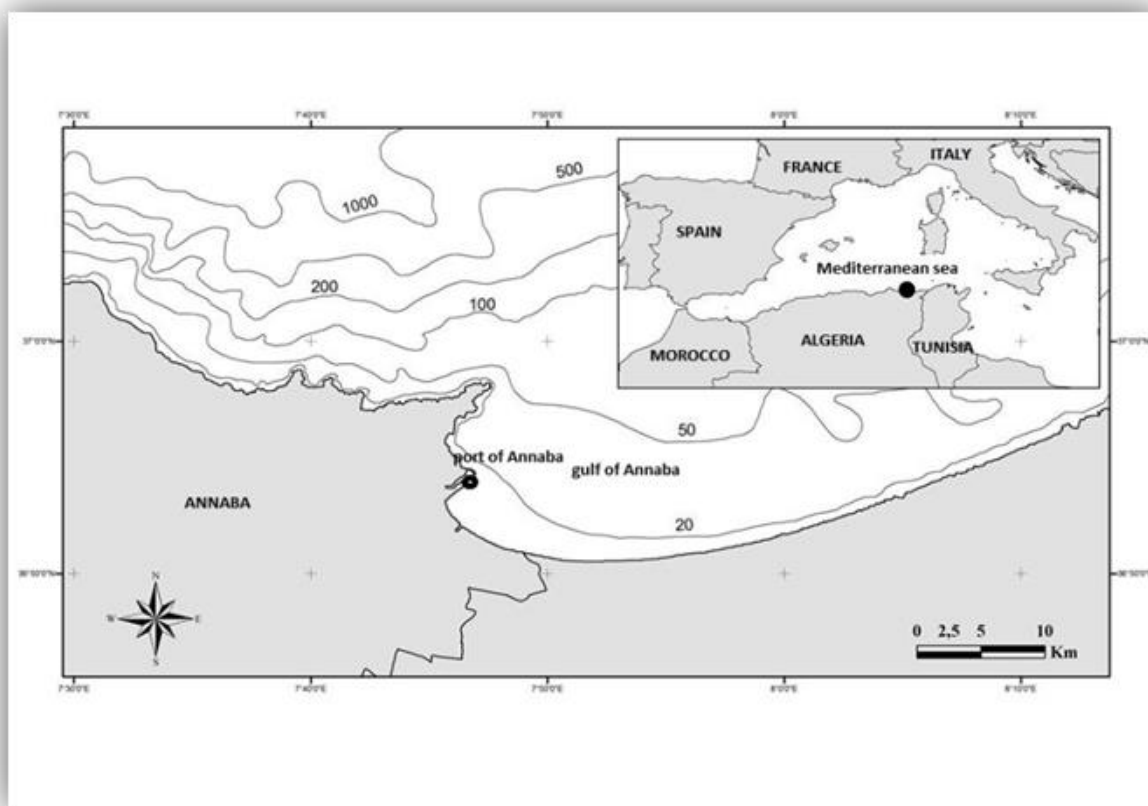


Figure 04. Localisation du port d'Annaba.

Le port comporte 21 Postes à quai commerciaux totalisant 3 685 mL, des terre-pleins d'une superficie de 130 Ha, Les surfaces couvertes (hangars et aires de stockage) occupent une superficie de 24 750 mL, à l'exclusion des bâtiments administratifs et bacs de stockage. Le linéaire total des postes d'entreprise portuaire d'Annaba (EPAN) est estimé à 1 970 mL ainsi que le linéaire total des postes concédés est de 1 715 mL.

2.2. Trafic maritime

L'Algérie compte parmi les plus importants pays producteurs de phosphate en Afrique, Le trafic maritime en Algérie se caractérise par un déséquilibre entre les importations et les exportations, cette dernière se compose essentiellement d'hydrocarbures (95%) et d'engrais azote phosphate et ammoniac (NPK), quant aux hydrocarbure, le pays dispose de 3 grands ports (Bejaia, Skikda et Arzew) tandis que les importations comportent des biens d'équipement, des produits manufacturés et des produits alimentaires (Mohamed-Chérif and Ducruet 2012). Le port d'Annaba est ouvert au trafic international et il est relié à divers ports du monde.

Dans la première partie de ce travail, nous avons mené une enquête de deux ans (2013/2014) sur le mouvement de tous les navires arrivant au port d'Annaba qui ont déchargé l'eau de ballast dans le port avant le chargement du navire. Bien que l'on sache que les eaux contenues dans un ballast sont souvent un mélange des eaux prises aux différentes escales, les trois dernières escales ont été prises en compte. Cette enquête nous a permis de tracer les trajectoires parcourues par les navires à l'aide du logiciel **ARCGIS 10.2**. Les arrivages ont été classés selon une échelle géographique (navires méditerranéens et océaniques).

2.3. Echantillonnage d'eau de ballast

Dès l'arrivée du navire à l'intérieur du port de Annaba, une série d'analyse sont effectués à l'intérieur des ballasts, chaque type d'analyse a une méthode de prélèvement adéquate.

2.3.1. Méthodes de prélèvement et conservation des échantillons

2.3.1.1. Paramètres physico-chimiques

Une mesure des paramètres physico- chimique de l'eau a été effectuée dans chaque navire échantillonné. Les mesures de température, salinité, oxygène dissous et pH, sont mesurés *in situ*, à l'aide d'un multiparamètre de terrain type "HANA HI 9828".



Figure 05. Mesure des paramètres physico chimiques.

2.3.1.2. Analyse des sels nutritifs

Deux échantillons ont été préalablement prélevés pour le dosage des sels nutritifs :

- Le premier échantillon, de 100 ml, destiné au dosage de l'ammonium (NH_4^+), et conservé dans des flacons en verre brun. Il est fixé par l'addition immédiate de 3 ml d'une solution d'hypochlorite de sodium et de 3 ml de phénol (Koroleff 1969).
- Le deuxième échantillon, de 500 ml est destiné au dosage des ions (NO_2^- , NO_3^- , PO_4^-) dans des flacons en verre, l'échantillon est conservé à l'abri de la lumière dans une glacière, puis congelé à -20°C et à l'obscurité jusqu'au dosage.

- **Phosphate**

Selon la méthode de Murphy and Riley (1962), le phosphate est présent dans l'eau de mer sous forme d'orthophosphate, principalement HPO_4^{2-} et PO_4^{3-} , il réagit avec le molybdate d'ammonium en milieu acide pour former un complexe jaune de phosphomolybdate d'ammonium. Le complexe jaune est réduit avec l'acide ascorbique en complexe bleu, peu sensible, dont l'intensité de la coloration est mesurée à 880 nm.

- **Nitrates et nitrites**

Selon la méthode de Wood et al. (1967), le nitrate se réduit en nitrite qui est à son tour déterminé colorimétriquement (longueur d'onde = 540 nm) après diazotation avec la sulfanilamide et copulation avec le naphthyl-éthylène diamine suivant la technique de Bendschneider et Robinson (1952). La taille des grains de cadmium utilisée à l'intérieur de la colonne réductrice est comprise entre 0,25 et 0,35 mm, selon le protocole de préparation de la colonne de cadmium.

2.3.2. Analyse des paramètres biologiques

2.3.2.1. Pigments chlorophylliens

Pour estimer l'activité des microalgues, Margalef (1968) préconise la détermination de la quantité de chlorophylle qui est un bon indicateur de la répartition de la biomasse. Pour la détermination des pigments chlorophylliens, on a utilisé la méthode de Lorenzen (1967), une technique spectrophotométrique simple et rapide. Des échantillons de 1,5 l sont filtrés sur des filtres en fibre de verre (type Wattman GF/C) d'une porosité de 0,45 μm , afin d'éviter la dégradation de la chlorophylle, une suspension de carbonate de magnésium est rajoutée à l'échantillon. L'extraction des pigments est réalisée par la mise en contact des filtres avec 10 ml d'acétone à 90% pendant 24 h à + 4 °C, puis une centrifugation à 3000 tours/min pour clarifier les extraits.

Les mesures sont effectuées sur le surnageant acétonique à l'aide d'un spectrophotomètre à une ou plusieurs longueurs d'onde (665 et 750 nm), avant et après acidification avec l'acide chlorhydrique à 0,3 N (Strickland et Parsons 1972). Les concentrations en chlorophylles *a* et phéopigments sont calculés suivant les équations usuelles de (Lorenzen 1967).

La méthode spectrophotométrique employée ici, permet d'évaluer les teneurs en chlorophylle *a* et phéopigments.

2.3.2.2. Analyse des organismes vivants (phytoplancton et zooplancton)

2.3.2.2.1. Echantillonnage

A l'arrivée du navire au port, le prélèvement est effectué à l'intérieur des ballasts. Un kit d'échantillonnage comprenant deux pompes électriques, activées par une batterie de 12v immergée dans un trou d'homme de plus de 50 mm de diamètre. Un volume de 50 l a été prélevé, filtré avec un filet de maille 20 μm et concentré dans une bouteille de 1 l destinée à l'identification du phytoplancton et du zooplancton.



Figure 06. Prélèvement d'eau de ballast pour l'analyse des organismes.

2.3.2.2.2. Fixation et conservation des organismes

Un fixation immédiate des échantillons avec du Lugol alcalinisé, utilisé à raison de 1 à 2 ml pour 100 ml d'échantillon (Couté 2002; Bourrely 1966). Ce fixateur a l'avantage d'être peu onéreux, faible volume utilisé, non toxique et facilite la sédimentation pour l'opération de comptage et de détermination. Ses inconvénients sont surtout la coloration produite des organismes (bruns), ne permet pas le stockage à très long terme et doit être maintenu en flacon opaque. Cependant on peut lui préférer le Formol (Formaldéhyde neutralisée) à concentration finale 5 % dans l'échantillon. Ce fixateur est incolore, assure une conservation de longue durée mais il est toxique par inhalation et par contact.

2.3.2.2.3. Identification et comptage des micro-organismes au laboratoire

Les identifications et les descriptions des espèces rencontrées (diatomées, dinoflagellés, zooplancton et autres), reposent sur les observations des caractères morphologiques généraux des cellules, de nombreux ouvrages ont été utilisés pour l'identification des taxons et espèces à savoir (Schiller 1937), (Sournia 1990), (Meunier 1915), (Taylor 1987), (Gómez 2013) (Dodge and Hart-Jones 1982).

Pour les analyses quantitatives, chaque échantillon a été complètement secoué et transféré dans une chambre de comptage d'Utermöhl, les spécimens ont été énumérés à l'aide d'un microscope inversé. Les observations et les prises de vues ont été réalisées sous microscope optique MOTIC B1-220A, un microscope inversé TE2000-U Nikon Eclipse et un microscope électronique à balayage JEOL JSM-6460LV a été utilisé pour identifier certaines espèces de dinoflagellés.

2.3.3. Analyse Bactériologique

Une bouteille stérilisée en verre a été utilisée pour prélever l'eau servant à l'analyse bactériologique. Pour la recherche des bactéries indicatrices de pollution, coliformes totaux et fécaux et des streptocoques, nous avons procédé à un dénombrement en utilisant une méthode simple, qui est la colimétrie. Celle-ci désigne « la technique de numération en tubes multiples » (TNTM) avec détermination du nombre de germes le plus probable (NPP) à partir de la table de Mac Grady extraite de la norme NF T90-413, préconisée par l'unité de coordination de PAM (Plan d'Action pour la Méditerranée) (Anonyme, 1987). C'est l'examen le plus important et le plus pratiqué dans les analyses de l'eau, répondant à des préoccupations sanitaires (RODIER 1996).



Figure 07. Analyse bactériologique d'eau de ballast (centre de santé Annaba).

Après les tests présomptifs des coliformes totaux, nous sommes passés aux tests confirmatifs pour calculer le nombre de microorganismes contenus dans chaque navire, Nous avons extrapolé les concentrations moyennes des coliformes totaux (CT) et coliformes fécaux (CF) à l'intérieur des navires. Les calculs portent sur le nombre de micro-organismes dans chaque navire avant le déballastage dans un port d'Annaba. Ainsi, nous avons estimé le volume de l'eau de ballast déchargée annuellement des vraquiers et porte-conteneurs arrivés au port d'Annaba. (Volume calculé dans la section précédente), Ensuite, en combinant (1) le volume d'eau de ballast (2) la densité des micro-organismes dans les ballasts, nous avons calculé le nombre total des organismes rejetés annuellement par les eaux de ballast des navires dans le port de Annaba.

Chapitre III

RESULTATS

3.1. Trafic maritime

La mer Méditerranée est une route maritime primordiale qui permet aux navires de rejoindre l'Atlantique par le détroit de Gibraltar, la mer Noire par le détroit du Bosphore en Turquie et l'océan Indien par le canal de Suez (IUCN, 2010). 95 % du commerce extérieur de l'Algérie emprunte la voie maritime, tandis que l'horizon marin principal du pays est l'espace euro-méditerranéen (Mohamed-Chérif and Ducruet 2012).

L'enquête menée sur le trafic maritime au port d'Annaba durant les deux années 2013 et 2014, concernait les navires vides qui entrent au port d'Annaba et déchargeant l'eau de ballast à l'intérieur du port avant le chargement de la cargaison.

Les résultats de cette enquête ont montré que le nombre de navires qui ont accostés au port d'Annaba a augmenté depuis 2001, le nombre total des navires visitant le port d'Annaba est de 1846 en 2011 contre 1865 en 2014. Ces bateaux comprennent des cargos, RO/RO, porte-conteneurs et vraquiers. On a enregistré également que sur l'ensemble de ces navires, 123 et 131 respectivement en 2013 et 2014 sont entrés au port pour chargement (Figure 08), parmi ces navires, nous avons trouvé que 52,9 % reviennent au port plus d'une fois par année alors que 17,2 % font des rotations de 20,5 fois par année (les navires de courts trajets).

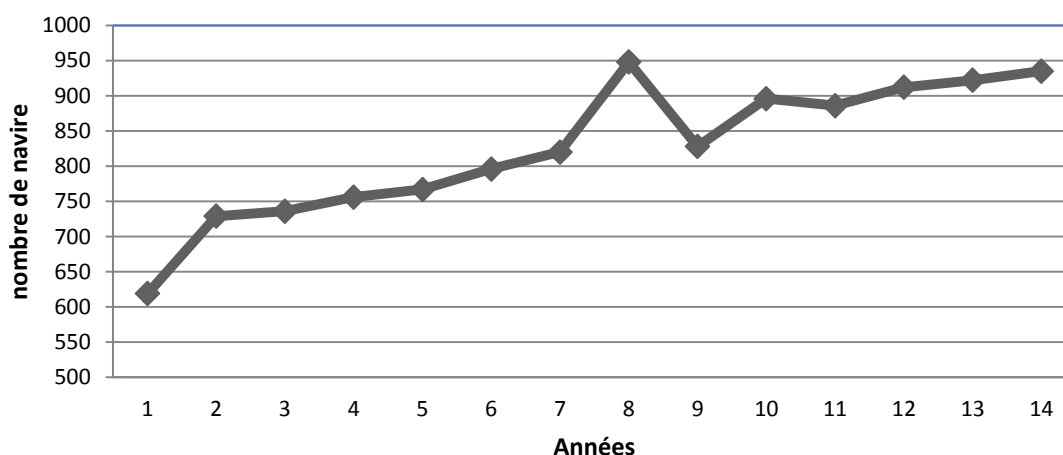


Figure 08a. Nombre total des arrivées au port d'Annaba (2001-2014) (autorités portuaires du port d'Annaba, 2015).

La Figure 08b, montre la moyenne mensuelle des navires venus pour effectuer un chargement au port durant les deux années d'enquête (2013/2014). Ces résultats montrent qu'une moyenne de 10 navires est enregistrée au port chaque mois. Nous constatons que le nombre mensuel moyen de navires en 2013 est légèrement plus élevé que celui de 2014 (Figure 08b).

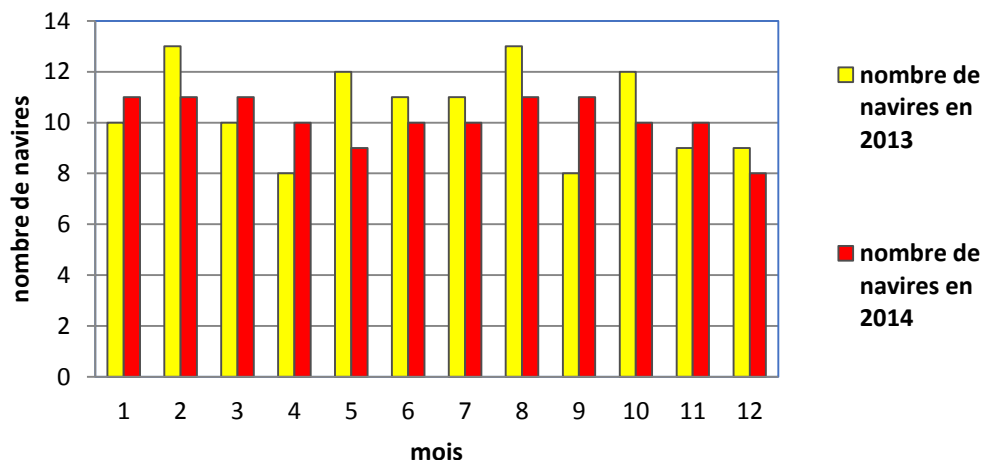


Figure 08b. Nombre mensuel des navires au port en 2013 et 2014. (autorités portuaires port de Annaba, 2015)

Selon la Figure 09, l'étude sur la provenance des navires qui viennent au port d'Annaba et faisant le déballastage à l'intérieur du port, on trouve les pays suivants : L'Espagne (17,7%), la Tunisie (10,2%), l'Italie (7,8%), la Lybie (3,3%), et l'Egypte (3,1%). Il faut noter la faible présence des autres pays de la Méditerranée comme la Turquie et la Syrie avec 1,2% pour chacun, 0,8% pour la Grèce, Malt, la Croatie et l'Albanie. Les navires venant de la mer Noire (Ukraine) et de la mer Baltique (Pologne) représentent 1,8% et 1,2% respectivement.

Le transit des navires de l'océan Atlantique vers la Méditerranée se fait par le détroit de Gibraltar, comprenant le Portugal (7,1%), le Maroc (5,2%), la France (4,7%), l'Allemagne (4,0%) et le Royaume-Uni (0,8%) (Figure 09).

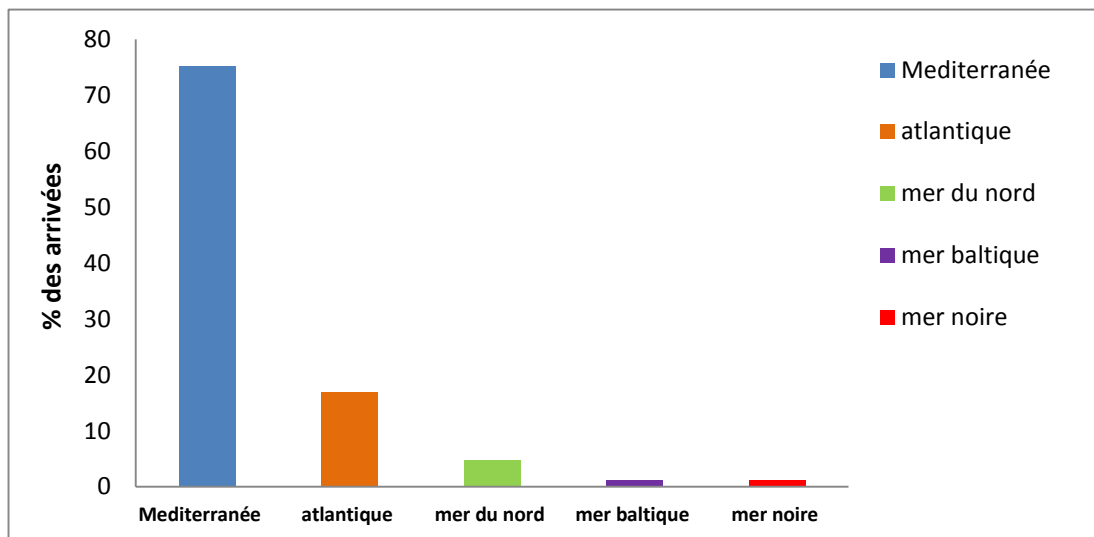


Figure 09. Provenances des navires en 2013/2014.

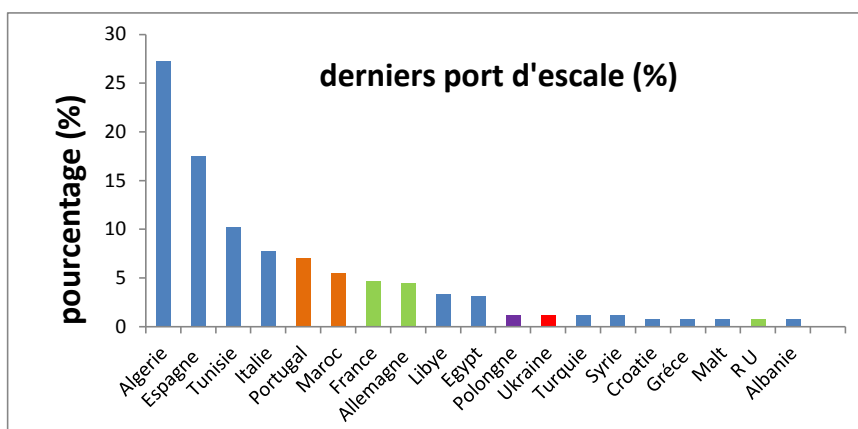


Figure 10. Derniers ports d'escale des navires entrant au port d'Annaba.

La carte ci-dessous (Figure 11) représente les ports en contact avec celui d'Annaba durant les deux années d'étude (2013-2014). L'enquête a montré que 73,23% des navires proviennent de la Méditerranée, 16,92 % de l'océan Atlantique, 4,72 % de la mer du Nord, et 1,18 % seulement de la mer Baltique.

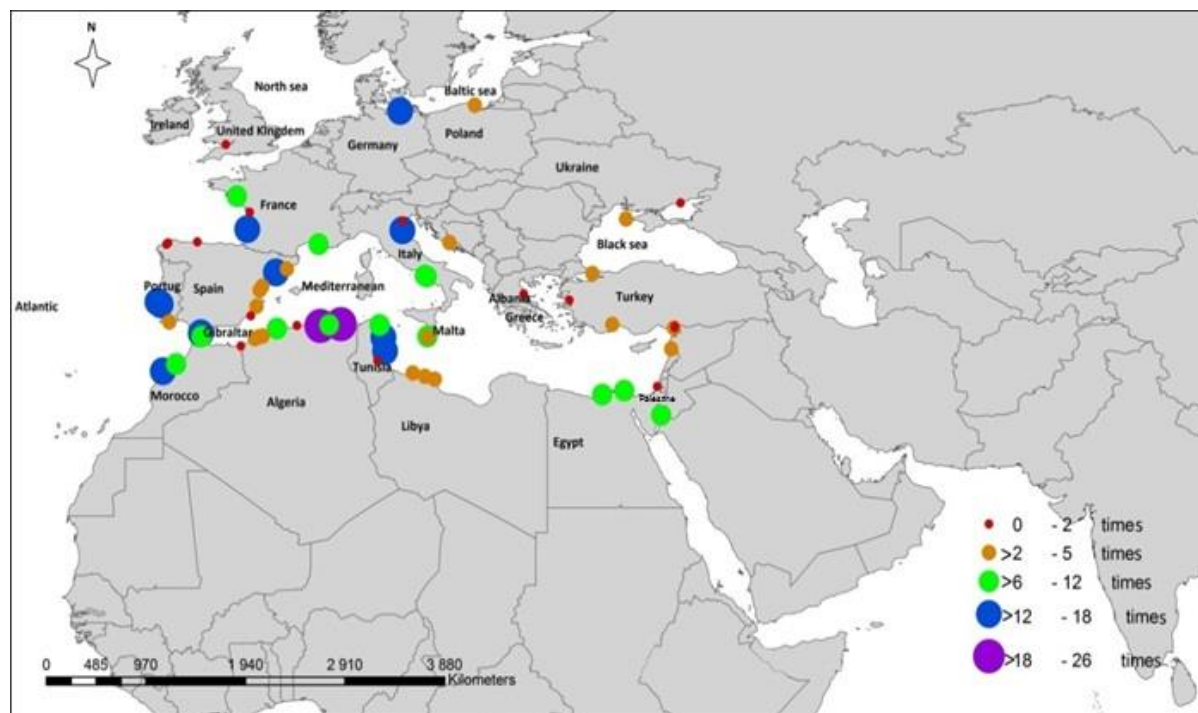


Figure 11. Les 50 ports les plus importants en contact avec le port d’Annaba et le nombre de fois des navires de chaque port visitant celui d’Annaba au cours des deux années d’études 2013-2014.

Les résultats de l’enquête nous ont permis de tracer le mouvement des navires échantillonnés, bien que l’on sache que les eaux contenues dans un ballast sont souvent un mélange des eaux prises aux différentes escales, seule la dernière escale connue pouvait être prise en compte. Nous analysons les trajectoires des navires individuels pour extraire des informations quantitatives sur les types de mouvement. Avec ces méthodes, nous pouvons voir que les navires naviguent le plus long trajet prévisible, avec des voies souvent répétées selon le type des navires.

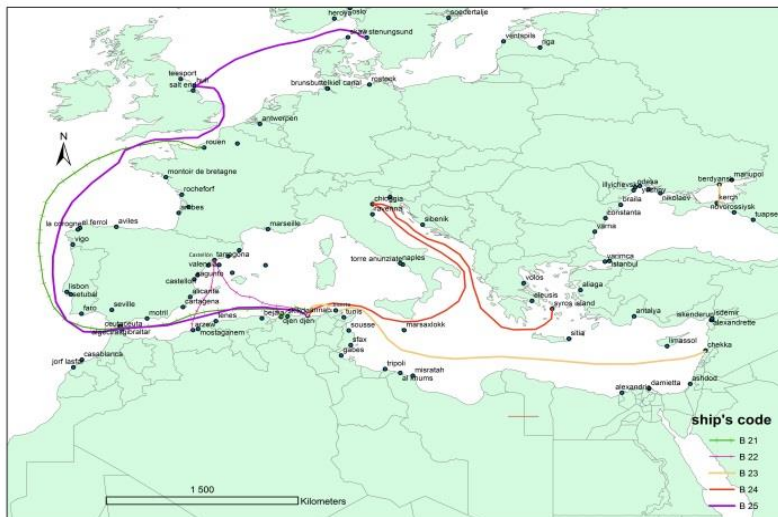
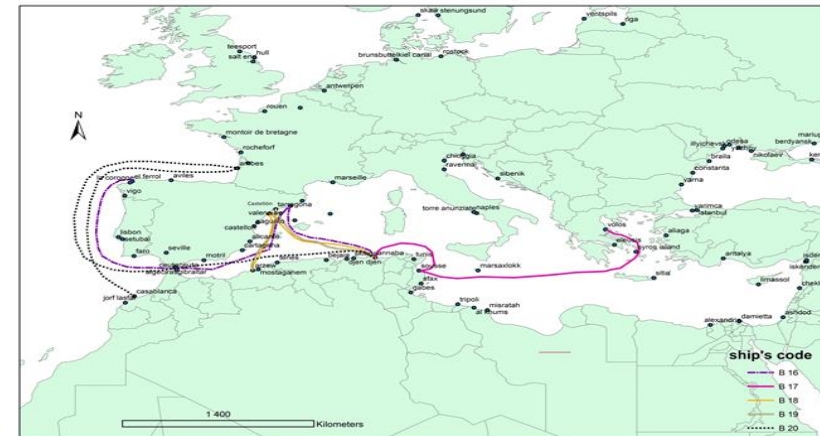
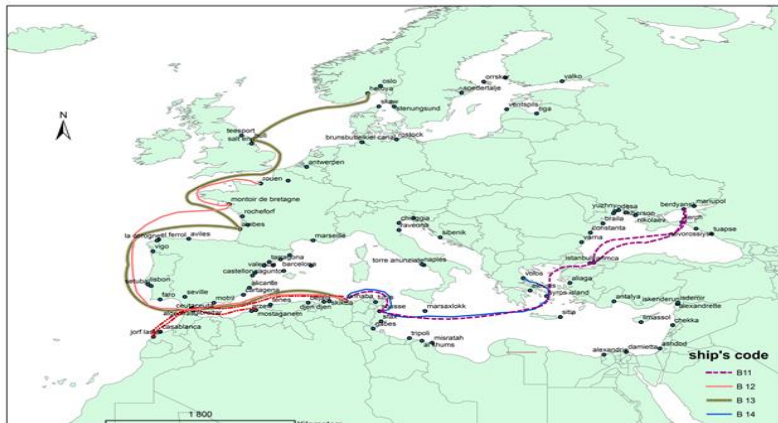
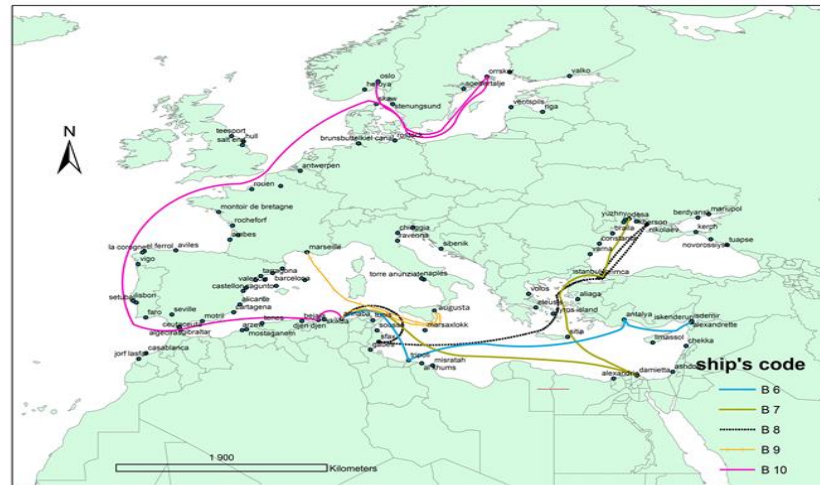
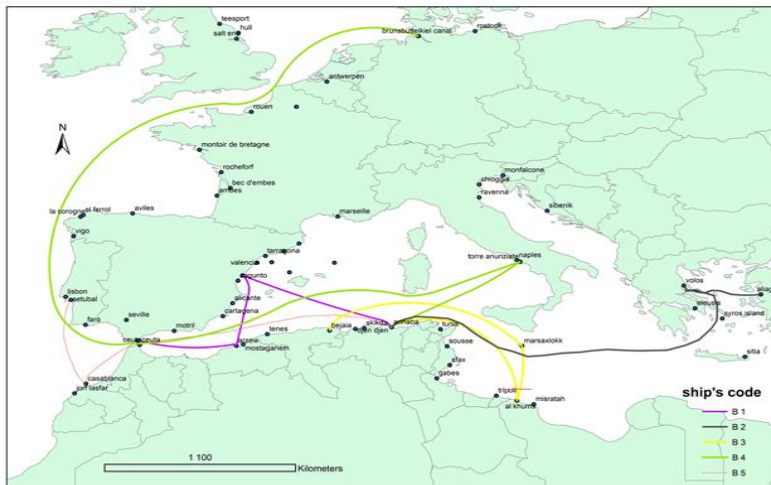


Figure 12. Trajectoire des trois derniers ports visités par les 25 navires échantillonnés.

Chaque trajectoire représente un navire et son trajet parcouru, l'ensemble est représenté sur la Figure 12, Chaque trajectoire peut être interprétée comme un petit réseau reliant l'ensemble des ports. Notre étude est basée sur les données fournies par les autorités portuaires et les renseignements enregistrés quotidiennement. Nous limitons notre étude aux navires qui rentrent vides. Pour chaque navire, nous avons obtenu une trajectoire, c'est à dire une liste de ports visités. Les plus grands réseaux peuvent être définis par la fusion des trajectoires des différents navires.

III.2. Navires échantillonnés

Dans le tableau 03, on trouve toutes les informations sur les caractéristiques des 25 bateaux échantillonnés (nom, type, longueur totale, capacité des ballasts, origine de l'eau de ballast, date d'échantillonnage et la durée de séjour de l'eau à l'intérieur des ballasts).

Tableau 03. Nombre, Nom et caractéristiques des navires échantillonnés.

	Nom du navire	Type de navire	LT ¹	CTB ² (m3)	Dernier port d'escale	Date d'échantillonnage	Temps de séjours dans les ballasts
1	ANDESGAS	Vraquier	158.00m	3653.9	SAGUNTO/Espagne	25.11.2013	02 J
2	ATLAS WIND	Cargo	100,62 m	1801,34	Volos /Grèce	23.10.2013	05 J
3	CMA CGM RABAT	Vraquier	133.70m	3575	Al khums /Lybie	27.05.2013	01 J
4	BIDERFORD	Vraquier	119.95m	2916.92	Torre Anunziata/ Italie	29.10.2013	1 J
5	KURPIE	Vraquier	189,97 m	3587	Casablanca/Maroc	15.03.2014	02 J
6	SEYMA	Cargo	96,045 m	978,47	TRIPOLI/Lybie	21.12.2013	10 J
7	KEMIRA GAS	Vraquier	143,119m	3174	Montoir de Bretagne /France	29.10.2013	03 J
8	M/V KULA	Cargo	108,70m	1065	SFAX/Tunisie	14.04.2014	01 J
9	LADY GAIA	Cargo	107,75 m	1043	AUGUSTA/Italie	06.05.2014	01 J
10	SOUTHERN BREEZE	Cargo	99,89 m	2158.1	BEJAIA/Algérie	30.05.2013	01 J
11	ABDULATIF	Vraquier	143,45m	32920	SOUSSE/Tunisie	12.02.2014	02 J
12	M/V ELVER	Vraquier	176,50m	2115	DAMIETTA/Egypte	11.12.2013	15 J
13	ANTARCTICGAS	Vraquier	158,00 m	3653.9	Ambes/France	27.02.2014	05 J
14	H KAPTAN	Cargo	101,50 m	1065	SOUSSE/Tunisie	20.04.2014	02 J
15	ANDESGAS 2	Vraquier	158,00 m	3653,9	JORF LASFAR/Maroc	25.11.2013	03 J
16	LAUDIO	Cargo	91,00m	2029	EL FERROL/Espagne	18.12.2013	01 J
17	ABDULATIF 03	Vraquier	143,45 m	32921	SOUSSE/Tunisie	19.10.2014	02 J
18	MACUBA	Vraquier	148.00m	2023.44	VALENCIA/Espagne	27.05.2013	01 J
19	ANDESGAS 3	Vraquier	158, 00m	3653,9	CASTELLON/ Espagne	07.05.2013	02 J
20	ANTARCTICGAS 2	Vraquier	158.00m	3653,9	AMBES/France	02.04.2014	06 J
21	SEA Steamer	Cargo	107,00m	2985,7	DJENDJEN/ Algérie	03.03.2014	01 J
22	ANDESGAS 1	Vraquier	158,00 m	3653.9	CASTELLON/Espagne	22.12.2013	01 J
23	PURKI	Vraquier	146,7 m	2654,5	BIZERTE/Tunisie	14.07.2014	01 J
24	SOPHIA 1	Cargo	140,3 m	1223,3	CHIOGGIA/Italie	25.06.2014	02 J
25	ABDULATIF 2	Vraquier	143.45m	32921	HULL/RU	13.09.2014	04 J

1 : Longueur totale 2 : Capacité totale des ballasts

III.3. Paramètres physico chimiques

III.3.1 Paramètres physiques

La Figure 14 montre les valeurs des différents paramètres physico-chimiques mesurés à l'intérieur des ballasts des navires échantillonnés, pour la température, on a constaté des fluctuations d'un navire à l'autre. La valeur la plus élevée 27°C est enregistrée à l'intérieur du vraquier (CMA CGM RABAT) et la plus faible 13,01 °C à l'intérieur du cargo LADY GAIA. Ces valeurs reflètent la nature de la cargaison, car certains navires procèdent au refroidissement des ballasts quand il s'agit du chargement d'un produit sensible ou potentiellement dangereux (par ex. ammoniacque).

Les valeurs de la salinité sont comprises entre 13 PSU et 36,81 PSU, la plus élevée a été enregistrée à l'intérieur du cargo **H KAPTAN** alors que la plus faible salinité a été relevée dans les eaux de ballast du vraquier **KEMIRA GAS**, dont les eaux sont originaires de l'estuaire de Loire, Montoir de Bretagne en France.

Les résultats du pH accusent un pH alcalin dans l'ensemble des navires échantillonnés. La plus élevée (9,61) est enregistrée à l'intérieur du **KEMIRA GAS** (Tunisie) et la plus faible (6,23) à l'intérieur du navire **CMA CGM RABAT** (Libye), alors que les teneurs en oxygène dissous montrent que le navire **ABDULATIF 03 (Tunisie)** a enregistré le taux d'oxygène dissous le plus élevé 7,86 mg/l contre 4,65 mg/l dans les eaux de ballast du navire **MACUBA (Espagne)**.

Les teneurs les plus élevées en oxygène dissous à l'intérieur des ballasts sont enregistrées dans les vraciers **PURKI (Tunisie)** et **SOUTHERN BREEZE (Algérie)**, respectivement 7,64 mg/l, 7,5 mg/l. Ceci, peut s'expliquer par l'activité des processus biologiques du phytoplancton (photosynthèse), puisque le temps de séjour des eaux à l'intérieur des ballasts ne dépasse pas 1 jour. Les faibles valeurs sont relevées dans le navire **ANTARCTICGAS 2 (France)** 4,65 mg/l. Cette baisse dans le taux d'oxygène est le résultat d'une intense activité bactérienne qui dégrade une importante quantité de matière organique détritique déposée à l'intérieur du ballast.

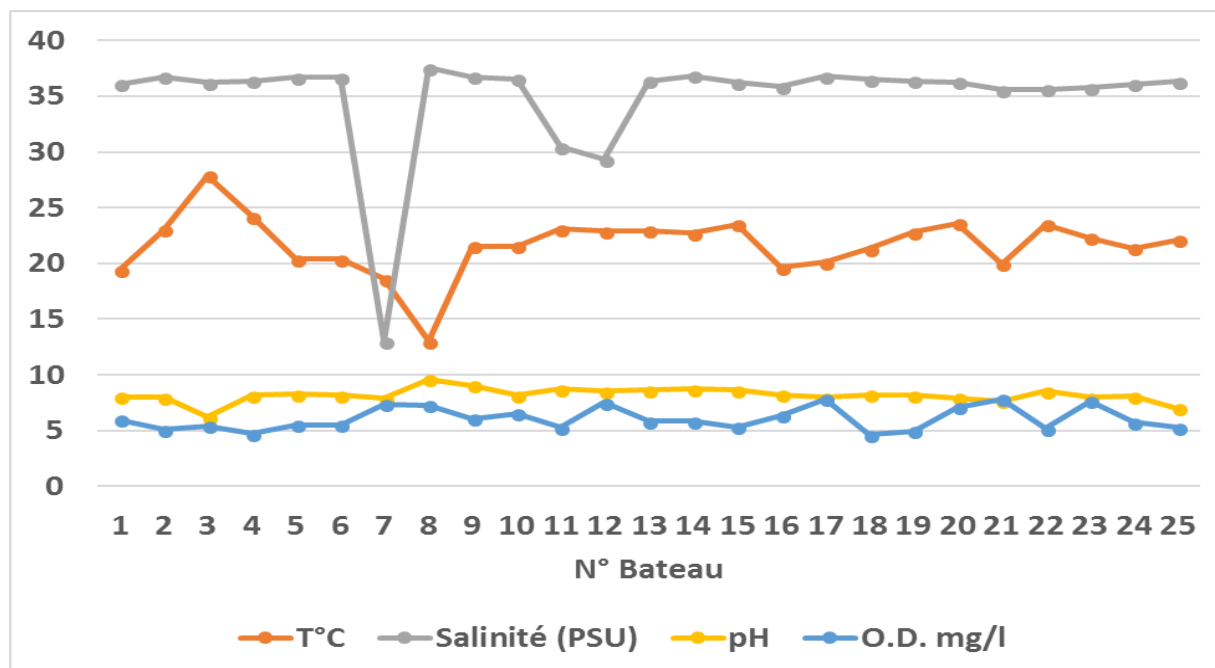


Figure 14. Variations de quelques paramètres physiques (température, salinité, pH et oxygène dissous des eaux de ballast dans les 25 navires échantillonnés.

3.3.2. Les sels minéraux dissous

3.3.2.1. L'ammonium (NH₄⁺)

Les résultats des analyses chimiques (Figure 13) montrent que les concentrations de l'ion NH₄⁺ sont faibles dans l'ensemble des navires échantillonnés, avec une moyenne de 3,50 μM. Les vraquiers SOUTHERN BREEZE (Bejaia Algérie) et SEA STEAMER (Djendjen Algérie) enregistrent des valeurs un peu élevées, respectivement 21,6 et 14,43 μM, et l'origine probable des eaux de ballast est Bejaia et (Djendjen Algérie). alors que la valeur la plus faible a été enregistrée à l'intérieur du navire LAUDIO en provenance d'El Ferrol (Espagne). Ces valeurs sont comparables à celles des eaux oligotrophes en Méditerranée qui ne dépassent pas 9 μM (Bethoux, Morin et al. 1992; Conan, Pujo-Pay et al. 1998).

3.3.2.2. Les nitrates (NO_3^-)

Les ions nitrates sont variables d'un navire à l'autre. Certains comportent des concentrations très élevées comme celles enregistrées dans les cargos **LADY GAIA** (AUGUSTA/Italie), **ABDULATIF** (SOUSSE/Tunisie) et **ABDULATIF 03** (SOUSSE/Tunisie) ($67\mu\text{M}$). Les faibles valeurs qui varient entre 0,60 et $4,25\mu\text{M}$ sont mesurées dans les eaux de ballast des bateaux N° 20, 09, 02, 07, 13. Les faibles valeurs enregistrées à l'intérieur de certains ballasts des navires sont proches de celles retrouvées en Méditerranée nord occidentale (Raimbault et *al.* 1990). Selon Laabir, (2012), les concentrations en nitrates sont très variables, allant de moins de $1\mu\text{M}$ de NO_3^- pour une eau de surface pauvre, à environ $40\mu\text{M}$ pour une eau profonde riche.

3.3.2.3. Les nitrites (NO_2^-)

Des faibles teneurs ($0,6$ et $2,7\mu\text{M}$) sont enregistrées à l'intérieur des ballasts des navires échantillonnés où l'absence totale en azote nitreux montre la forme transitoire de cet ion. Ils marquent le passage de cet ion en faveur des nitrates, en raison du caractère oxydant du milieu, ou en ammonium, du fait que le milieu devient réducteur.

3.3.2.4. Le phosphate (PO_4^-)

Les concentrations en phosphate relevées à l'intérieur des ballasts varient entre 0,4 et $5,00\mu\text{M}$. La valeur la plus faible a été enregistrée à l'intérieur du navire N° 09 en provenance d'Augusta (Italie), alors que la valeur la plus élevée a été enregistrée à l'intérieur du navire N° 05 en provenance de Casablanca (Maroc). Cet enrichissement peut être à l'origine des apports industriels, d'une part, et urbains dans le cas où l'eau a été prélevée près des ports. Ces mêmes valeurs ont été enregistrées dans le bassin algérien où Raimbault et *al.* (1990) trouvent des teneurs maximales de $0,47\mu\text{M}$ à 300 et 500 m de profondeur. Il semble que l'influence continentale soit moins marquée à l'intérieur du navire 09 et que l'eau ait été prélevée loin de la côte.

3.3.3. Azote organique dissous (N.O.D)

Les valeurs de l'azote organique dissous sont très variables et varient d'un navire à l'autre. La valeur minimale (6,02 μM) est enregistrée à l'intérieur du navire N°01, dont l'origine probable d'eau est Sagunto (Espagne), et la valeur maximale (110,90 μM) à l'intérieur du navire N°11, dont l'origine probable des eaux est Sousse (Tunisie).

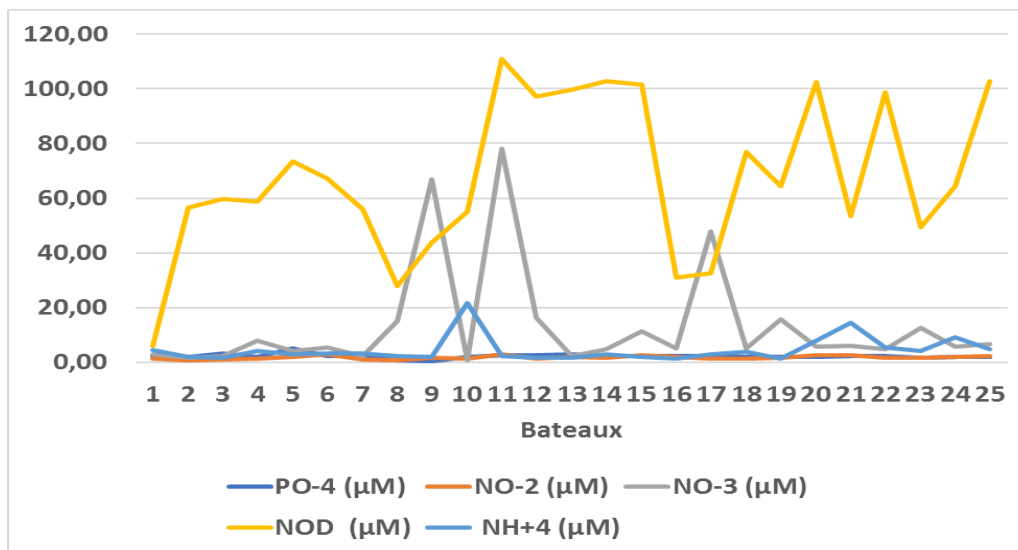


Figure 15 : Teneurs en sels minéraux dissous (nitrate, nitrite et phosphate) et azote organique dissous (NOD) dans les eaux de ballast des différents navires échantillonnés.

3.3.4. Biomasse chlorophyllienne

Selon la Figure 14, on constate que les phéopigments *a*, sont la forme dominante de la biomasse phytoplanctonique, et leurs teneurs varient entre 1,93 et 6,41 $\text{mg} \cdot \text{m}^{-3}$, alors que celles de la chlorophylle *a* oscillent entre 0,39 $\text{mg} \cdot \text{m}^{-3}$ et 3,77 $\text{mg} \cdot \text{m}^{-3}$. Ces valeurs sont relativement faibles, ce qui explique une situation d'oligotrophie à l'intérieur des ballasts étant donné que le milieu est obscur (absence de lumière à l'intérieur des ballasts). Cette situation se manifeste par une pauvreté du milieu en matière nutritive, ce qui explique la dominance des formes inactives de la chlorophylle *a*, sachant que les phéopigments *a* traduisent l'état physiologique des populations phytoplanctoniques ; plus la proportion des phéopigments est élevée par rapport à la chlorophylle *a*, plus les cellules algales sont vieilles, dégradées ou broutées par le zooplancton, Les concentrations de Chlorophylle *a* et phéopigments *a* diffèrent en fonction de l'origine de l'eau de ballast et du temps de séjour. Les plus fortes valeurs en phéopigments *a*, ont été trouvées

dans les eaux de ballast des zones côtières. La teneur la plus élevée a été enregistrée à l'intérieur des ballasts du navire N° 23 en provenance de Bizerte (Tunisie) avec une valeur de 6,41 mg.m⁻³, tandis que la plus faible (1,93 mg /m⁻³) a été relevée dans les eaux de ballast du navire N° 07 en provenance de Damietta (égypt.). Il faut signaler que seules les eaux de ballast du navire N°10 contiennent des teneurs en chlorophylle *a* supérieures à celles des phéopigments *a*. Cette situation est due au temps de séjour des eaux dans les ballasts (01 jour), dont le dernier port d'escale de ce bateau est Bejaia, très proche de la ville d'Annaba.

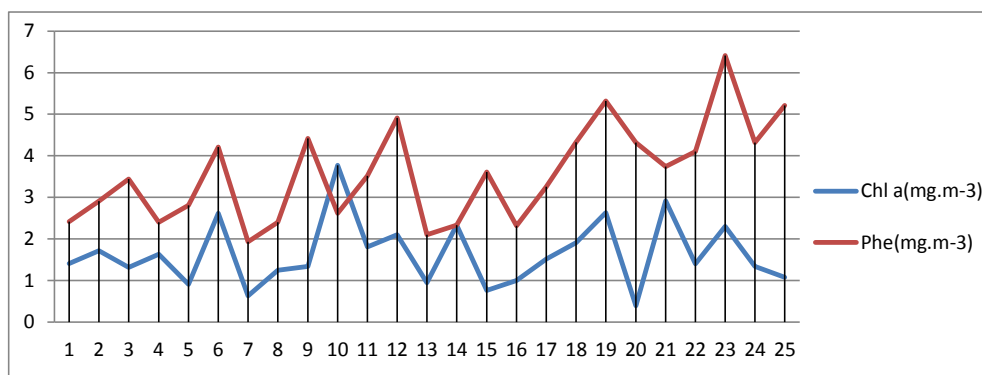


Figure 16. Teneurs en chlorophylle *a* et des phéopigments *a* dans les eaux de ballast des différents navires échantillonnés.

3.4. Etude bactériologique

C'est à la fin des années 90, début 2000, que les eaux de ballast sont reconnues par l'OMI et l'OMS comme étant un vecteur permettant l'introduction d'espèces pathogènes et dangereuses (Peuchet et Raymond, 2015)

D'après les résultats d'analyse bactériologique des 25 navires échantillonnés (Tableau 4), nous remarquons que les eaux de ballasts contiennent tous des coliformes totaux. Le taux des germes prélevés sont très variables d'un navire à un l'autre. Pour tous les navires excepté les navires N° 10, 1, 2 et 5. les concentrations trouvées sont inférieures aux normes algériennes (500 germes/100 ml selon le décret exécutif N° 93-164 du 10/07/1993 JORA n° 46), et pour les cargos N°01, 02, 05 et 10 les valeurs sont supérieures aux valeurs guides.

Pour les coliformes et streptocoques fécaux, on note une absence totale dans l'ensemble des navires, sauf pour le bateau N° 10 où on a relevé une concentration de 43 SF/100 ml de streptocoques fécaux. Cette valeur est largement inférieure aux normes nationales (500 germes /100 ml).

En outre, les streptocoques fécaux et les coliformes thermo tolérants *Esherichia Coli* étaient absents dans les 25 navires échantillonnés.

Connaissant le volume d'eau de ballast rejeté annuellement à l'intérieur du port d'Annaba, nous estimons que le nombre total des organismes rejetés annuellement par les navires dans le port varie de $[0 - 7.3] \times 10^{11}$ coliformes/l.

Tableau 04. Résultats des analyses bactériologiques des eaux de ballast.

N° navire	CT	CF	SF	E Coli
01	2400	-	-	-
02	1100	-	-	-
03	95	-	-	-
04	21	-	-	-
05	2400	-	-	-
06	43	-	-	-
07	53	-	-	-
08	460	-	-	-
09	150	-	-	-
10	2400	43	-	-
11	20	-	-	-
12	24	-	-	-
13	15	-	-	-
14	23	-	-	-
15	0	-	-	-
16	43	-	-	-
17	0	-	-	-
18	43	-	-	-
19	28	-	-	-
20	24	-	-	-
21	20	-	-	-
22	0	-	-	-
23	12	-	-	-
24	0	-	-	-
25	150	-	-	-

(CT= coliformes totaux, CF= coliformes fécaux, SF= streptocoques fécaux, E. Coli= *Escherichia coli*).

3.5. Le phytoplancton et zooplancton

3.5.1. Composition taxonomique

Dans le présent travail, nous avons répertorié 126 espèces regroupant les **principales** classes des microalgues : Chlorophycées, Diatomophyceae, Dinophyceae, Euglenophyceae et Cryptophyceae. On a recensé aussi *des copépodes*, des bivalves et autres organismes (tableaux 5a, 5b et 5c).

3.5.1.1 Phytoplancton

Dans cette étude, on n'a pas pu vérifier la viabilité du phytoplancton, les observations ont donc été faites sur des échantillons fixés.

Le tableau 5a, nous renseigne sur l'inventaire des espèces phytoplanctoniques récoltées dans les eaux de ballast. Au total, 78 taxons ont été répertoriés dans les eaux de ballast des 25 navires. En termes de nombre d'espèces, la classe des Diatomophyceae est la plus importante avec 40 espèces (**48,65 %**), suivie par les Dinophyceae avec 38 espèces (**32,43 %**).

La plus grande richesse spécifique (24 espèces) a été enregistrée dans le navire N° 10 en provenance de Bejaia (Algérie) avec un temps de séjour de 1 jour, preuve que les conditions de milieu dans les ballasts sont loin d'être aussi défavorables. La plus faible valeur (2 espèces) a été enregistrée dans le navire N° 13 en provenance d'Ambes (France), avec un temps de séjour de 15 jours (Tableau 03), ce qui indique qu'un temps de séjour trop long, entraîne une mortalité importante des organismes.

L'inventaire spécifique (Tableau 5a), montre que le groupe de Dinoflagellés, est constitué essentiellement par :

- Le genre *Protoperdinium*, représenté par 11 espèces. *P. divergens*, *P. curvipes*, *P. oceanicum*, *P. granii*, *P. brochii*, *P. cerasus*, *P. conicum*, *P. leonis*, *P. pellucidum*, *P. pentagonum*, *P. steinii*.
- Le genre *Tripes* représenté par 8 espèces : *T. extensus*, *T. furca*, *T. fusus*, *T. horridus*, *T. lineatus*, *T. lunula*, *T.muelleri* var. *tripos* et *T. declinatus*.
- Le genre *Prorocentrum* (3 espèces), *P. micans*, *P. scutellum*, *P. reticulatum*.

Pour les Diatomées, le genre *Chaetoceros* est le plus remarqué dans les échantillons d'eau de ballast avec 06 espèces : *C. capense*, *C. curvisetus*, *C. debilis*, *C. decipiens*, *C. pseudocurvisetus*, et *Chaetoceros* sp., suivis par le genre *Coscinodiscus*, *Tropidoneis* et *Pleurosigma* représentés chacun par quatre espèces (Tableau 5b).

L'étude quantitative a permis d'enregistrer la plus forte densité cellulaire phytoplanctonique à l'intérieur des ballasts du navire N° 21 (1 310 cellules/l) en provenance de Djendjen (Algérie). Par contre, la plus faible valeur est relevée à l'intérieur du navire N° 07 (350 cellules/l) dont l'origine des eaux est Damietta (Egypte) (Tableau 5a). Seulement, 3 kystes de dinoflagellés ont été trouvés dans trois navires : le kyste *Alexandrium* sp., observé dans un bateau méditerranéen (N° 14), et deux espèces non-indigènes *Polykrikos kofoidii* et *Islandinium minutum*, toutes deux observées dans des navires océaniques (Navire N° 13 et N° 20 respectivement ; Figure 19 et Tableau 5a).

III.5.1.2. Zooplancton et autres espèces identifiées

Il est important de signaler que plus d'une trentaine d'espèces n'ont pas pu être identifiées ni au niveau de genre ni l'espèce, et elles ont été définies comme « non identifiées ».

L'étude du microzooplancton des eaux de ballast des différents navires échantillonnés (Tableau 5c), nous a permis de recenser 05 groupes : Crustacés (Copépodes) ; Tintinnidés ; Foraminifères, Bivalves, Polychètes et Echinodermes.

Pour les Crustacés, ils sont représentés par 06 genres de copépodes (*Oithona*, *Harpacticoida*, *Calanoida*, *Acartia*, *Clausocalanus* et *Cyclopoida*).

Les Tintinnidés, sont constitués par le genre *Tintinnopsis* avec 05 espèces : *Tintinnopsis* cf. *butschlii*, *Tintinnopsis campanula*, *Tintinnopsis* sp1, *Tintinnopsis* sp2, *Tintinnopsis parvula*, 02 espèces du genre *Favella* (*Favella serrata* et *Favella* sp.) et 02 espèces de *Codonellopsis* (*Codonellopsis* cf. *schabi* ; *Codonellopsis orthoceras*).

En plus des copépodes et des tintinnidés, quelques larves de balanes (bivalves), d'annélides, des polychètes, des échinodermes (larves d'étoile de mer) et des œufs ont été trouvés dans les eaux des ballasts de quelques navires.

Sur l'ensemble des navires échantillonnés, un total de 31 espèces ont été identifiées appartenant à plusieurs groupes. La plus grande richesse spécifique (08 espèces) a été enregistrée dans le navire N°17 en provenance de Sousse (Tunisie), et la plus faible diversité (02 espèces) est relevée dans

deux navires océaniques N°12 en provenance de Montoir de Bretagne (France) et N°15 de Jorf Lasfar (Maroc) (Tableau 5c) avec un temps de séjour de 05 et 03 jours respectivement.

L'abondance de tous les taxons (dinoflagellés, diatomées et autres groupes) identifiés varie d'un navire à l'autre. La plus forte valeur 1 850 cellules/ l a été enregistrée dans les eaux de ballast du navire N° 21, dont la provenance est le port de Djendjen (Algérie), avec un temps de séjour de 1 jour, tandis que la densité minimale (410 cellules/ l) a été mesurée dans le navire N° 7, dont l'eau de ballast provient de la Loire de Montoir de Bretagne (France) avec un temps de séjour de 3 jours (Tableau 05c).

Tableau 5a. Nombre de taxon, richesse spécifique en espèces et abondance (cellules/ l) de dinoflagellés et de taxons de kystes enregistrés dans tous les échantillons analysés. * = taxa nocif / toxique; ** = Taxons potentiellement non indigènes.

Numéro de navire	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	
Dinophyceae																										
<i>Alexandrium tamarense</i> *																			16							
<i>Alexandrium</i> sp.*	20									21							16									
<i>Amphisolenia bidentata</i>			5							29																
<i>Dinophysis acuminata</i> *																	12									
<i>Dinophysis rotundata</i> *																			4				21			
<i>Dinophysis</i> sp.*																					19					
<i>Gonyaulax spinifera</i> *														13							1		1			
<i>Gonyaulax</i> sp.			10							2								1						23		
<i>Gymnodinium catenatum</i> *																	14					1				
<i>Lingulodinium polyedrum</i> *				16																				12	8	
<i>Tripes extensum</i>																			6		4					
<i>Tripes furca</i>						2	14	1		2	10					2	2				2		2			
<i>Tripes fusus</i>	1			4		16		6		3	5	23					6					3			4	
<i>Tripes horridum</i>			8																		1	6				
<i>Tripes lineatum</i>						6		2		2												4	1			
<i>Tripes lunula</i>	2			3				12		6														2		
<i>Tripes tripos</i>	3		3	2		6		26	18	1											4					
<i>Tripes declinatum</i>																			2						2	
<i>Noctiluca scintillans</i>	2	12		10		10		2		2																6
<i>Ornithocercus</i> sp.										1				8	2											
<i>Oxytoxum</i> sp.											2							1						3	1	
<i>Prorocentrum micans</i> *	8			18	10					44		11		10		22										

<i>Prorocentrum scutellum</i> **																								7	2	
<i>Protoceratium reticulatum</i> *		14															1	1			18					
<i>Protoperidinium divergens</i>	5					7					3													6		
<i>Protoperidinium curvipes</i>											6						17									
<i>Protoperidinium oceanicum</i>												2					10				12			4		10
<i>Protoperidinium granii</i>																	12							4		
<i>Protoperidinium brochii</i>																								2		2
<i>Protoperidinium cerasus</i>	2																									
<i>Protoperidinium conicum</i>	3	15																								
<i>Protoperidinium leonis</i>																										
<i>Protoperidinium pellucidum</i>																										
<i>Protoperidinium pentagonum</i>																										
<i>Protoperidinium steinii</i>																										
<i>Scrippsiella trochoidea</i>																										
<i>Scrippsiella sp.</i>																										
Dinoflagellé NI																										
kyste de Dinoflagellés																										
<i>Islandinium minutum</i>																										
<i>Polykrikos kofoidii</i>																										
<i>Alexandrium sp.</i>																										
nombre de dinoflagellés	46	41	39	67	26	47	14	49	51	71	43	40	37	46	29	27	49	26	48	33	59	26	35	52	32	
richesse spécifique dinoflagellés	9	3	4	8	3	6	1	6	3	13	6	4	2	5	3	3	10	4	7	4	9	7	7	8	6	
Abondance dinoflagellés	460	410	390	670	260	470	140	490	510	710	430	400	370	460	290	270	490	260	480	330	590	260	350	520	320	

Tableau 5b. Nombre de taxon, richesse spécifique en espèces et abondance (cellules / l) de diatomées enregistrés dans tous les échantillons analysés. * = taxon nocif / toxique; ** = taxons potentiellement non indigènes.

numéro de navire	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25
Diatomophyceae																									
<i>Actinoptychus splendens</i> **				2						2															
<i>Asterionellopsis sp. glacialis</i>							2									8									
<i>Chaetoceros sp.</i>		8													15						2	2			
<i>Chaetoceros capense</i>										3						2									
<i>Chaetoceros curvisetus</i>										1							4					18			
<i>Chaetoceros debilis</i>						10			2														16		
<i>Chaetoceros decipiens</i>			15															16			6				
<i>Chaetoceros pseudocurvisetus</i>								15		4									12					3	
<i>Coscinodiscus asteromphalus</i> **				10						16															
<i>Coscinodiscus lineatus</i> **				4	21				2		10												21		
<i>Coscinodiscus cf. jonesianus</i>																			34						
<i>Coscinodiscus sp.</i>		8							10	12					6										2
<i>Cerataulina sp.</i>												12													
<i>Cerataulina pelagica</i>	6		5													2									18
<i>Detonula confervacea</i>								22													10				
<i>Eucampia zodiacus</i>										2		2						2			16			4	
<i>Fragilariopsis sp.</i>				2																	20				
<i>Leptocylindrus danicus</i>																		1							23
<i>Melosira spp1.</i>			6		5					1															8
<i>Melosira spp2.</i>	2										2						2				3		4		
<i>Navicula sp1.</i>			11		10												1						2		

Tableau 5c. Nombre de taxon, richesse spécifique en espèces et abondance (cellules / l) des autres taxons et kystes enregistrés dans tous les échantillons analysés.

Numéro navire	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25
PROTOZOA																									
Tintinnidés																									
<i>Favella serrata</i>						3		3		1						2					8		1		
<i>Favella sp.</i>	4															5					12				
<i>Codonellopsis cf. schabi</i>							1		20							3					7		2	1	
<i>Tintinnopsis cf. butschlii</i>														3											
<i>Codonellopsis orthoceras</i>	2			4							8												2		
<i>Tintinnopsis campanula</i>											10										4				
<i>Tintinnopsis sp1</i>			1												5		2			4					
<i>Tintinnopsis sp2</i>						2	2	2		2		4			2			4						3	
<i>Tintinnopsis parvula</i>			3								6														
<i>Tropidoneis maxima</i>																					10				
Foraminifères																									
												5											2		
Copépode																									
<i>Oithona sp</i>	4			2									9				3	1						2	
<i>Harpacticoida indet.</i>														2			5				8				
<i>calanoida indet.</i>		2			2														3			2		3	
<i>Acartia sp.</i>		3								2			5	4			6	2							
<i>Clausocalanus spp.</i>			5						8								5				1	1			
<i>Cyclopoida sp.</i>						3		1		1															2
Larves de balane						5		3		1						1	4					2			1
Larves de bivalve indet.				2					2												6				

Bivalves																										
Pollen																										
tétrade																										
<i>Pinus</i> sp.																										
Polychètes																										
Larve de Polychette	2	2			1																					
indet1.																										
Larve de polychète indet2.																										
Nauplii																										
Neonauplii																										
EUGLENOPHYCEES																										
<i>Euglenophyceae</i> ind.																										
Autres																										
œufs ou kyste indet 1.																										
œufs indet 2.																										
Larves d'étoiles de mer																										
Bryophytes																										
CHLOROPHYCEAE																										
<i>Chlorophyceae</i> indet.																										
Nombre d'espèces	13	8	10	9	2	13	6	9	40	12	39	9	20	12	7	11	31	12	4	6	54	16	10	7	5	
Richesse spécifique	5	4	4	4	4	4	3	4	4	5	5	2	5	5	2	4	8	6	4	2	6	7	6	4	2	
Abondance	130	80	100	90	20	130	60	90	400	120	390	90	200	120	70	110	310	120	40	60	540	160	100	70	50	

3.5.1.3. Etude statistique

L'Analyse de la variance (ANOVA) a été réalisée pour vérifier la corrélation entre la richesse spécifique et le type de navire (cargo/vraquier) ainsi que leur catégorie (méditerranéens/ océaniques). Les tests sur la richesse spécifique totale et celle des dinoflagellés et des diatomées, ont révélé qu'il n'y a pas de différence significative entre les deux types de navires (cargo et vraquier) ($p = 0,204$, $p = 0,544$ et $p = 0,101$ respectivement). Cependant, l'analyse de la variance effectuée sur la richesse spécifique totale et l'abondance totale a révélée des différences significatives entre les catégories de navires (océaniques et méditerranéennes) ($p = 0,005$, $p = 0,001$ respectivement (Tableau 06). Les comparaisons de la richesse et l'abondance des espèces pour les navires méditerranéens des deux types présentent des valeurs supérieures à celles de leurs homologues océaniques (Figure 17). Les données ont montré que la moyenne de séjour des eaux de ballast dans les navires océaniques (6,7 jours) est plus élevée que celle des navires méditerranéens (1,7 jours) (Spearman $r = 0,438$; $p = 0,028$) par un facteur de ~ 4 (Figure 18).

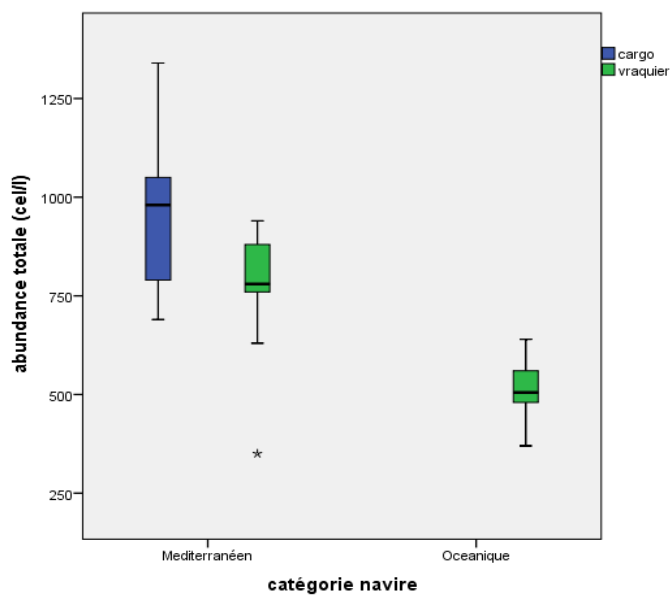


Figure 17. Abondance totale des diatomées et des dinoflagellés (cellules / l) par réservoir dans les deux catégories de navires (Méditerranéen et océanique)

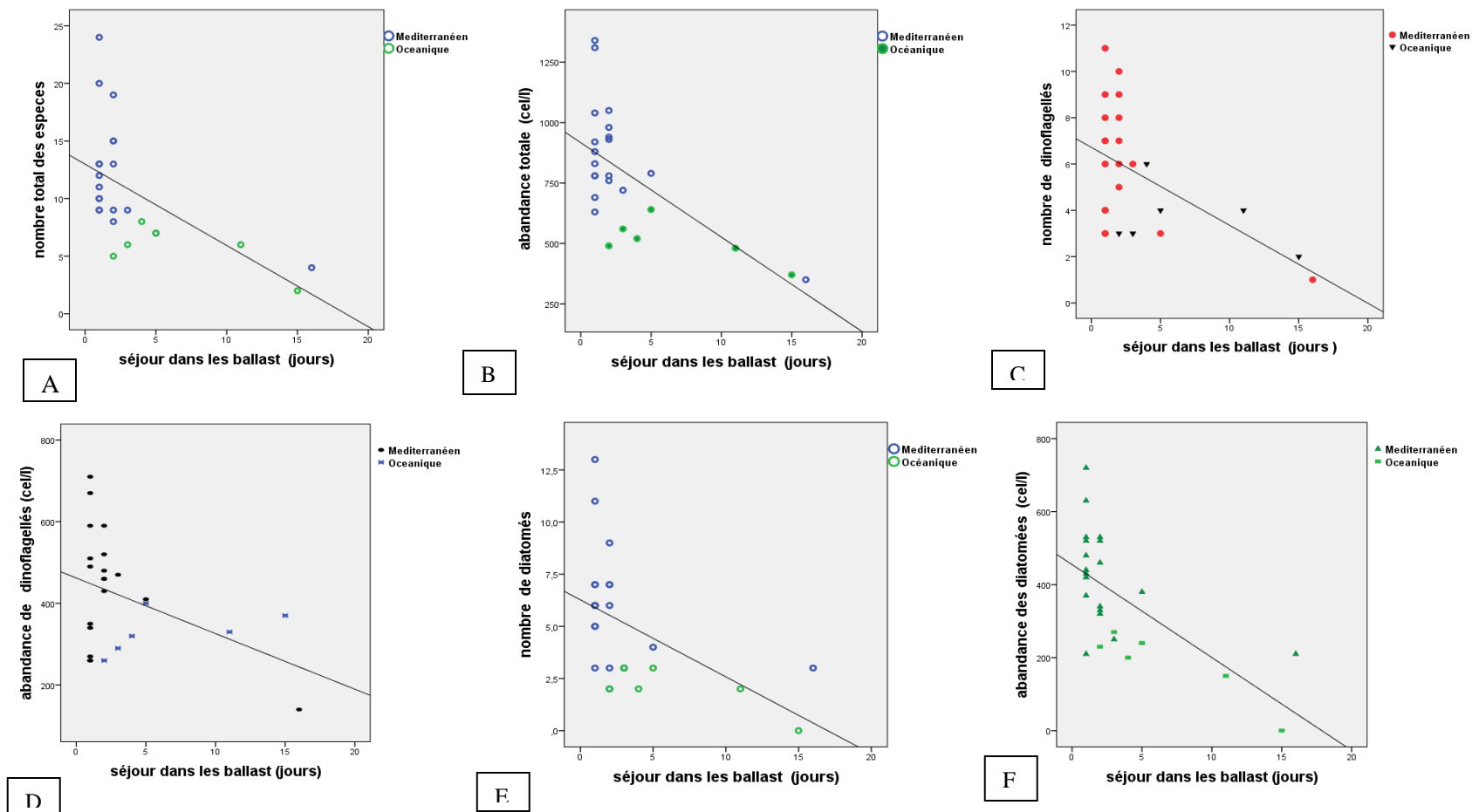


Figure 18. Richesse et abondance totales des dinoflagellés et des diatomées par rapport à l'âge de l'eau de ballast (jours) pour tous les navires échantillonnés. (A) Richesse totale des espèces $R^2 = 0,334$, $p = 0,002$; (B) Abondance totale ($R^2 = 0,421$, $p < 0,001$); (C) Richesse des espèces de dinoflagellés ($R^2 = 0,289$, $p = 0,006$); (D) Abondance de dinoflagellés ($R^2 = 0,171$, $p = 0,007$); (E) richesse des espèces de diatomées ($R^2 = 0,263$, $p = 0,009$); (F) Abondance des diatomées ($R^2 = 0,428$, $p < 0,001$).

La richesse et l'abondance totale des espèces présentent une corrélation négative significative avec l'âge de l'eau de ballast (Spearman $r = -0,578$, $p = 0,002$ et $r = -0,649$, $p \leq 0,001$ respectivement) dans les deux types de navires (les vraquiers et les cargos). Il en va de même lorsque l'on considère les diatomées (Spearman $r = -0,633$, $p \leq 0,001$) et les dinoflagellés (Spearman $r = -0,429$, $p = 0,032$) séparément. Cela peut être en raison de la mortalité des cellules en raison de la longueur du voyage (Figure 18), bien que nous ne disposions pas de données pour supporter cette hypothèse.

Tableau 06. Résultats des analyses statistiques (ANOVA)

(A) comparaison catégorie navire		Somme des carrés	df	Moyenne de carré	F	p-value
Richesse totale	B G	189,037	1	189,037	9,681	0,005
	WG	449,123	23	19,527		
	Total	638,160	24			
Abondance totale (cels/l)	BG	5858,034	1	5858,034	13,938	0,001
	WG	9666,526	23	420,284		
	Total	15524,560	24			
Diversité dino	BG	28,300	1	28,300	4,654	0,042
	WG	139,860	23	6,081		
	Total	168,160	24			
Abondance dino (cel/l)	BG	595,720	1	595,720	3,394	0,078
	WG	403,65	23	175,50		
	Total	463,224	24			
Richesse diatomées	BG	71,053	1	71,053	10,826	0,003
	WG	150,947	23	6,563		
	Total	222,000	24			
Diatomées abondance (cels/l)	BG	2717,575	1	2717,575	16,582	0,001
	WG	3769,465	23	163,890		
	Total	6487,040	24			

(B) comparaison type navire		Somme des carrés	df	Moyenne de carré	F	p-value
Richesse totale	BG	44,223	1	44,223	1,712	0,204
	WG	593,938	23	25,823		
	Total	638,160	24			
Abondance totale (cels /l)	BG	5615,004	1	5615,004	13,032	0,001
	WG	9909,556	23	430,850		
	Total	15524,560	24			
Diversité dino	BG	2,723	1	2,723	0,378	0,544
	WG	165,437	23	7,193		
	Total	168,160	24			
abondance Dino (cels/l)	BG	1064,934	1	83424,694	5,052	0,034
	WG	3797,99	23	165,13		
	Total	4918,240	24			
Richesse diatomées	BG	25,000	1	25,000	2,919	0,101
	WG	197,000	23	8,565		
	Total	222,000	24			
Abondance diatomées (cels/l)	BG	2120,603	1	2120,603	11,170	0,003
	WG	4366,438	23	189,845		
	Total	6487,040	24			

3.5.1.4. Espèces toxiques/ non indigènes et pression réelle de propagules

Le volume d'eau de ballast déversé varie selon le type de navire. Les vraquiers déchargent un volume d'eau de ballast plus élevé (moyenne = 2 575 m³, max.= 3 659 m³) par rapport à un cargo (moyenne = 1 593 m³, max.= 2 986 m³) (Tableau 1). Les navires de type cargo dans cette étude ont une taille plus petite que celle des vraquiers, et il existe une forte corrélation reliant la taille des navires et les volumes associés d'eau de ballast (Spearman r = 0,665; p <0,001).

Le port d'Annaba est visité par ~ 135 navires par an (moyenne annuelle entre 2009 et 2016), l'estimation moyenne de volume d'eau de ballast déversé par navire est de 2 251,6 m³ (selon les formulaires de déclaration de ballast fourni par les capitaines des navires), ce qui se traduit par une moyenne totale de 3,04 x 10⁵ m³ d'eau de ballast déchargée chaque année dans le port. L'estimation de l'abondance des cellules viables n'était pas possible car tous les échantillons ont été conservés avec Lugol acidifié avant l'analyse.

Tableau 07. Espèces de phytoplancton potentiellement nuisibles dans les échantillons de ballast.

Espèce \ Navire	1	4	5	10	11	12	14	16	17	19	22	21	23	24	25
<i>Pseudonitzschia</i> spp.						+							+		
<i>Alexandrium tamarense</i>										+					
<i>Alexandrium</i> sp.	+				+				+						
<i>Dinophysis acuminata</i>									+						
<i>Dinophysis rotundata</i>										+			+		
<i>Dinophysis</i> sp.			+									+			
<i>Gonyaulax spinifera</i>								+				+		+	
<i>Gymnodinium catenatum</i>									+		+				
<i>Protoceratium reticulatum</i>									+			+			
kyste d'Alexandrium								+							
<i>Lingulodinium polyedrum</i>		+												+	+
Nombre total / l	23,2	29	9,6	44	25	33	20	22	79,3	29	26	67	42	36	27

Parmi les taxons de phytoplancton identifiés, 11 espèces sont considérées comme potentiellement nocives/toxiques et 8 sont considérées comme espèces non-indigènes (tableau 07) qui n'ont pas encore été signalées sur les côtes algériennes, y compris 4 espèces nocives/toxiques, représentant une possibilité de nouvelles introductions. Des diatomées non indigènes étaient représentées par 5 taxons (*Actinoptychus splendens*, *Coscinodiscus asteromphalus*, *Coscinodiscus lineatus*, *Odentella Thalassiosira* cf. *decipiens*), toutes provenant de navires méditerranéens et de deux navires océaniques (N°5, N°15). une seule espèce de dinoflagellé non indigène (*Prorocentrum scutellum*) a été observée à l'intérieur de 2 navires (N° 24 et N° 25), un de chaque catégorie (Tableau 5a).

Quant aux espèces potentiellement toxiques, la diatomée *Pseudo-nitzschia* spp. a été trouvée dans un seul navire océanique N°12 en provenance de France, tandis que les dinoflagellés (*Alexandrium tamarense*, *Alexandrium* sp., *Dinophysis acuminata*, *Dinophysis rotundata*, *Dinophysis* sp., *Gonyaulax spinifera*, *Gymnodinium catenatum*, *Lingulodinium polyedrum* et *Protoceratium reticulatum*) ont été observés dans 1 navire océanique et 12 navires méditerranéens (Tableau 05). L'ensemble des espèces potentiellement toxiques identifiées dans ce travail est représenté dans la Figure 20.

Les abondances des espèces nuisibles/ toxiques varient de 0 à 430 cellules / l (Figure 19, Tableau 05) et celles d'espèces potentiellement non indigènes (ENI) varient de 0 à 230 cellules / l (Figure 19, Tableau 5). Lorsque les abondances sont extrapolées à l'ensemble du volume d'eau de ballast de chaque navire, l'estimation de la pression de propagule réelle varie de 1 à 4×10^8 cellules / navire.

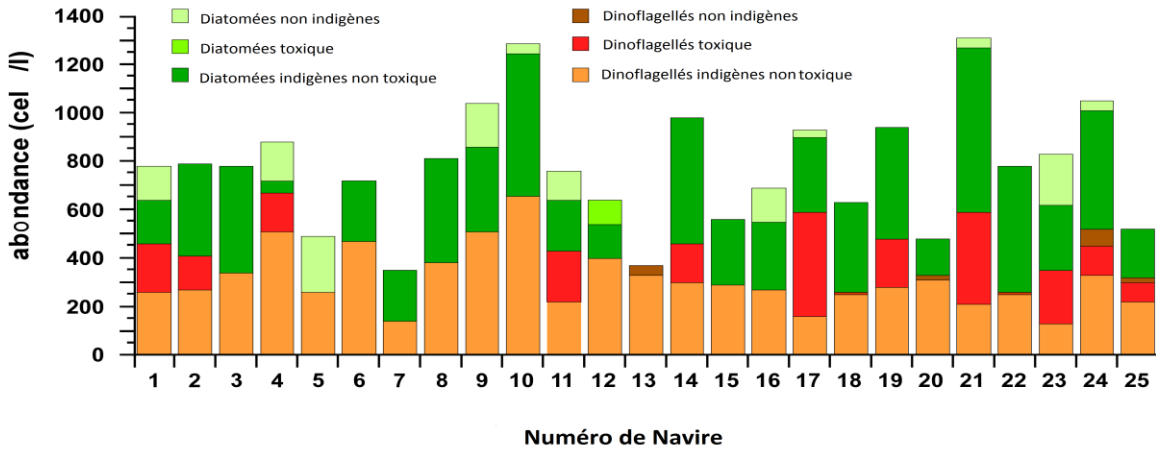


Figure 19. Abondances (en cellules / l) de tous les taxons trouvés dans les citernes de ballast de tous les navires échantillonnés.

En plus, 03 kystes de dinoflagellés ont été observés dans trois navires différents : le kyste potentiellement toxique d'*Alexandrium* sp., dans un navire méditerranéen en provenance de Sousse (Tunisie), et les espèces non indigènes *Polykrikos kofoidii* et *Islandinium minutum*, les deux ont été trouvées dans des navires océaniques différents mais de la même provenance (Ambes, France) (Figure 20, Tableau 05).

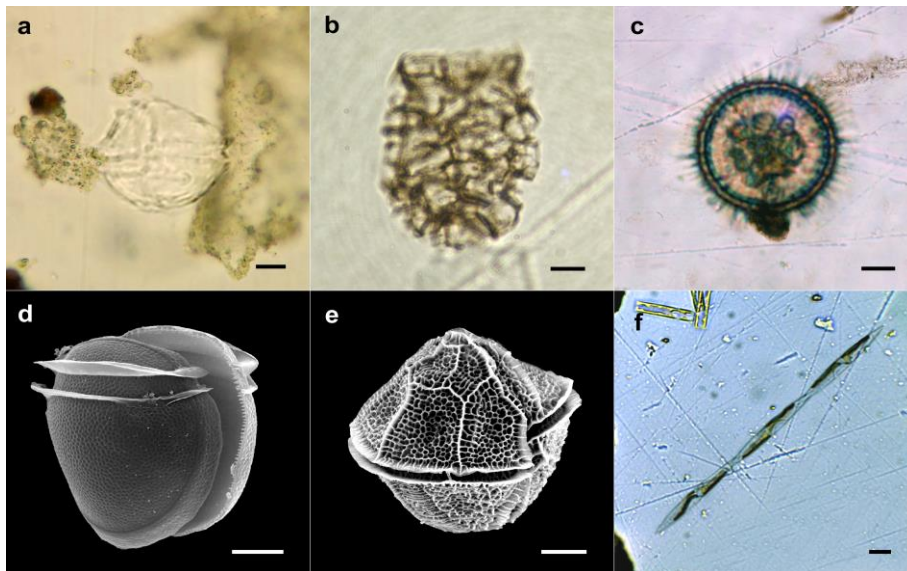


Figure 20. Taxons sélectionnés / non indigènes trouvés dans les échantillons d'eau de ballast : a) *Alexandrium* sp. ; b) Kyste de *Polykrikos kofoidii* ; c) *Islandinium minutum* ; d) *Dinophysis rotundata* ; e) *Lingulodinium polyedrum* ; f) *Pseudo-nitzschia* spp. Barres d'échelle = 10 µm.

Chapitre IV

DISCUSSION

4. Discussion

4.1. Trafic maritime

La Méditerranée est une mer semi fermée, dont le renouvellement des eaux est très lent. Elle compte 30% du trafic mondial pour 1% de la surface des océans. Elle est reliée par un commerce maritime considérable avec la plupart des régions mondiales, notamment avec l'Atlantique du Nord-Est qui représente la grande part (plus de 55%) des entrées à la zone méditerranéenne. Ce chiffre est sous-estimé, car les navires se dirigeant vers la mer Noire en provenance de la mer Baltique via les voies navigables de la mer du Nord et le canal Rhin-Danube, qui sont aussi à ne pas négliger (CIESM, 2002).

Environ 80% des navires transitaires méditerranéens traversent le détroit de Gibraltar, seulement 20% empruntent le canal de Suez. L'importance du canal de Suez en tant que corridor pour les espèces marines transportées est inconnue. Il est impossible de déterminer combien d'espèces, parmi les centaines de la mer Rouge et de l'océan Indien, se sont installées en méditerranée.

L'Algérie dispose de 12 ports de commerce dont trois destinés à l'exportation des hydrocarbures. Les côtes algériennes se trouvent à proximité de la principale route maritime de navires citernes en mer méditerranée (20 milles marins) par laquelle transitent environ 3000 navires /an et 150 Millions de tonnes de pétrole. Les grands navires porte-conteneurs suivent principalement la direction Est-Ouest, en partant de l'Asie et en se dirigeant vers l'Europe du Nord, ou font du "transbordement" dans les ports équipés avec des unités plus petites (Abdelkrim REZAL Point focal PMI en Algérie). Les routes Ro-Ro sont dans l'ensemble intra méditerranéennes et suivent une direction Nord-Sud (Algérie/France, Maroc/Espagne) mais aussi une direction Est-Ouest entre la Grèce, l'Italie et la Turquie. La route Nord-Sud est occupée surtout par les pétroliers reliant les ports pétroliers de chargement algériens et libyens avec les ports du Nord de la Méditerranée. Les navires provenant de la Méditerranée représentaient la proportion la plus élevée d'arrivées au port d'Annaba avec 75,3%, suivi de ceux qui arrivent de l'océan Atlantique (12,3%), de la Mer du Nord (9,5%), de la mer Noire (1,7%) et de la mer Baltique (1,2%) (Figure 09). L'Algérie est un pays mono-exportateur, les hydrocarbures (surtout gaz) ont un poids écrasant dans son économie, et elle est considérée comme un fournisseur privilégié des pays européens, le gaz transite principalement par les ports d'Arzew et Skikda (Mohamed-Chérif and

Ducruet 2011), les navires visitant le port d'Annaba viennent principalement pour chargement du phosphate et d'ammoniac.

Nos résultats concordent avec le travail réalisé sur le trafic maritime au port d'Arzew par (Bouda, el Islam Bachari et al. 2018), durant laquelle ils ont trouvé que les plus grandes surfaces enregistrées d'encrassement biologique ayant transité le port d'Arzew sont situés principalement dans le bassin méditerranéen. Dans l'ensemble, ces régions ont une biodiversité très similaire à celle d'Arzew. Plusieurs de ces ports sont des hubs, comme Marsaxlokk dans Malte, Valence en Espagne et Le Pirée en Grèce. Ils reçoivent un nombre considérable de navires, principalement d'Asie, et ainsi, la pression de propagule est élevée. D'ailleurs, il y a une grande similitude environnementale entre la mer Méditerranée et quelques mers asiatiques. La probabilité d'introduction de l'espèce est donc considérablement élevée.

Le pourcentage le plus élevé d'arrivées méditerranéennes a été enregistré dans les ports domestiques (Alger, Skikda, Oran, Djendjen et Mostaghanem) (Figure 10) avec 27,2%. Les autres régions de la Méditerranée, comme l'Espagne, la Tunisie, l'Italie, la Libye et l'Égypte sont représentées avec 17,7%, 10,2%, 7,8%, 3,3% et 3,1% respectivement, la Turquie et la Syrie avec 1,2% pour chacun, la Grèce, Malte, la Croatie et l'Albanie avec 0,8% chacun. Par conséquent, une introduction se produisant autour de ces ports affecte inévitablement le port d'Annaba via le processus d'introduction secondaire, qui est un phénomène très répandu près de la côte algérienne.

Le temps de séjour des eaux de ballast des navires échantillonnés varie de 1 à 16 jours. Les navires voyageant dans la Méditerranée ont un temps de séjour qui varie entre 1 et 5 jours, 1 ou 2 jours pour les navires caboteurs entre les ports domestiques et les pays méditerranéens (Espagne, Italie, Malte, Tunisie, Libye), et 4 à 5 jours pour les navires provenant de l'océan Atlantique (Maroc, Portugal). Les espèces introduites des régions méditerranéennes ont une probabilité d'introduction significative due aux courtes distances et au stress environnemental relativement faible. Le passage de navires de ces régions aux ports de destination se déroule sur des routes maritimes très proches de la côte. Cette navigation côtière empêche l'espèce de passer en haute mer, leur donnant plus de chances de survivre (Bouda, el Islam Bachari et al. 2018).

Cependant, un navire originaire d'Égypte a enregistré un voyage de 16 jours, alors qu'un autre de France a enregistré un voyage de 15 jours. L'hypothèse que les longs voyages maritimes

entraînent moins d'espèces phototrophes observées à la fin du voyage étaient confirmés par Chu, Tam et al. (1997) où les conditions défavorables dans les citernes de ballast, telles que l'obscurité et la faible disponibilité de nourriture, réduisent la richesse en espèces et causent une faible survie des espèces autotrophes (Chu, Tam et al. 1997).

Le volume de ballast rejeté peut être utilisé en tant que paramètre afin de connaître le taux d'espèces entrées, ceci est compatible avec certaines études antérieures (David et al. 2012 ; Gollasch et al. 2011). Le volume des eaux de ballast déversé à l'intérieur du port d'Annaba varie selon le type de navire. Les vraquiers arrivant dans le port déchargent un volume d'eau de ballast plus élevé (moyenne = 2 575,3 m³, max = 3 659,3 m³) par rapport aux navires de type cargo (moyenne = 1 593,3 m³, max = 2 985,7 m³). Le volume estimé des eaux de ballast rejetées annuellement dans le port d'Annaba est de 3,04 x 10⁵ m³. Les quantités estimées de l'eau de ballast, basées sur le volume d'eau déversé, peuvent être surestimées ou sous-estimées par rapport au volume réel. Cependant, il est plus proche de la réalité. Ce choix de calcul est motivé par le fait qu'il n'y a pas de système de déclaration dans les ports algériens qui permet d'enregistrer le volume d'eau de ballast rejetées lors de chaque escale.

Le volume d'eau échangée peut conduire à l'introduction de nouvelles espèces, comme on l'a signalé pour les espèces océaniques lors de l'échange d'eau de ballast en haute mer (Ruiz et al. 2000 ; Drake et al. 2002). La variété des cargaisons et les courts trajets, entraînent des ajustements nombreux avec prise et rejet d'eau, très souvent en zone côtière. Les porte-conteneurs font parfois escale dans le port d'Annaba pour compléter leur chargement ou échanger leurs « conteneurs », avec réajustement de leur stabilité, ce qui conduit à un relargage d'eau provenant des escales précédentes (mélange) ou d'eau locale. C'est pour cette raison que l'origine de l'eau est difficile à connaître. Le ballastage dans les ports estuariens comme le cas du navire 07 dont l'origine est l'estuaire de Montoir de Bretagne (la Loire), se fait souvent à partir d'eaux turbides entraînant des dépôts de sédiments très importants dans les ballasts (plusieurs centaines de tonnes au bout de quelques années), ce qui mécontente les commandants (la souplesse du ballastage en est réduite). Le risque de ces sédiments est à ne pas négliger puisqu'ils peuvent contenir plusieurs cellules en état de repos (kystes) d'où la nécessité d'intervention régionale d'urgence et l'application des lois de gestion d'eaux de ballast. Le rapport "REMPEC" du Centre pour la mer

Méditerranée de 2008 classe le port d'Arzew parmi les ports les plus vulnérables en Méditerranée.

Des travaux ont évalué le risque que représente certains ports donateurs, les résultats d'étude de (Bouda et al. 2016) sur le port d'Arzew (Algérie) ont montré que parmi les 76 ports d'introductions, 29 représentent un risque élevé, 34 un risque moyen, et 13 un risque faible, mais cela ne pourrait pas distinguer ni l'impact de ces espèces sur un nouvel environnement ni la nature de ces espèces (espèces cosmopolites ou non indigènes). Par conséquent, d'après nos résultats, la navigation côtière représente la grande part des introductions dans les ports algériens (73.5%) représente un risque plus élevé que le transport transocéanique. L'expédition en termes de ces organismes (9-541 kystes cm³) que dans les études précédentes pour les navires visitant les ports d'Arzew en Algérie (Bouda et al. 2016).

Dans des études récentes, le processus de renouvellement de l'eau de ballast, tel que prévu par la convention de gestion d'eau de ballast, est pris en considération pour estimer la probabilité des espèces arrivées (Seebens et al. 2013; Chan et al. 2013). Actuellement, la réglementation algérienne n'exige pas le renouvellement d'eau de ballast en haute mer. Malheureusement, aucun contrôle de ballast ne se fait au niveau des ports.

Il existe une norme de renouvellement des eaux de ballast et une norme de qualité des eaux de ballast. Le renouvellement des eaux de ballast permet de satisfaire à la norme de qualité des eaux de ballast, selon les règles de la convention internationale de gestion des eaux de ballast (**convention BWM**), les navires qui procèdent au renouvellement des eaux de ballast doivent obtenir un renouvellement volumétrique effectif d'au moins 95 % des eaux de ballast. Dans le cas des navires qui procèdent au renouvellement des eaux de ballast par pompage, le renouvellement par pompage de trois fois le volume de chaque citerne à ballast doit être considéré comme satisfaisant à la norme décrite. Le pompage de moins de trois fois le volume peut être accepté à condition que le navire puisse prouver qu'un renouvellement volumétrique de 95 % est obtenu (IMO, 2017). La nécessité d'actions coordonnées pour faire face à ce problème a été exprimée aux plus hauts niveaux politiques. Cela a été accompli dans le développement sous les auspices de l'Organisation maritime internationale (OMI), dont le but ultime est de réduire la quantité d'organismes viables libérés dans un nouvel environnement.

4.2. Paramètres physico-chimiques

La mer Méditerranée est une région particulièrement pauvre en nutriments (oligotrophe), principalement à cause d'un déficit en phosphates (Berland et al. 1980; Lemée et al. 2002; Siokou-Frangou et al. 2010; Hadjadji et al. 2014). L'interprétation des paramètres physico-chimiques des eaux de ballast est un peu délicate puisqu'en plus de la nature de l'eau dans les ballasts (eau de mer, saumâtre ou eau douce), le ballast est un milieu confiné, l'eau peut être un mélange dont l'origine exacte reste méconnue. Les variations des teneurs en sels minéraux dissous semblent liées à ces facteurs précédemment cités et aussi aux périodes de prélèvement.

Si on compare les températures relevées des eaux de ballast qui varient entre 13 et 27°C, et celles des eaux superficielles de la baie d'Annaba (16-28.3°C) (Frehi et al., 2007 ; Hadjadji et al. 2014; Ounissi et al. 2016) avec une moyenne annuelle de 19,1°C, nous constatons qu'elles sont très proche dans les deux milieux. De même Lorain et al. (2007) ont enregistré des températures qui oscillent entre 9-25°C en Méditerranée.

Certains navires procèdent au refroidissement des machines et des ballasts afin d'éviter toute transformation des matières dangereuses chargées, et ce refroidissement modifie la structure thermique du milieu.

Les valeurs de salinité des eaux de ballast varient entre 13 PSU et 36,81 PSU. Dans le même sens, de nombreuses études (Fréhi 1995 ; Frehi et al., 2007 ; Hadjadji et al. 2014; Ounissi et al. 2016) ont signalé dans la baie d'Annaba qui reçoit différents rejets urbains, industriels et de ballast, que les eaux côtières sont moins salées en période de crue (34 PSU) qu'en période d'étiage (38,1 PSU). De même, Gotsis-Skretas et Friligos (2016) ont démontré que les eaux côtières du golfe de Thessaloniki (Grèce) sont moins salées en mai (31,6 PSU) qu'en septembre (38,8 PSU) alors que celle du large ont une salinité qui varie entre 37,1 et 37,9 PSU. Ariyadej et al. (2004), ont enregistré une salinité de 38,1 PSU en Méditerranée nord occidentale.

Pour les sels minéraux dissous, les teneurs en azote nitreux (NO_2^-) oscillent d'un navire à l'autre, chaque navire peut avoir une explication à part puisque chacun a une origine qui diffère de l'autre. Les fortes teneurs enregistrées dans certains navires peuvent être à l'origine des impuretés industrielles ou les conséquences de l'oxydation de la matière organique au sein des ballasts, comme celles trouvées dans le navire N°18 (30,49 μM).

Les faibles valeurs des sels minéraux relevées dans quelques navires confirment l'absence d'influence continentale étant donné que le chargement des eaux s'effectue loin de la côte. A la lumière de nos résultats et de ceux présentés par Tahri (1995) dans son étude du phytoplancton toxique sur la côte méditerranéenne, il ressort que les valeurs les plus élevées en nitrates sont observées suite à l'activité touristique, à l'activité industrielle et à l'élévation de la température. Cette dernière favorise l'activité bactérienne qui va minéraliser la matière organique déposée permettant ainsi d'approvisionner le milieu en azote.

4.3. Biomasse chlorophyllienne

La biomasse du phytoplancton, exprimée en Chl-*a* dans l'eau de ballast, correspond à un environnement considéré comme oligotrophe (faible productivité). Il y a également une grande hétérogénéité entre les navires, ce qui pourrait être associé à des facteurs tels que le temps de stockage de l'eau à l'intérieur des ballasts, la non disponibilité de la lumière, et des nutriments. Le taux des phéopigments est plus important que celle des chlorophylles. Cette situation se manifeste par une pauvreté du milieu en matière nutritive, ce qui explique la dominance des formes inactives de la chlorophylle *a*. Sachant que les phéopigments *a* traduisent l'état physiologique des populations phytoplanctoniques ; plus la proportion des phéopigments est élevée par rapport à la chlorophylle *a*, plus les cellules algales sont vieilles et dégradées. Ces conditions conduiraient à un mauvais état physiologique du phytoplancton, les mêmes observations ont été signalées par Drake et al. (2002) en ce qui concerne le phytoplancton dans l'eau de ballast.

La convention sur la gestion des eaux de ballast, adoptée en 2004 et entrée en vigueur en septembre 2017, vise à empêcher la propagation d'organismes aquatiques nuisibles d'une région à une autre, en établissant des normes et procédures pour le contrôle et la gestion des eaux de ballast et sédiment des navires. Tous les navires effectuant des voyages internationaux sont tenus de gérer leurs eaux de ballast et sédiments en fonction de certaines règles, conformément à un plan de gestion des eaux de ballast qui leur est propre. Tous les navires doivent également avoir à bord un registre des eaux de ballast et un certificat international de gestion des eaux de ballast. Les normes de gestion des eaux de ballast prendront effet progressivement au cours d'une période donnée. À titre de solution temporaire, les navires devraient renouveler les eaux de ballast en

haute mer. Toutefois, la plupart des navires devront à terme avoir un système de traitement des eaux de ballast installé à bord.

Il serait souhaitable d'établir un programme de suivi à long terme entre les autorités portuaires et l'université en utilisant des bioindicateurs tels que la structure de la communauté de plancton, rapport Chl-a / pigments, l'association entre les paramètres physico-chimiques et phytoplancton afin de prévenir les risques d'introductions d'espèces non indigènes.

4.4. Bactériologie

La plupart des navires échantillonnés, arrivés en grande partie des ports nationaux et méditerranéens, n'ont pas subi un échange en haute mer (court trajet). Le dosage par colimétrie a montré des résultats positifs pour les coliformes totaux qui varient d'un navire à un autre, certains chercheurs considèrent que dans 1 ml d'eau de mer, plus d'un million de cellules bactériennes en moyenne peuvent être présentes (Azam and Malfatti 2007; Whitman et al. 1998). On a constaté que les eaux de ballast d'origine côtière contiennent un nombre plus élevé de coliformes par rapport aux eaux d'origine océanique, ce qui concorde avec les résultats trouvés par Aguirre-Macedo et al. (2008), qui indiquent que l'impact pourrait être faible si l'origine de l'eau de ballast est océanique (selon son origine biogéographique), faible à moyenne si l'origine de l'eau est côtière, et moyenne à élevée si l'origine de l'eau est fluviale.

La concentration élevée de coliformes totaux (> 200 UFC / 100 ml) dans l'eau de ballast de certains navires n'est pas seulement le résultat de la matière fécale, mais aussi d'une grande quantité de matière dérivée du sol continental ou de la décomposition végétale. Cependant, même avec les informations trouvées sur le registre des échanges d'eau de ballast et la liste des derniers ports d'escale de chaque navire, il est difficile de suivre l'origine de l'eau de ballast avec l'échange d'eau à différents ports. Les faibles valeurs pourraient être principalement dues à la sensibilité des coliformes à la salinité, à la profondeur, à la lumière du soleil et à d'autres facteurs. Par ailleurs, les établissements urbains ainsi que les zones riveraines peuvent favoriser la présence de ces bactéries, principalement en raison de l'insuffisance de l'évacuation des eaux usées (Griffin et al. 2001; Lipp et al. 2002).

4.5. Succès de survie des micro-organismes déchargés

La figure 21, résume des différentes étapes de survie nécessaires pour qu'une espèce allochtone puisse s'installer dans un nouveau milieu récepteur.

D'après Tsolaki et al. (2010), La plupart des microorganismes ne survivent pas dans les ballasts pendant le transport et au moment de leur introduction dans un nouvel environnement. En effet, le nombre de bactéries diminue en six jours malgré les variations de températures (Hua and Hwang 2012).

Hallegraeff et Bolch (1992) et Gregg et Hallegraeff (2007) ont noté que le succès de survie des bactéries et des microalgues à l'intérieur des ballasts est plus important, car elles sont de très petite de taille, abondantes et capables de résister quand les conditions sont défavorables en formant des kystes ou des spores.

Cependant, certaines études montrent que le phytoplancton prélevé dans les eaux de ballast est vivant malgré le passage dans les pompes des ballasts (Masson et al. 2000). Dans certaines circonstances, des espèces survivent et forment des populations viables et potentiellement envahissantes lors du déballastage. Les dinoflagellés peuvent germer et se développer. Les études confirment l'importance des eaux de ballast comme vecteur majeur de dissémination de microalgues toxiques (Hallegraeff et Bolch 1992).

D'après Gollasch (2002), 5 à 20% des espèces introduites peuvent s'adapter à leur nouvel habitat. Lorsqu'une microalgue est introduite et prolifère en l'absence de prédateurs, parasites et pathogènes naturels (OTA 1993), son éradication totale semble impossible.

Le port d'Annaba est visité par ~ 135 navires par an (moyenne annuelle entre 2009 et 2016), le volume total d'eau de ballast déversé à l'intérieur du port chaque année est estimé par $304 \times 10^3 \text{ m}^3$. Si on extrapole la concentration des coliformes sur le volume total d'eau, La concentration totale déversée annuellement sera entre 0 et $7,3 \times 10^{11}$ cellules / l. Ces valeurs ne sont pas négligeables, car elles peuvent présenter un risque pour l'écosystème et la santé humaine.

La température mesurée dans des échantillons d'eau à l'intérieur des ballasts a été comparée à la température des eaux de surface à proximité du navire (baie d'Annaba). La différence entre les deux milieux variait de 2,5 à 13°C, si les micro-organismes tolèrent une telle variation, nous pouvons dire que l'ensemble des micro-organismes contenus dans tous les navires échantillonnés pourraient tolérer le nouvel environnement à la décharge. Une fois que les organismes sont livrés

à un nouvel endroit, leur succès d'invasion est en fonction de leur capacité à survivre et à se reproduire (Carlton 1985). Dans le même contexte, Drake et al. (2002) ont estimé que 56% des micro-organismes déchargés des eaux de ballast pourraient survivre dans le nouveau milieu récepteur. Les bactéries ont une gamme de tolérance de température de 30° C, ils peuvent alors résister à des variations $\pm 15^{\circ}\text{C}$ entre les températures à l'intérieur des ballasts et celle de l'eau du milieu récepteur. Certaines parmi elles sont libres et n'ont aucune biogéographie particulière, donc ubiquiste (Finlay 2002; Finlay and Fenchel 2004). Elles ne peuvent pas être considérées comme organismes « envahissants ». Face à ce risque d'envahissement, la nécessité d'un moyen rapide et fiable de diagnostiquer la présence d'organismes pathogènes dans l'eau de ballast, et le besoin d'un moyen plus efficace de suivre l'origine de l'eau dans chaque ballast est fortement souhaitée. Il s'agit d'un problème de santé publique extrêmement important, depuis l'apparition du Cholera au Mexique en 1991 et 1992 introduit dans l'eau de ballast (McCarthy and Khambaty 1994) et l'introduction de plusieurs espèces envahissantes en Méditerranée.

En Algérie, on ne sait pas dans quelle mesure les microorganismes provenant d'eaux océaniques (ou côtières) par ballast représentent un risque d'invasion (et d'impact) sur le site de décharge. Ce n'est probablement pas parce qu'ils sont des envahisseurs pauvres que des études de référence détaillées font défaut. Par conséquent, il est urgent d'établir des études de terrain de base pour identifier un tel risque.

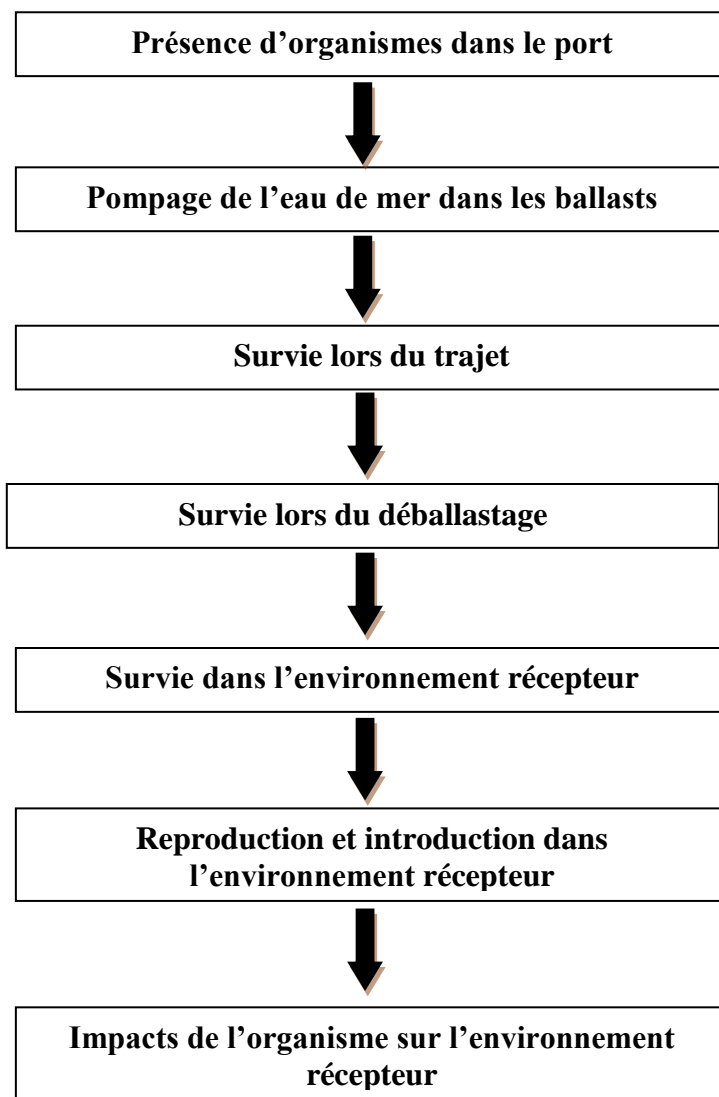


Figure 21. Etapes nécessaires de survie d'une espèce marine allochtone via les ballasts des navires (Hallegraeff 1998).

4.6. Le phytoplancton et zooplancton

Le présent travail peut être considéré comme une première étude à fournir des informations détaillées sur le phytoplancton et le zooplancton des eaux de ballast déchargées par les navires dans les eaux algériennes, en particulier dans le port d'Annaba.

La majorité des navires qui se rendent au port d'Annaba sont de petite et moyenne taille opérant dans des eaux côtières peu profondes (longueur moyenne : 136 m, capacité moyenne d'eau de ballast : 2 550 m³). Cependant, de nombreux ports dans le monde reçoivent des services de trafic maritime domestique et international, et les deux types d'itinéraires sont des voies pour l'introduction d'espèces non indigènes, en particulier lorsque les ports le long des routes domestiques sont fortement envahis (Lawrence and Cordell 2010). Le rôle du transfert d'eau de ballast intra côtier n'a pas été documenté, bien qu'il soit considéré comme important (Ruiz et al. 1997). Nos analyses décrivent les caractéristiques spatio-temporelles des itinéraires d'expédition et les arrivées vers le port d'Annaba au cours des deux années d'étude. Les navires arrivant au port d'Annaba sont majoritairement d'origine méditerranéenne, et en particulier des ports domestiques (Alger, Skikda, Bejaia, Djendjen et Mostaganem). Ces résultats sont conformes à ceux de (Mohamed-Chérif and Ducruet 2012), qui ont identifié les ports euro-méditerranéens comme principaux ports partenaires à partir desquels les navires visitent le littoral algérien, avec une prédominance de navires des ports espagnols, comme Valence, Castellón et Ravenne.

D'autres parts, les navires océaniques provenant de l'océan Atlantique, de la mer du Nord et de la mer Baltique entrent dans la mer Méditerranée par le détroit de Gibraltar. Même si le contact avec la mer Baltique est faible (1,2% des arrivées), cette région est responsable de l'introduction d'organismes dans la Méditerranée (Gomoiu et al. 2002). En outre, compte tenu du fait que certains navires transitent à travers le détroit avec une fréquence de plusieurs fois par année (le cas de la présente étude), cela augmente la possibilité d'introduction (Flagella et al. 2006).

Les vraquiers arrivant dans le port d'Annaba contiennent plus de volume d'eau de ballast par rapport aux cargos. Ce volume est estimé à environ $3,04 \times 10^5$ m³ d'eau de ballast déchargée annuellement dans le port. De telles quantités contribuent à une pression de propagule réelle. Le nombre d'individus introduits par l'écoulement des eaux de ballast est affecté non seulement par la concentration volumétrique des organismes par réservoir, mais aussi par le volume total d'eau de ballast déchargé. Par conséquent, le risque d'introduction d'espèces indésirables augmente

avec le volume déchargé. Dans notre étude, les abondances des taxons retrouvés dans l'eau de ballast ne changent pas entre le type de navire (cargo, vraquier). Les navires venant de la mer Méditerranée avaient des abondances de diatomées et de dinoflagellés relativement élevées (350 à 1 310 cellules /l) par rapport aux navires océaniques (370 à 640 cellules /l), Ceci est probablement dû à la durée de voyage qui est plus longue et à la mortalité des espèces, avec seulement le plus grand nombre des taxons résistants survivant dans les citernes des navires océaniques. Les courts temps de transit (<15 jours) sont associés à la présence d'un nombre important d'organismes planctoniques vivants, donc une grande pression d'invasion, comme l'ont déjà signalé Smith et al. (1999). Ceci favorise à son tour la dispersion de plusieurs taxons dans toute la mer Méditerranée, telle la dispersion d'*Alexandrium* spp. et *Karenia mikimotoi* (Guelorget 1992, Romdhane et al. 1998; Turki et al. 2001), *A. catenella*, *A. tamarense* et *Pseudo-nitzschia* spp. (Sahraoui et al. 2009, Armi et al. 2011) le long des côtes tunisiennes et *K. mikimotoi* (Gomez and Claustre 2001, Frehi et al. 2007, Illoul et al. 2008), (Bouchouicha Smida et al. 2014) *A. catenella* et *G. catenatum* le long des côtes algériennes (Illoul et al. 2008, Frehi et al. 2007). Les navires de petite et moyenne taille opérant dans les eaux côtières ne se conforment pas nécessairement aux normes d'organisation maritime internationale (OMI) ou aux lignes directrices pour l'échange d'eau de ballast (Endresen et al. 2002), telles que les itinéraires entre les ports domestiques (Alger, Bejaia, Skikda, Mostaganem) ou entre les ports méditerranéens, comme Jorf Lasfer (Maroc), Gabes et Sousse (Tunisie). Étant donné que la majorité des échantillons d'eau de ballast provenaient de régions situées dans la biorégion méditerranéenne (75,3%), le pourcentage de trouver des espèces non indigènes était faible. Néanmoins, certaines études indiquent que l'eau de ballast transportée par les navires domestiques est un vecteur important pour le transfert d'espèces aquatiques non indigènes et indigènes (Lavoie et al. 1999). La nécessité d'actions coordonnées pour faire face à ce problème d'introduction a été exprimée aux plus hauts niveaux politiques.

Il est clair que le problème des espèces envahissantes devrait empirer au cours du prochain siècle en raison de l'augmentation du commerce international. Par conséquent, le volume d'eau de ballast déchargé va augmenter à l'intérieur du port, le risque de nouvelles invasions augmente avec le volume rejeté d'eau de ballast dans les ports de réception et la fréquence des visites des navires, mais aussi le nombre de ENI libérés (Carlton 1996, Verling et al. 2005). Certaines de ces

espèces de dinoflagellés non indigènes ont des aires importantes de distribution (Dodge and Hart-Jones 1982).

Cette étude sur le volume déversé, ainsi que les routes maritimes reliant les biorégions au port d'Annaba, nous a permis d'analyser d'une façon estimative la capacité des espèces à résister au stress généré par le voyage et leur capacité d'adaptation. Cette approche nous donne une idée générale sur les niveaux de risque d'introduction d'espèces de chaque biorégion. Il est vrai que ces résultats restent préliminaires et ne représentent qu'un seul port parmi les 12 ports de commerce algériens et demandent une succession d'études.

Les abondances de diatomées et de dinoflagellés dans les eaux de ballast ne changent pas selon le type de navire (cargo, vraquier), mais ils changent selon la catégorie de navire (méditerranéen, océanique) ($p = 0,05$). En outre, les navires méditerranéens ont également une richesse et une abondance d'espèces de diatomées significativement plus élevées que les océaniques (Spearman $r = 0,566$ et $r = 647$, $p = 0,003$ et $p \leq 0,001$). Cependant, il n'y a pas de relation entre la richesse des dinoflagellés et leur abondance (Spearman $r = 0,410$ et $0,442$; $p = 0,04$ et $0,03$, respectivement). La richesse et l'abondance des espèces de dinoflagellés semblent indépendantes de la zone parcourue. Ceci est une constatation importante qui mérite d'être approfondie, en raison de (i) l'importance connue des taxons de dinoflagellés impliqués dans l'augmentation mondiale des HAB, et (ii) l'importance des translocations domestiques (intra-méditerranéen dans le cas présent, avec distances entre les ports) pour le succès des taxons exotiques importés. Ces résultats concordent à ceux de Hallegraeff (1998), qui a déclaré que le transport domestique d'eau de ballast présente manifestement un risque beaucoup plus grand de transposition d'organismes que de transport maritime international.

Le transport océanique et estuarien et le flux des rivières influencent grandement l'abondance et la distribution de plancton. Les facteurs physiques (les courants, la lumière, etc.) et chimiques (la salinité, nutriments, etc.) de ces systèmes, associés à des cycles de vie uniques de certaines espèces entraînent des blooms qui affectent les écosystèmes côtiers et les populations (Sellner et al. 2003). La durée moyenne de séjour des eaux à l'intérieur des ballasts dans cette étude est de 1,7 jour pour les navires méditerranéens, à l'exception du navire n° 07 (16 jours en raison de mauvaises conditions météorologiques) et de 6,7 jours pour les navires océaniques. La durée du voyage a eu un effet significatif sur la richesse des espèces dans l'eau de ballast, ce qui est

démonstré par les faibles valeurs constatées dans les navires ayant une longue durée de trajet (jusqu'à 16 jours). On suppose que des voyages plus longs peuvent entraîner la mortalité et le déclin des organismes moins résistants, comme en témoignent les études sur l'eau de ballast avec un échantillonnage en route (Olenin et al. 2000, Dickman et Zhang 1999). Le manque de lumière dans les ballasts peut être la principale raison de la faible survie des espèces autotrophes (Dickman et Zhang 1999).

La physiologie des dinoflagellés leur permet de survivre pendant seulement 2 à 4 jours dans l'obscurité. Ensuite ils passent à un mode trophique alternatif (mixotrophie ou phagotrophie), mort ou enkystement (Hallegraeff et Bolch 1992).

Cependant, l'abondance d'organismes rencontrés dans les eaux de ballast dépend non seulement de la durée du voyage, mais est aussi liée à la densité des régions sources, et partiellement par mortalité des espèces en raison de la longueur du voyage (Klein et al. 2010). Les taxons du phytoplancton trouvés dans les eaux de ballast des navires entrant dans le port d'Annaba étaient taxonomiquement assez diversifiés et sont caractérisés par la présence d'espèces cosmopolites déjà présentes dans la région d'Annaba. Cependant, les études sur le phytoplancton provenant des eaux algériennes sont limitées et souvent sélectives, et le phytoplancton marin demeure peu connu. Malgré ces limitations, certains taxons trouvés dans les eaux de ballast n'ont jamais été observés dans la région d'Annaba, tels que les diatomées *Actinoptychus splendens*, *Odontella granulata*, *Coscinodiscus asteromphalus*, *Coscinodiscus lineatus* et *Thalassiosira cf. decipiens* et les dinoflagellés *Prorocentrum scutellum* et les kystes de *Polykrikos kofoidii* et *Islandinium minutum*. Ces espèces sont alors considérées comme non indigènes. Cependant, la plupart de ces taxons étaient identifiés des navires méditerranéens (tableau 2), alors que seuls 4 navires océaniques transportaient des ENI. Cela suggère qu'ils peuvent être présents dans la zone d'étude, mais qu'ils n'ont pas été détectés par manque d'étude sur le phytoplancton à ce jour.

La prolifération d'espèces non indigènes pose d'énormes risques, notamment les dinoflagellés particulièrement quand ceux-ci sont nocifs ou toxiques. Ces proliférations d'espèces non indigènes ont eu des répercussions économiques conséquentes pour l'industrie aquacole australienne (Hallegraeff 2002).

Les espèces nuisibles / toxiques présentes dans les échantillons d'eau de ballast provenaient de navires de la Méditerranée étaient précédemment enregistrées dans la baie d'Annaba (Frehi et al.

2007) et à Alger (Illoul 2014). Une partie de ceux-ci sont reconnus comme des producteurs de toxines (*Alexandrium tamarense*, *Dinophysis acuminata*, *D. rotundata*, *Gonyaulax spinifera*, *Gymnodinium catenatum*, *Lingulodinium polyedrum* et *Protoceratium reticulatum*) indiquant la nécessité de minimiser l'introduction non intentionnelle d'espèces méditerranéennes. Les kystes de dinoflagellés d'espèces potentiellement toxiques trouvées dans les échantillons, (*Alexandrium* spp., *Islandinium minutum*) producteurs de PSP montrent la capacité de ces espèces à survivre dans les eaux de ballast des navires sur de longues distances lorsque les conditions de vie actives sont défavorable. Ces kystes peuvent rester dormants dans les sédiments pendant une période allant jusqu'à 10-20 années (Hallegraeff et Bolch 1992).

Selon les modèles de chargement, les différents réservoirs peuvent contenir l'eau provenant de différents ports ou des mélanges de plus d'un port (Hallegraeff 1998). L'origine de ces taxons nocifs trouvés dans la présente étude est incertaine à cause des difficultés à identifier précisément l'origine géographique de l'eau transportée par ces navires. Ceci est amplifié par le fait que l'échange d'eau de ballast est souvent effectué dans différents ports (Aguirre-Macedo, Vidal-Martinez et al. 2008) le long de la route. En plus, l'introduction d'espèces à partir d'un port donneur est un processus en plusieurs étapes ; les espèces doivent passer par des phases distinctes qui agissent comme des barrières successives avant qu'elles n'atteignent avec succès le port de réception. Chaque phase que l'espèce doit passer pour atteindre la prochaine étape est associée à une probabilité indépendante d'échec.

L'eau de mer chargée dans les réservoirs de ballast d'un navire donné au port de départ ne doit pas être complètement déchargée au premier port d'escale, puisque des décharges partielles se produisent dans des ports successifs lors du réglage du ballast pour équilibrer le poids du navire pendant le chargement ou déchargement de la cargaison (Dobler 2002).

La présence de kystes de *Islandinium minutum* mérite d'être soulignée, cette espèce a une répartition bipolaire limitée aux régions tempérées à polaires. L'aire de distribution de cette espèce semble donc être plus importante que ce qu'on imaginait (Kudela et al. 2008). Le changement climatique peut faciliter l'introduction de ces espèces toxiques (Dukes et Mooney 1999, Vitousek et al. 1997), ce qui augmente le risque d'introduction d'espèces nocives dans les eaux côtières méditerranéennes et algériennes.

CONCLUSION

Conclusion

Cette recherche fut principalement motivée par l'augmentation du transfert d'espèces non-indigènes entre différentes régions du monde (Ruiz et al. 2000; Carlton 2007) et la méconnaissance du nombre d'espèces phytoplanctoniques (formes enkystées et cellules végétatives) et zooplanctoniques introduites par les navires commerciaux qui visitent les côtes méditerranéennes et algériennes. Ainsi, il constitue le premier travail en Algérie à examiner l'introduction d'espèces nuisibles via les eaux de ballast, et tente de répondre aux questions les plus importantes pour la compréhension de l'introduction des espèces marines via les eaux de ballast. Plusieurs faits nouveaux ont été mis en évidence dans le cadre de la présente étude contribuant à mieux comprendre le risque des introductions.

La première partie de ce travail nous a permis d'identifier les principales routes maritimes, reliant le port d'Annaba avec les autres ports du monde, les ports de départ des navires entrant dans le port pour chargement, et reconnaître les 50 ports qui maintiennent le commerce avec le port d'Annaba durant la période d'étude. Ces résultats montrent que 73,23% des navires proviennent de la méditerranée, 16,92 % de l'océan Atlantique, 4,72 % de la mer du Nord, et 1,18 % seulement de la mer Baltique.

La deuxième partie montre que les ballasts sont considérés comme des milieux oligotrophes, ceci est expliqué par les faibles teneurs des éléments nutritifs et de matière organique enregistrées à l'intérieur des ballasts. Cette oligotrophie pourrait être associée à des facteurs tels que le temps de résidence de l'eau à l'intérieur des ballasts, ainsi que l'absence de lumière et de nutriments. Pour l'analyse bactériologique, le dosage par colimétrie a montré des résultats positifs pour les coliformes totaux qui varient d'un navire à l'autre. La concentration élevée de coliformes totaux dans l'eau de ballast de certains navires n'est pas seulement le résultat de la matière fécale, mais aussi d'une grande quantité de matière dérivée du sol continental ou de la décomposition végétale, alors que les faibles valeurs pourraient être principalement dues à la sensibilité des coliformes à la salinité, à la profondeur, à la lumière du soleil et à d'autres facteurs.

La troisième partie constitue la première étude en Algérie à examiner en détail les espèces marines présentes dans les réservoirs de ballast. Ce chapitre caractérise les populations de phyto et zooplancton, leur richesse et leur abondance ainsi que les espèces toxiques et non-indigènes transportées par les ballasts des navires qui visitent le port d'Annaba. Les ballasts des navires

contiennent des espèces phytoplanctoniques, zooplanctoniques et d'autres groupes qui peuvent être introduits via les réservoirs de ballast de navires qui seront par la suite déchargés dans les eaux environnantes. Cette étude montre que les concentrations (en cellules/l) de tous les types d'organismes étaient plus élevées dans les navires côtiers qui ne font pas d'échange de leurs eaux de ballast, que dans les navires océaniques, et que l'âge de l'eau de ballast est le principal facteur qui influence l'abondance du phytoplancton dans les eaux de ballast. La présente étude a permis d'identifier 40 taxons de diatomées et 38 dinoflagellés, parmi lesquels 11 taxons nocifs / toxiques ont été signalés.

Une contribution majeure de l'étude est d'avoir identifié 8 espèces (5 diatomées, 1 dinoflagellé et 2 kystes de dinoflagellés) non-indigènes dans les réservoirs des navires qui visitent le port d'Annaba. Ces espèces n'ont pas encore été répertoriées en Algérie et sont considérées comme potentiellement non indigènes.

Plusieurs aspects n'ont pas pu être traités dans cette recherche et de nombreuses questions restent ouvertes. Cependant, nos résultats et nos conclusions suggèrent des pistes qui méritent être considérées dans de futures études sur l'introduction des espèces non indigènes via les eaux de ballast, et particulièrement sur les espèces non indigènes et nuisibles des dinoflagellés.

L'acceptation par la Finlande de la Convention sur la gestion de l'eau de ballast de l'OMI en septembre 2016 à entraîner l'entrée en vigueur de la convention en septembre 2017 (OMI 2017), en précisant clairement des normes robustes pour la gestion des eaux de ballast à bord des navires. La performance de la norme de gestion d'eau de ballast sera mise en place progressivement sur une période de temps et des méthodes de traitement de l'eau de ballast seront mises en œuvre. A moyen terme, les navires en transit peuvent opter pour l'« échange continu d'eau de ballast en système à ciel ouvert », tel que recommandé par l'OMI, « Lignes directrices pour la gestion de l'eau de ballast ».

Les études biologiques de base et les programmes de surveillance manquent dans la plupart des ports méditerranéens, ce qui rend difficile la confirmation de la présence ou l'absence d'ENI dans la région. Bien que la pression de propagule puisse diminuer avec la mise en œuvre de la convention, nous recommandons que l'eau de ballast déchargée doive toujours être contrôlée et surveillée. En définitive, la désignation des zones d'échange d'eau de ballast, tel qu'énoncé dans la gestion de l'eau de ballast de l'OMI (OMI 2004), est primordiale pour protéger les eaux algériennes des introductions d'ENI.

La solution technique la plus simple, et pour l'instant la seule appliquée, est le rinçage des ballasts en haute mer, durant le trajet, partant du principe que les organismes vivants aspirés sur les côtes et estuaires ne survivront pas en haute mer, en raison de la salinité élevée et de la limitation en nutriments. Malheureusement, de nombreux navires ne renouvellent pas leurs eaux (mauvais temps, trajets trop courts, etc.).

Pour conclure ce bref aperçu du problème, le caractère inéluctable de la prise en compte et de la gestion des eaux et sédiments de ballast des navires fait l'objet d'un consensus international. Les effets possibles de ces petits et répétés rejets de chaque navire pendant la traversée en mer devraient être surveillés et ultimement interdits. Malheureusement, actuellement il n'y a pas de règlement ou un contrôle d'échange d'eau de ballast ni dans le port d'Annaba ni dans d'autres ports algériens.

Recommandations

Nous recommandons que d'autres programmes de recherche puissent également entreprendre des expériences de culture pour évaluer le risque d'introduction d'ENI. En conséquence, plus d'espèces pourront être identifiées, en particulier lorsque les expériences de culture entraînent la germination des cellules en stade de repos qui sont généralement très difficiles à identifier au niveau de l'espèce dans ses stades dormants. Les études futures pourraient également envisager l'étude de l'écophysiologie pour analyser les limites de survie des espèces dans les citernes de ballast et dans de nouveaux environnements suite au relargage, dans le but d'évaluer le risque d'invasion potentielle dans de nouveaux habitats.

Le nombre élevé d'organismes présents dans l'eau de ballast et les conditions abiotiques très similaires de l'eau de ballast déchargée dans le port d'Annaba augmentent la probabilité de survie des organismes dans le nouvel environnement. Ces préoccupations soulignent le besoin de gestion de l'eau de ballast pour réduire les futurs risques d'invasions d'ENI.

Résumé

Résumé

Le trafic maritime en Algérie se caractérise par un déséquilibre entre les importations et les exportations. L'Algérie dispose de 10 ports commerciaux de petites et moyennes tailles, avec un trafic total annuel de 80 millions de tonnes. Environ 10 000 navires visitent les ports algériens chaque année. Nous présentons ici la première étude sur le rôle du trafic maritime dans l'introduction d'espèces potentiellement nuisibles et / ou non indigènes dans le port d'Annaba (Algérie). Nous avons mené une enquête de deux ans, (2013/2014) sur tous les navires arrivant au port d'Annaba. Un total de 25 navires de deux types différents (cargo général et les vraquiers) ont été échantillonnés et séparés en deux catégories : les navires océaniques et méditerranéens. Ces échantillons ont été soumis aux différentes séries d'identification, à savoir l'identification de phytoplancton, de zooplancton et des autres espèces. Nous avons estimé la Pression de propagation actuelle du phytoplancton côtier à haut risque dans les eaux de ballast vers le port d'Annaba. Nous avons identifié 40 taxons de diatomées et 38 dinoflagellés, parmi lesquels 11 taxons nocifs / toxiques ont été signalés : *Pseudonitzschia* spp., *Alexandrium tamarense*, *Alexandrium* sp., *Dinophysis acuminata*, *Dinophysis rotundata*, *Dinophysis* sp., *Gonyaulax spinifera*, *Gymnodinium catenatum*, *Lingulodinium polyedrum*, *Protoceratium reticulatum* et le kyste d'*Alexandrium* sp. De plus, 8 taxons (5 diatomées, 1 dinoflagellé et 2 kystes de dinoflagellés) n'ont jamais été observés dans la région d'Annaba et considérés comme potentiellement non indigènes : *Actinoptychus splendens*, *Coscinodiscus asteromphalus*, *Coscinodiscus lineatus*, *Odentella granulata*, *Thalassiosira* cf. *decipiens*, *Prorocentrum scutellum*, kyste de *Polykrikos kofoidii* et *Islandinium minutum*. Plusieurs facteurs ont été examinés, notamment les routes maritimes, l'âge de l'eau de ballast et volume d'eau de ballast déchargé. Nos analyses ont révélé que l'abondance des diatomées et des dinoflagellés diminuait avec l'âge de l'eau de ballast, possiblement en raison de la mortalité des espèces due à la longueur du voyage et au manque de lumière dans les ballasts. Les estimations de la pression réelle des propagules, des diatomées et des dinoflagellés varient de 1 à 4×10^8 cellules / navire. Les résultats de cette étude pourraient servir de base pour le développement et la mise en place d'un programme de surveillance et de gestion des eaux de ballast dans les ports d'Algérie.

Mots clés : trafic maritime, eau de ballast, port d'Annaba, espèces envahissantes, pression de propagules.

Abstract

Maritime traffic in Algeria is characterized by an imbalance between imports and exports. Algeria has 10 commercial ports of small and medium size. With a total traffic of 80 million tones years, 10,000 ships visit Algerian ports every year.

We present here the first study on the role of ship traffic in the introduction of potentially harmful and/or nonindigenous species in the port of Annaba (Algeria). We conducted a two-year survey (2013/2014) on all vessels arriving at the port of Annaba.

A total of 25 ships of two different types (general cargo and bulk carriers) were sampled and separated into two categories: oceanic and Mediterranean ships. These samples were subjected to different identification series, namely the identification of phytoplankton, zooplankton and other species contained in their ballast water.

We estimated propagule pressure of high-risk coastal phytoplankton delivered in ballast water to the port of Annaba. We identified 40 diatom and 38 dinoflagellate taxa, among which, 11 harmful/toxic taxa: *Pseudonitzschia* spp., *Alexandrium tamarense*, *Alexandrium* sp., *Dinophysis acuminata*, *Dinophysis rotundata*, *Dinophysis* sp., *Gonyaulax spinifera*, *Gymnodinium catenatum*, *Lingulodinium polyedrum*, *Protoceratium reticulatum* and cyst of *Alexandrium* sp. In addition, 8 taxa (5 diatoms, 1 dinoflagellate and 2 dinoflagellate cysts) never observed in the Annaba region were considered as potentially non-indigenous: *Actinoptychus splendens*, *Coscinodiscus asteromphalus*, *Coscinodiscus lineatus*, *Odentella granulata*, *Thalassiosira* cf. *decipiens*, *Prorocentrum scutellum*, cyst of *Polykrikos kofoidii* and *Islandinium minutum*. Several factors were examined, including ship routes, ballast water age and the volume of ballast water discharged. Our analyses revealed that diatom and dinoflagellate abundances decreased with ballast water age, possibly as a result of mortality of species due to voyage length and lack of light in ballast tanks. Estimates of actual propagule pressure, diatoms and dinoflagellates abundances varied from 1 to 4×10^8 cells/ship. The results of this study could serve as the baseline for the development and implementation of monitoring and ballast water management programs in ports of Algeria.

Key words: marine traffic, ballast water, invasive species, propagule pressure.

ملخص

تتميز حركة النقل البحري في الجزائر بوجود اختلال بين الواردات والصادرات، وبين مختلف أنواع الحركة. تمتلك الجزائر 10 موانئ تجارية صغيرة ومتوسطة الحجم. يبلغ إجمالي حركة المرور فيها 80 مليون طن سنويا، حيث تدير 95% من التجارة الخارجية. حوالي 10 آلاف سفينة تزور الموانئ الجزائرية كل سنة.

تعتبر هذه أول دراسة حول دور النقل البحري في إدخال أنواع الكائنات الضارة و / أو غير الأصلية في ميناء عنابة (الجزائر). أجرينا تحقيق لمدة عامين (2014/2013) على جميع السفن التي تصل إلى ميناء عنابة. وأخذت عينات من نوعين مختلفين من السفن (البضائع العامة وناقلات البضائع السائبة) بمجموع 25 سفينة تم تقسيمها إلى فئتين: السفن المحيطية وسفن البحر الأبيض المتوسط. خضعت هذه العينات إلى سلسلة مختلفة من التحاليل، وهي تحاليل تحديد العوالق النباتية والحيوانية وغيرها من الأنواع الواردة في مياه الصابورة الخاصة بهم. قدرنا ضغط الانتشار من العوالق النباتية الساحلية عالية الخطورة في مياه الصابورة إلى ميناء عنابة. حددنا 40 أصناف من الدياتومات و38 صنف من السوطيات، بينهم 11 من الأنواع الضارة *Dinophysis* ، *pseudonitzschia* ، *Alexandrium tamarense* ، *Alexandrium sp.* ، *Dinophysis* ، *Lingulodinium polyedrum* ، *reticulatum* ، *catenatum* ، *rotundata* ، *Dinophysis spinifera* ، *Protoceratium* وكيست *Alexandrium*. وبالإضافة إلى ذلك، تم العثور على ثمانية أصناف (5 الدياتومات، دوامي السياط 1 و 2 اكياس) لم يلاحظ من قبل في منطقة عنابة. واحتمال ان تكون سامة : *Actinoptychus splendens* ، *Coscinodiscus asteromphalus* ، *Coscinodiscus lineatus* ، *Odentella granulata* ، *Thalassiosira cf.* ، *Islandinium* . *Prorocentrum scutellum* ، *decipiens* ، *minutum* تم فحص العديد من العوامل ، بما في ذلك الممرات الملاحية ، وعمر مياه الصابورة ، وحجم مياه الصابورة التي تم تصريفها. كشف تحليلنا أن وفرة من الدياتومات والسوطيات انخفضت مع تقدم عمر مياه الصابورة، ربما بسبب وفيات الأنواع نظرا لطول الرحلة وعدم وجود ضوء في صهاريج الصابورة. وتختلف تقديرات الضغط الفعلي الدياتومات والسوطيات 1-4 × 108 خلية / السفينة. يمكن أن تكون نتائج هذه الدراسة بمثابة أساس لتطوير وتنفيذ برامج المراقبة وإدارة مياه الصابورة في موانئ الجزائر.

الكلمات المفتاحية: الحركة البحرية ، مياه الصابورة ، ميناء عنابة ، الأنواع الغازية ، الضغط الفعل.



Ship traffic and the introduction of diatoms and dinoflagellates via ballast water in the port of Annaba, Algeria

Radhia Cheniti^{a,*}, André Rochon^{b,*}, Hocine Frihi^a

^a Marine Bioresources Laboratory, Annaba University Badji-Mokhtar, Annaba, Algeria

^b ISMER-UQAR, 310 allée des Ursulines, Rimouski, QC, Canada G5L 3A1

ARTICLE INFO

Keywords:

Shipping
Ballast water
Diatom
Dinoflagellate
Harmful taxa
Annaba, Algeria

ABSTRACT

We present here the first study on the role of ship traffic in the introduction of potentially harmful and/or non-indigenous species in the port of Annaba (Algeria). A total of 25 ships of two different types (general cargo and bulk carriers) were sampled and separated into two categories: oceanic and Mediterranean ships. We estimated propagule pressure of high-risk coastal phytoplankton delivered in ballast water to the port of Annaba. We identified 40 diatom and 38 dinoflagellate taxa, among which, 11 harmful/toxic taxa: *Pseudo-nitzschia* spp., *Alexandrium tamarense*, *Alexandrium* sp., *Dinophysis acuminata*, *Dinophysis rotundata*, *Dinophysis* sp., *Gonyaulax spinifera*, *Gymnodinium catenatum*, *Lingulodinium polyedrum*, *Protoceratium reticulatum* and cyst of *Alexandrium* sp. In addition, 8 taxa (5 diatoms, 1 dinoflagellate and 2 dinoflagellate cysts) never observed in the Annaba region were considered as potentially non-indigenous: *Actinopterychus splendens*, *Coscinodiscus asteromphalus*, *Coscinodiscus lineatus*, *Odentella granulata*, *Thalassiosira* cf. *deciptens*, *Prorocentrum scutellum*, cyst of *Polykrikos kofoidii* and *Islandinium minutum*. Several factors were examined, including ship routes, ballast water age and the volume of ballast water discharged. Our analyses revealed that diatom and dinoflagellate abundances decreased with ballast water age, possibly as a result of mortality of species due to voyage length and lack of light in ballast tanks. Estimates of actual propagule pressure, diatoms and dinoflagellates abundances varied from 1 to 4×10^8 cells/ship. The results of this study could serve as the baseline for the development and implementation of monitoring and ballast water management programs in ports of Algeria.

1. Introduction

The Mediterranean Sea is a semi-enclosed basin with relatively slow water exchange, and where urbanization, aquaculture and tourism development represent threats to its ecology and health. Shipping activities in marine environments were identified as the major vector for the introduction of non-indigenous species (NIS) (Flagella et al., 2006; Ruiz et al., 1997), including the Mediterranean Sea. Since the late 19th century, ships have used ballast water, which is pumped from surrounding water into clean tanks and potentially dirty cargo holds (McGee et al., 2006; Carlton, 1985) to maintain the ship stability during transit between ports. Ballast water is usually pumped at the source port, and discharged at the destination port. The number of species transported around the world every day via ballast waters exceeds 7000 (IMO, 2003). Until September 2017, the recommended method for controlling the introduction of NIS is open ocean exchange of ballast water (IMO, 2003). Open ocean exchange of ballast water involves replacing coastal water with open ocean water during a voyage, either by emptying and refilling ballast tanks (sequential exchange) or by

flow-through dilution (three times tank volume; Andresen et al., 2004). Ballast water has been shown to transport bacteria, dinoflagellates, diatoms, zooplankton, benthic invertebrates and fish between ports, and once introduced, they can become pests and may do significant harm to marine environments, energy and food supplies, and local economies (Lavoie et al., 1999).

Propagule pressure is the number of exotic species that have been introduced into a specified location (Williamson, 1996; Lockwood et al., 2009), and it is based on two components: the number of introduction events (propagule number) and the number of individuals per introduction event (propagule size) (Lockwood et al., 2005). Data indicate that reducing propagule pressure, specifically the quantity, quality and frequency of introduced individuals, can decrease the invasion risk (Wonham et al., 2001). Propagule pressure may be considered at three levels (Lockwood et al., 2009): 1) *potential* propagule pressure –vector or pathway characteristics (e.g., number of ships or volume of ballast water discharged overtime), 2) *actual* propagule pressure –the abundance of organisms being introduced into a new area that can be quantified and identified (density of entrained taxa), and 3)

* Corresponding authors.

E-mail addresses: radhia.cheniti@gmail.com (R. Cheniti), andre_rochon@uqar.ca (A. Rochon).

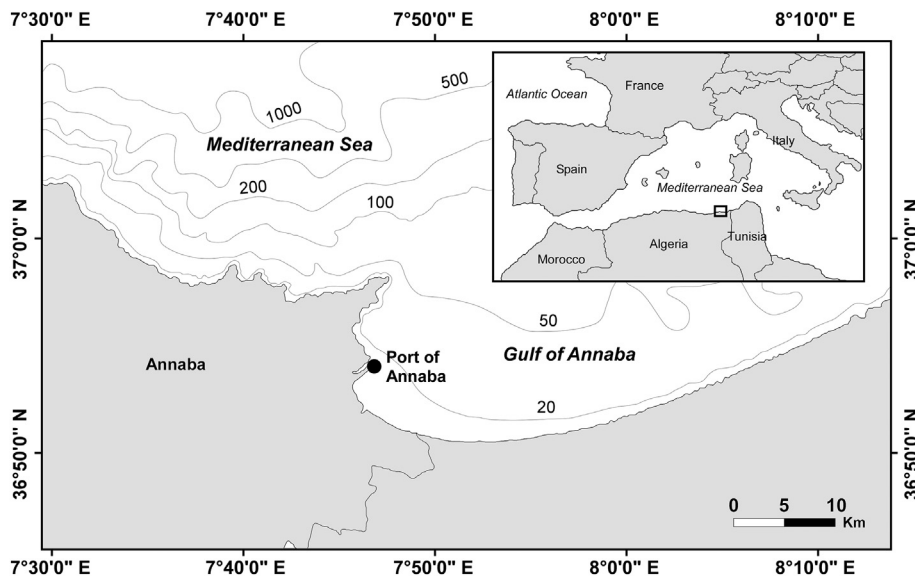


Fig. 1. Study area, port of Annaba, Algeria.

Table 1

Data on the 25 ships sampled at the port of Annaba between May 2013 and September 2014. Ship number, type and category, OAL (Overall length), Ballast water discharged (BWD) in m^3 , Ballast water source, and Ballast water age (days). (This table fits 2 columns).

Ship number	Ship type	Ship category	OAL (m)	BWD (m^3)	Ballast water source	Ballast water age (days)
1	Bulk carrier	Mediterranean	158	3654	Sagunto/SPAIN	2
2	General cargo	Mediterranean	101	1801	Volos/GREECE	5
3	Bulk carrier	Mediterranean	134	3575	Al khums/LYBIA	1
4	Bulk carrier	Mediterranean	120	2917	Torre Anunziade/ITALY	1
5	Bulk carrier	Oceanic	190	3587	Casablanca/MOROCCO	2
6	General cargo	Mediterranean	96	978	Tripoli/LYBIA	3
7	Bulk carrier	Mediterranean	143	3174	Damietta/EGYPT	16
8	General cargo	Mediterranean	109	1065	Sfax/TUNISIA	1
9	General cargo	Mediterranean	108	1043	Augusta/ITALY	1
10	General cargo	Mediterranean	100	2158	Bejaia/ALGERIA	1
11	Bulk carrier	Mediterranean	143	3292	Sousse/TUNISIA	2
12	Bulk carrier	Oceanic	177	2115	Montoir de Bretagne/FRANCE	5
13	Bulk carrier	Oceanic	158	3654	Ambes/FRANCE	15
14	General cargo	Mediterranean	101	1065	Sousse/TUNISIA	2
15	Bulk carrier	Oceanic	158	3654	Jorf Lasfar/MOROCCO	3
16	General cargo	Mediterranean	91	2029	Tarragona/SPAIN	1
17	Bulk carrier	Mediterranean	143	3292	Sousse/TUNISIA	2
18	Bulk carrier	Mediterranean	148	2023	Valencia/SPAIN	1
19	Bulk carrier	Mediterranean	158	3654	Castellón/SPAIN	2
20	Bulk carrier	Oceanic	158	3654	Ambes/FRANCE	11
21	General cargo	Mediterranean	107	2986	Djendjen/ALGERIA	1
22	Bulk carrier	Mediterranean	158	3654	Castellón/SPAIN	1
23	Bulk carrier	Mediterranean	147	2655	Bizerte/TUNISIA	1
24	General cargo	Mediterranean	140	1223	Chioggia/ITALY	2
25	Bulk carrier	Oceanic	143	3292	Hull/UK	4

effective propagule pressure –the number of organisms that survived ship transport and may potentially survive and grow after discharge in a receiving area. These latter two classes of propagule pressure are a function of the ability of NIS to survive several “filter barriers” between a source region and a receiving area (survival through ballast uptake, transport, deballasting, establishment, dispersion and dominance) (Colautti and MacIsaac, 2004).

The Mediterranean Sea is rich in biodiversity, the basin is landlocked and the Strait of Gibraltar and the Suez Canal are the only two routes through which (sub)tropical phytoplankton species may be transported (CIESM, 2010). Statistical data indicate that 80% of Mediterranean shipping transits through the strait of Gibraltar and 20% through the Suez Canal (CIESM, 2002). The Mediterranean Sea has many ports open for international shipping. However, relatively few of them are visited by trans-oceanic ships (David et al., 2007). Over the last few decades, there has been an apparent increase of HABs (harmful

algal blooms) along the Mediterranean coasts, such as the increase in blooms of the toxic dinoflagellate *Alexandrium minutum* in Egyptian coastal waters (Ismael and Halim, 2000), and the shift in the timing of occurrence of *Karlodinium* spp. blooms in Spanish coastal waters (Fernández-Tejedor et al., 2010). The rate of invasion into the Mediterranean Sea is estimated to be one species every month (Strefaris et al., 2005). Studies have confirmed that the most probable cause of these introductions is maritime traffic. The dinoflagellate *Alexandrium catenella* in 1983, originating from the Western Pacific, was also possibly introduced by ballast water (Margalef and Estrada, 1987).

In the south-western Mediterranean Sea, studies on HABs are relatively scarce, although there is evidence that they are increasing in both magnitude and frequency (Yahia-Kéfi et al., 2001; Illoul et al., 2008; Frehi et al., 2007; Daoudi et al., 2013; Sahraoui et al., 2009). Toxic blooms have been observed in Moroccan coastal ecosystems, where human poisonings have been reported (Joutei, 1995; Daoudi et al.,

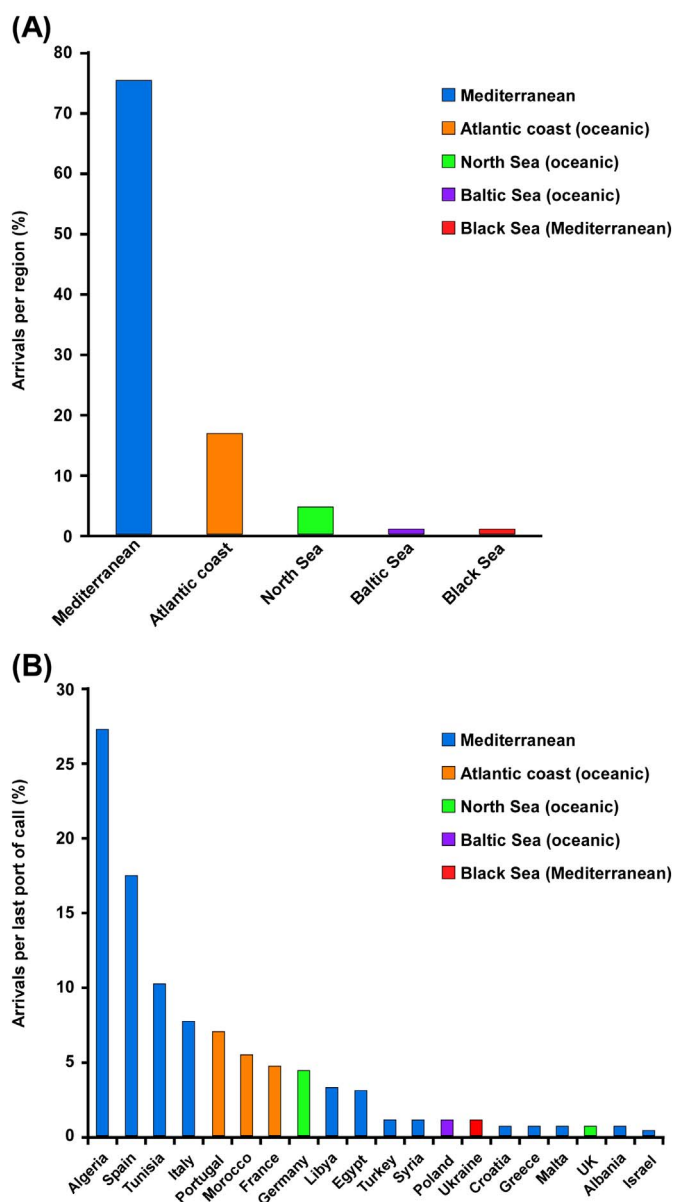


Fig. 2. Relative abundances of ship arrivals in the port of Annaba per region (A) and per last port of call (B).

2013). On the Algerian coast, high abundance of the toxic dinoflagellate *Gymnodinium catenatum* have been reported on several occasions (Gómez and Claustre, 2001; Illoul et al., 2008; Frehi et al., 2007), and further east, potentially toxic strains of diatoms and dinoflagellates (vegetative cells and cysts) are among the recurrent taxa encountered in the water column and bottom sediments of the Gulf of Gabes, Tunisia (Turki et al., 2014; Bouchouicha Smida et al., 2014), and Egyptian plankton communities (Khairy et al., 2014).

This article proposes to document the main sea routes linking the port of Annaba (Algeria) to its trading partners. The objectives of the study are: 1) to determine the main ports and shipping routes that are linked with the port of Annaba; 2) to estimate species richness and abundance of dinoflagellates and diatoms in the ballast water of ships visiting the port of Annaba, 3) to evaluate actual propagule pressure of potentially harmful dinoflagellates and diatoms by ballast water from ships in the port of Annaba.

2. Material and methods

Algeria has 10 commercial ports of small and medium sizes. With traffic total of 80 million tons/year, they handle 95% of foreign trade (Mohamed-Cherif, 2007). Approximately 10,000 ships visit Algerian ports each year, including 1300 tankers (Transport ministry of Algeria). The port of Annaba (36°53'52.00N, 7°46'07.00E) looks out into the Mediterranean Sea (Fig. 1). It is one of the busiest ports in Algeria and comes in 4th place in terms of activities. It covers an area of 0.94 km², with draft between 9 and 14 m. The Port is open to international traffic and is connected with various ports of the world. Maritime traffic in Algeria is characterized by an imbalance between imports and exports, and between different types of traffic. The export traffic consists essentially of hydrocarbons (95%) and phosphate and ammonia (NPK) fertilizer, while imports involve capital goods, manufactured goods and food products (Mohamed-Cherif, 2012).

In the first part of this work, we conducted a two years-survey (2013/2014) on all ships arriving to the port of Annaba that discharged ballast water in the port before loading of the ship. In the second part of the study, we conducted water sampling from 25 vessels from various origins for the identification of diatom and dinoflagellate cells contained in their ballast water.

2.1. Analysis of maritime traffic

We compiled the number of commercial vessels and volume of ballast water discharged by vessels arriving in the port of Annaba. The analysis included data from a two years period, from January 2013 to December 2014, and concerned vessels arriving to the port of Annaba for loading cargo.

The list of ports-of-call of each ship was obtained from the captaincy and the Annaba Coast Guard. For commercial shipping traffic, we computed the number of arrivals, the number of vessels that discharged ballast water, type of vessels, the source of the ballast water, and the origin and residence time of the water in tanks. Because ships may carry ballast from more than one port, we took into consideration the last three ports-of-call, and using the software **ARCGIS 10.2** we plotted the trajectories of ships and ports of departure to Annaba for each vessel during the study period. Arrivals were classified according to a geographical scale (Mediterranean and oceanic ships).

2.2. Analysis of ballast water

2.2.1. Sample processing and species identification

A total of 25 ships separated in two types (general cargo and bulk carriers) were sampled as soon as possible after arrival in the port of Annaba between May 2013 and September 2014. The ship types were further separated into two categories: oceanic and Mediterranean. For each ship, voyage time was calculated as the time between departure and sampling. The abiotic water parameters were obtained in situ with a multi-parameter meter (HANNA HI 9828) for measuring pH, turbidity, salinity, conductivity and dissolved oxygen (DO). Once a ship arrived in port, the sampling team met the captain to obtain copies of the ballast reporting forms, and request a ship's particulars and last ten ports-of-call, then sampled ballast water through a manhole with a small bilge pump connected to a 12 V motorbike battery, which was the procedure used for all ships sampled. A volume of 50 l of ballast water was filtered through a 20 µm plankton net. Samples were then suspended in 100 ml of filtered sea water and all samples were preserved with acidified Lugol solution. Subsamples of 1 ml were used for identification. Identifications and counts of dinoflagellate and diatom specimens were done at 100 × to 600 × magnification using a compound microscope MOTIC B1-220A, and a Nikon Eclipse TE2000-U inverted microscope at 400 × magnification. For quantitative analyses, each phytoplankton sample was thoroughly shaken and 1 ml was transferred to accounting chamber and specimens were enumerated using an

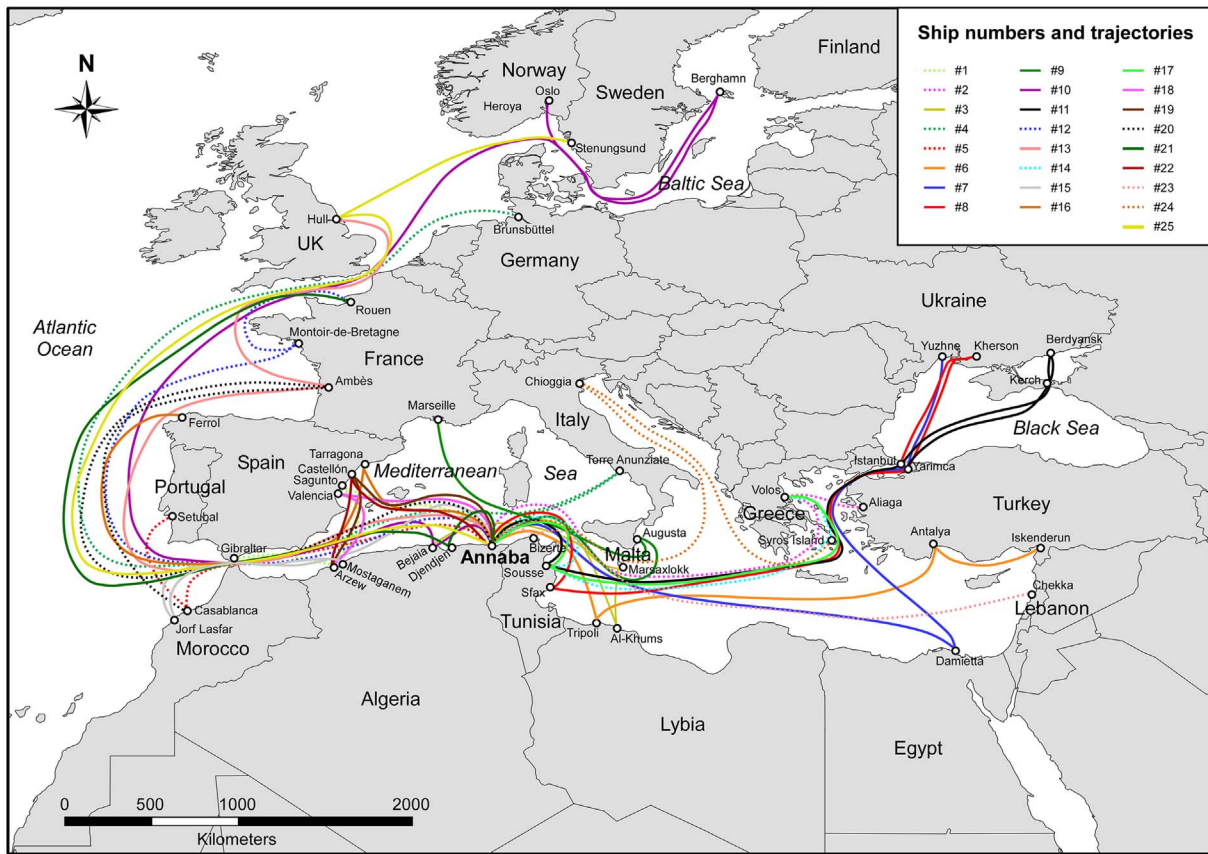


Fig. 3. Trajectories of the last three ports visited by the ships from this study.

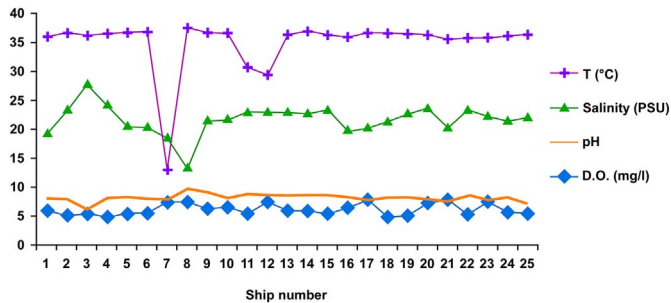


Fig. 4. Physico-chemical parameters of ballast water from the 25 ships sampled in this study. D.O. = Dissolved oxygen.

inverted microscope. An average of 38 and 41 specimens of both diatoms and dinoflagellates were counted in each sample respectively. The identification of dinoflagellates and diatoms was performed based on Schiller (1937), Sournia (1990), Meunier (1915), Dodge (1982), Taylor (1987) and Gómez (2013).

Specimens impossible to identify to species or genus level were listed as “unidentified”. Dinoflagellate and diatom abundances were calculated as cells/l. The source regions, the volume of ballast water discharged and the age of ballast water in tanks are indicated in Table 1. The variables that have been taken into account and compared are: The type (general cargo and bulk carrier) and categories of vessels (oceanic and Mediterranean), physicochemical characteristics of ballast water, the origin of the ballast water, the age of ballast water, species richness and abundances of dinoflagellates and diatoms.

To estimate the number of actual propagule pressure we multiplied the total volume of discharged ballast water with diatom and dinoflagellate abundances for each ship type (bulk carrier, general cargo). This calculation was intended to estimate the abundance of cells per

tank for each ship type.

2.3. Statistical analyses

Spearman rank correlations were used to explore the relationship between the ships' characteristics and ballast algal assemblages. One-way ANOVAs were used to examine differences among ship types (general cargo vs bulk carrier), and categories depending on the origin of ballast water carried onboard (Mediterranean, oceanic), where total abundances of cells counted were the dependent variables and ship types (general cargo, bulk carrier) and categories (Mediterranean, oceanic) were the independent variables.

3. Results

3.1. Ship arrivals

The Port of Annaba is the 4th busiest port of Algeria. The main goods transiting out are dry bulk goods, such as fertilizers in the form of phosphate, ammonia and NPK (complex fertilizer nitrogen phosphate and potassium). The number of visits (arrivals and exits) for the port of Annaba has increased substantially between 2001 and 2014, with ~1103 and 1116 in 2013 and 2014 respectively, compare to 619 in 2001. The traffic is composed mainly of car ferries, RO/RO (Roll On/ Roll Off), general cargo, bulk carriers, tankers and container ships. In 2013 and 2014, a total of 123 and 131 ships respectively arrived with ballast water onboard in the port of Annaba for loading cargo. For convenience, we have grouped the car ferries, RO/RO, general cargo and container ships into the “General cargo” type and the tankers and bulk carriers into the “Bulk carriers” type. These ships discharged their ballast water progressively as their cargo was loaded. Some ships have entered the port more than once during the year. Statistics between

Table 2a

Raw counts, species richness and abundances (cells/l) of diatom taxa recorded in all samples analysed. * = Harmful/toxic taxa; ** = Potentially non-indigenous taxa.

Ship number	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	
Bacillariophyceae																										
<i>Amphisolenia bidentata</i>			5							29																
<i>Actinocyclus splendens</i> **				2						2																
<i>Asterionellopsis</i> sp.							2									8										
<i>glacialis</i>																										
<i>Chaetoceros</i> sp.		8													15						2	2				
<i>Chaetoceros capense</i>										3						2										
<i>Chaetoceros curvisetus</i>										1							4					18				
<i>Chaetoceros debilis</i>							10			2														16		
<i>Chaetoceros decipiens</i>			15															16			6					
<i>Chaetoceros</i>											15				4						12				3	
<i>pseudocurvisetus</i>																										
<i>Coscinodiscus</i>				10						16																
<i>asteromphalus</i> **																										
<i>Coscinodiscus lineatus</i> **				4	21					2		10												21		
<i>Coscinodiscus</i> cf.																					34					
<i>jonesianus</i>																										
<i>Coscinodiscus</i> sp.		8								10	12				6											2
<i>Cerataulina</i> sp.													12													
<i>Cerataulina pelagica</i>	6		5													2										18
<i>Detonula confervacea</i>								22													10					
<i>Eucampia zodiacus</i>										2		2						2				16			4	
cf. <i>Fragilariopsis</i> sp.				2																	20					
<i>Leptocylinndrus danicus</i>																		1								23
<i>Melosira</i> spp. 1			6			5				1															8	
<i>Melosira</i> spp. 2	2										2						2					3		4		
<i>Navicula</i> sp. 1			11			10																		2		
<i>Navicula</i> sp. 2																							12			
<i>Nitzschia</i> sp.										2													4			
<i>Odentella aurita</i>											7			46								10	16			
<i>Odentella granulata</i> **	14				2					2						14	3				4					
<i>Odentella</i> sp.		12						6			4						5							3		
<i>Pleurosigma angulatum</i>	8			3						2																
<i>Pleurosigma delicatulum</i>																								2	5	
<i>Pleurosigma</i> sp. 1																		2				6				
<i>Pleurosigma</i> sp. 2		10								22	1					10	2		12							
<i>Pseudo-nitzschia</i> spp.*												10														
<i>Rhizosolenia</i> sp.																	6	3		5						
<i>Skeletonema costatum</i>							18							4											6	
<i>Thalassiosira</i> cf.																										4
<i>decipiens</i> **											2															
<i>Thalassiosira</i> sp.	1									2					6	4							1			
<i>Thalassionema</i> spp.												1						8				2				
<i>Tropidoneis</i> sp.												7														
Unidentified diatom	1		2				1		1					2		2		1								
Sum diatoms	32	38	44	21	23	25	21	43	53	63	33	24	0	52	27	42	34	37	46	15	72	52	48	53	20	
Species richness diatoms	6	4	6	5	2	3	3	3	6	13	7	3	0	3	3	7	9	7	2	2	11	5	6	7	2	
Abundance diatoms	320	380	440	210	230	250	210	430	530	630	330	240	0	520	270	420	340	370	460	150	720	520	480	530	200	

2007 and 2014 for the port of Annaba indicate that among the 857 entries, 453 (52.9%) returned to the port more than once a year, and 137 (16.0%) returned on average 3.2 times per year (containers and bulk carriers). Ships carrying liquid natural gas (LNG) and certain container door traveling within the Mediterranean Sea may visit the port of Annaba an average of 20.5 times per year.

In all the ships sampled, the residence time of ballast water varied from 1 to 16 days. The voyage length of ships traveling within the Mediterranean Sea varied between 1 and 5 days, 1 or 2 days for ships traveling between domestic harbours and Mediterranean countries (Spain, Italy, Malta, Tunisia, Libya), and 4 or 5 days for oceanic ships (e.g. Morocco, Portugal). However, one ship originating from Egypt registered a 16 days trip, while another from France registered a 15 days trip.

Ships originating from the Mediterranean Sea represented the highest proportion of arrivals to the port of Annaba with 75.3%, followed by the oceanic ones arriving from the Atlantic Ocean (12.3%), the North Sea (9.5%) and Baltic Sea (1.2%) (Fig. 2A). The highest percentage of Mediterranean arrivals was recorded from domestic

harbours (Algiers, Skikda, Oran, Djendjen, Mostaghanem) (Fig. 2B) with 27.2% of all ships sampled. Other regions of Mediterranean, such as Spain, Tunisia, Italy, Libya and Egypt are represented with 17.7%, 10.2%, 7.8%, 3.3%, and 3.1% respectively. Ukraine (Black Sea), Turkey and Syria are represented with 1.8%, 1.2% and 1.2% respectively. Other countries, such as Greece, Malta, Croatia and Albania are also represented with 0.8% each, and finally Israel is represented by 0.4% (Fig. 2B). Arrivals of oceanic ships, i.e. those sailing through the Strait of Gibraltar, were from Portugal (7.1%), Morocco (5.2%), France (4.7%), Germany (4.0%), Poland (1.2%) and the United Kingdom (0.8%) (Fig. 2B).

3.2. Characteristic of ships and ballast water sampled

A total of 25 ships of two types (cargo and bulk carrier) were sampled, the majority of those (19) were from the Mediterranean region (Tunisia, Spain, Italy, Libya, Greece), and among which two were from domestic harbours (Djendjen and Bejaia). The oceanic traffic included two vessels from the Moroccan coast (Jorf Lasfar, Casablanca)

Table 2b

Raw counts, species richness and abundances (cells/l) of dinoflagellate and cyst taxa recorded in all samples analysed. * = Harmful/toxic taxa; ** = Potentially non-indigenous taxa.

Ship number	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25		
Dinophyceae																											
<i>Alexandrium tamarense*</i>											21						16		16								
<i>Alexandrium</i> sp.*	20																16										
<i>Dinophysis acuminata*</i>																	12										
<i>Dinophysis rotundata*</i>																			4				21				
<i>Dinophysis</i> sp.*																					19						
<i>Gonyaulax spinifera*</i>														13							1		1				
<i>Gonyaulax</i> sp.			10									2							1						23		
<i>Gymnodinium catenatum*</i>																	14					1					
<i>Lingulodinium polyedrum*</i>				16																					12	8	
<i>Tripes extensum</i>																			6			4					
<i>Tripes furca</i>						2	14	1		2	10													2			
<i>Tripes fusus</i>	1			4		16		6		3	5	23					2	2								4	
<i>Tripes horridum</i>			8																								
<i>Tripes lineatum</i>						6		2			2																
<i>Tripes lunula</i>	2			3				12		6																	
<i>Tripes tripos</i>	3		3	2		6		26	18	1																	
<i>Tripes declinatum</i>																			2						2		
<i>Noctiluca scintillans</i>	2	12		10		10		2		2																6	
<i>Ornithocercus</i> sp.										1				8	2												
<i>Oxytoxum</i> sp.											2													3	1		
<i>Proocentrum micans*</i>	8			18	10					44		11		10		22											
<i>Proocentrum scutellum**</i>																									7	2	
<i>Protoceratium reticulatum*</i>		14															1	1				18					
<i>Protoperidinium divergens</i>	5					7				3													6				
<i>Protoperidinium curvipes</i>										6					17												
<i>Protoperidinium oceanicum</i>			2												10						12		4			10	
<i>Protoperidinium granii</i>														12								4					
<i>Protoperidinium brochii</i>											3												2		2		
<i>Protoperidinium cerasus</i>	2			12													2		5	2							
<i>Protoperidinium conicum</i>	3	15			6					1																	
<i>Protoperidinium leonis</i>																	4	22	3					5			
<i>Protoperidinium pellucidum</i>																	1								4		
<i>Protoperidinium pentagonum</i>			13								32												6				
<i>Protoperidinium steinii</i>																											
<i>Scrippsiella trochoidea</i>					10						2	4		33		3											
<i>Scrippsiella</i> sp.																			2							2	
Unidentified dinoflagellate									1																1		
Dinoflagellate cysts																											
<i>Islandinium minutum</i>													4														
<i>Polykrikos kofoidii</i>																						2					
Cyst of <i>Alexandrium</i> sp.																											
Sum dinoflagellates	46	41	34	67	26	47	14	49	51	71	43	40	37	46	29	27	59	26	48	33	59	26	35	52	32		
Species richness dinoflagellates	9	3	4	8	3	6	1	6	3	11	6	4	2	5	3	3	10	4	7	4	9	7	7	8	6		
Abundance dinoflagellates	460	410	340	670	260	470	140	382	510	656	430	400	370	460	290	270	590	260	480	330	590	260	350	520	320		

and two from Ambes (France), one from Montoir de Bretagne (France) and one from Hull (UK). A summary of ship information, such as ship type, overall length, volume of ballast water discharged, source of ballast water and ballast water age for all ships sampled is presented in Table 1. If one fixes the probability threshold at $p < 0.05$, we can observe that there is a strong relationship linking the size of the ships (Overall length) and the associated ballast volumes (Spearman $r = 0.665$; $p < 0.001$). Indeed, pair-wise correlation showed that oceanic ships are larger (longer) than those from the Mediterranean Sea (Spearman $r = 0.595$; $p \leq 0.001$).

The routes of the last three ports of each ship sampled are represented in Fig. 3 and the physico-chemical parameters for ballast

water are shown in Fig. 4. The water properties varied among ships: Temperatures fluctuated between 13.0 °C and 27.2 °C, with a mean value of 18.6 °C. One container ship registered a relatively low temperature (13.0 °C, ship #8) compared to the others, because it was equipped with a hold cooling system due to the nature of its cargo (phosphoric acid). The pH values varied between 6.2 and 9.6, with a mean of 7.9, while salinities ranged between 32.3 and 36.8 PSU. Finally, dissolved oxygen values fluctuated between 4.65 mg/l and 7.86 mg/l (Fig. 4).

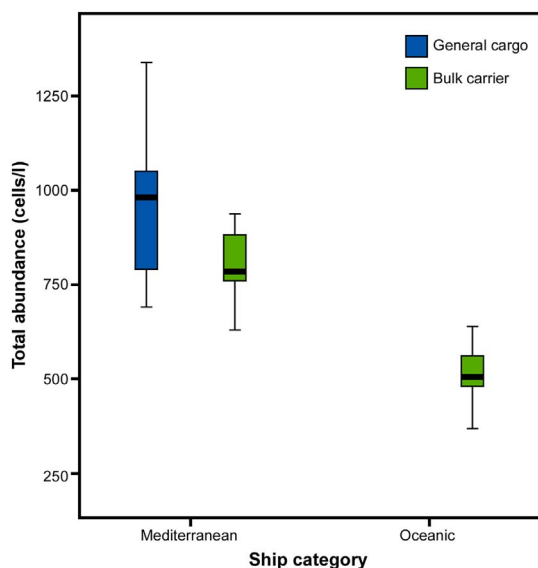


Fig. 5. Total abundance of diatoms and dinoflagellates (cells/l) per tank in both ship categories (Mediterranean and oceanic).

3.3. Species richness and abundance

The ballast water community was represented by two main groups: diatoms and dinoflagellates. A total of 40 diatom and 38 dinoflagellate taxa were observed in the samples, in addition to 3 dinoflagellate cyst taxa. Some taxa could not be identified to genus or species level and were listed as “unidentified”. The list of all diatoms and dinoflagellates taxa found in ballast water samples is presented in Tables 2a and 2b respectively, including 11 taxa that are considered as potentially harmful/toxic and 8 that are considered non-indigenous.

The highest species richness value ($n = 24$) was recorded in ship #10 from Bejaia (Algeria), while the lowest value ($n = 2$) was in ship #13 from Ambes (France; Tables 2a and 2b). Diatom and dinoflagellate abundances varied considerably in all samples. Maximum abundance values were recorded in vessel #21 (1310 cells/l), with ballast water from Djendjen (Algeria), while the lowest values (350 cells/l) were recorded in ship #7, which ballast water originated from Damietta (Egypt; Table 1). Tests of ANOVA performed on total species richness, dinoflagellate species richness and diatom species richness revealed that there are no significant differences between the two ship types (cargo and bulk carrier) ($p = 0.204$, $p = 0.544$ and $p = 0.101$ respectively). However, ANOVA tests performed on total species richness and total abundance revealed significant differences between ship categories (oceanic and Mediterranean) ($p = 0.005$, $p = 0.001$ respectively; Table 3). Mediterranean ships of both types displayed higher species richness and dinoflagellate and diatom abundance than their oceanic counterparts (Fig. 5). Data showed that average ballast waters of oceanic ships (6.7 days old) are older than Mediterranean ships (1.7 days old) (Spearman $r = 0.438$; $p = 0.028$) by a factor of ~ 4 (Fig. 6).

Both the total species richness and abundance present a significant negative correlation with ballast water age (Spearman $r = -0.578$, $p = 0.002$ and $r = -0.649$; $p \leq 0.001$ respectively) in both bulk carriers and general cargo ships. The same is true when one considers diatoms (Spearman $r = -0.633$, $p \leq 0.001$) and dinoflagellates (Spearman $r = -0.429$, $p = 0.032$) separately. This may be due to mortality of cells due to voyage length (Fig. 6), although we do not have data to support this hypothesis.

3.4. Harmful/toxic/non-indigenous taxa and actual propagule pressure

The volume of ballast water discharged varied according to the ship

type. Bulk carriers discharged the highest ballast water volumes (avg. 2575 m³, max. 3659 m³) compared to the general cargo (avg. 1593 m³, max. 2986 m³) (Table 1). General cargo ships in this study are smaller (shorter) than bulk carriers, and there is a strong relationship linking the length of the ships and the associated ballast water volumes (Spearman $r = 0.665$; $p < 0.001$). The port of Annaba is visited by ~ 135 ships per year (average between 2009 and 2016), and the estimated volume of ballast water discharged per ship is 2251.6 m³ (based on ballast reporting forms provided by ships' authorities), which translates into 3.04×10^5 m³ of ballast water discharged annually in the port. Estimation of viable cell abundances was not possible because all samples were fixed with acidified Lugol prior to analysis.

The abundances of harmful/toxic taxa varied from 0 to 430 cells/l (Fig. 7, Tables 2a and 2b) and those of potentially NIS varied from 0 to 230 cells/l (Fig. 7, Tables 2a and 2b). When abundances are extrapolated to the entire ballast water volume of each ship as an estimate of actual propagule pressure, they varied from 1 to 4×10^8 cells/ship.

Toxic diatoms (*Pseudo-nitzschia* spp.) were found in a single oceanic ship, #12 from France, while toxic dinoflagellates (*Alexandrium tamarense*, *Alexandrium* sp., *Dinophysis acuminata*, *Dinophysis rotundata*, *Dinophysis* sp., *Gonyaulax spinifera*, *Gymnodinium catenatum*, *Lingulodinium polyedrum* and *Protoceratium reticulatum*) were observed in 1 oceanic and 12 Mediterranean ships (Fig. 8). Non-indigenous diatoms were represented by 5 taxa (*Actinopterychus splendens*, *Coscinodiscus asteromphalus*, *Coscinodiscus lineatus*, *Odontella granulate* and *Thalassiosira cf. decipiens*), all from Mediterranean ships ($n = 8$), and from a single oceanic ship from Morocco (ship #5). A single species of non-indigenous dinoflagellate (*Prorocentrum scutellum*) was observed in 2 ships (#24 and #25), one of each category. Only 3 dinoflagellate cyst taxa were observed in three different ships: the potentially toxic cyst of *Alexandrium* sp., from a Mediterranean ship, and the non-indigenous species *Polykrikos kofoidii* and *Islandinium minutum*, both from oceanic ships (Fig. 8; Table 2a).

4. Discussion

4.1. Shipping traffic

This study provides detailed information on diatoms and dinoflagellates transported in ballast water and released in Algerian waters. The importance of intracoastal ballast water transfer, however, was not documented, although it is thought to be important (Ruiz et al., 1997). Our analyses documented the spatial and temporal characteristics of shipping routes and arrivals to Annaba during the two-year study. The commercial traffic arriving in the port of Annaba is above all of Mediterranean origin, and particularly from domestic harbours (Algiers, Skikda, Bejaia, Djendjen, and Mostaghanem). These results are consistent with those of Mohamed-Cherif (2012), whom identified Euro-Mediterranean ports as the main partner ports from which ships are visiting the Algerian coastline, with a predominance of ships from Spanish ports, such as Valencia, Castellón and Ravenna (Fig. 9).

The majority of ships traveling to the port of Annaba are the small and medium size vessels operating in shallow coastal waters (average length: 136 m, average capacity of ballast water: 2550 m³). However, many ports in the world receive both domestic and international shipping traffic, and both route types are pathways for NIS invasions, particularly when ports along domestic routes are highly invaded (Lawrence and Cordell, 2010). Small and medium size vessels operating in coastal waters will not necessarily comply with the International Maritime Organization (IMO) Guidelines for ballast water exchange (Endresen et al., 2002), such as routes between domestic (Algiers, Bejaia, Skikda, Mostaganem) or between Mediterranean ports, such as Jorf Lasfar (Morocco), Gabes and Sousse (Tunisia).

Since the majority of the ballast water samples were from regions situated within the Mediterranean bioregion (75.3%), the expectations to find non-indigenous species were low. However, some studies

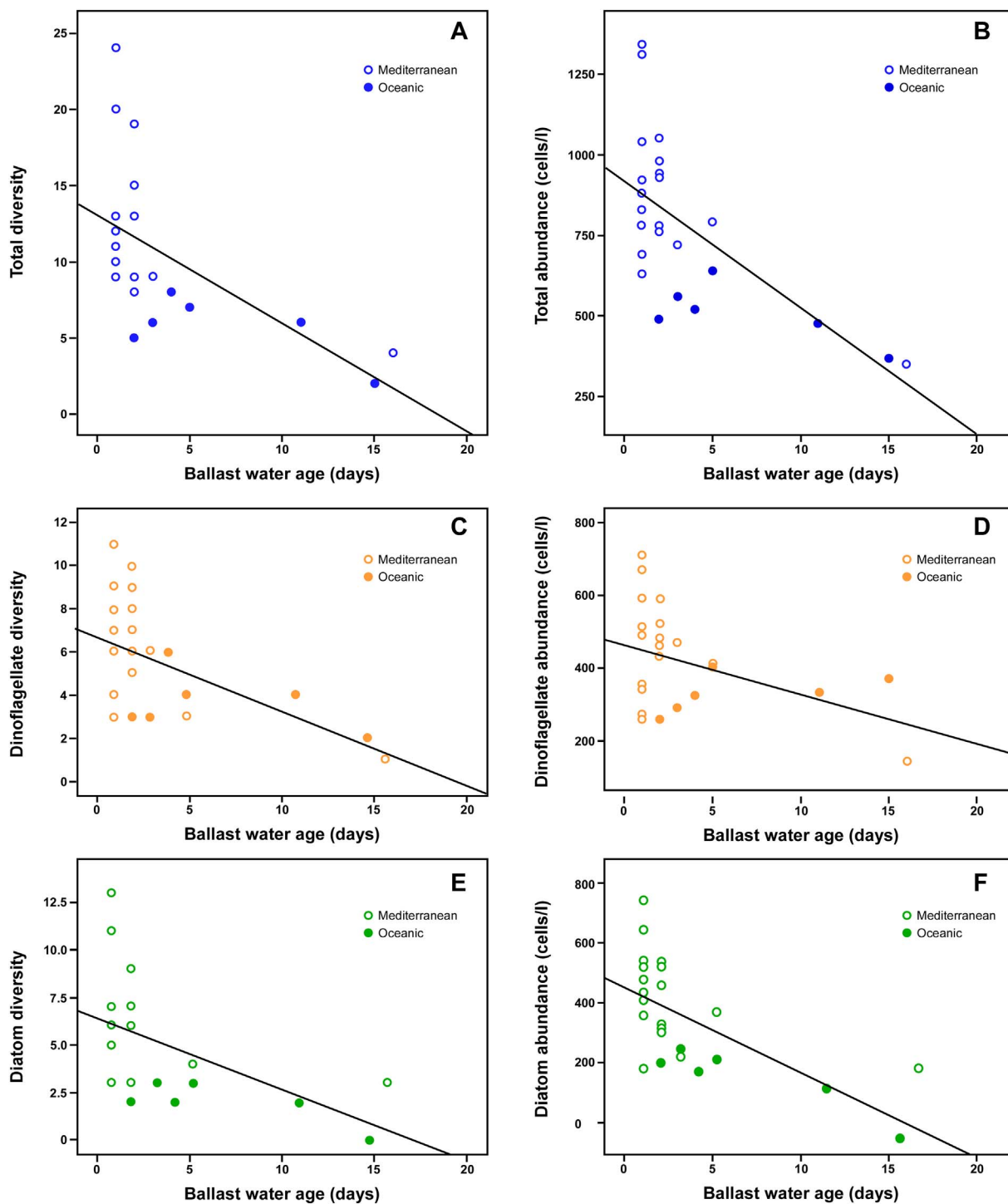


Fig. 6. Total dinoflagellate and diatom species richness and abundance in relation to ballast water age (days) for all ships sampled. (A) Total species richness ($R^2 = 0.334, p = 0.002$); (B) Total abundance ($R^2 = 0.421, p < 0.001$); (C) Dinoflagellate species richness ($R^2 = 0.289, p = 0.006$); (D) Dinoflagellate abundance ($R^2 = 0.171, p = 0.007$); (E) Diatom species richness ($R^2 = 0.263, p = 0.009$); (F) Diatom abundance ($R^2 = 0.428, p < 0.001$).

indicate that ballast water carried by domestic ships is potentially an important vector for transferring aquatic non-indigenous and native species (Lavoie et al., 1999).

In our study, oceanic ships coming from the Atlantic Ocean, the North Sea and the Baltic Sea entered the Mediterranean Sea through the Strait of Gibraltar. Even if the contact with the Baltic Sea is low (1.2% of arrivals), this region is responsible for the introduction of organisms in the Mediterranean Sea (Gomoiu et al., 2002). In addition, considering that some ships transiting through the strait enter the port

several times during the year, this increases the possibility of introductions (Flagella et al., 2006).

4.2. Actual propagule pressure and harmful/toxic and non-indigenous species

The bulk carriers arriving in the port of Annaba contained greater volume of ballast water compared to the general cargo, which translates into $3.04 \times 10^5 \text{ m}^3$ of ballast water being discharged annually in the

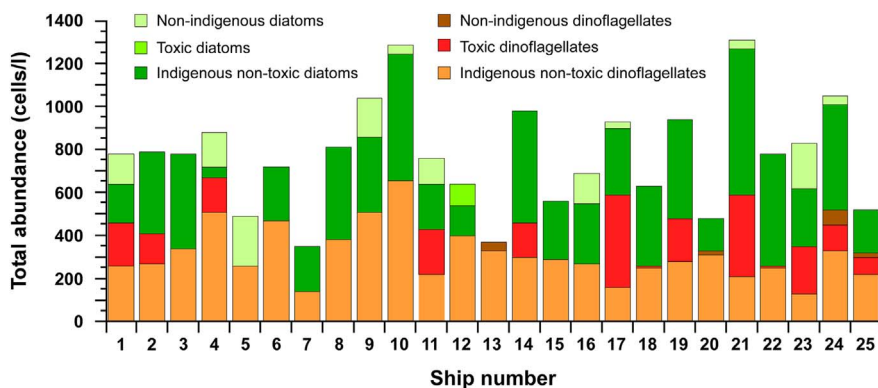


Fig. 7. Abundances (in cells/l) of diatoms and dinoflagellates found in ballast tanks of all ships sampled.

Table 3

Results of one way ANOVA tests. Values in bold indicate significant differences ($p \leq 0.05$) between groups of main factors for each dependent variable (total number taxa, total abundance, number of dinoflagellates taxa, dinoflagellate abundance, number of diatoms taxa, diatoms abundance and: A) category of ships (Mediterranean and oceanic); B) type of ships (general cargo, bulk carrier). BG: Between Groups, WG: Within Group, df: degrees of freedom.

(A) Ship category					(B) Ship type						
Comparison	Sum of squares	df	Mean of squares	F	Probability value	Comparison	Sum of squares	df	Mean of squares	F	Probability value
Total species richness	BG 189.037 WG 449.123 Total 638.160	1 23 24	189.037 19.527	9.681	0.005	Total species richness	BG 44.223 WG 593.938 Total 638.160	1 23 24	44.223 25.823	1.712	0.204
Total abundance (cells/l)	BG 5858.034 WG 9666.526 Total 15,524.560	1 23 24	5858.034 420.284	13.938	0.001	Total abundance (cells/l)	BG 5615.004 WG 9909.556 Total 15,524.560	1 23 24	5615.004 430.850	13.032	0.001
Dinoflagellate species richness	BG 28.300 WG 139.860 Total 168.160	1 23 24	28.300 6.081	4.654	0.042	Dinoflagellate species richness	BG 2.723 WG 165.437 Total 168.160	1 23 24	2.723 7.193	0.378	0.544
Dinoflagellate abundance (cells/l)	BG 595.720 WG 403.650 Total 463.224	1 23 24	595.720 175.5	3.394	0.078	Dinoflagellate abundance (cells/l)	BG 1064.934 WG 3797.990 Total 4918.240	1 23 24	83,424.694 165.130	5.052	0.034
Diatom species richness	BG 71.053 WG 150.947 Total 222.000	1 23 24	71.053 6.563	10.826	0.003	Diatom species richness	BG 25.000 WG 197.000 Total 222.000	1 23 24	25.000 8.565	2.919	0.101
Diatom abundance (cells/l)	BG 2717.575 WG 3769.465 Total 6487.040	1 23 24	2717.575 163.89	16.582	0.001	Diatom abundance (cells/l)	BG 2120.603 WG 4366.438 Total 6487.040	1 23 24	2120.603 189.845	11.17	0.003

port by both ship types. Such quantities contribute to increase the actual propagule pressure. The number of individuals introduced by the discharge of ballast water is affected not only by the volumetric concentration of organisms per tank, but also by the total volume of ballast water discharged. Therefore, the risk of introducing unwanted species grows with the discharge volume. In our case, both diatom and dinoflagellate abundances in ballast water did not differ among ship type (cargo, bulk carrier).

Ships coming from the Mediterranean Sea had relatively high diatom and dinoflagellate abundances (350 to 1310 cells/l) compared to the oceanic ones (370 to 640 cells/l) (Fig. 5, Tables 2a and 2b). This is possibly due to the longer voyage duration and the higher mortality, with only the most resistant taxa surviving in the ballast tanks of oceanic ships. Short transit times (< 15 days) are associated with the presence of substantial numbers of live planktonic organisms, thus increasing invasion pressure, as previously reported by (Smith et al., 1999). This in turn promotes the dispersion of several taxa throughout the Mediterranean Sea, such as *Alexandrium* spp. and *Karenia mikimotoi* (Guelorget, 1992; Romdhane et al., 1998; Turki and El Abed, 2001), *A. catenella*, *A. tamarense* and *Pseudo-nitzschia* spp. (Sahraoui et al., 2009; Armi et al., 2011) in Tunisian coasts, and *K. mikimotoi* (Gómez and Claustre, 2001; Illoul et al., 2008; Frehi et al., 2007; Bouchouicha Smida et al., 2014), *A. catenella* and *G. catenatum* in Algerian coasts (Illoul et al., 2008; Frehi et al., 2007).

Both diatom and dinoflagellate abundances in ballast water did not differ among ship type (cargo, bulk carrier), but they differed among

ship category ($p = 0.05$). In addition, Mediterranean ships also had significantly higher diatom species richness and abundance than oceanic ones (Spearman $r = 0.566$ and $r = 647$, $p = 0.003$ and $p \leq 0.001$). However, there is no relationship with the dinoflagellates richness or their abundance (Spearman $r = 0.410$ and 0.442 ; $p = 0.04$ and 0.03 , respectively). Both dinoflagellate species richness and abundance appeared independent of the travelled area. This is an important finding that deserves further investigation, due to (i) the known importance of dinoflagellate taxa involved in the worldwide extension of HABS, and (ii) the importance of domestic translocations (intra-Mediterranean in the present case, with short distances between harbours) for the success of imported exotic taxa. These results are in accordance with those of Hallegraeff (1998), which stated that domestic transport of ballast water obviously poses a much greater risk of translocation of organisms than international shipping.

Oceanic and estuarine circulation and river flow greatly influence the abundance and distribution of plankton. The combined physical (e.g. currents, upwelling, etc.) and chemical (e.g. salinity, nutrients, etc.) factors of these systems, coupled with unique life cycles and behaviors of some HAB taxa, result in blooms that impact coastal ecosystems and populations (Sellner et al., 2003). The average voyage duration in this study is 1.7 days for Mediterranean ships, with the exception of ship #7 (16 days voyage duration due to bad weather conditions), and 6.7 days for oceanic ships. The voyage duration had a significant effect on species richness in ballast water, which is demonstrated by the low values found in ships with long voyage duration (up

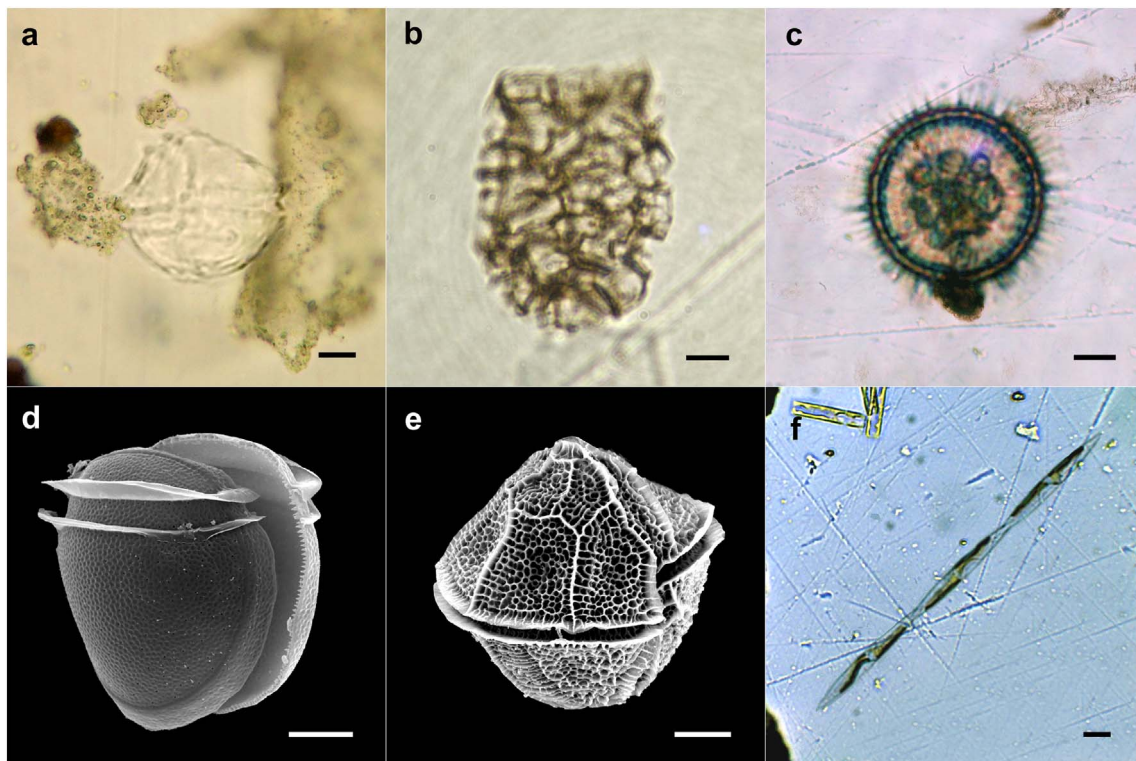


Fig. 8. Selected harmful/non-indigenous taxa found in ballast water samples: a) *Alexandrium* sp.; b) Cyst of *Polykrikos kofoidii*; c) *Islandinium minutum*; d) *Dinophysis rotundata*; e) *Lingulodinium polyedrum*; f) *Pseudo-nitzschia* spp. Scale bars = 10 μ m.

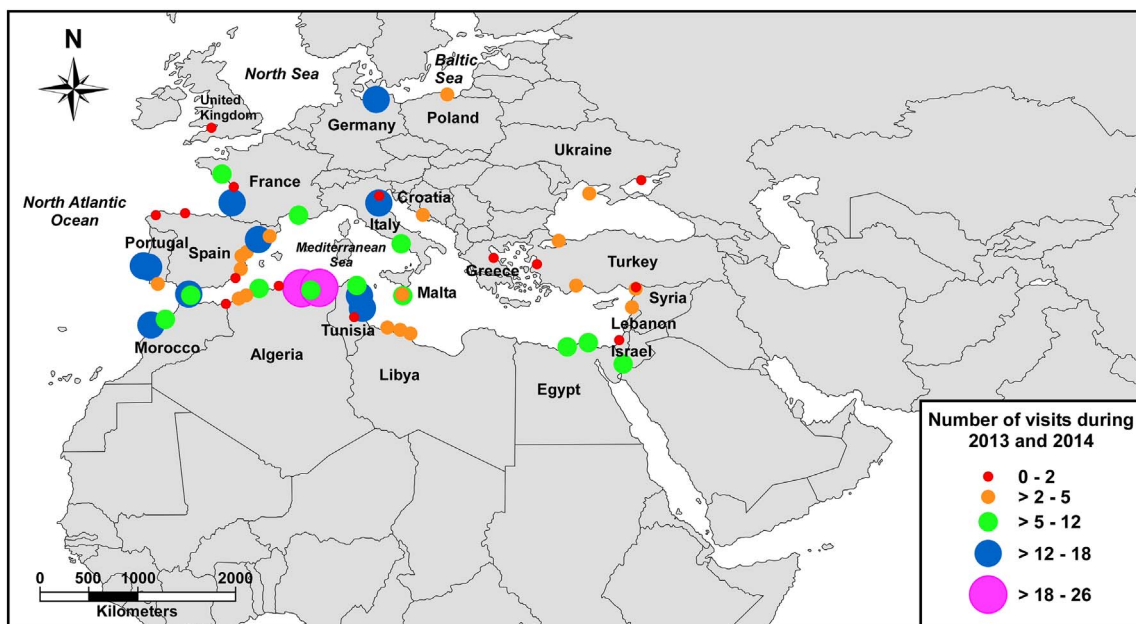


Fig. 9. Map depicting the 50 most important ports maintaining trade with the port of Annaba (Algeria) and the number of times ships from each port visited the port during the two-year study 2013/2014.

to 16 days). It is assumed that longer voyages may result in the mortality and decline of less resistant organisms, as shown by several ballast water studies with en-route sampling (Olenin et al., 2000; Dickman and Zhang, 1999). The lack of light in ballast tanks may be the major reason for the poor survival of autotrophic species (Dickman and Zhang, 1999). Dinoflagellate physiology allows them to survive for only 2 to 4 days in the dark, thereafter they either switch to an alternative trophic mode (e.g. mixotrophy or phagotrophy), die or encyst (Hallegraeff and Bolch, 1992).

However, the abundance of organisms expected in ballast water is not only dependent on voyage duration, but also related to the density of biota in the source regions, and partially by mortality of species due to voyage length (Klein et al., 2010). The phytoplankton taxa found in ballast waters of ships entering the port of Annaba were taxonomically quite diverse, and are characterized by the presence of cosmopolitan taxa already present in the Annaba region. However, studies on phytoplankton from Algerian waters are limited and often selective. Despite these limitations, some taxa found in ballast water were never observed

in the Annaba region, such as *Actinoptychus splendens*, *Odentella granulata*, *Coscinodiscus asteromphalus*, *Coscinodiscus lineatus* and *Thalassiosira* cf. *decipiens* for diatoms, *Prorocentrum scutellum* for dinoflagellates and cyst of *Polykrikos kofoidii* and *Islandinium minutum* for dinoflagellate cysts. Those species are then considered non-indigenous. However, most of these taxa were recovered from Mediterranean ships ($n = 11$) (Table 2b), while only 4 oceanic ships were transporting NIS. This suggests that they may be present in the study area, but have not been detected due to the scarcity of plankton studies to this day.

Most harmful/toxic species present in ballast water samples were from Mediterranean ships and were previously recorded in Annaba Bay (Frehí et al., 2007) and Algiers (Illoul, 2014). Some of these are recognized as toxin producers (*Alexandrium tamarense*, *Dinophysis acuminata*, *D. rotundata*, *Gonyaulax spinifera*, *Gymnodinium catenatum*, *Lingulodinium polyedrum* and *Protoceratium reticulatum*) indicating the need to minimize the unintentional species introduction. The cysts of dinoflagellates found in the samples indicate the capacity of these species to become distributed with ships' ballast water over long distances when active life forms may be unable to survive. Depending upon cargo loading patterns, different tanks may contain water from different ports or mixtures from more than one port (Hallegraeff, 1998). The origin of harmful taxa found in the present study is uncertain because of difficulties in identifying precisely the geographic origin of the water carried by these ships. This is amplified by the fact that ballast water exchange is often conducted at different ports (Aguirre-Macedo et al., 2008) along the route. The sea water loaded in the ballast tanks of a given ship at the port of departure will generally not be completely discharged at the first port of call, since partial discharges occur in successive ports of call when adjusting ballast to balance the vessel's weight during loading or unloading cargo (Dobler, 2002).

5. Conclusion

This study allowed to: 1) identify the departure ports of ships entering the port of Annaba to load and unload cargo; 2) identify the 50 ports maintaining trade with the port of Annaba during the period of study; 3) characterize the diatom and dinoflagellate populations, species richness and abundance, and the potentially harmful/toxic and non-indigenous taxa transported within the ballast tanks of ships visiting the port of Annaba, and subsequently discharged in the surrounding waters; 4) determine that ballast water age is the main factor influencing the phytoplankton abundance in ballast water; 5) characterize the propagule pressure in the port of Annaba based on the volume of ballast water discharged.

Finland's acceptance of the IMO Ballast Water Management Convention in September 2016 will result in the entry into force of the convention in September 2017 (IMO, 2017), and by providing clear and robust standards for the management of ballast water onboard ships. The ballast water performance standard will be phased in over a period of time and ballast water treatment methods will be implemented. In the mean-time, transiting vessels may opt for the "continuous ballast water exchange in open-sea system", as recommended in the IMO "Guidelines for ballast-water management". Keeping in mind the semi-closed characteristic of the Mediterranean Sea, the possible effects of these small but repeated releases from each ship during the sea crossing should be monitored and, ultimately, prohibited (Dobler, 2002). Unfortunately, there is presently no ballast exchange regulation or control neither in the port of Annaba nor in other Algerian ports. Biological baseline surveys and monitoring programs are lacking in most Mediterranean ports, making it difficult to confirm the presence or absence of NIS in the region. Although propagule pressure may decrease with the implementation of the convention, we recommend that ballast water discharge should still be controlled and monitored. Finally, the designation of ballast water exchange zones, as set forth in the IMO Ballast Water Management (IMO, 2004), is paramount to protect Algerian waters from species introductions.

Acknowledgements

We wish to thank the anonymous reviewers for their useful comments that helped improve a previous version of this manuscript. Special thanks to the Bioresource Marine Laboratory, Annaba and Jijel Coast Guards, the captaincy of Annaba agents in ports and shipping companies sampled. Finally, we also thank Mechakkef Youssouf for help with the production of maps.

References

- Aguirre-Macedo, M.L., Vidal-Martinez, V.M., Herrera-Silveira, J.A., Valdés-Lozano, D.S., Herrera-Rodríguez, M., Olvera-Novoa, M.A., 2008. Ballast water as a vector of coral pathogens in the Gulf of Mexico: the case of the Cayo Arcas coral reef. *Mar. Pollut. Bull.* 56, 1570–1577.
- Armi, Z., Milandri, A., Turki, S., Hajjem, B., 2011. *Alexandrium catenella* and *Alexandrium tamarense* in the North Lake of Tunis: bloom characteristics and the occurrence of paralytic shellfish toxin. *Afr. J. Aquat. Sci.* 36, 47–56.
- Bouchouicha Smida, D., Sahraoui, I., Grami, B., Hadj Mabrouk, H., Sakka Hlaili, A., 2014. Population dynamics of potentially harmful algal blooms in Bizerte Lagoon, Tunisia. *Afr. J. Aquat. Sci.* 39, 177–188.
- Carlton, J.T., 1985. Transoceanic and interoceanic dispersal of coastal marine organisms: the biology of ballast water. *Oceanogr. Mar. Biol.* 23, 313–371.
- CIESM, 2002. Alien marine organism introduced by ships in the Mediterranean and Black Seas. In: CIESM Workshop Monograph n°20, (136 pages, Monaco, www.ciesm.org.publications/Istanbul02.pdf).
- CIESM, 2010. Phytoplankton responses to Mediterranean environmental changes. N° 40 in CIESM Workshop Monographs, (F. Briand), (120 pages, Monaco, www.ciesm.org).
- Colautti, R.I., MacIsaac, H.J., 2004. A neutral terminology to define 'invasive' species. *Divers. Distrib.* 10, 135–141.
- Daoudi, M., Serve, L., Rharbi, N., El Madani, F., Vouvé, F., 2013. Phytoplankton distribution in the Nador lagoon (Morocco) and possible risks for harmful algal blooms. *Transit Water Bull.* 6, 4–19.
- David, M., Gollasch, S., Cabrini, M., Perkovič, M., Bošnjak, D., Virgilio, D., 2007. Results from the first ballast water sampling study in the Mediterranean Sea—the Port of Koper study. *Mar. Pollut. Bull.* 54, 53–65.
- Dickman, M., Zhang, F., 1999. Mid-ocean exchange of container vessel ballast water. 2: Effects of vessel type in the transport of diatoms and dinoflagellates from Manzanillo, Mexico, to Hong Kong, China. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 176, 253–262.
- Dobler, J.-P., 2002. Analysis of shipping patterns in the Mediterranean and Black Seas. In: CIESM Workshop Monogr., pp. 19–28.
- Dodge, J.D., 1982. Marine Dinoflagellates of the British Isles. Her Majesty's Stationery Office, London (303 p).
- Endresen, Ø., Sørgård, E., Andersen, A., Gravr, G., Bitner-Gregersen, E., 2002. Implications of open-ocean ballast water exchange. In: Marine Science and Technology for Environmental Sustainability. Vol. 2002 ENSUS.
- Endresen, Ø., Behrens, H.L., Brynstad, S., Andersen, A.B., Skjong, R., 2004. Challenges in global ballast water management. *Mar. Pollut. Bull.* 48, 615–623.
- Fernández-Tejedor, M., Delgado, M., Garcés, E., Camp, J., Diogène, J., 2010. Toxic phytoplankton response to warming in two Mediterranean bays of the Ebro Delta. In: Phytoplankton Responses to Mediterranean Environmental Changes, CIESM Workshop Monographs, pp. 83–88.
- Flagella, M.M., Soria, A., Buia, M.C., 2006. Shipping traffic and introduction of non-indigenous organisms: Study case in two Italian harbours. *Ocean Coast. Manag.* 49, 947–960.
- Frehí, H., Couté, A., Mascarell, G., Perrette-Gallet, C., Ayada, M., Kara, M.H., 2007. Dinoflagellés toxiques et/ou responsables de blooms dans la baie d'Annaba (Algérie). *C. R. Biol.* 330, 615–628.
- Gómez, F., 2013. Reinstatement of the dinoflagellate genus *Tripos* to replace *Neoceratium*, marine species of *Ceratium* (Dinophyceae, Alveolata). *CICIMAR Oceanías* 28, 1–22.
- Gómez, F., Claustre, H., 2001. Spreading of *Gymnodinium catenatum* Graham in the western Mediterranean Sea. *Harmful Algae News* 22, 1–3.
- Gomoiu, M.-T., Alexandrov, B., Shadrin, N., Zaitsev, Y., 2002. The Black Sea - a recipient, donor and transit area for alien species. In: Invasive Aquatic Species of Europe. Distribution, Impacts and Management. Springer, pp. 341–350.
- Guelorget, O., 1992. Sinistre AST: C'était bien un *Gymnodinium* toxique. *Aqua Rev* 41, 21–23.
- Hallegraeff, G.M., 1998. Transport of toxic dinoflagellates via ships ballast water: bio-economic risk assessment and efficacy of possible ballast water management strategies. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 168, 297–309.
- Hallegraeff, G., Bolch, C., 1992. Transport of diatom and dinoflagellate resting spores in ships' ballast water: implications for plankton biogeography and aquaculture. *J. Plankton Res.* 14, 1067–1084.
- Illoul, H., 2014. Les dinoflagellés des côtes algériennes. In: Doctoral Dissertation. Université des Sciences et de la Technologie Houari Boumediene, Alger (181 p).
- Illoul, H., Maso, M., Fortuno, J.-M., CROS, L., Morales-Blake, A., Seridji, R., 2008. Potentially harmful microalgae in coastal waters of the Algiers area (Southern Mediterranean Sea). *Cryptogam. Algol.* 29, 261–278.
- International Maritime Organization (IMO), 2003. Marine Environmental Protection Committee (MEPC), Draft International Convention for the Control of Management of Ships' Ballast Water and Sediments. MEPC (49/2/3, 24 March).
- International Maritime Organization (IMO), 2004. International Convention for the

- Control and Management of Ships' Ballast Water and Sediments. (<http://www.imo.org/en/About/Conventions/ListOfConventions/Pages/Default.aspx>. 27 January 2012).
- International Maritime Organization (IMO), 2017. International Convention for the Control and Management of Ships' Ballast Water and Sediments (BWM). ([http://www.imo.org/en/About/Conventions/ListOfConventions/Pages/International-Convention-for-the-Control-and-Management-of-Ships'-Ballast-Water-and-Sediments-\(BWM\).aspx](http://www.imo.org/en/About/Conventions/ListOfConventions/Pages/International-Convention-for-the-Control-and-Management-of-Ships'-Ballast-Water-and-Sediments-(BWM).aspx) June 2017).
- Ismael, A., Halim, Y., 2000. Occurrence and succession of potentially harmful phytoplankton species in the Eastern Harbour of Alexandria. In: Proc. 9th Int. Conf. Harmful Algal Blooms, Hobart (Australia), pp. 141–144.
- Joutei, L.T., 1995. First report of *Gymnodinium catenatum* from Atlantic Morocco. Harmful Algae News 7, 12–13.
- Khairy, H.M., Hussein, N.R., Faragallah, H.M., Dorgham, M.M., 2014. The phytoplankton communities in two eutrophic areas on the Alexandria coast, Egypt. Rev. Biol. Mar. Oceanogr. 49, 267–277.
- Klein, G., MacIntosh, K., Kaczmarska, I., Ehrman, J.M., 2010. Diatom survivorship in ballast water during trans-Pacific crossings. Biol. Invasions 12, 1031–1044.
- Lavoie, D.M., Smith, L., Ruiz, G., 1999. The potential for intracoastal transfer of non-indigenous species in the ballast water of ships. Estuar. Coast. Shelf Sci. 48, 551–564.
- Lawrence, D.J., Cordell, J.R., 2010. Relative contributions of domestic and foreign sourced ballast water to propagule pressure in Puget Sound, Washington, USA. Biol. Conserv. 143, 700–709.
- Lockwood, J.L., Cassey, P., Blackburn, T., 2005. The role of propagule pressure in explaining species invasions. Trends Ecol. Evol. 20, 223–228.
- Lockwood, J.L., Cassey, P., Blackburn, T.M., 2009. The more you introduce the more you get: the role of colonization pressure and propagule pressure in invasion ecology. Divers. Distrib. 15, 904–910.
- Margalef, R., Estrada, M., 1987. Synoptic distribution of summer microplankton (algae and protozoa) across the principal front in the western Mediterranean. Invest. Pesq. Barc. 51, 121–140.
- McGee, S., Piorkowski, R., Ruiz, G., 2006. Analysis of recent vessel arrivals and ballast water discharge in Alaska: toward assessing ship-mediated invasion risk. Mar. Pollut. Bull. 52, 1634–1645.
- Meunier, A., 1915. Microplancton de la mer flamande. II partie: Les diatomées (le genre *Chaetoceros* excepté). - Mém. Bull. Inst. R. Sci. Nat. Belg. Sci. Terre 7 (3) (118 p).
- Mohamed-Cherif, F.Z., 2007. Les ports algériens à l'heure du désengagement de l'Etat. In: Rev. Marit. N° 480.
- Mohamed-Cherif, F.Z., 2012. Les liaisons maritimes de l'Algérie dans l'espace Euro-Méditerranéen: réalités et perspectives. Territoire en mouvement Revue de géographie et aménagement. Territory in movement Journal of Geography and Planning 86–97.
- Olenin, S., Gollasch, S., Jonusas, S., Rimkute, I., 2000. En-route investigations of plankton in ballast water on a ship's voyage from the Baltic Sea to the open Atlantic coast of Europe. Int. Rev. Hydrobiol. 85, 577–596.
- Romdhane, M.S., Eilertsen, H.C., Yahia, O.K.D., Yahia, M.N.D., 1998. Toxic dinoflagellate blooms in Tunisian lagoons: causes and consequences for aquaculture. In: Reguera, B., Blance, J., Fernandez, M.L., Wyatt, T. (Eds.), Harmful Algae. Xunta de Galicia and Intergovernmental Oceanographic Commission of United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization, Paris, France, pp. 80–83.
- Ruiz, G.M., Carlton, J.T., Grosholz, E.D., Hines, A.H., 1997. Global invasions of marine and estuarine habitats by non-indigenous species: mechanisms, extent, and consequences. Am. Zool. 37, 621–632.
- Sahraoui, I., Hlaili, A.S., Mabrouk, H.H., Leger, C., Bates, S.S., 2009. Blooms of the diatom genus *Pseudo-nitzschia* H. peragalio in Bizerte lagoon (Tunisia, SW Mediterranean). Diatom Research 24, 175–190.
- Schiller, J., 1937. Dinoflagellatae (Peridineae) in Monographischer Behandlung; Teil 2. Akademische Verlagsgesellschaft MBH Johnson Reprint Corporation (590 p).
- Sellner, K.G., Doucette, G.J., Kirkpatrick, G.J., 2003. Harmful algal blooms: causes, impacts and detection. J. Ind. Microbiol. Biotechnol. 30, 383–406.
- Smith, L.D., Wonham, M.J., McCann, L.D., Ruiz, G.M., Hines, A.H., Carlton, J.T., 1999. Invasion pressure to a ballast-flooded estuary and an assessment of inoculant survival. Biol. Invasions 1, 67–87.
- Sournia, A., 1990. Catalogue des espèces et taxons infraspécifiques de dinoflagellés marins actuels publiés depuis la révision de J. Schiller. V.(Complément). Acta Protozool. 29, 321–346.
- Streftaris, N., Zenetos, A., Papanassiou, E., 2005. Globalisation in marine ecosystems: The story of non-indigenous marine species across European seas. Oceanogr. Mar. Biol. 43, 419–453.
- The biology of dinoflagellates. In: Taylor, F.J.R. (Ed.), Botanical Monographs. Vol. 21 Blackwell Scientific Publications, Oxford (785 p).
- Turki, S., El Abed, A., 2001. On the presence of potentially toxic algae in the lagoons of Tunisia. Harmful Algae News 22 (10).
- Turki, S., Dhib, A., Fertouna-Bellakhal, M., Frossard, V., Balti, N., Kharrat, R., Aleya, L., 2014. Harmful algal blooms (HABs) associated with phycotoxins in shellfish: What can be learned from five years of monitoring in Bizerte Lagoon (Southern Mediterranean Sea)? Ecol. Eng. 67, 39–47.
- Williamson, M., 1996. Biological invasions. Chapman & Hall, London (244 p).
- Wonham, M.J., Walton, W.C., Ruiz, G.M., Frese, A.M., Galil, B.S., 2001. Going to the source: role of the invasion pathway in determining potential invaders. Mar. Ecol. Prog. Ser. 215, 1–12.
- Yahia-Kéfi, O.D., Nézan, É., Yahia, M.N.D., 2001. Sur la présence du genre *Alexandrium* Halim (Dinoflagellés) dans la baie de Tunis (Tunisie). Oceanol. Acta 24, 17–25.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Références bibliographiques

- Aguirre-Macedo, M. L., Vidal-Martinez, V. M., Herrera-Silveira, J. A., Valdés-Lozano, D. S., Herrera-Rodríguez, M., & Olvera-Novoa, M. A. (2008). Ballast water as a vector of coral pathogens in the Gulf of Mexico: The case of the Cayo Arcas coral reef. *Marine Pollution Bulletin*, 56(9), 1570-1577.
- Aligizaki, K., Nikolaidis, G., Katikou, P., Baxevanis, A. D., & Abatzopoulos, T. J. (2009). Potentially toxic epiphytic *Prorocentrum* (Dinophyceae) species in Greek coastal waters. *Harmful Algae*, 8(2), 299-311.
- Anderson, D. M. (1980). EFFECTS OF TEMPERATURE CONDITIONING ON DEVELOPMENT AND GERMINATION OF *GONYAULAX TAMARENSIS* (DINOPHYCEAE) HYPNOZYGOTES 1. *Journal of Phycology*, 16(2), 166-172.
- Anderson, J. R. (1983). A spreading activation theory of memory. *Journal of verbal learning and verbal behavior*, 22(3), 261-295.
- Antit, M., Gofas, S., Salas, C., & Azzouna, A. (2011). One hundred years after *Pinctada*: an update on alien Mollusca in Tunisia. *Mediterranean Marine Science*, 12 (1), 53-74.
- Armi, Z., Milandri, A., Turki, S., & Hajjem, B. (2011). *Alexandrium catenella* and *Alexandrium tamarense* in the North Lake of Tunis: bloom characteristics and the occurrence of paralytic shellfish toxin. *African journal of aquatic science*, 36(1), 47-56.
- Ariyadej, C., Tansakul, R., Tansakul, P., & Angsupanich, S. (2004). Phytoplankton diversity and its relationships to the physico-chemical environment in the Banglang Reservoir, Yala Province. *Songklanakarin Journal of Science and Technology*, 26(5), 595-6
- Azam, F. and F. Malfatti (2007). "Microbial structuring of marine ecosystems." *Nature Reviews Microbiology* 5(10): 782.
- Bendschneider, K., & Robinson, R. J. (1952). A new spectrophotometric method for the determination of nitrite in sea water.
- Berland, B. R., Bonin, D. J., & Maestrini, S. Y. (1980). Azote ou phosphore? Considérations sur le paradoxe nutritionnel de la mer Méditerranée. *Oceanologica Acta*, 3(1), 135-141.
- Bethoux, J. P., Morin, P., Madec, C., & Gentili, B. (1992). Phosphorus and nitrogen behaviour in the Mediterranean Sea. *Deep Sea Research Part A. Oceanographic Research Papers*, 39(9), 1641-1654.

- Bianchi, A. J. M. (1973). Variations de la concentration bactérienne dans les eaux et les sédiments littoraux. *Marine Biology*, 22 (1), 23-29.
- Bouchouicha Smida, D., Sahraoui, I., Grami, B., Hadj Mabrouk, H., & Sakka Hlaili, A. (2014). Population dynamics of potentially harmful algal blooms in Bizerte Lagoon, Tunisia. *African journal of aquatic science*, 39(2), 177-188.
- Bouda, A., Bachari, N. E. I., Bahmed, L., & Boubenia, R. (2016). Design of a risk assessment methodology for the introduction of invasive species from ship ballast waters: The case of Arzew port. *Management of Environmental Quality: An International Journal*, 27(5), 474-490.
- Bouda, A., el Islam Bachari, N., Nacef, L., & Bensari, B. (2018). Risk Analysis of Invasive Species Introduction in the Port of Arzew, by Calculation of Biofouling Surface on Ships' Hulls. *Environmental Modeling & Assessment*, 23(2), 185-192.
- Bourgeois, M., Cusson, B., & Gilbert, M. (2001). Évolution du trafic maritime en provenance de l'étranger dans le Saint-Laurent de 1978 à 1996 et implications pour les risques d'introduction d'espèces aquatiques non indigènes. Ministère des Pêches et des Océans.
- Bourrely, P. (1966). Lês algues d'aeu douce—Indication à la Systématique. Tome I: Les algues vertes. Paris: N. Boubée.
- Brisou, J. F. and F. A. Denis (1978). Hygi [ene de l'environnement maritime, Masson.
- Carlton, J. (2003). Invasive species: vectors and management strategies, Island Press.
- Carlton, J. T. (1985). Transoceanic and interoceanic dispersal of coastal marine organisms: the biology of ballast. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.*, 23, 313-371.
- Carlton, J. T. (1996). "Biological invasions and cryptogenic species." *Ecology* 77(6): 1653-1655.
- Carlucci, A. F., & Pramer, D. (1960). An evaluation of factors affecting the survival of *Escherichia coli* in sea water II. Salinity, pH, and nutrients. *Applied Microbiology*, 8(4), 247-250.
- Chan, F. T., Bailey, S. A., Wiley, C. J., & MacIsaac, H. J. (2013). Relative risk assessment for ballast-mediated invasions at Canadian Arctic ports. *Biological invasions*, 15(2), 295-308.
- Charles, F., Lopez-Legentil, S., Grémare, A., Amouroux, J. M., Desmalades, M., Vétion, G., & Escoubeyrou, K. (2005). Does sediment resuspension by storms affect the fate of

- polychlorobiphenyls (PCBs) in the benthic food chain? Interactions between changes in POM characteristics, adsorption and absorption by the mussel *Mytilus galloprovincialis*. *Continental Shelf Research*, 25(19-20), 2533-2553.
- Chu, K. H., Tam, P. F., Fung, C. H., & Chen, Q. C. (1997). A biological survey of ballast water in container ships entering Hong Kong. In *Asia-Pacific Conference on Science and Management of Coastal Environment* (pp. 201-206). Springer, Dordrecht.
- Colautti, R. I., Grigorovich, I. A., & MacIsaac, H. J. (2006). Propagule pressure: a null model for biological invasions. *Biological Invasions*, 8(5), 1023-1037.
- Collos, Y., Gagne, C., Laabir, M., Vaquer, A., Cecchi, P., & Souchu, P. (2004). Nitrogenous nutrition of *Alexandrium catenella* (Dinophyceae) in cultures and in Thau lagoon, southern France. *Journal of Phycology*, 40(1), 96-103.
- Conan, P., Pujo-Pay, M., Raimbault, P., & Leveau, M. (1998). Variabilité hydrologique et biologique du golfe du Lion. I. Transports en azote et productivité potentielle. *Oceanologica acta*, 21(6), 751-765.
- Couté, A. (2002). Biologie et microscopie électronique à balayage. *Mémoires de la Société Entomologique de France*, 6, 31-44.
- Daoudi, M., Serve, L., Rharbi, N., El Madani, F., & Vouvé, F. (2013). Phytoplankton distribution in the Nador lagoon (Morocco) and possible risks for harmful algal blooms. *Transitional Waters Bulletin*, 6(1), 4-19.
- Transitional Waters Bulletin*, 6(1), 4-19. Dale, B. (1977). "Cysts of the toxic red-tide dinoflagellate *Gonyaulax excavata* (Braarud) Balech from Oslofjorden, Norway." *Sarsia* 63 (1): 29-34.
- Dale, B. (1977). Cysts of the toxic red-tide dinoflagellate *Gonyaulax excavata* (Braarud) Balech from Oslofjorden, Norway. *Sarsia*, 63(1), 29-34.
- David, M., Gollasch, S., Cabrini, M., Perkovič, M., Bošnjak, D., & Virgilio, D. (2007). Results from the first ballast water sampling study in the Mediterranean Sea—the Port of Koper study. *Marine Pollution Bulletin*, 54(1), 53-65.
- David, M., Perkovič, M., Suban, V., & Gollasch, S. (2012). A generic ballast water discharge assessment model as a decision supporting tool in ballast water management. *Decision support systems*, 53(1), 175-185.

- Davies, K. F., Chesson, P., Harrison, S., Inouye, B. D., Melbourne, B. A., & Rice, K. J. (2005). Spatial heterogeneity explains the scale dependence of the native–exotic diversity relationship. *Ecology*, 86(6), 1602-1610.
- Dickman, M. and F. Zhang (1999). "Mid-ocean exchange of container vessel ballast water. 2: Effects of vessel type in the transport of diatoms and dinoflagellates from Manzanillo, Mexico, to Hong Kong, China." *Marine Ecology Progress Series*: 253-262.
- Dobler, J.-P. (2002). *Analysis of shipping patterns in the Mediterranean and Black seas*. CIESM Workshop Monographs.
- Doblin, M. A. and F. C. Dobbs (2006). "Setting a size-exclusion limit to remove toxic dinoflagellate cysts from ships' ballast water." *Marine Pollution Bulletin* 52(3): 259-263.
- Dodge, J. D. and B. Hart-Jones (1982). *Marine dinoflagellates of the British Isles*, HMSO.
- Drake, L. A., Ruiz, G. M., Galil, B. S., Mullady, T. L., Friedmann, D. O., & Dobbs, F. C. (2002). Microbial ecology of ballast water during a transoceanic voyage and the effects of open-ocean exchange. *Marine Ecology Progress Series*, 233, 13-20.
- Dukes, J. S. and H. A. Mooney (1999). "Does global change increase the success of biological invaders?" *Trends in Ecology & Evolution* 14(4): 135-139.
- Ellegaard, M., Daugbjerg, N., Rochon, A., Lewis, J., & Harding, I. C. (2003). Morphologic and genetic (LSU rDNA) variation within *Spiniferites*/*Gonyaulax* (Dinophyceae), including the cyst-theca relationship of *Spiniferites elongatus* and phylogenetic analysis of the position of *Spiniferites* and *Bitectatodinium* within the Gonyaulacales. *Phycologia*, 42, 151-164.
- Endresen, Ø., Sjørgård, E., Andersen, A. B., Gravir, G., & Bitner-Gregersen, E. (2002). Implications of open ocean ballast water exchange. *Marine Science and Technology for Environmental Sustainability*, ENSUS.
- Fensome, R. A., Taylor, F. J. R., Norris, G., WAS, S., Wharton, D. I., & Williams, G. L. (1993). A classification of living and fossil dinoflagellates.-*Micropaleontology*, Special Publication Number 7: 1-351. American Museum of Natural History.
- Finlay, B. J. (2002). "Global dispersal of free-living microbial eukaryote species." *Science* 296(5570): 1061-1063.

- Finlay, B. J. and T. Fenchel (2004). "Cosmopolitan metapopulations of free-living microbial eukaryotes." *Protist* **155**(2): 237-244.
- Flagella, M. M., Soria, A., & Buia, M. C. (2006). Shipping traffic and introduction of non-indigenous organisms: study case in two Italian harbours. *Ocean & coastal management*, 49 (12), 947-960.
- Fréhi, H. (1995). Etude de la structure et du fonctionnement du système phytoplanctonique dans un écosystème marin côtier. Eutrophisation de la baie d'Annaba, Thèse de Magister, Université Badji-Mokhtar, Algérie.
- Frehi, H., Couté, A., Mascarell, G., Perrette-Gallet, C., Ayada, M., & Kara, M. H. (2007). Dinoflagellés toxiques et/ou responsables de blooms dans la baie d'Annaba (Algérie). *Comptes Rendus Biologies*, 330(8), 615-628.
- Fuhrman, J. A. (1999). "Marine viruses and their biogeochemical and ecological effects." *Nature* **399**(6736): 541.
- Gordon, D. M. and A. Cowling (2003). "The distribution and genetic structure of *Escherichia coli* in Australian vertebrates: host and geographic effects." *Microbiology* **149** (12): 3575-3586.
- Gauthier, D. and D. A. Steel (1996). "A synopsis of the situation regarding the introduction of nonindigenous species by ship-transported ballast water in Canada and selected countries."
- Gollasch, S., Dammer, M., Lenz, J., & Andres, H. G. (1995). Non-indigenous organisms introduced via ships into German waters. In ICES Annual Science Conference, Aalborg (Denmark). ICES CM.
- Gollasch, S. (2002). "The importance of ship hull fouling as a vector of species introductions into the North Sea."
- Gollasch, S., David, M., & Leppäkoski, E. (2011). Pilot risk assessments of alien species transfer on intra-Baltic ship voyages. Helsinki Commission–Baltic Marine Environment Protection Commission, HELCOM Project, (11.36), 98.

- Gómez, F. (2013). "Reinstatement of the dinoflagellate genus *Tripos* to replace *Neoceratium*, marine species of *Ceratium* (Dinophyceae, Alveolata)." Cicimar Oceánides **28**(1): 1-22.
- Gomez, F. and H. Claustre (2001). "Spreading of *Gymnodinium catenatum* Graham in the western Mediterranean Sea." Harmful Algae News **22**: 1-3.
- Gomoiu, M. T., Alexandrov, B., Shadrin, N., & Zaitsev, Y. (2002). The Black Sea—a recipient, donor and transit area for alien species. In *Invasive aquatic species of Europe. Distribution, impacts and management* (pp. 341-350). Springer Netherlands.
- Gotsis-Skretas, O. and N. Friligos (2016). "Contribution to eutrophication and phytoplankton ecology in the Thermaikos Gulf."
- Griffin, D. W., Lipp, E. K., McLAUGHLIN, M. R., & Rose, J. B. (2001). Marine Recreation and Public Health Microbiology: Quest for the Ideal Indicator: This article addresses the historic, recent, and future directions in microbiological water quality indicator research. *AIBS Bulletin*, 51(10), 817-825.
- Groom, M. J., Meffe, G. K., & Carroll, C. R. (2006). *Principles of conservation biology* (No. Sirsi) i9780878935185). Sunderland: Sinauer Associates.
- Guelorget, O. (1992). "Sinistre AST: C'était bien un *Gymnodinium* toxique." Aqua Rev **41**: 21-23.
- Hadjadji, I., Frehi, H., Ayada, L., Abadie, E., & Collos, Y. (2014). A comparative analysis of *Alexandrium catenella/tamarensis* blooms in Annaba Bay (Algeria) and Thau lagoon (France); phosphorus limitation as a trigger. *Comptes rendus biologiques*, 337(2), 117-122.
- Hallegraeff, G. M. (1986). "Taxonomy and morphology of the marine plankton diatoms *Thalassionema* and *Thalassiothrix*." Diatom Research **1**(1): 57-80.
- Hallegraeff, G. M. (1998). "Transport of toxic dinoflagellates via ships' ballast water: bioeconomic risk assessment and efficacy of possible ballast water management strategies." Marine Ecology Progress Series: 297-309.
- Hallegraeff, G. M. (2002). "Aquaculturists' guide to harmful Australian microalgae."
- Hallegraeff, G. M. and C. Bolch (1992). "Transport of diatom and dinoflagellate resting spores in ships' ballast water: implications for plankton biogeography and aquaculture." Journal of plankton research **14**(8): 1067-1084.

- Hallegraeff, G. M., Valentine, J. P., Marshall, J. A., & Bolch, C. J. (1997). Temperature tolerances of toxic dinoflagellate cysts: application to the treatment of ships' ballast water. *Aquatic Ecology*, 31(1), 47-52.
- Hamer, J. P., Lucas, I. A. N., & McColln, T. A. (2001). Harmful dinoflagellate resting cysts in ships' ballast tank sediments: potential for introduction into English and Welsh waters. *Phycologia*, 40(3), 246-255.
- Hay, C. (1997). "Cawthron's ballast water research programme final report 1996-1997." Cawthron Report 417: 1-144
- Head, M. J. (1996). "Late Cenozoic dinoflagellates from the Royal Society borehole at Ludham, Norfolk, eastern England." *Journal of Paleontology* 70(4): 543-570.
- Hewitt Chad, Campbell Marnie, Coutts Ashley, Dahlstrom Alisha, Shields Derek, Valentine Joseph (2011). Species biofouling risk assessment. Report of Australian Department of Agriculture, Fisheries and Forestry. 4–171.
- Hua, J. and W. Hwang (2012). "Effects of voyage routing on the survival of microbes in ballast water." *Ocean Engineering* 42: 165-175.
- Illoul, H., Maso, M., Fortuño Alós, J. M., Cros, L., Morales-Blake, A., & Seridji, R. (2008). Potentially harmful microalgae in coastal waters of the Algiers area (Southern Mediterranean Sea).
- Illoul, H., 2014. Les dinoflagellés des côtes algériennes. In: Doctoral Dissertation. Université des Sciences et de la Technologie Houari Boumediene, Alger (181 p).
- International Maritime Organization (IMO), 2003. Marine Environmental Protection Committee (MEPC), Draft International Convention for the Control of Management of Ships' Ballast Water and Sediments. MEPC (49/2/3, 24 March).
- International Maritime Organization (IMO), 2004. International Convention for the Control and Management of Ships' Ballast Water and Sediments. (<http://www.imo.org/en/About/Conventions/ListOfConventions/Pages/Default.aspx>. 27 January 2002).
- International Maritime Organization (IMO), 2017. International Convention for the Control and Management of Ships' Ballast Water and Sediments (BWM). (<http://www.imo.org/en/About/Conventions/ListOfConventions/Pages/InternationalConvention>

- for-the-Control-and-Management-of-Ships'-Ballast-Water-and-Sediments-(BWM).aspx June 2017).
- Joly, B. and A. Reynaud (2003). "Entérobactéries: systématique et méthodes de diagnostic (Coll. Monographie de microbiologie)."
- Kelly, J. M. (1993). "Ballast water and sediments as mechanisms for unwanted species introductions into Washington State." Journal of Shellfish Research **12**: 405-410.
- Klein, G., MacIntosh, K., Kaczmarek, I., & Ehrman, J. M. (2010). Diatom survivorship in ballast water during trans-Pacific crossings. *Biological Invasions*, 12(5), 1031-1044.
- Kolar, C. S. and D. M. Lodge (2001). "Progress in invasion biology: predicting invaders." Trends in Ecology & Evolution **16**(4): 199-204.
- Kolar, C. S. and D. M. Lodge (2002). "Ecological predictions and risk assessment for alien fishes in North America." Science **298**(5596): 1233-1236.
- Koroleff, F. (1969). "Direct determination of ammonia in natural waters as indophenol blue." ICES, CM **100**: 9.
- Kudela, R. M., Ryan, J. P., Blakely, M. D., Lane, J. Q., & Peterson, T. D. (2008). Linking the physiology and ecology of *Cochlodinium* to better understand harmful algal bloom events: a comparative approach. *Harmful Algae*, 7(3), 278-292.
- Lavoie, D. M., Smith, L. D., & Ruiz, G. M. (1999). The potential for intracoastal transfer of non-indigenous species in the ballast water of ships. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 48(5), 551-564.
- Lawrence, D. J. and J. R. Cordell (2010). "Relative contributions of domestic and foreign sourced ballast water to propagule pressure in Puget Sound, Washington, USA." Biological Conservation **143**(3): 700-709.
- Lewis, G. D. and T. G. Metcalf (1988). "Polyethylene glycol precipitation for recovery of pathogenic viruses, including hepatitis A virus and human rotavirus, from oyster, water, and sediment samples." Applied and environmental microbiology **54**(8): 1983-1988.
- Lipp, E. K., Jarrell, J. L., Griffin, D. W., Lukasik, J., Jacukiewicz, J., & Rose, J. B. (2002). Preliminary evidence for human fecal contamination in corals of the Florida Keys, USA. *Marine Pollution Bulletin*, 44(7), 666-670.

- Lo, V. B., Levings, C. D., & Chan, K. M. (2012). Quantifying potential propagule pressure of aquatic invasive species from the commercial shipping industry in Canada. *Marine Pollution Bulletin*, 64(2), 295-302.
- Lockwood, J. L., Cassey, P., & Blackburn, T. (2005). The role of propagule pressure in explaining species invasions. *Trends in Ecology & Evolution*, 20(5), 223-228.
- Lodge, D. M. (1993). "Biological invasions: lessons for ecology." *Trends in Ecology & Evolution* 8(4): 133-137.
- López-Flores, R., Garcés, E., Boix, D., Badosa, A., Brucet, S., Masó, M., & Quintana, X. D. (2006). Comparative composition and dynamics of harmful dinoflagellates in Mediterranean salt marshes and nearby external marine waters. *Harmful Algae*, 5(6), 637-648.
- Lorenzen, C. J. (1967). Vertical distribution of chlorophyll and phaeo-pigments: Baja California. Deep Sea Research and Oceanographic Abstracts, Elsevier.
- Lorain, O., Hersant, B., Persin, F., Grasmick, A., Brunard, N., & Espenan, J. M. (2007). Ultrafiltration membrane pre-treatment benefits for reverse osmosis process in seawater desalting. Quantification in terms of capital investment cost and operating cost reduction. *Desalination*, 203(1-3), 277-285.
- Mac Donald E. (1995). Dinoflagellate resting cysts and ballast water discharges in scottish ports. *ICES* 1995/0:10,25 p.
- Masson, D., Courtois, O., Masson, N., Guesdon, S., Rocher, G., & Margat, S. (2000). Etude des eaux de ballast de navires faisant escale dans les ports français.
- Martin, Y. and P. Lelong (1981). "Modélisation de la dynamique des communautés bactériennes d'un écosystème planctonique marin expérimental." *Oceanologica Acta* 4(4): 433-443.
- Marshall, P., Christie, C., Dobbs, K., Green, A., Haynes, D., Brodie, J., Michalek Wagner, K., Smith, A., Storrie, J., Turak, E., (2002). Grounded ship leaves TBTbased antifoulant on the Great Barrier Reef: an overview of the environmental response. *Spill Science and Technology Bulletin* 7, 215–221.
- McCarthy, S. A. and F. M. Khambaty (1994). "International dissemination of epidemic *Vibrio cholerae* by cargo ship ballast and other nonpotable waters." *Applied and environmental microbiology* 60(7): 2597-2601.

- Meunier, A. (1915). "Microplankton de la Mer Flamande Pt. 3 Les Péridiniens." Mémoires Musée Royal d'Histoire Naturelle de Belgique: 3-116.
- Mills, A., Davies, R. H., & Worsley, D. (1993). Water purification by semiconductor photocatalysis. Chemical Society Reviews, 22(6), 417-425.
- Mohamed-Chérif, F. and C. Ducruet (2012). "Du global au local: les nouveaux gérants des terminaux portuaires algériens." L'Espace Politique **16**(1): <http://espacepolitique.revues.org/index2294.html>.
- Mohamed-Chérif, F. Z. (2007). "Les ports algériens à l'heure du désengagement de l'Etat." La Revue Maritime, IFREMER **480**: 1-5.
- Mohamed-Chérif, F. Z. and C. Ducruet (2011). "Les ports et la façade maritime du Maghreb, entre intégration régionale et mondiale." Mappemonde **101**(1).
- Müller-Niklas, G., Heissenberger, A., Puskaric, S., & Herndl, G. J. (1995). Ultraviolet-B radiation and bacterial metabolism in coastal waters. Aquatic Microbial Ecology, 9(2), 111-116.
- Murphy, J. and J. P. Riley (1962). "A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters." Analytica chimica acta **27**: 31-36.
- Nauke, M. (1995). Provisions for the control and management of ballast water to minimize the transfer of harmful aquatic organisms and pathogens. ICES Annual Science Conference, Aalborg.
- Occhipinti-Ambrogi, A. (2007). "Global change and marine communities: alien species and climate change." Marine Pollution Bulletin **55**(7-9): 342-352.
- Olenin, S., Gollasch, S., Jonusas, S., & Rimkute, I. (2000). En-route investigations of plankton in ballast water on a ship's voyage from the Baltic Sea to the open Atlantic coast of Europe. International Review of Hydrobiology, 85(5), 577-596.
- Ould-Ahmed, N. and A. Meinesz (2007). "First record of the invasive alga *Caulerpa racemosa* (Caulerpales, Chlorophyta) on the coast of Algeria." Cryptogamie. Algologie **28**(3): 303-305.
- Ounissi, M. and N. Bouchareb (2013). "Nutrient distribution and fluxes from three Mediterranean coastal rivers (NE Algeria) under large damming." Comptes Rendus Geoscience **345**(2): 81-92.

- Ounissi, M., Laskri, H., & Khelifi-Touhami, M. (2016). Net-zooplankton abundance and biomass from Annaba Bay (SW Mediterranean Sea) under estuarine influences. *Mediterranean Marine Science*, 17(2), 519-532.
- Pertola, S., Faust, M. A., & Kuosa, H. (2006). Survey on germination and species composition of dinoflagellates from ballast tanks and recent sediments in ports on the South Coast of Finland, North-Eastern Baltic Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 52(8), 900-911.
- Pfiester, L., et al. (1987). "The biology of dinoflagellates." London: Oxford.
- Proctor, L. M. (1997). "Advances in the study of marine viruses." Microscopy research and technique 37(2): 136-161.
- 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.
- Raimbault P., Taupier-Letage I. & Illoul H. (1990). "Importance relative de différentes classes de taille du phytoplancton". *Campagnes Océanographiques Françaises*, IFREMER, 11: 108-110.
- Ramaiah, N., Kolhe, V., & Sadhasivan, A. (2005). Quantitative analyses of pollution-indicator and pathogenic bacteria in Mumbai waters from ballast water exchange perspective. *Environmental monitoring and assessment*, 104(1-3), 295-308.
- Ribera, M. A. and C.-F. Boudouresque (1995). "Introduced marine plants, with special reference to macroalgae: mechanisms and impact." Progress in phycological research 11: 187-268.
- Rigby, G. R., Steverson, I. G., & Hallegraeff, G. M. (1991, September). Environmental problems and the treatment options associated with international exchange of shipping ballast waters. In Proc. Chemeca, Developing Expot Technnology Conference, Newcastle (pp. 18-20). Rigby, G., et al. (1994). The transfer and treatment of shipping ballast waters to reduce the dispersal of toxic marine dinoflagellates. Non-indigenous Estuarine and Marine Organisms (NEMO).
- RODIER, J. (1996). "L'analyse de l'eau naturelle, eaux résiduaires, eau de mer." Denod, Paris 1: 1383.

- Romdhane, M. S., Eilertsen, H. C., Yahia, O. K. D., & Yahia, M. D. (1998). Toxic dinoflagellate blooms in Tunisian lagoons: causes and consequences for aquaculture. *Harmful algae*, 8083.
- Ruiz, G. M., Carlton, J. T., Grosholz, E. D., & Hines, A. H. (1997). Global invasions of marine and estuarine habitats by non-indigenous species: mechanisms, extent, and consequences. *American Zoologist*, 37(6), 621-632.
- Ruiz, G. M., Fofonoff, P. W., Carlton, J. T., Wonham, M. J., & Hines, A. H. (2000). Invasion of coastal marine communities in North America: apparent patterns, processes, and biases. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 31(1), 481-531.
- Sahraoui, I., Hlaili, A. S., Mabrouk, H. H., Leger, C., & Bates, S. S. (2009). Blooms of the diatom genus *pseudo-nitzschia* H. peragallo in Bizerte lagoon (Tunisia, SW Mediterranean). *Diatom Research*, 24(1), 175-190.
- Sartoretto, S., Harmelin, J. G., Bachet, F., Bejaoui, N., Lebrun, O., & Zibrowius, H. (2008). The alien coral *Oculina patagonica* De Angelis, 1908 (Cnidaria, Scleractinia) in Algeria and Tunisia. *Aquatic Invasions*, 3(2), 173-180.
- Schiller, J. (1937). "Dinoflagellatae, von Deutschland," Ostereich und der Schweiz". Dr. L. Rabenhorsts' Kryptogamen-flora 3: 1-590.
- Seebens, H., Gastner, M. T., & Blasius, B. (2013). The risk of marine bioinvasion caused by global shipping. *Ecology letters*, 16(6), 782-790.
- Sellner, K. G., Doucette, G. J., & Kirkpatrick, G. J. (2003). Harmful algal blooms: causes, impacts and detection. *Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology*, 30(7), 383-406.
- Siokou-Frangou, I., Christaki, U., Mazzocchi, M. G., Montresor, M., Ribera d'Alcalá, M., Vaqué, D., & Zingone, A. (2010). Plankton in the open Mediterranean Sea: a review. *Biogeosciences*, 7(5), 1543-1586.
- Smati, M., Clermont, O., Bleibtreu, A., Fourreau, F., David, A., Daubié, A. S., ... & Denamur, E. (2015). Quantitative analysis of commensal *Escherichia coli* populations reveals host-specific enterotypes at the intra-species level. *Microbiologyopen*, 4(4), 604-615.
- Smith, L. D., Wonham, M. J., McCann, L. D., Ruiz, G. M., Hines, A. H., & Carlton, J. T. (1999). Invasion pressure to a ballast-flooded estuary and an assessment of inoculant survival. *Biological Invasions*, 1(1), 67-87.

- Sonneman, J. and D. Hill (1997). "A taxonomic survey of cyst-producing dinoflagellates from recent sediments of Victorian coastal waters, Australia." Botanica Marina **40**(1-6): 149-178.
- Sournia, A. (1990). "Catalogue des espèces et taxons infraspécifiques de dinoflagellés marins actuels publiés depuis la révision de J. Schiller. V.(Complément)." Acta Protozool **29**(4): 321-346.
- Spatharis, S., Dolapsakis, N. P., Economou-Amilli, A., Tsirtsis, G., & Danielidis, D. B. (2009). Dynamics of potentially harmful microalgae in a confined Mediterranean Gulf—Assessing the risk of bloom formation. Harmful algae, **8**(5), 736-743.
- Streftaris, N. and A. Zenetos (2006). "Alien marine species in the Mediterranean—the 100 ‘Worst Invasives’ and their impact." Mediterranean Marine Science **7**(1): 87-118.
- Strickland, J. D. and T. R. Parsons (1972). "A practical handbook of seawater analysis."
- Sylvester, F. and H. J. MacIsaac (2010). "Is vessel hull fouling an invasion threat to the Great Lakes?" Diversity and Distributions **16**(1): 132-143.
- Tahri Joutei, L. (1995). "Etude de la surveillance du phytoplancton toxique sur la Méditerranée marocaine dans la région de Tétouan." Restinga... Kaâ Sras. Mémoire de 3ème cycle Agronomie, IAV Hassan II, Rabat.
- Taylor, F. J. R. (1987). The biology of dinoflagellates, Blackwell Scientific Publications.
- Turki, S., El Abed, A., & Rezig, M. (2001). Rotifera, cladocera and copepoda in Tunisian Inland waters. Bulletin de la Société zoologique de France, **126**(1-2), 235-236.
- Tenaillon, O., Skurnik, D., Picard, B., & Denamur, E. (2010). The population genetics of commensal *Escherichia coli*. Nature Reviews Microbiology, **8**(3), 207.
- Tsolaki, E., Pitta, P., & Diamadopoulos, E. (2010). Electrochemical disinfection of simulated ballast water using *Artemia salina* as indicator. Chemical Engineering Journal, **156**(2), 305-312.
- Verlaque, M. and C. Boudouresque (2004). "Invasions biologiques marines et changement global." Actes des **2**: 74-75.
- Verling, E., Ruiz, G. M., Smith, L. D., Galil, B., Miller, A. W., & Murphy, K. R. (2005). Supply-side invasion ecology: characterizing propagule pressure in coastal ecosystems. Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences, **272**(1569), 1249-1257.

- Vila, M., Garcés, E., Masó, M., & Camp, J. (2001). Is the distribution of the toxic dinoflagellate *Alexandrium catenella* expanding along the NW Mediterranean coast?. *Marine Ecology Progress Series*, 222, 73-83.
- Vitousek, P. M., Aber, J. D., Howarth, R. W., Likens, G. E., Matson, P. A., Schindler, D. W., ... & Tilman, D. G. (1997). Human alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences. *Ecological applications*, 7(3), 737-750.
- Whitman, W. B., Coleman, D. C., & Wiebe, W. J. (1998). Prokaryotes: the unseen majority. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 95(12), 6578-6583.
- Wommack, K. E. and R. R. Colwell (2000). "Virioplankton: viruses in aquatic ecosystems." *Microbiology and molecular biology reviews* **64** (1): 69-114.
- Wonham, M. J., Walton, W. C., Frese, A. M., & Ruiz, G. M. (1996). Transoceanic transport of ballast water: biological and physical dynamics of ballasted communities and the effectiveness of mid-ocean exchange. Smithsonian Environmental Research Center, Edgewater, MD.
- Wood, E. D., Armstrong, F. A. J., & Richards, F. A. (1967). Determination of nitrate in sea water by cadmium-copper reduction to nitrite. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 47(1), 23-31.
- Wyatt, T. and I. R. Jenkinson (1997). "Notes on *Alexandrium* population dynamics." *Journal of plankton research* **19**(5): 551-575.
- YAHIA-KEFI, O. D., NÉZAN, É., & YAHIA, M. N. D. (2001). Sur la présence du genre *Alexandrium* Halim (Dinoflagellés) dans la baie de Tunis (Tunisie). *Oceanologica acta*, 24, 17-25.
- Zibrowius, H. (1991). "Ongoing modification of the Mediterranean marine fauna and flora by the establishment of exotic species." *Mésogée* **51**: 83-107.
- Zingone, A., Siano, R., D'Alelio, D., & Sarno, D. (2006). Potentially toxic and harmful microalgae from coastal waters of the Campania region (Tyrrhenian Sea, Mediterranean Sea). *Harmful algae*, 5(3), 321-337.

[http://www.imo.org/fr/About/Conventions/ListOfConventions/Pages/International-Convention-for-the-Control-and-Management-of-Ships%27-Ballast-Water-and-Sediments-\(BWM\).asp](http://www.imo.org/fr/About/Conventions/ListOfConventions/Pages/International-Convention-for-the-Control-and-Management-of-Ships%27-Ballast-Water-and-Sediments-(BWM).asp)

ANNEXES

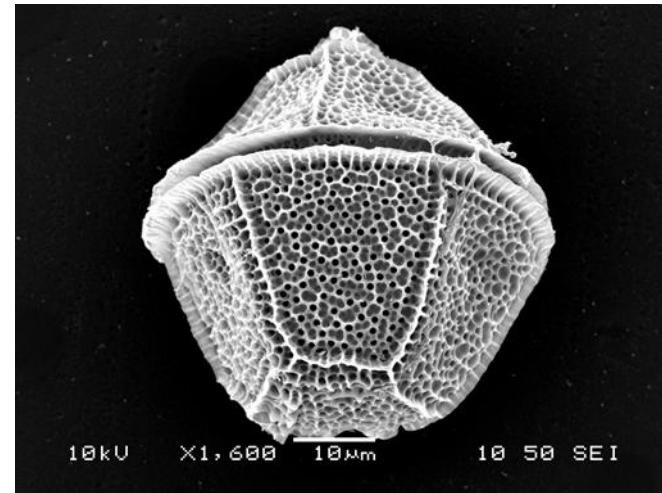
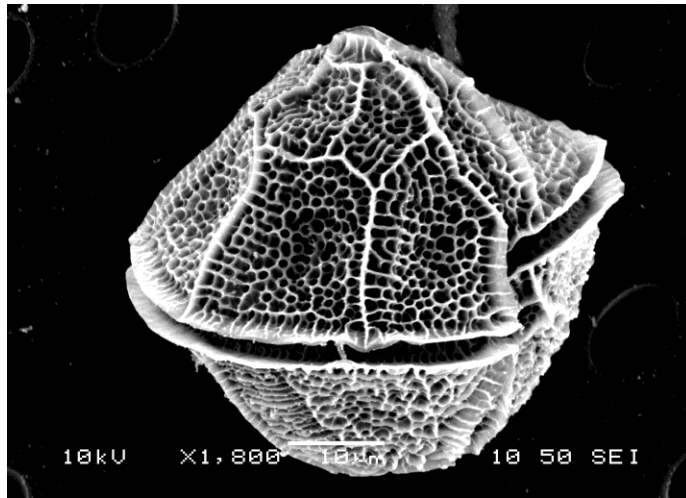
Annexe III : Résultats de corrélations entre le type, la catégorie des navires et les caractéristiques des navires.

	Type Navire	Catégor navire	LOA ¹	BTC ² (m3)	Age d'eau (jour)	Nbre total esp	Abondan totale	Nombre dinoflag	Abondance Dinoflagel	Nombre Diatomées	Abondan diat	Espèces toxiques	
Type navire	Cor de Pearson	1	,421*	,831**	,807**	,281	-,263	-,601**	-,127	-,424*	-,336	-,572**	-,089
	Sig. (bilatérale)		,036	,000	,000	,173	,204	,001	,544	,034	,101	,003	,672
	N		25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25
Catégorie navire	Cor de Pearson	1	,595**	,389	,438*	-,544**	-,614**	-,410*	-,359	-,566**	-,647**	-,339	
	Sig. (bilatérale)		,002	,054	,028	,005	,001	,042	,078	,003	,000	,097	
	N		25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	
LOA ¹	Cor de Pearson	1	,665**	,269	-,319	-,547**	-,162	-,443*	-,400*	-,473*	-,229		
	Sig. (bilatérale)		,000	,193	,120	,005	,440	,027	,048	,017	,271		
	N		25	25	25	25	25	25	25	25	25		
BTC ² (m3)	Cor de Pearson	1	,280	-,079	-,402*	,010	-,301	-,142	-,367	,066			
	Sig. (bilatérale)		,175	,709	,047	,963	,144	,500	,071	,754			
	N		25	25	25	25	25	25	25	25			
âge d'eau (jour)	Cor de Pearson	1	-,578**	-,649**	-,537**	-,414*	-,512**	-,654**	-,345				
	Sig. (bilatérale)		,002	,000	,006	,040	,009	,000	,092				
	N		25	25	25	25	25	25	25				
Total num sp	Cor de Pearson	1	,808**	,892**	,689**	,919**	,668**	,735**					
	Sig. (bilatérale)		,000	,000	,000	,000	,000	,000					
	N		25	25	25	25	25	25					
Total abondance	Cor de Pearson	1	,726**	,806**	,739**	,866**	,573**						
	Sig. (bilatérale)		,000	,000	,000	,000	,003						
	N		25	25	25	25	25						
Nombre dinoflagellés	Cor de Pearson	1	,745**	,642**	,493*	,664**							
	Sig. (bilatérale)		,000	,001	,012	,000							
	N		25	25	25	25							
Abondance Dinoflagellés	Cor de Pearson	1	,520**	,402*	,588**								
	Sig. (bilatérale)		,008	,046	,002								
	N		25	25	25								
Nombre Diatomées	Cor de Pearson	1	,704**	,000	,668**								
	Sig. (bilatérale)		,000	,000	,000								
	N		25	25	25								
Abondance diatomées	Cor de Pearson	1	,390										
	Sig. (bilatérale)		,054										
	N		25										
Espèces toxiques	Cor de Pearson	1	1										
	Sig. (bilatérale)												
	N												

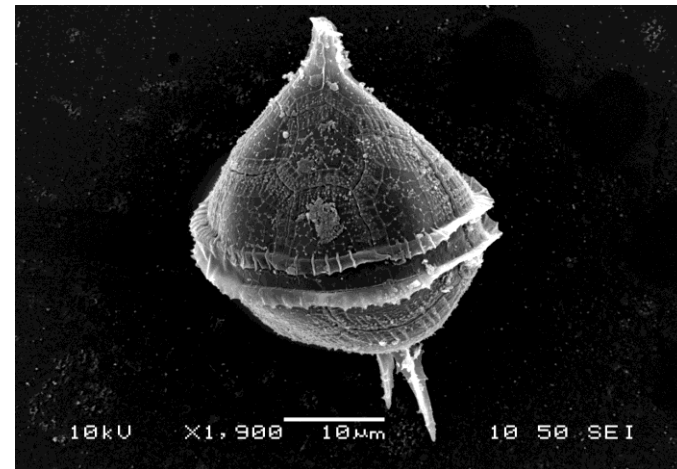
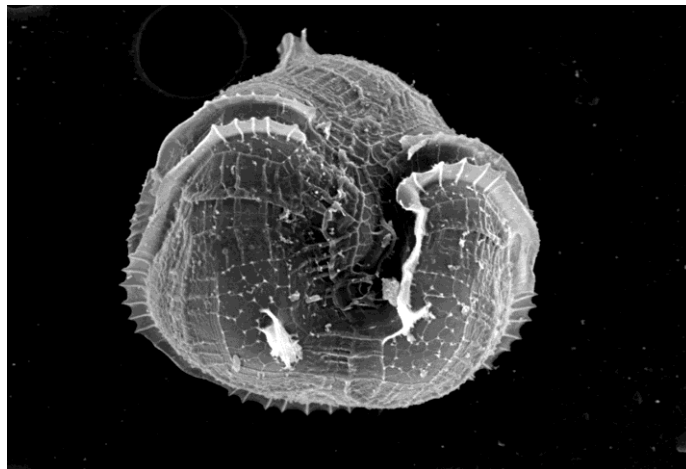
*. La corrélation est significative au niveau 0.05 (bilatéral).

** . La corrélation est significative au niveau 0.01 (bilatéral).

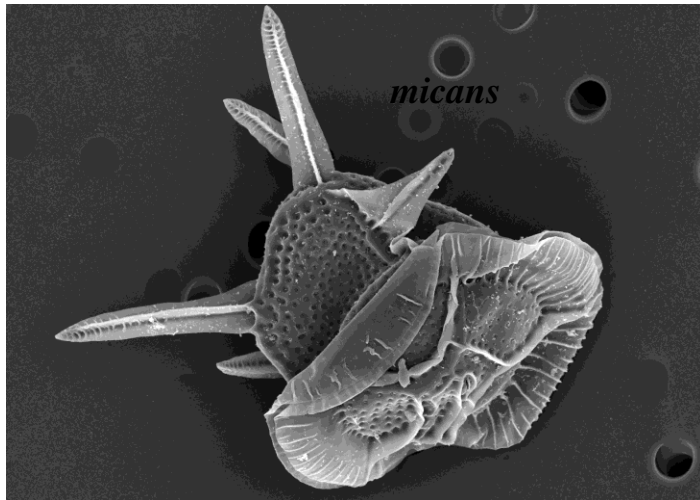
Annexe IV : Planches de quelques espèces de phytoplancton identifiées au microscope électronique à balayage (laboratoire de palynologie marine et d'étude du phytoplancton marin, ISMER-UQAR, Canada)



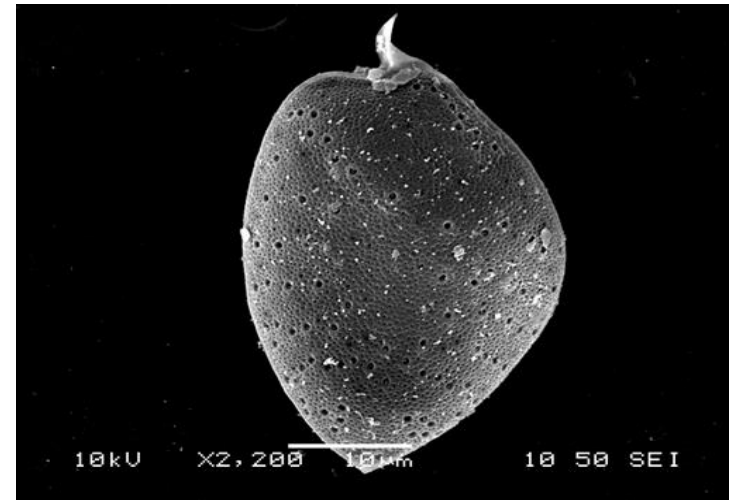
Lingulodinium polyedrum



Protoperidinium cf. steinii



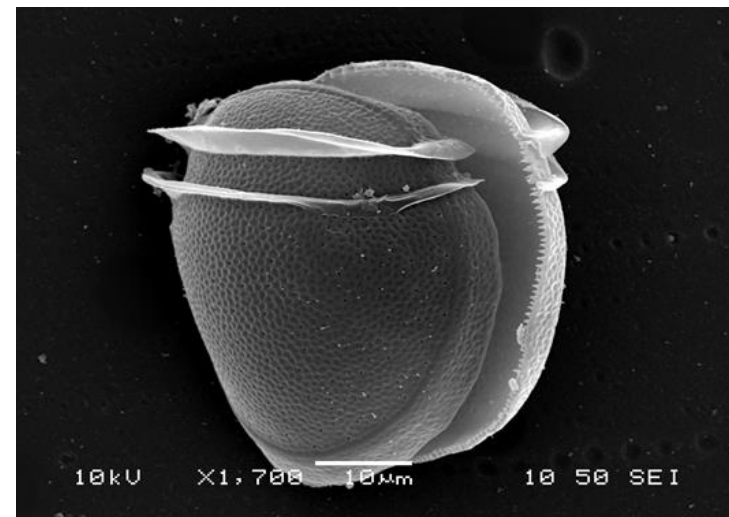
Ceratocorys horrida



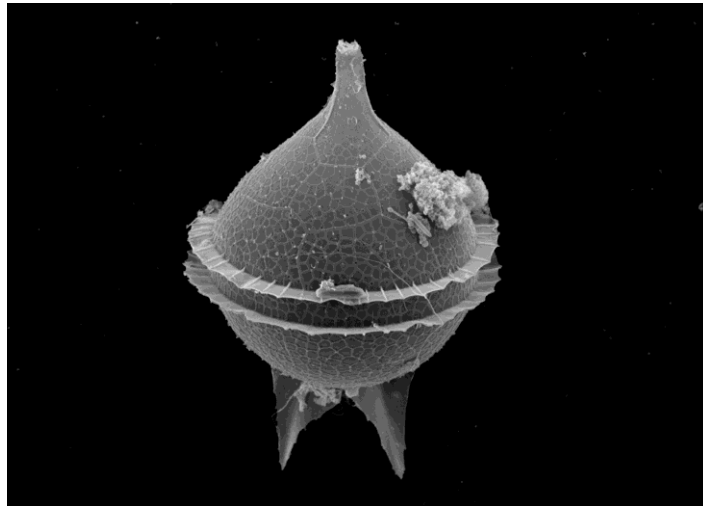
Prorocentrum micans



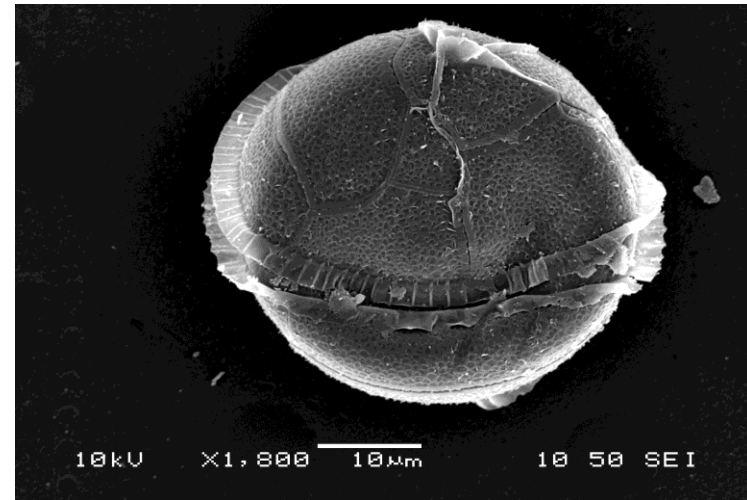
Protoperidinium sp.



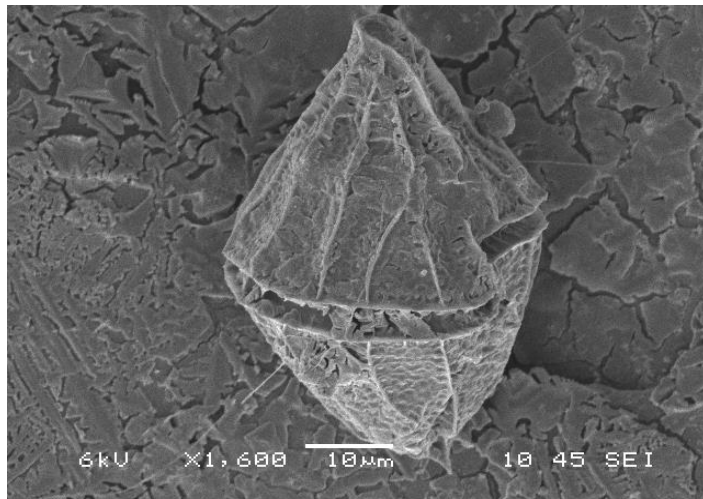
Dinophysis rotundata



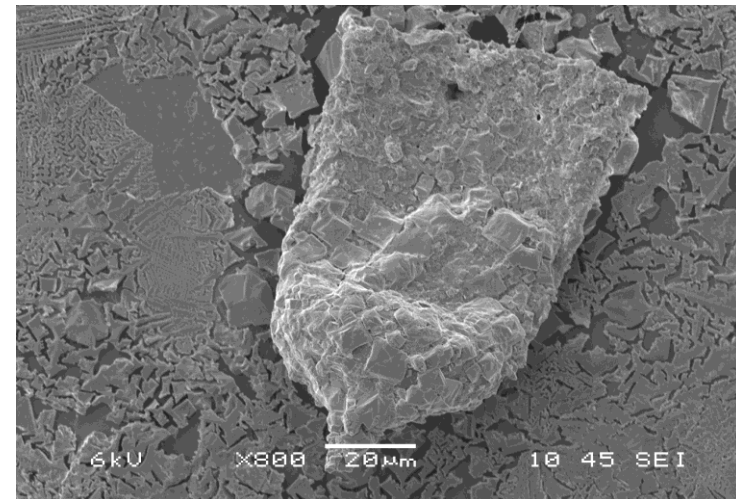
Protoperidinium steinii



Protoperidinium sp.



Gonyaulax polygramma



Favella sp.