

Faculté des sciences
Département de Biologie, Ecologie,
Evolution
Laboratoire d'Océanologie

Impact de l'aquaculture sur le phytoplancton des eaux côtières méditerranéennes

Eléa Dormal

Mémoire de fin d'étude présenté en
vue de l'obtention du titre de Master en
Biologie des Organismes et Ecologie, à
finalité approfondie

Promoteur: Anne Goffart

Université de Liège
Août 2019

« Conformément aux règles imposées à la rédaction, ce mémoire ne doit pas dépasser 50 pages, rédigées en Times 12 ou équivalent »

Remerciements

Je souhaite avant tout remercier ma promotrice le Docteur Anne Goffart pour m'avoir accueillie dans son laboratoire et pour m'avoir encadrer tout au long de la réalisation de ce travail. Je voudrais également la remercier pour ses nombreux conseils, relectures et corrections.

Je tiens également à remercier plusieurs programmes de recherche pour les prélèvements réalisés dans le cadre de ce travail et les données qui en découlent. A Calvi, les prélèvements d'eau destinés à l'analyse du phytoplancton ont été réalisés par l'équipe de Stareso dans le cadre des projets « DCE phytoplancton Calvi » et « Starecapmed ». A l'Île du Soleil et dans la baie du Lazaret, les prélèvements d'eau ont été réalisés par l'équipe d'Ifremer dans le cadre du projet « Indice de composition phytoplanctonique ».

Le projet « Starecapmed » est financé par l'Agence de l'Eau et la Collectivité Territoriale de Corse. Les échantillons utilisés dans le cadre de ce mémoire ont été prélevés entre 2013 et 2018. Le projet « DCE phytoplancton Calvi » a été financé par l'Ifremer. Les échantillons utilisés dans le cadre de ce mémoire ont été prélevés entre 2013 et 2016. Le projet « Indice de composition phytoplanctonique » a été financé par l'Agence Française pour la Biodiversité. Les échantillons utilisés dans le cadre de ce mémoire ont été prélevés entre 2017 et 2018. Les analyses pigmentaires ont été financées par l'Ifremer, l'Agence française pour la Biodiversité et sur fond propre de l'Unité Plancton du Laboratoire d'Océanologie. Je tiens à remercier le Docteur Anne Goffart d'avoir mis les données issues de ces différents projets et nécessaires à la réalisation de ce travail à ma disposition.

Résumé

Dormal E., 2019. *Impact de l'aquaculture sur le phytoplancton des eaux côtières méditerranéennes*. Travail de fin d'étude, Faculté des Sciences, Université de Liège, 60 pages.

Dans le but d'évaluer l'impact potentiel de l'activité aquacole sur les caractéristiques des communautés phytoplanctoniques et sur la qualité des eaux côtières, deux sites méditerranéens français ont été analysés. Il s'agit d'une exploitation piscicole en baie de Calvi (Corse) et d'une exploitation conchylicole en baie du Lazaret (Toulon).

Tout d'abord, deux zones de référence géographiquement distinctes ont été comparées entre elles sur base d'une année de données (2018). Les pigments les plus abondants sont, dans les deux cas, l'hexanoyloxyfucoxanthine, la fucoxanthine et la zéaxanthine, traceurs respectifs des prymnésiophytes, diatomées et cyanobactéries. La saisonnalité des différents pigments analysés est similaire pour les deux sites et est caractéristique des zones méditerranéennes oligotrophes non impactées.

Ensuite, les deux zones d'aquaculture ont été comparées aux sites de références associés. En baie de Calvi, la saisonnalité et l'abondance des pigments étudiés ne sont pas modifiées par la pisciculture. On observe pour chaque pigment des évolutions temporelles similaires en terme de tendance et de concentrations entre la ferme piscicole et la zone de référence associée. En baie de Toulon par contre, des différences apparaissent entre le site de production conchylicole et la zone de référence associée. Les saisonnalités ne sont plus les mêmes et les concentrations maximales se trouvent en période estivale au site conchylicole alors qu'à cette période, la zone de référence associée atteint ses minima de concentration. L'abondance relative des différents pigments phytoplanctoniques n'est cependant pas modifiée.

Enfin, les données acquises pour les deux sites aquacoles ont été comparées aux courbes de référence associées afin de calculer un indice de composition phytoplanctonique pour chaque site. L'indice obtenu pour la ferme piscicole de Calvi traduit une très bonne qualité de l'eau. La pisciculture n'a donc pas d'impact, ce qui est probablement expliquée par la petite taille de l'exploitation (peu d'apports de matières organiques) et par l'effet de dilution des apports de matières organiques par les courants marins. L'indice obtenu pour le site conchylicole de Toulon traduit quant à lui une mauvaise qualité de l'eau. Cependant, l'origine de l'impact est plus difficile à déterminer et résulte probablement d'un ensemble d'activités anthropiques.

Abstract

Dormal E., 2019. *Impact of aquaculture on phytoplankton in Mediterranean coastal waters*. Master thesis, Faculty of Sciences, University of Liège, 60 pages.

In order to assess the potential impact of aquaculture on phytoplankton community structure and on coastal waters quality, two Mediterranean French sites have been studied. Those sites are a fish farm in the bay of Calvi (Corsica) and a shellfish farm in the bay of Lazaret (Toulon).

First of all, two geographically distinct reference sites were compared based on one-year data (2018). The most abundant pigments were, in both cases, hexanoyloxyfucoxanthin, fucoxanthin and zeaxanthin, respective tracers of prymnesiophyceae, diatoms and cyanobacteria. The seasonality of every pigment analyzed is similar for both reference sites and is characteristic of non-impacted oligotrophic Mediterranean areas.

Then, two aquaculture sites were compared with associated reference sites. In the bay of Calvi, the seasonality and abundance of analyzed pigments are not modified by fish farming. For each pigment, concentrations and temporal evolution trends are similar between the fish farm and its associated reference site. In the bay of Toulon on the other hand, differences occur between the shellfish farm and its associated reference site. The seasonalities are not similar and the maximal concentrations are found during the summer in the shellfish farm while the associated zone reached its minimal concentrations. The relative abundance of phytoplankton pigments, however, is not modified.

Lastly, data acquired for both aquaculture sites were compared with associated reference curves in order to calculate an index of phytoplankton composition for each aquaculture site. The obtained index for the fish farm in Calvi indicates a very good water quality. Thus, fish farming has no effect on water quality, which is probably explained by the small size of the farm (slight inputs of organic matter) and the dilution of organic matter due to marine currents. The obtained index for the shellfish farm in Toulon indicates a bad water quality. Yet, the origin of this impact is more complicated to determine and probably results from a broad range of anthropic activities.

Table des matières

Remerciements	i
Résumé	ii
Abstract	iii
Table des matières	iv
Table des illustrations	vi
Table des tableaux	viii
1. Introduction	1
2. État de l'art	3
2.1. L'aquaculture	3
2.1.1. L'aquaculture dans le monde	3
2.1.2. Exploitations aquacoles en Méditerranée : histoire et chiffres actuels.....	3
2.1.3. Exploitations aquacoles en France continentale et en Corse	5
2.2. Caractéristiques hydrologiques de la Méditerranée	5
2.3. Le phytoplancton en Méditerranée	7
2.3.1. Variation de la biomasse totale.....	7
2.3.2. Variation de la composition phytoplanctonique	8
2.3.3. Méthodes d'analyse du phytoplancton.....	10
2.3. L'impact de l'aquaculture marine en Méditerranée	11
2.3.1. Infrastructures et équipements associés	11
2.3.2. Interactions liées au contrôle de prédateurs.....	12
2.3.3. Interactions génétiques.....	12
2.3.4. Introduction d'espèces non indigènes	12
2.3.5. Transfert de maladies.....	13
2.3.6. Décharge de produits chimiques.....	14
2.3.7. Apport de matière organiques	14
2.3. Objectifs	17
3. Matériel et méthodes	18
3.1. Zones d'étude	18
3.1.1. Calvi	18
3.1.2. Toulon.....	18
3.2. Prélèvements	19
3.2. Échantillonnage, acquisition et analyse des données	20
3.2.1. Prélèvement du phytoplancton et stockage	20
3.2.2. Analyse des pigments phytoplanctoniques.....	20
3.2.3. Chemotaxonomie.....	21
3.2.4. Indicateurs biologiques	21
4. Résultats	23
4.1. Évolution temporelle de la biomasse phytoplanctonique totale des sites de références	23
4.1.1. Calvi	23
4.1.2. Ile du Soleil	23
4.2. Évolution temporelle de la biomasse des pigments diagnostiques des sites de références	23
4.2.1. Calvi	23
4.2.2. Ile du Soleil	28
4.3. Courbes de références	29

4.3.1. Calvi	29
4.3.2. Ile du Soleil	29
4.4. Évolution temporelle de la biomasse des sites d'aquaculture.....	30
4.4.1. Spano	30
4.4.2. Lazaret	33
4.5. Calcul des indices de composition	34
4.5.1. Spano	34
4.5.2. Lazaret	34
5. Discussion	37
5.1. Évolution temporelle de la biomasse des sites de référence.....	37
5.2. Courbes de référence	37
5.3. Évolution temporelle de la biomasse des sites d'aquaculture.....	38
5.3.1. Spano	38
5.3.2. Lazaret	38
5.4. Indices de composition ICPP Médit.....	39
5.4.1. Spano	39
5.4.2. Lazaret	40
6. Conclusions	42
Bibliographie.....	43

Table des illustrations

FIGURE 1. DISTRIBUTION DES CONCENTRATIONS MOYENNES EN CHLOROPHYLLE <i>A</i> (MG CHL <i>A</i> /M ³) EN SURFACE EN MÉDITERRANÉE. LES DONNÉES COUVRENT LA PÉRIODE DE 1997-2007 (D'ORTENZIO & D'ALCALÀ, 2009).....	8
FIGURE 2. RÉSUMÉ DE L'ÉVOLUTION SAISONNIÈRE DU PHYTOPLANCTON EN ZONE CÔTIÈRE DU BASSIN MÉDITERRANÉEN OCCIDENTAL (BUSTILLOS-GUZMAN <i>ET AL.</i> , 1995; MARTY <i>ET AL.</i> , 2002; CHARLES <i>ET AL.</i> , 2005; SIOKOU-FRANGOU <i>ET AL.</i> , 2010; GASOL <i>ET AL.</i> , 2016; SDENA <i>ET AL.</i> , 2018). LES GROUPES SONT PRINCIPALEMENT PRÉSENTS LORSQUE LA BARRE EST LARGE ET PRÉSENTS EN MOINDRE PROPORTION LORSQUE LA BARRE EST PLUS ÉTROITE.	9
FIGURE 3. ABONDANCES RELATIVES DES DIFFÉRENTS GROUPES PHYTOPLANCTONIQUES EN BAIE DE CALVI (2013-2014). DONNÉES FOURNIES PAR LE DR. ANNE GOFFART.....	9
FIGURE 4. A GAUCHE : FERME AQUACOLE DE SPANO EN BAIE DE CALVI (CORSE) (PHOTO FOURNIE PAR A. GOFFART) A DROITE : PARC À MOULES EN BAIE DU LAZARET (©OUEST VAR TOURISME)	11
FIGURE 5. SITUATION GÉOGRAPHIQUE DE LA BAIE DE CALVI (SOURCE GOOGLE EARTH).	19
FIGURE 6. SITUATION GÉOGRAPHIQUE DE LA BAIE DE TOULON (SOURCE GOOGLE EARTH).	20
FIGURE 7. GRILLE DE QUALITÉ POUR LES INDICES ET SOUS-INDICES ICPP MÉDIT (ANNE GOFFART, 2019).	22
FIGURE 8. ÉVOLUTION TEMPORELLE DES CONCENTRATIONS DE SURFACE EN TCHL <i>A</i> DES SITES DE RÉFÉRENCES DE CALVI ET DE L'ÎLE DU SOLEIL (2018).....	24
FIGURE 9. POURCENTAGES ANNUELS DES CONCENTRATIONS DES DIFFÉRENTS PIGMENTS DIAGNOSTIQUES POUR LE SITE DE RÉFÉRENCE DE CALVI (2018). ABRÉVIATIONS : VOIR TABLEAU DU POINT 3.2.3.....	24
FIGURE 10. ÉVOLUTION TEMPORELLE DES CONCENTRATIONS DE SURFACE EN TCHL <i>A</i> ET DES TROIS PIGMENTS LES PLUS ABONDANTS POUR CALVI ET L'ÎLE DU SOLEIL, 2018. ABRÉVIATIONS : VOIR TABLEAU DU POINT.....	26
FIGURE 11. ÉVOLUTION TEMPORELLE DES CONCENTRATIONS DE SURFACE EN TCHL <i>A</i> ET DE L'ALLO, LA PRASINO ET LA PÉRI, PIGMENTS INCLUS DANS L'INDICE, POUR CALVI ET L'ÎLE DU SOLEIL, 2018. ABRÉVIATIONS : VOIR TABLEAU DU POINT.....	27
FIGURE 12. POURCENTAGES ANNUELS DES CONCENTRATIONS DE SURFACE DES DIFFÉRENTS PIGMENTS DIAGNOSTIQUES POUR LE SITE DE RÉFÉRENCE DE L'ÎLE DU SOLEIL (2018). ABRÉVIATIONS : VOIR TABLEAU DU POINT 3.2.3.....	28
FIGURE 13 . POSITIONNEMENT DES CONCENTRATIONS DE SURFACE EN NG.L ⁻¹ DE LA TCHL <i>A</i> DE SPANO (2013 ET 2014) PAR RAPPORT À LA COURBE DE RÉFÉRENCE ASSOCIÉE (CALVI, 2013-2018).	31

FIGURE 14. POURCENTAGES ANNUELS DES CONCENTRATIONS DES DIFFÉRENTS PIGMENTS DIAGNOSTIQUES POUR LE SITE D’AQUACULTURE DE SPANO (2013-2014). ABRÉVIATIONS : VOIR TABLEAU DU POINT 3.2.3.....	31
FIGURE 15 . POSITIONNEMENT DES CONCENTRATIONS DE SURFACE EN NG.L ⁻¹ DES QUATRES PIGMENTS INCLUS DANS L’INDICE À SPANO (2013 ET 2014) PAR RAPPORT À LA COURBE DE RÉFÉRENCE ASSOCIÉE (CALVI, 2013-2018).....	32
FIGURE 16. POURCENTAGES ANNUELS DES CONCENTRATIONS DE SURFACE DES DIFFÉRENTS PIGMENTS DIAGNOSTIQUES POUR LE SITE D’AQUACULTURE DU LAZARET (2017-2018). ABRÉVIATIONS : VOIR TABLEAU DU POINT 3.2.3.....	35
FIGURE 17 . POSITIONNEMENT DES CONCENTRATIONS DE SURFACE EN NG.L ⁻¹ DE LA TCHL A DE LA BAIE DU LAZARET (2017 ET 2018) PAR RAPPORT À LA COURBE DE RÉFÉRENCE ASSOCIÉE (ÎLE DU SOLEIL, 2016-2018).....	35
FIGURE 18 . POSITIONNEMENT DES CONCENTRATIONS DE SURFACE EN NG.L ⁻¹ DES QUATRE PIGMENTS INCLUS DANS L’INDICE EN BAIE DU LAZARET (2017 ET 2018) PAR RAPPORT À LA COURBE DE RÉFÉRENCE ASSOCIÉE (ÎLE DU SOLEIL, 2016-2018).....	36
FIGURE 19. GRILLE DE QUALITÉ POUR LES INDICES ET SOUS-INDICES ICPP MÉDIT (ANNE GOFFART, 2019).....	40
FIGURE 20. CARTE REPRÉSENTANT L’ENSEMBLE DES EXUTOIRES SE DÉVERSANT EN BAIE DU LAZARET (ARNAL, 2001). EN BLEU : LES EXUTOIRES IDENTIFIÉS COMME PROBLÉMATIQUE ; EN VERT : LE PORT ; EN ROUGE : LES PARC À MOULES	41

Table des tableaux

TABLEAU 1. COMPARAISON DE LA PRODUCTION AQUACOLE TOTALE EN MÉDITERRANÉE ENTRE 1995 ET 2007 (EN TONNES) (DONNÉES DE BARAZI-YEROULANOS, 2010)	4
TABLEAU 2. INVENTAIRE NON EXHAUSTIF DES DIFFÉRENTES PRODUCTIONS D'AQUACULTURE EN MÉDITERRANÉE (EN TONNES). DONNÉES DE 2007 (TURQUIE ET GRÈCE) ET 2012 (AUTRES PAYS) (BARAZI-YEROULANOS, 2010) SAUF * DONNÉES DE 2009 (SRDAM-PACA, 2015). ND : DONNÉES MANQUANTES, / : ESPÈCES NON PRODUITES.	4
TABLEAU 3. INVENTAIRE NON EXHAUSTIF DES DIFFÉRENTES PRODUCTIONS D'AQUACULTURE EN RÉGION PACA (FRANCE) ET EN CORSE (EN TONNES). DONNÉES VALABLES POUR L'ANNÉE 2015 (DIRM MÉDITERRANÉE, 2015). *DONNÉES DE (ABADIE, 2012). + : PRODUCTION ACTUELLEMENT À L'ARRÊT ; ND : DONNÉES MANQUANTES ; / : ESPÈCES NON PRODUITES.	6
TABLEAU 4 . COMPARAISON NON EXHAUSTIVE DE DIFFÉRENTES ÉTUDES SUR LES CONCENTRATIONS EN NUTRIMENTS EN MER MÉDITERRANÉE.	7
TABLEAU 5 . COMPARAISON NON EXHAUSTIVE DE DIFFÉRENTES ÉTUDES SUR L'IMPACT DE L'APPORT DE NUTRIMENTS PAR L'AQUACULTURE EN MÉDITERRANÉE. CHL A : CHLOROPHYLLE A ; PHAEO : PHAEOPIGMENTS ; POC : CARBONE ORGANIQUE PARTICULAIRE ; PON : AZOTE ORGANIQUE PARTICULAIRE ; BPC : CARBONE BIOPOLYMÉRIQUE ; BACT AB : ABONDANCE BACTÉRIENNE TOTALE ; BACT PP : PRODUCTION BACTÉRIENNE TOTALE ; PHYTO AB : ABONDANCE PHYTOPLANCTONIQUE TOTALE ; PHYTO PP : PRODUCTION PHYTOPLANCTONIQUE TOTALE ; NU : NUTRIMENTS (NITRATES, PHOSPHATES, SILICATES).	16
TABLEAU 6 . RÉSUMÉ DES PÉRIODES ET DU NOMBRE DE PRÉLÈVEMENTS PAR SITE D'ÉTUDE.	19
TABLEAU 7. MESSAGE TAXONOMIQUE APPORTÉ PAR LES CHLOROPHYLLES ET CAROTÉNOÏDES DU PHYTOPLANCTON DANS L'OCÉAN MONDIAL ET ABRÉVIATIONS DES PIGMENTS (D'APRÈS GOFFART (2019) SUR BASE DE L'OUVRAGE DE RÉFÉRENCE DE ROY <i>ET AL.</i> (2011)). / : PAS D'ABRÉVIATION ASSOCIÉE DANS CE TRAVAIL.....	22
TABLEAU 8. RÉSUMÉ DES CONCENTRATIONS DE SURFACE MOYENNES, MAXIMALES ET MINIMALES EN TCHL A ET PIGMENTS DIAGNOSTIQUES DE CALVI ET DE L'ÎLE DU SOLEIL POUR L'ANNÉE 2018....	25
TABLEAU 9. CALCUL DES SOUS-INDICES DE L'INDICE DE COMPOSITION POUR LA FERME DE SPANO ET CALCUL DE L'INDICE DE COMPOSITION TOTAL.	34
TABLEAU 10. CALCUL DES SOUS-INDICES DE L'INDICE DE COMPOSITION POUR LA BAIE DU LAZARET ET CALCUL DE L'INDICE DE COMPOSITION POUR L'ANNÉE 2017-2018.	34

1. Introduction

Les mers et océans recouvrent plus de 70% de la surface du globe et sont capables de moduler les concentrations en dioxyde de carbone dans l'atmosphère. Ils peuvent agir comme puits de carbone, au même titre que les forêts ou les sols accumulant de l'humus, via le mécanisme de la pompe à carbone océanique. Cette pompe peut être schématisée et divisée en deux compartiments principaux. D'une part, la pompe biologique qui transfère une partie du carbone de la surface vers les fonds marins via la chaîne alimentaire et d'autre part, la pompe physique qui elle découle de la circulation des courants océaniques (Lalli & Parsons, 1997).

Ce flux de carbone passe par la production primaire dont l'acteur principal est le phytoplancton via la photosynthèse (Field *et al.*, 1998). Ce phytoplancton est à la base des chaînes alimentaires marines. Son abondance et sa diversité permettent entre autres le développement du zooplancton, des poissons, des mammifères marins ainsi que des espèces produites à des fins commerciales (huitres, moules, etc.) (Fenchel, 1988). La distribution du phytoplancton dans les océans est en partie déterminée par des facteurs limitants comme la lumière et les nutriments indispensables à sa croissance (Parsons, 1984). La disponibilité en nutriments dépend de plusieurs processus physiques qui ont lieu à des échelles de temps et d'espace différentes tels que la circulation générale de l'océan, les dynamiques d'upwelling, le mélange des différentes couches d'eau et le dépôt de poussières atmosphériques (Longhurst, 2006). En milieux côtiers, les activités anthropiques peuvent également impacter les concentrations en nutriments (Howarth *et al.*, 2002).

Parmi les compartiments sensibles aux pressions de l'homme, le phytoplancton est la première sentinelle de l'état du milieu marin (Ninčević-Gladan *et al.*, 2015; Winder & Sommer, 2012). Il réagit en quelques jours aux variations des paramètres environnementaux, dont les apports en sels nutritifs et/ou en polluants liés à l'activité humaine (Siokou-Frangou *et al.*, 2010). Ces variations, combinées aux effets du changement climatique, peuvent affecter la biomasse phytoplanctonique totale et celle des grands groupes fonctionnels ainsi que la qualité de l'eau. Dans les milieux fortement perturbés, c'est l'écosystème côtier dans son ensemble qui peut être impacté négativement (Field *et al.*, 1998).

La Méditerranée, véritable hot spot de biodiversité marine, abrite de nombreuses espèces endémiques (Bianchi & Morri, 2000). Actuellement, la biodiversité se trouve menacée par l'augmentation constante des pressions anthropiques (Cuttelod *et al.*, 2008). Les menaces les plus importantes dans cette région se trouvent le long des côtes où l'urbanisation, les rejets industriels, le lessivage des sols agricoles, le tourisme, la surpêche, l'aquaculture, l'apparition d'espèces invasives ainsi que le changement climatique menacent les écosystèmes (Coll *et al.*, 2010; Mouillot *et al.*, 2011). Ces pressions risquent d'entraîner de profondes modifications de l'écosystème dans son ensemble et des communautés phytoplanctoniques en particulier. Une perturbation au niveau du phytoplancton est susceptible d'affecter la qualité des eaux côtières et les caractéristiques de la nourriture disponible pour les niveaux trophiques supérieurs, dont les espèces à haute valeur commerciale (McQuatters-Gollop *et al.*, 2009; Ninčević-Gladan *et al.*, 2015). L'équilibre des écosystèmes côtiers ainsi que l'économie liée au secteur de la pêche et de l'aquaculture dépendent donc, en partie, du maintien de la qualité de l'eau.

L'Europe impose d'évaluer la qualité de l'état écologique des eaux côtières et masses d'eau continentales (rivières, lacs et canaux). Cette évaluation servira de cadre pour préserver la qualité du milieu et/ou de prendre les mesures nécessaires pour retrouver un bon état écologique

dans un avenir rapproché. La directive-cadre sur l'eau (DCE ; 2000/60/EC) exige d'évaluer la qualité de l'eau par des indicateurs biologiques qui intègrent l'état du système. Parmi ces indicateurs, certains ciblent spécifiquement le phytoplancton avec des paramètres tels que la biomasse, l'abondance et la composition (OJEC, 2000).

L'objectif de ce travail est de comprendre comment les communautés phytoplanctoniques de deux zones côtières méditerranéennes répondent aux pressions exercées par la pisciculture et par la conchyliculture.

2. État de l'art

2.1. L'aquaculture

2.1.1. L'aquaculture dans le monde

L'aquaculture est un secteur d'activités diverses et comprend la culture de centaines d'animaux et de plantes aquatiques issus d'eau douce et/ou saumâtre ou d'eau marine et/ou hypersaline. Bien que son but principal soit l'alimentation, on y cultive aussi des reptiles pour leur peau ou bien encore des huîtres pour leurs perles (Lucas, 2015).

En 2016, l'aquaculture a produit près de 80 millions de tonnes de poissons destinés à la consommation humaine et animale, 30 millions de tonnes de plantes aquatiques et 37 900 tonnes de produits destinés à un usage non alimentaire. Les poissons et autres animaux aquatiques contribuent largement à l'alimentation humaine. Si on s'intéresse aux chiffres par habitant, la consommation annuelle de poisson est passée de 9,0 kg en 1961 à 20,2 kg en 2015 (FAO, 2018) et depuis les années 1980, l'aquaculture marine ou mariculture a contribué pour environ 50% du marché mondial de poissons consommés par l'homme (Buck & Langan, 2017).

2.1.2. Exploitations aquacoles en Méditerranée : histoire et chiffres actuels

L'aquaculture en Méditerranée possède une très longue histoire. Il y a plus de 4500 ans, les Égyptiens pratiquaient déjà la capture et la croissance de tilapias en étangs. On a également trouvé des preuves de fermes d'aquaculture extensives datant du 6^e siècle av. J.-C. dans la culture étrusque et romaine. Y étaient notamment élevés des bars communs, des daurades royales et des huîtres (Nash, 2011). Au cours du 15^e siècle, on a vu apparaître de l'aquaculture extensive à large échelle dans des lagons de la mer Adriatique grâce à une technique particulière. L'homme y a exploité les migrations saisonnières de certains poissons de la mer vers les lagons en les empêchant de retourner dans la mer. Cette tradition, appelée valliculture, demeure encore à l'heure actuelle et elle a été le précurseur de l'aquaculture moderne (Doumenge, 1986).

Dans les années 1980, l'aquaculture méditerranéenne a connu un nouvel essor avec l'apparition de nouvelles techniques de reproduction et d'élevage. Les trois secteurs d'activités, à savoir la pisciculture d'eau douce et/ou saumâtre, la pisciculture marine (ou mariculture) et la conchyliculture (coquillages, huîtres et moules), ont alors connu une diversification des espèces produites. Depuis lors, la production aquacole marine se concentre presque exclusivement sur des espèces carnassières à haute valeur marchande comme le turbot, le maigre, la daurade royale et le bar commun (Barazi-Yeroulanos, 2010).

Ces dernières années, la croissance globale du secteur aquacole en Méditerranée a été impressionnante (Tableau 1) particulièrement dans des pays comme l'Espagne, la Grèce et la Turquie. Actuellement, la majeure partie de la production provient de l'Égypte, la France, l'Espagne, l'Italie, la Turquie et la Grèce (Tableau 2).

L'Égypte est principalement tournée vers la production de poissons d'eau douce peu chers et surtout destinés à son marché intérieur (Kara et al., 2016). Les principaux pays exportateurs sont la Grèce et la Turquie. Avec Chypre, ces pays représentent 70% de la production mondiale

de bars et 65% de la production mondiale de daurades (Iborra Martin, 2007). Les autres pays ne possèdent qu'une part peu significative au niveau de la production méditerranéenne globale.

	1995	2007
Production totale	484 488	1 230 857
Poissons marins	63 684 (13%)	442 244 (36%)
Poissons d'eau douce	238 860 (49%)	614 228 (50%)
Mollusques	184 944 (38%)	174 385 (14%)

Tableau 1. Comparaison de la production aquacole totale en Méditerranée entre 1995 et 2007 (en tonnes) (Données de Barazi-Yeroulanos, 2010)

Pays	Production totale	Bars communs et daurades royales	Autres poissons marins	Moules et huîtres	Autres fruits de mer	Truites	Anguilles	Autres poissons d'eau douce
Égypte	635 517	20 065 (3%)				616 452 (97%)		
France	300 700	62 000 (21%)	2 700 (1%)	183 000* (61%)	ND	36 000 (12%)	10 000 (3%)	
Espagne	292 574	32 994 (11%)	10 220 (3,5%)	217 110 (74%)	3 271 (1%)	28 417 (10%)	371 (<1%)	191 (<1%)
Italie	240 100	19 700 (8%)	ND	175 000 (73%)		45 400 (19%)		
Turquie	128 000	66 871 (52%)	3 840 (3%)	ND	ND	57 659 (45%)	ND	ND
Grèce	105 000	74 130 (71%)	(2%)	(25%)	ND	(2%)	(<1%)	ND
Israël	21 000	2 251		/	/	/	/	18 749
Croatie	17 000	4 000	4 000	3 500	/	5 500		
Tunisie	3 366	1 500	500	250		1 000		
Chypre	3 572	2 500	1 000	ND	20	52	ND	ND
Albanie	1 850	400	/	1 250		200	/	/
Maroc	1 600	500		350		750		
Monténégro	350	75	/	150	/	125	/	/
Malte	ND	1172	ND	/	/	/	/	/

Tableau 2. Inventaire non exhaustif des différentes productions d'aquaculture en Méditerranée (en tonnes). Données de 2007 (Turquie et Grèce) et 2012 (autres pays) (Barazi-Yeroulanos, 2010) sauf * données de 2009 (SRDAM-PACA, 2015). ND : données manquantes, / : espèces non produites.

2.1.3. Exploitations aquacoles en France continentale et en Corse

En France, l'aquaculture est géographiquement dispersée sur l'entièreté de la métropole et une grande diversité d'espèces d'eau douce comme marines y sont élevées (saumon, truite commune européenne, truite arc-en-ciel, carpe, tambour rouge, bar commun, daurade royale, turbot, maigre commun, etc.).

Sur la façade méditerranéenne, le secteur de la mariculture est surtout orienté vers le grossissement de loup, daurade et maigre, ainsi que vers la production de moules communes et méditerranéennes et d'huitres creuses du Pacifique (Lacroix, 2012).

La région Provence Alpes Côte-d'Azur (PACA) est la première région française en matière de pisciculture de pleine mer. On y trouve une quinzaine de sites de production piscicole en activité (essentiellement loups, maigres et daurades) répartis sur six secteurs géographiques tandis que la conchyliculture est concentrée sur deux sites (Tableau 3). C'est principalement dans l'est de la région, dans les Alpes-Maritimes, que l'élevage s'est développé (SRDAM-PACA, 2015).

En Corse, l'aquaculture constitue la seconde activité exportatrice de l'île après la viticulture. 95% des poissons produits termineront sur le continent et dans divers pays européens et la culture de loups, daurades et maigres corses représente 20% de la production nationale (DIRM Méditerranée, 2015; Emmanuelli, 2018). Les différents sites sont répartis tout le long de l'île (Tableau 3).

2.2. Caractéristiques hydrologiques de la Méditerranée

La Méditerranée, d'une superficie de 2,5 millions de km² et d'une profondeur moyenne de 1 500 m est une mer semi-fermée, à plateau continental étroit. Elle est reliée à l'océan Atlantique par le détroit de Gibraltar, à la mer Noire par le détroit des Dardanelles et à la mer Rouge par le canal de Suez. Elle est divisée en deux sous-bassins bien individualisés et séparés par des hautes fonds situés au niveau du détroit de Sicile : la Méditerranée occidentale et la Méditerranée orientale.

D'un point de vue hydrographique, cette mer est considérée comme un bassin d'évaporation car le faible apport d'eau douce (par les précipitations et les apports fluviaux) ne permet pas de compenser la perte d'eau par évaporation (Bethoux, 1979). La salinité de l'eau y est donc élevée et elle augmente le long du parcours de l'eau d'ouest en est (de ±36.2 à Gibraltar à ±38.6 en mer Levantine) (Millot & Taupier-Letage, 2005).

La circulation générale du bassin méditerranéen détermine en majeure partie la distribution à grande échelle des nutriments nécessaires à la croissance des producteurs primaires. L'eau s'appauvrit en sels nutritifs lors de son trajet vers l'est à cause de la consommation biologique en surface. Il existe donc un gradient décroissant ouest-est en nutriments (Crise *et al.*, 1999; Béthoux *et al.*, 2002). Globalement, la Méditerranée présente de faibles concentrations dans les 200 premiers mètres de profondeur pour les principaux sels nutritifs nécessaires à la croissance du phytoplancton (nitrates, phosphates et silicates). Ces concentrations en nutriments varient selon la zone étudiée (Tableau 4).

Secteur géographique		Activité(s)	Production conchylicole annuelle	Production piscicole annuelle
Bouches du Rhône	Ile du Frioul	Pisciculture		Loups, daurades et maigres: 1 500
	Baie de Carteau	Conchyliculture	Moules : 2500 à 3000	
Var	Baie du Lazaret	Pisciculture et conchyliculture	Moules : 100 à 150 Huitres : ND	
Alpes Maritime	Pointe de l'Aiguille	Pisciculture	/	
	Cannes	Pisciculture		
	Cap d'Antibes	Pisciculture		
	Cagnes-sur-Mer	Pisciculture		
Corse	Ajaccio	Pisciculture	/	40* Loups, daurades et maigres : 1 700 (20% de la production nationale)
	Bastia	Pisciculture		
	Baie de Calvi	Pisciculture		
	Bonifacio	Pisciculture		
	Étang de Diane (Aléria)	Conchyliculture	Moules : 350, Huitres : 100	
	Étang d'Urbino (Ghisonaccia)	Conchyliculture	ND	
	Figari ⁺	Pisciculture	/	
	Golfe de Galéria	Conchyliculture	ND	
	Propriano	Pisciculture	/	

Tableau 3. Inventaire non exhaustif des différentes productions d'aquaculture en région PACA (France) et en Corse (en tonnes). Données valables pour l'année 2015 (DIRM Méditerranée, 2015). *Données de (ABADIE, 2012). + : production actuellement à l'arrêt ; ND : données manquantes ; / : espèces non produites.

Les eaux méditerranéennes connaissent une saisonnalité importante avec l'alternance de mélange hivernal et de stratification thermique estivale. Cette saisonnalité influence la concentration en sels nutritifs dans la colonne d'eau (Pasqueron de Fommervault *et al.*, 2015).

Dans la partie ouest du bassin méditerranéen où un régime de type tempéré est observé, l'approfondissement de la couche de mélange en hiver provoque un apport en nutriments dans les couches de surface. Les concentrations maximales en sels nutritifs sont généralement observées en février (Gasol *et al.*, 2016; Heimbürger *et al.*, 2013; Pasqueron de Fommervault *et al.*, 2015). En été et en milieu non perturbé, les couches de surface sont pauvres en nutriments, ceux-ci étant consommés par le phytoplancton au début du printemps (Ramírez *et al.*, 2005; Goffart *et al.*, 2015).

L'activité humaine est également capable d'influencer le bilan global en nutriments dans l'eau par les aérosols, des apports atmosphérique constitués, entre autres, de sels nutritifs (Kanakidou *et al.*, 2018). Les aérosols sont des particules en suspension générées, en partie, par des activités telles que : la combustion d'énergies fossiles, les centrales électriques et certains procédés industriels comme la métallurgie ou la production d'engrais (Boucher, 2012). Les apports fluviaux sont également une importante source importante de nutriments, notamment pour les zones côtières (Ludwig *et al.*, 2009; Mihalopoulos *et al.*, 1997).

Référence	Site et année(s) d'étude	Nitrates	Silicates	Phosphates
Yilmaz & Tugrul, cités dans Ribera d'Alcalà, 2003	Bassin Levantin Nord (1991-1994)	0.21 – 0.58	1.55	0.02 – 0.03
Kress & Herut, cités dans Ribera d'Alcalà, 2003	Bassin Levantin Sud (1991-1995)	0.24 – 0.39	1.19 – 1.63	0.02
Krasakopoulou <i>et al.</i> , cités dans Ribera d'Alcalà, 2003	Mer de Crète (1994-1995)	0.2	1.0	0.03
Astradi <i>et al.</i> , cités dans Ribera d'Alcalà, 2003	Canal de Sicile (1996)	0.67	0.69	0.07
	Mer Tyrrhénienne Ouest (1996)	0.30	1.10	0.01
Gómez <i>et al.</i> , cités dans Ribera d'Alcalà, 2003	Détroit de Gibraltar (1997)	2.03	1.27	0.17
Goffart <i>et al.</i> , 2015	Baie de Calvi (1988-2011)	<0.02 – 3.89	<0.05 – 4.24	ND

Tableau 4. Comparaison non exhaustive de différentes études sur les concentrations en nutriments en mer Méditerranée.

2.3. Le phytoplancton en Méditerranée

2.3.1. Variation de la biomasse totale

La concentration en chlorophylle *a*, utilisée comme indicateur de biomasse totale, du bassin méditerranéen suit le même gradient que les concentrations en nutriments et diminue d'ouest en est avec une séparation nette entre les deux sous-bassins (Siokou-Frangou *et al.*, 2010). En surface, les concentrations annuelles moyennes de la biomasse phytoplanctonique varient, selon le gradient, de 3.00 mg chl*a*/m³ en mer d'Alboran à 0.09 mg chl*a*/m³ au niveau du bassin Levantin (Figure 1). La production primaire suit également ce gradient ouest-est, de même que le taux de croissance bactérien (Turley *et al.*, 2000).

Les eaux côtières et en particulier les zones d'embouchures qui enrichissent l'eau en nutriments présentent généralement les plus hautes concentrations en chlorophylle (Siokou-Frangou *et al.*, 2010).

Le bassin occidental présente une saisonnalité phytoplanctonique caractéristique des régions tempérées avec la présence d'un bloom en fin d'hiver/début de printemps vers février-mars (Charles *et al.*, 2005; D'Ortenzio & D'Alcalà, 2009; Goffart *et al.*, 2015).

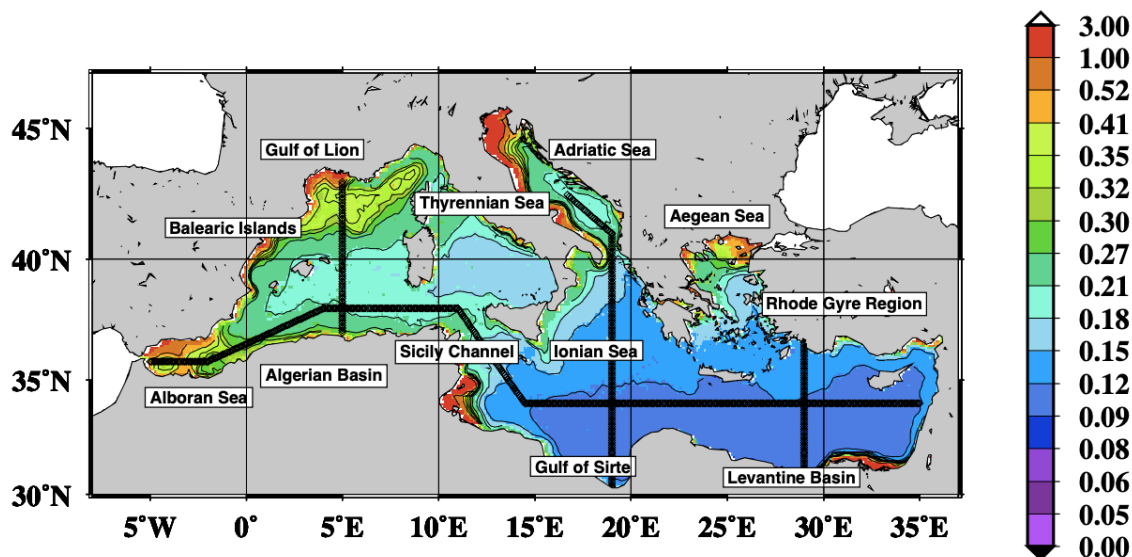


Figure 1. Distribution des concentrations moyennes en chlorophylle *a* (mg chl*a*/m³) en surface en Méditerranée. Les données couvrent la période de 1997-2007 (D'Ortenzio & D'Alcalà, 2009).

Au printemps (avril), les concentrations en phytoplancton diminuent rapidement et leur biomasse reste faible jusqu'en automne où occasionnellement un bloom secondaire peut être observé lorsque des événements de vents combinés à des températures de surface plus basses provoquent une érosion de la thermocline (Estrada, 1996; Zingone *et al.*, 1995).

En baie de Calvi, le bloom est composé d'une succession de pics et de creux, c'est ce qu'on appelle un « bloom plurimodal » (Skiris *et al.*, 2001; Goffart *et al.*, 2002). Un bloom zooplanctonique suit le bloom phytoplanctonique avec un décalage de trois semaines à un mois (Brohée *et al.*, 1989; Dauby, 1979).

2.3.2. Variation de la composition phytoplanctonique

La structure des communautés phytoplanctoniques et leur saisonnalité sont entre autres définies par la disponibilité en nutriments, la quantité de lumière, la température, la profondeur de la couche de mélange (MLD, *Mixed Layer Depth*) et la pression exercée par les consommateurs primaires (Lavigne *et al.*, 2015)

Les couches de surface du bassin occidental sont globalement dominées par les diatomées, les prymnésiophytes et les cyanobactéries (Latasa *et al.*, 2010; Navarro *et al.*, 2014).

L'abondance relative des différents groupes phytoplanctoniques varie avec les saisons, formant une succession annuelle (Figure 2). Entre janvier et mars, en période de bloom, les diatomées dominent et sont parfois accompagnées de cryptophytes (Charles *et al.*, 2005; Marty *et al.*, 2002; Siokou-Frangou *et al.*, 2010). Un à deux mois plus tard, ce sont les prymnésiophytes qui dominent les eaux de surface (Gasol *et al.*, 2016; Marty *et al.*, 2002). Les dinoflagellés s'observent simultanément aux prymnésiophytes ou peu après ceux-ci, entre les mois de mai et septembre (Bustillos-Guzman *et al.*, 1995; Sdena *et al.*, 2018). Les cyanobactéries, principalement le genre *Synechococcus*, se développent au fur et à mesure que la stratification de la colonne d'eau s'installe (Bustillos-Guzman *et al.*, 1995; Sdena *et al.*, 2018). Finalement,

de fin novembre/début décembre à mars, s'observent les concentrations maximales en pélagophycées et prymnésiofycées (Latasa *et al.*, 2010; Sdena *et al.*, 2018).

En baie de Calvi, les communautés phytoplanctoniques sont dominées tout au long de l'année par les prymnésiofycées, les cyanobactéries et les diatomées (Figure 3). Les prymnésiofycées représentant la majeure partie de la biomasse phytoplanctonique. Seul le bloom de fin d'hiver/début printemps voit les diatomées surpasser ces groupes dominants en terme de biomasse (Goffart *et al.*, 2002; Garrido *et al.*, 2014; Goffart, 2019).

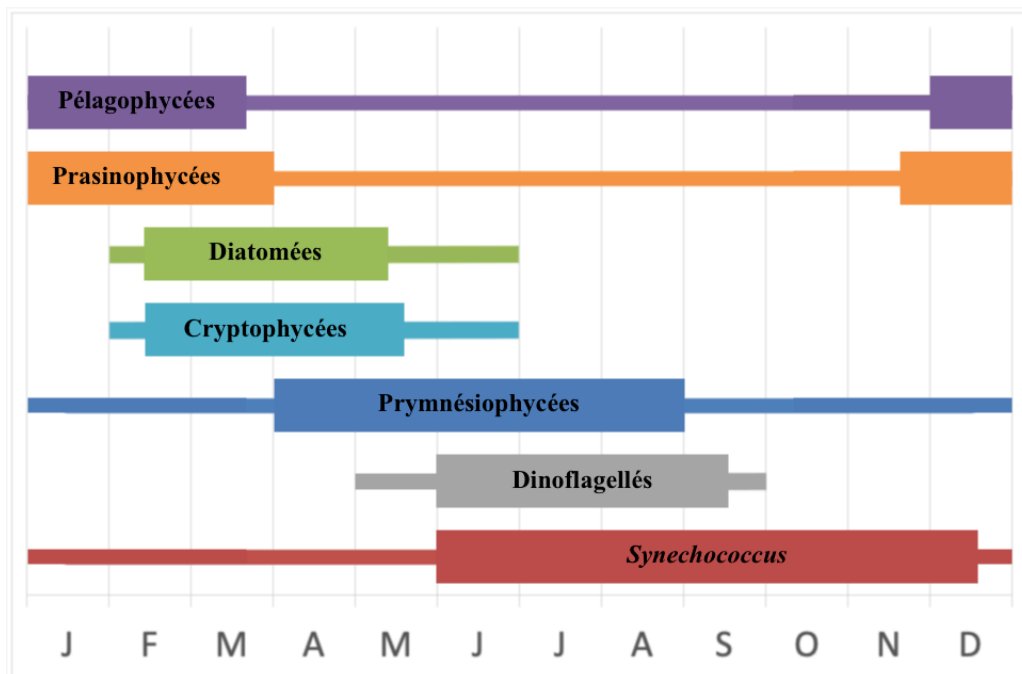


Figure 2. Résumé de l'évolution saisonnière du phytoplancton en zone côtière du bassin méditerranéen occidental (Bustillos-Guzman *et al.*, 1995; Marty *et al.*, 2002; Charles *et al.*, 2005; Siokou-Frangou *et al.*, 2010; Gasol *et al.*, 2016; Sdena *et al.*, 2018). Les groupes sont principalement présents lorsque la barre est large et présents en moindre proportion lorsque la barre est plus étroite.

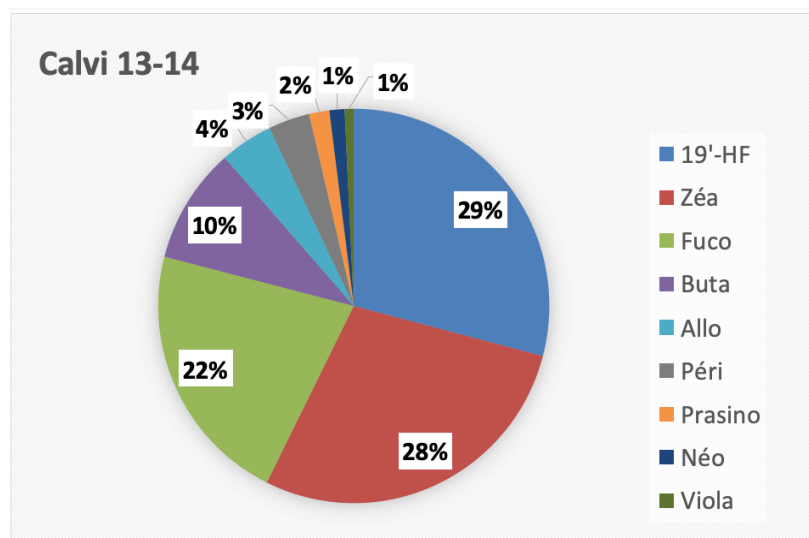


Figure 3. Abondances relatives des différents groupes phytoplanctoniques en baie de Calvi (2013-2014). Données fournies par le Dr. Anne Goffart.

2.3.3. Méthodes d'analyse du phytoplancton

2.3.3.1. Méthodes d'observation

Plusieurs techniques existent pour analyser le phytoplancton, chacune possédant ses avantages et ses limites. Elles peuvent être réparties comme suit : les techniques de microscopie, la cytométrie en flux, les méthodes moléculaires et les techniques de mesure des pigments (Broutin *et al.*, 2011).

La microscopie optique est la technique la plus ancienne. Elle permet l'identification et le comptage des cellules microphytoplanctoniques (Utermöhl, 1931).

La microscopie à épifluorescence, plus récente, a permis de compter les cellules pico- et nanoplanctoniques (Caron, 1983; Beardsley *et al.*, 2005).

Finalement, les microscopes électroniques à balayage permettent d'identifier de manière très précise le phytoplancton en analysant sa morphologie externe. Il permet de différencier les espèces d'un même genre (lorsque les autres techniques de microscopie n'y arrivent pas) ou de distinguer les différents morphotypes d'un même taxon (Guiselin *et al.*, 2009; Sazhin *et al.*, 2007). La microscopie électronique permet par exemple d'identifier des espèces potentiellement toxiques comme celles appartenant au genre *Pseudo-nitzschia* (Jeffrey *et al.*, 1997; Broutin *et al.*, 2011; Sdena *et al.*, 2018).

La cytométrie en flux est utilisée afin d'identifier les classes de taille du phytoplancton et de dénombrer les cellules de chaque classe de façon automatique (Marie *et al.*, 1997).

2.3.3.2. Méthodes pigmentaires et moléculaires

De manière complémentaire aux techniques microscopiques, l'utilisation de méthodes moléculaires permet d'affiner la détection des espèces (Karlson *et al.*, 2010). Trois techniques principales sont utilisées : la méthode des puces à ADN (Gescher *et al.*, 2008), les sondes moléculaires à rARN (Marin & Scholin, 2010) et la PCR quantitative (Galluzzi & Penna, 2010).

D'autres méthodes reposent sur l'analyse et la mesure des pigments photosynthétiques. Elles exploitent les propriétés spectroscopiques des pigments, à savoir l'absorption de la lumière (spectrophotométrie) ou la fluorescence (fluorimétrie) (Aminot, 2004). Spectrophoto- et fluorimétrie sont utilisées pour quantifier la chlorophylle *a* (Broutin *et al.*, 2011). La spectrophoto- est moins sensible que la fluorimétrie et contrairement à cette dernière, ne peut pas être utilisée *in vivo* (Aminot, 2004). La détermination pigmentaire permet l'identification des différents groupes phytoplanctoniques composant un échantillon (Broutin *et al.*, 2011).

La technique de séparation, identification et quantification par HPLC, mise au point dans les années 1980, est utilisée pour l'identification des groupes fonctionnels à partir de l'analyse de leur batterie de pigments spécifiques appelée « signature pigmentaire » (Goffart & Andral, 2014; Jacobsen, 1978; Otsuki & Takamura, 1987). Certains pigments sont spécifiques d'un groupe taxonomique tandis que d'autres peuvent être observés dans deux ou trois groupes. La péridinine est par exemple un traceur spécifique des dinoflagellés tandis que la fucoxanthine se trouve aussi bien que les diatomées que chez les pélagophycées méditerranéennes (Marty *et al.*, 2008; Latasa *et al.*, 2010; Goffart, 2019).

L'HPLC est la technique la plus intégrative. C'est la seule méthode permettant de déterminer la biomasse phytoplanctonique totale, de différencier et quantifier tous les groupes phytoplanctoniques d'un échantillon, indépendamment des classes de taille. Les petites cellules non identifiables au microscope et les cellules qui supportent mal la fixation sont prises en compte grâce à leur contenu pigmentaire (Goffart, 2019).

La chlorophylle *a* et les pigments accessoires possèdent des spectres d'absorption spécifiques qui leur permettent d'être distingués de leur environnement. Cela permet aux satellites s'intéressant à la couleur des océans de pouvoir détecter des blooms phytoplanctoniques par télédétection (Gohin *et al.*, 2008). Quatre groupes majeurs de phytoplancton, à savoir diatomées, *Prochlorococcus*, *Synechococcus* et nanoeucaryotes, sont également détectables par méthode satellite grâce à la technique PHYSAT créée en 2005 (Alvain *et al.*, 2008).

2.3. L'impact de l'aquaculture marine en Méditerranée

2.3.1. Infrastructures et équipements associés

Il existe plusieurs types d'infrastructures aquacoles selon le type de culture (poissons ou coquillages) et selon leur situation géographique. En Méditerranée, l'élevage de poissons se fait au sein de cages flottantes (Figure 4 à gauche) tandis que la conchyliculture se fait sur bouchots (poteaux verticaux enfoncés sur l'estran), sur filières (cordes en suspension) (Figure 4 à droite) ou bien sur tables d'élevage (FAO, 2018; Paquotte *et al.*, 1997).

Les infrastructures d'élevage peuvent d'abord avoir un impact physique direct sur le milieu marin, lors de leur implantation puis de leur exploitation. Les impacts induits se traduisent généralement par des modifications d'habitats à des degrés divers et d'éventuels destructions ou déplacements d'habitats ou d'espèces. L'étendue spatiale de ces interactions reste généralement limitée à la zone d'emprise du site et ses abords immédiats (Agence des aires marines protégées, 2010).



Figure 4. A gauche : Ferme aquacole de Spano en baie de Calvi (Corse) (photo fournie par A. Goffart) A droite : Parc à moules en Baie du Lazaret (©Ouest Var Tourisme)

Une autre pression concerne le rejet à la mer de macro-déchets. Ces derniers sont constitués principalement de matières plastiques, cordages et filets, arrachés des infrastructures par les tempêtes et les courants marins (phénomène qui reste rare) (Moore, 2014).

Une interaction positive pour les populations sauvages peut résider dans l'attraction qu'elles montrent pour les sites d'élevage. Les infrastructures aquacoles peuvent jouer un rôle de récifs artificiels en offrant un lieu d'alimentation privilégié (excédant de granulés et déchets organiques, abondante macrofaune), en permettant la fixation et le développement

d'organismes et en formant un abri artificiel pour certaines espèces permettant ainsi le développement ponctuel d'un micro réseau trophique (DIRM Méditerranée, 2015).

2.3.2. Interactions liées au contrôle de prédateurs

Concentrer un grand nombre de poissons ou de coquillages dans un espace restreint attire de nombreux prédateurs tels que d'autres poissons, des oiseaux ou bien encore des mammifères marins. Le principal danger pour ces espèces prédatrices est de se retrouver emmêlées dans les filets des cages. Il existe aussi des pièges acoustiques émettant des sons aigus et permettant d'éloigner principalement les mammifères marins (Bostick *et al.*, 2006).

2.3.3. Interactions génétiques

Qu'il s'agisse de pisciculture ou de conchyliculture, il existe un risque inévitable que des animaux d'élevage s'échappent à cause d'erreurs de manipulation humaine durant les routines de maintenance, de pannes mécaniques ou d'usure des installations, de dégâts météorologique (destruction des cages lors de tempêtes) ou bien encore d'attaques de prédateurs comme les dauphins et phoques. La reproduction et l'hybridation entre individus sauvages et d'élevage peut alors mener à une altération de la structure génétique et une perte de gènes de la population sauvage (Grigorakis & Rigos, 2011).

Suite aux évasions répétées de poissons, il peut y avoir un renforcement du potentiel de la compétition pour l'habitat et la nourriture. L'importance de cette compétition est fonction du nombre d'individus évadés, de leur comportement au sein des habitats avoisinants et de leur aptitude alimentaire (Boujard, 2004). La territorialité et la dominance sociale dans les populations sauvages peut être modifiée par l'introduction de poissons d'élevage ou hybrides plus gros et plus agressifs, avec déplacement d'une partie des poissons sauvages vers des habitats plus pauvres en nourriture et des surmortalités associées (Agence des aires marines protégées, 2010). Des études récentes montrent cependant que ces impacts sont relativement limités, avec par exemple une mortalité par prédation de 60% de 3000 daurades échappées à des fins expérimentales durant les 5 premiers jours (Arechavala-Lopez *et al.*, 2012).

Moins fréquents, des risques de contamination de l'environnement à proximité immédiate des cages par une libération spontanée de gamètes est possible (Dimitriou *et al.*, 2007).

Concernant la conchyliculture, des études ont démontré des niveaux d'interactions génétiques et autres avec les populations sauvages sur certains sites, sans pouvoir en mesurer les conséquences réelles (Agence des aires marines protégées, 2010).

2.3.4. Introduction d'espèces non indigènes

L'introduction d'espèces étrangères est la seconde cause de perte d'habitats dans le monde. L'aquaculture représenterait 38,7% de l'introduction d'espèces étrangères (FAO DIAS, Database on the Introduction of Aquatic species). L'aquaculture marine et surtout la conchyliculture est responsable de l'introduction de nombreuses espèces aliens dans les écosystèmes méditerranéens. On dénombre pas moins de 10% d'espèces introduites (exotiques à la Méditerranée) provenant des secteurs liés à l'aquaculture (Galil, 2009). Les principaux mécanismes susceptibles de générer l'introduction d'espèces non indigènes invasives dans le milieu sont l'importation de populations de coquillages adultes dans les zones conchylicoles et leur introduction directe dans le milieu et l'évasion d'individus des cages piscicoles en mer.

Cependant, en France, seuls des espèces piscicoles indigènes sont élevées (Agence des aires marines protégées, 2010).

Historiquement, l'introduction et le transfert de bivalves à finalités aquacole a été l'un des vecteurs d'introduction d'espèces exotiques les plus importants partout dans le monde. Ces espèces étrangères comprennent les bivalves introduits de manière intentionnelle dans une zone pour l'aquaculture, c'est-à-dire les espèces cibles, mais également les animaux et les plantes (macro-algues et phytoplancton) qui sont associés aux bivalves introduits, les « autostoppeurs » et les maladies (Agence des aires marines protégées, 2010).

Les bivalves introduits sont des espèces qui peuvent avoir une grande incidence sur de nombreux aspects de l'écologie du milieu récepteur. Ces changements peuvent faciliter d'avantage l'introduction et la croissance d'autres espèces exotiques. Les espèces cibles et les auto-stoppeurs peuvent entraîner une cascade d'effets divers sur l'écosystème récepteur.

Certaines espèces d'huitres ou autres mollusques sont volontairement introduits pour en faire des cultures et contribuent largement à l'apparition de communautés d'algues invasives (Mineur, Belsher, Johnson, Maggs, & Verlaque, 2007). Des crustacés parasites peuvent également causer pas mal de dégâts dans les cultures de bivalves (Streftaris & Zenetos, 2012).

Parfois, ces espèces invasives peuvent également se montrer bénéfiques pour les communautés sauvages. Ainsi, le gastéropode *Crepidula fornicata* introduit avec des huitres américaines, dérange le développement des moules bleues natives mais leur fournit une protection contre les étoiles de mer prédatrices et peut parfois servir de réservoir contre les infections de trématodes (Thieltges *et al.*, 2006).

2.3.5. Transfert de maladies

L'introduction de pathogènes dans les populations sauvages de poissons et coquillages peut s'effectuer par importation d'espèces exotiques pour l'aquaculture, transport d'espèces indigènes ou d'œufs entre installations et régions de production, transmission depuis les populations sauvages vers les populations en élevage. Les eaux contaminées, les containers et autres équipements peuvent également constituer un risque d'introduction ou de transport de pathogène. L'importance du risque dépend du type d'installation. Ainsi le risque sera plus important pour les systèmes ouverts comme les cages en mer car il n'y a pas de barrières imperméables (Agence des aires marines protégées, 2010).

Les poissons cultivés de manière intensive souffrent de stress et ont un système immunitaire affaibli (Doux fils *et al.*, 2011; Mohapatra *et al.*, 2012). Les cages attirent beaucoup de faunes sauvages qui s'agrègent autour de celles-ci. On a donc des populations plus abondantes que la normale. Cette proximité augmente la prévalence de maladie et la prolifération de pathogènes dans l'environnement (Dempster *et al.*, 2004). Les voies principales de transmission sont les poissons ou coquillages échappés ou semés au contact des populations sauvages et l'ingestion de déchets contaminés par des poissons ou coquillages sauvages (DIRM Méditerranée, 2015).

2.3.6. Décharge de produits chimiques

Les poissons cultivés ont un système immunitaire affaibli et sont donc plus vulnérables aux maladies. L'industrie aquacole classique utilise donc divers antibiotiques afin de pouvoir minimiser le taux de mortalité (Mohapatra *et al.*, 2012). L'utilisation abusive et intensive de ces antibiotiques génère des bactéries résistantes. Les infections provoquées par ces bactéries résistantes sont plus sévères et plus difficiles à traiter (Cabello, 2004).

Certaines espèces vivant à proximité des fermes de pisciculture peuvent consommer les antibiotiques contenus dans les pellets non ingérés par les individus d'élevage (Pinto, 2007). La chair de ces espèces sauvages peut contenir des résidus antibiotiques qui peuvent être transmis aux niveaux trophiques supérieurs (Fortt *et al.*, 2007). Les agents antibactériens qui persistent jusqu'à 60 jours après leur utilisation dans l'eau et les sédiments à proximité immédiate des cages (Capone, Weston, Miller, & Shoemaker, 1996).

De nombreux métaux se retrouvent dans l'environnement aquatique via les processus géochimiques ou les apports anthropiques. Les environs immédiat des infrastructures d'aquaculture et surtout le sédiment peuvent être enrichis en métaux initialement contenus dans les pellets de nourriture non ingérés (enrichis pour les besoins en minéraux), dans les excréments d'animaux ou bien dans les composants anti-fouling (contre l'incrustation et l'accumulation indésirable d'algues et animaux sur les structures immergées) (Basaran *et al.*, 2010).

Dans les sédiments présents sous les cages de culture, des concentrations de cuivre et de zinc vingt fois supérieures à la limite de sécurité ont déjà été détectés (Staniford, 2002).

Les revêtements anti-fouling contiennent également des substances toxiques pour les bivalves, ce qui peut retarder et affecter leur croissance et développement (Pinto, 2007).

2.3.7. Apport de matière organiques

Le principal risque lié à la présence de fermes d'aquaculture est la hausse des concentrations en nutriments (notamment les sels azotés et phosphates) et les particules de carbone dissout contenus dans les aliments non mangés, les rejets et les fèces (Ruiz *et al.*, 2010). Les pellets de nourriture non digérés est l'un des facteurs causant une augmentation de matière organique et de nutriments à proximité des sites d'aquaculture les plus important. Le gaspillage de nourriture tourne autour des 2-9% en Méditerranée (Dosdat, 2000).

2.3.7.1. Sur le sédiment

Les effets sur le système benthique varient considérablement en fonction des caractéristiques de l'infrastructure et des caractéristiques du site d'installation. La profondeur, intensité des courants et natures des sédiments sont des éléments déterminants pour la dispersion, la remise en suspension ou l'accumulation de matériel organique (Apostolaki *et al.*, 2007; Kalantzi & Karakassis, 2006). Généralement, l'impact s'observe dans les centaines de mètres autour de l'exploitation (Borja *et al.*, 2009; Pusceddu *et al.*, 2007) et est de moins en moins important au fur et à mesure que l'on s'éloigne du secteur de culture (DIRM Méditerranée, 2015; Karakassis *et al.*, 2000).

Les poissons sauvages vivant à proximité des cages ingèrent jusqu'à 80% des pellets de nourriture non absorbés par les poissons de culture ce qui limite fortement la quantité de

nutriments et de déchets organiques qui arrivent sur le sédiment. (Fernandez-Jover *et al.*, 2007). De plus, on assiste à un accroissement important du nombre de poissons de diverses espèces sous les cages pendant les périodes d'alimentation ce qui réduit le transfert de matière vers le système benthique (DIRM Méditerranée, 2015).

L'augmentation de la charge en nutriments dans le sédiment peut provoquer une anoxie de ce milieu ce qui impacte l'abondance et la biomasse de la faune benthique (Apostolaki *et al.*, 2007). On peut également observer un changement dans la structure de la communauté benthique à proximité des fermes. Ainsi, la majorité des sites se trouvant dans un rayon de 10 mètres autour des cages présentera une macrofaune dominée par *Capitella cf capitata*, une espèce indicatrice des eaux polluées (Karakassis *et al.*, 2000).

Pour la conchyliculture aussi, les pressions peuvent fortement varier en intensité et en surface suivant le site. Ainsi certaines zones conchylicoles où de forts courants existent pourront ne pas présenter d'envasement alors que d'autres zones où l'hydrodynamique est plus faible pourront l'être complètement. De plus, les zones d'estuaires, où la vase et d'importantes quantités de matière en suspension sont naturellement présentes, seront moins sensibles aux apports de nutriments car ils sont adaptés à de tels milieux (DIRM Méditerranée, 2015).

La culture de bivalves peut avoir deux effets opposés sur les écosystèmes côtiers. D'un côté, la présence massive de coquillages et des rejets associés (fèces et débris coquillers) entraîne une augmentation de turbidité et l'apparition de conditions hypoxiques voir anoxiques des sédiments (Agence des aires marines protégées, 2010). De l'autre côté, la culture de bivalves peut également augmenté la clarté de l'eau par une filtration importante, ce qui permet au phytoplancton de se développer à des profondeurs plus importantes et de limiter l'eutrophisation. Dans les deux cas, on assiste à un changement dans la composition de la faune benthique (Deslous-Paoli *et al.*, 1998).

2.3.7.2. Dans la colonne d'eau

L'apport de nutriments dans l'environnement peut conduire à des phénomènes d'eutrophisation qui se manifestent par une augmentation de la croissance des macrophytes et du phytoplancton (Schindler, 2006). Ce phénomène peut causer des changements dans la biodiversité, un déséquilibre dans les relations trophiques et une augmentation dans l'intensité et la fréquence de blooms algaux dont certains peuvent être toxiques (Tsagaraki *et al.*, 2013).

Selon les sites d'études et les travaux réalisés, les effets de cet apport de nutriments sont très différents et contradictoires (Tableau 5).

Plusieurs études reporte un impact négatif des nutriments apportés par l'aquaculture sur la colonne d'eau à petite (environs immédiats) ou large échelle (10km) (Sarà *et al.*, 2011). L'effet observé est tantôt une hausse des concentrations en nutriments et autres particules dissoutes dans l'eau (Sarà *et al.*, 2011; Sarà *et al.*, 2006), tantôt un changement au niveau des paramètres biologique comme une augmentation de l'abondance et de la production bactérienne et phytoplanctonique (La Rosa *et al.*, 2002; Sarà *et al.*, 2011).

Un excès de nutriments peut augmenter la biomasse du phytoplancton, qui coïncide avec une augmentation de la production primaire, et l'abondance relative des différents groupes phytoplanctoniques (Skejic' *et al.*, 2011). L'excès de nutriments provenant des sites de piscicultures peut également amener une plus grande abondance de microorganismes

décomposeurs suite à l'accumulation locale de fèces et à la décomposition des efflorescences algales (Staniford, 2002). Ces microorganismes diminuent la quantité d'oxygène dissous dans l'eau. Les conditions d'anoxie qui en résultent favorisent l'apparition de bactéries anaérobiques produisant du sulfate d'hydrogène, toxique pour la plupart de la faune marine (Buschmann *et al.*, 2008).

Les études n'ayant décelé aucun impact négatif se sont surtout concentrées sur les variables biologiques associées au phytoplancton à petite (moins de 500m) ou grande distance (5km) (Pitta *et al.*, 2005, 2006).

Dans le cas des élevages de bivalves, surtout lorsqu'il s'agit de moules, les effets sur la colonne d'eau sont plutôt positifs. Les coquillages agiraient comme de puissants filtres et élimineraient l'excès de nutriments de leur environnement immédiat (La Rosa *et al.*, 2002; Mazzola & Sarà, 2001).

Références	Impact	Variables étudiées	Distance étudiée	Site	Type de culture
(Sarà <i>et al.</i> , 2006)	Oui (-)	POC, PON	50m – 1km	Sicile (côtes)	Poissons
(Sarà <i>et al.</i> , 2011)	Oui (-)	Chl <i>a</i> , PHYTO AB, NU	>1- 10km	Mer Tyrrhénienne	Poissons
(La Rosa <i>et al.</i> , 2002)	Oui (-)	Chl <i>a</i> , BPC, BACT AB, BACT PP	Environs immédiats	Mer Tyrrhénienne	Poissons
	Oui (+)	Chl <i>a</i> , BPC, BACT AB, BACT PP	Environs immédiats	Mer Tyrrhénienne	Moules
(Mazzola & Sarà, 2001)	Oui (+)	Chl <i>a</i> , BPC, POC	< 1 – 200m	Mer Tyrrhénienne	Moules
(Holmer <i>et al.</i> , 2007)	Parfois	Plusieurs paramètres environnementaux	30 - >90m	Malte (côtes)	Poissons
(Pitta <i>et al.</i> , 1998)	Parfois	Chl <i>a</i> , POC, PON, PHYTO AB, NU	> 1km	Mer Ionienne et mer Égée	Poissons
(P Pitta <i>et al.</i> , 2005)	Non	Chl <i>a</i> , BACT AB, PHAEO, POC, PON, PHYTO AB, NU	3 - >5km	Mer Égée	Poissons
(P Pitta <i>et al.</i> , 2006)	Non	Chl <i>a</i> , BACT AB, POC, PON, NU	0 - <450m	Espagne, Italie et Grèce (côtes)	Poissons

Tableau 5 . Comparaison non exhaustive de différentes études sur l'impact de l'apport de nutriments par l'aquaculture en Méditerranée. Chl *a* : Chlorophylle *a* ; PHAEO : phaeopigments ; POC : carbone organique particulaire ; PON : azote organique particulaire ; BPC : carbone biopolymérique ; BACT AB : abondance bactérienne totale ; BACT PP : production bactérienne totale ; PHYTO AB : abondance phytoplanctonique totale ; PHYTO PP : production phytoplanctonique totale ; NU : nutriments (nitrates, phosphates, silicates).

2.3. Objectifs

L'objectif de ce travail est d'évaluer l'impact potentiel de l'activité piscicole et conchylicole sur les caractéristiques des communautés phytoplanctoniques et sur la qualité des eaux côtières de deux sites méditerranéens français : la baie de Calvi (Corse) et la baie du Lazaret (Toulon).

Il s'agira plus spécifiquement :

- de comparer la structure des communautés phytoplanctoniques de deux zones de référence géographiquement distinctes ;
- de comparer la structure des communautés phytoplanctoniques des zones d'exploitation à celles des sites de référence associés ;
- d'évaluer la qualité de la composition phytoplanctonique et la qualité de l'eau à proximité des sites d'exploitations grâce à un indice de composition basé sur la signature pigmentaire du phytoplancton.

3. Matériel et méthodes

3.1. Zones d'étude

Dans ce travail, deux zones géographiques distinctes seront étudiées. La baie de Calvi au sein de laquelle se trouve une ferme piscicole et la baie de Toulon dans laquelle on trouve de la culture d'huitres et de moules.

3.1.1. Calvi

La première zone d'étude est la baie de Calvi en Corse (42°34'N 8°45'E). Cette baie est située en Balagne, au Nord-Ouest de la Corse. Elle s'étend de la Punta di a Revellata à la Punta Spano sur une superficie d'environ 22 km². Cette baie est divisée en deux parties distinctes : la baie de la Revellata à l'ouest et le golfe de Calvi à l'est.

Dans le cadre de ce travail, deux points de prélèvements sont situés en baie de Calvi. Il s'agit d'un point de référence DCE (Belin *et al.*, 2014) et d'un point situé à proximité d'une zone impactée par la pisciculture.

Le point de référence DCE est utilisé pour le monitoring du phytoplancton (Belin *et al.*, 2014) et est situé à proximité de la station Stareso dans la partie Ouest de cette baie. Il s'agit du point de référence DCE Calvi (42°34'N 8°43'E) (Figure 5).

La partie Est de la baie possède plus d'activités anthropiques comme des ports de plaisance et un site de pisciculture, la ferme de Spano. Cette infrastructure aquacole est en activité depuis 1992. Elle se compose de huit cages d'une surface de 25 m² chacune sur une profondeur de 20 m. Deux espèces sont exploitées, le bar commun et le loup (Abadie, 2012). Le deuxième point de prélèvement pour la baie de Calvi est le point Spano qui se trouve à proximité des cages d'aquaculture (Figure 5).

3.1.2. Toulon

La seconde zone d'étude de ce travail est la baie de Toulon et ses environs immédiats. Deux points de prélèvements sont situés au sein de cette zone. Il s'agit d'un point de référence DCE (Belin *et al.*, 2014) et d'un point situé à proximité d'une zone impactée par la conchyliculture.

La rade de Toulon (43°05'N 5°55'E) est située dans le Var en région Provence-Alpes-Côte d'Azur. Elle s'étend de la presqu'île de St-Mandrier à la presqu'île de Giens. Cette rade est divisée en une grande rade (rade des Vignettes) à l'est et une petite rade à l'ouest, contiguë entre Toulon, La Seyne-sur-Mer et Saint-Mandrier-sur-Mer. Ces deux rades sont séparées par une digue orientée Nord-sud.

Le premier site étudié au sein de la baie de Toulon est la masse d'eau du nom Iles du Soleil. Elle s'étend de la péninsule d'Hyères au cap Bénat et englobe les Iles d'Hyères, le parc national de Port-Cros et l'Ile du Levant. Le premier point de prélèvement est le point de référence DCE Ile du Soleil (43°0'N 6°25'E), situé à proximité de l'Ile du Levant (Figure 6).

Le second site est la baie du Lazaret qui se situe au sein de la petite Rade. Elle est délimitée au sud par l'isthme des Sablettes, au nord par la corniche de Tamaris et la pointe de Balaguier (La

Seyne), et au sud par la presqu'île de Saint-Mandrier jusqu'à la Pointe de la Piastre. Elle s'étend sur environ 2 km² (Figure 6). Le point de prélèvement de cette zone est le point Lazaret (43°5'N 5°54'E) situé à proximité d'un parc à moules.

3.2. Prélèvements

A Calvi, les prélèvements d'eau destinés à l'analyse du phytoplancton ont été réalisés en surface au niveau du point de référence DCE et à proximité immédiate des cages d'aquaculture par l'équipe de Stareso dans le cadre des projets « DCE phytoplancton Calvi » et « Starecapmed ».

A l'île du Soleil et dans la baie du Lazaret, les prélèvements d'eau ont été réalisés en surface par l'équipe d'Ifremer dans le cadre du projet « Indice de composition phytoplanctonique ».

Site	Période de prélèvements	Nombre de prélèvements
Calvi DCE	2018	45
Ile du Soleil	2018	12
Spano	2013 - 2014	33
Lazaret	2017 - 2018	30

Tableau 6 . Résumé des périodes et du nombre de prélèvements par site d'étude.



Figure 5. Situation géographique de la baie de Calvi (source Google Earth).



Figure 6. Situation géographique de la baie de Toulon (source Google Earth).

3.2. Échantillonnage, acquisition et analyse des données

3.2.1. Prélèvement du phytoplancton et stockage

A chaque point d'étude, un litre d'eau de mer est prélevé à la bouteille Niskin.

Dans le but d'analyser la signature pigmentaire du phytoplancton, les échantillons sont préfiltrés à travers un filtre de 200 μm de mailles afin d'en retirer le méso-zooplancton. Les échantillons d'eau sont ensuite filtrés sur des filtres Whatman GF/F 25 mm.

Les filtres sont alors emballés dans du papier aluminium puis congelés immédiatement et stockés au congélateur jusqu'à leur analyse.

3.2.2. Analyse des pigments phytoplanctoniques

Les pigments phytoplanctoniques ont été extraits par sonication dans du méthanol selon la méthode de Vidussi *et al.*, (2000). Les différents pigments, en particulier les chlorophylles et les caroténoïdes, sont séparés et quantifiés par HPLC selon la technique de Zapata *et al.* (2000) puis quantifiés à l'aide du logiciel Empower® de Waters.

Les pigments ont été utilisés comme marqueurs de classe des groupes phototrophes. Cette méthode d'identification rapide est appelée chémotaxonomie (Sieburth *et al.*, 1978).

Les analyses des échantillons prélevés en 2018 ont été réalisées dans le cadre de ce travail. Les autres dosages et analyses ont été faits par le Dr. Anne Goffart.

3.2.3. Chemotaxonomie

La chémotaxonomie est le classement et l'identification des organismes phytoplanctoniques, en fonction de leurs différences et de leurs similitudes, sur base de leur composition biochimique. Les composés étudiés sont le plus souvent des pigments tels que les chlorophylles, les caroténoïdes et les xanthophylles mais il est envisageable d'utiliser d'autres marqueurs biochimiques (Lampert, 2014).

La chlorophylle *a* (chl *a*) est un pigment photosynthétique présent au sein de tous les groupes phytoplanctoniques à l'exception des *Prochlorococcus* qui eux possèdent la divinyl-chlorophylle *a* (DV-chl *a*). La mesure de la chlorophylle *a* totale (Tchl *a* = chl *a* + DV-chl *a*) permet de déterminer la quantité totale de phytoplancton en terme de biomasse photosynthétique (Jeffrey *et al.*, 1997). Son universalité ne lui ne permet pas de différencier les grandes classes de phytoplancton. Pour cela, on peut utiliser les pigments accessoires présents chez la plupart des grands groupes et permettant de les différencier (Anne Goffart, 2019). Certains pigments sont spécifiques d'une classe phytoplanctonique tandis que d'autres sont observés au sein de plusieurs classes (Tableau 7). Par exemple, la péridinine est un pigment spécifique des dinoflagellés alors que la fucoxanthine, pigment dominant des diatomées, est aussi trouvée chez les pélagophycées (Vidussi *et al.*, 2000; Skliris *et al.*, 2001).

3.2.4. Indicateurs biologiques.

Plusieurs indicateurs biologiques basés sur le phytoplancton existent selon la zone géographique pour laquelle ils doivent être utilisés (Garmendia *et al.*, 2013; Kuklina *et al.*, 2013; Orfanidis *et al.*, 2014; Pachés *et al.*, 2012).

Dans le cadre de ce travail, l'indice calculé est l'indice ICPP Méditerranée développé par A. Goffart. Il s'agit d'un indice biologique intégrateur construit sur base de groupes phytoplanctoniques qui répondent à des proxys de pressions. Ces proxys sont, dans ce cas, les sels nutritifs. Cet indice permettra d'évaluer la qualité de l'eau à partir de la composition du phytoplancton (Goffart, 2019). La réponse aux proxys de pressions est une condition préalable pour qu'un indicateur ou un indice biologique soit écologiquement significatif (Birk *et al.*, 2012 ; Garmendi *et al.*, 2013). Les quatre pigments utilisés pour construire l'indice de composition ICPP Méditerranée sont la péridinine, la fucoxanthine, la prasinoxanthine et l'alloxanthine (Goffart, 2019).

Pour chaque pigment retenu, une courbe de référence est construite. Elle décrit l'évolution saisonnière du groupe phytoplanctonique associé. Construite idéalement sur base de 6 ans de données successives (durée d'un plan de gestion, imposée par la DCE) ou sur base des données disponibles. Les courbes de référence utilisées dans le cadre de ce travail (Ile du Soleil 2016-2018 et Calvi 2013-2018) ont été fournies par le Dr. Anne Goffart.

Groupe	Pigment(s) diagnostique(s)	Abréviation
Prymnésiophycées	Hexanoyloxyfucoxanthine	19'-HF
Diatomées	Fucoxanthine	Fuco
Cyanobactéries (<i>Synechococcus sp</i>)	Zéaxanthine	Zéa
Cyanobactéries (<i>Prochlorophycées</i>)	Divinyl-chlorophylle <i>a</i>	DV-chl <i>a</i>
	Divinyl-chlorophylle <i>b</i>	/
	Zéaxanthine	Zéa
Dinoflagellés	Péridinine	Péri
Prasinophycées	Chlorophylle <i>b</i>	/
	Cis-néoxanthine	/
	Prasinoxanthine	Prasino
	Violaxanthine	Viola
Cryptophycées	Alloxanthine	Allo
Pélagophycées	Butanoyloxyfucoxanthine	Buta
	Fucoxanthine	Fuco
Chlorophycées	Chlorophylle <i>b</i>	/
	Cis-néoxanthine	/
	Violaxanthine	Viola
	Zéaxanthine (traces)	Zéa
	Lutéine	/

Tableau 7. Message taxonomique apporté par les chlorophylles et caroténoïdes du phytoplancton dans l'océan mondial et abrégations des pigments (d'après Goffart (2019) sur base de l'ouvrage de référence de Roy *et al.* (2011)). / : pas d'abréviation associée dans ce travail

Selon la procédure décrite par Goffart (2019) l'indice ICPP Médit est calculé comme suit :

Pour chaque pigment retenu, un sous-indice est calculé selon la méthode suivante :

- Comparaison des concentrations en pigments mesurées dans les sites à évaluer aux valeurs de référence en respectant la temporalité ;
- Calcul des fréquences (%) des écarts à la référence et de l'importance de dépassements (%) pendant la période d'observation ;
- Calcul des IC scores en appliquant la formule ci-dessous :

$$\text{IC score} = (\text{fréquence des dépassements} \times \text{dépassement moyen relatif}) / 1000$$

- Transformer les IC scores ≤ 20 en EQR en appliquant la formule :

$$\text{EQR} = 1 - (0.050 \times \text{IC score}) ; \text{un IC score} > 20 \text{ correspond à un EQR de } 0.$$

L'indice de composition final ICPP Médit est obtenu selon la méthode décrite par Goffart (2019), par application d'une moyenne arithmétique des EQRs des quatre sous-indices. L'ICPP Médit varie de 0 (composition phytoplanctonique très dégradée) à 1 (composition phytoplanctonique en très bon état).

Ensuite, les valeurs de l'ICPP Médit calculées sont comparées à celles de la grille de qualité établie pour la Méditerranée (Figure 7).

	Très bon	Bon	Moyen	Médiocre	Mauvais	
ICPP Médit	1	0.90	0.70	0.50	0.20	0

Figure 7. Grille de qualité pour les indices et sous-indices ICPP Médit (Anne Goffart, 2019).

4. Résultats

4.1. Évolution temporelle de la biomasse phytoplanctonique totale des sites de références

La biomasse phytoplanctonique totale est déterminée par la concentration en Tch1 *a*. Cette concentration s'obtient en additionnant les concentrations en chlorophylle *a* (chl *a*) et en divinyl-chlorophylle *a* (DV-chl *a*).

4.1.1. Calvi

L'évolution temporelle de la biomasse phytoplanctonique totale de Calvi pour l'année 2018 est représenté à la Figure 8.

Sur l'année, la concentration en Tch1 *a* varie entre 61 et 955 ng.L⁻¹ (Tableau 8). La concentration journalière moyenne est de 281 ng.L⁻¹. La concentration maximale est atteinte le 16 mars et la concentration minimale est observée le 8 aout (Figure 8). La concentration en Tch1 *a* augmente vers mi-janvier pour atteindre ses valeurs maximales lors du bloom hivernal de mi-mars puis elle diminue progressivement d'avril à mai pour atteindre des valeurs minimales l'été.

4.1.2. Ile du Soleil

L'évolution temporelle de la biomasse phytoplanctonique totale de l'île du Soleil pour l'année 2018 est représenté à la Figure 8.

Sur l'année, la concentration en Tch1 *a* varie entre 77 et 1040 ng.L⁻¹ (Tableau 8). La concentration journalière moyenne est de 395 ng.L⁻¹. La concentration maximale est atteinte le 23 janvier et la concentration minimale est observée le 19 juillet (Figure 8).

4.2. Évolution temporelle de la biomasse des pigments diagnostiques des sites de références

4.2.1. Calvi

Pour 2018, les trois pigments les plus abondants sont l'hexanoyloxyfucoxanthine, la zéaxanthine et la fucoxanthine, traceurs respectifs des prymnésiofycées, des cyanobactéries et des diatomées (Figure 9). A eux trois, ces pigments représentent 78% de la concentration totale en pigments diagnostiques. Les évolutions temporelles des pigments les plus abondants sont représentées à la Figure 10.

La péridinine, prasinoxanthine et alloxanthine inclus dans l'indice de composition phytoplanctonique représentent 12% de la concentration totale en pigments diagnostiques. Les évolutions temporelles de ces trois pigment sont présentées à la Figure 11.

Les autres pigments analysés représentent 10% de la concentration totale en pigments diagnostiques.

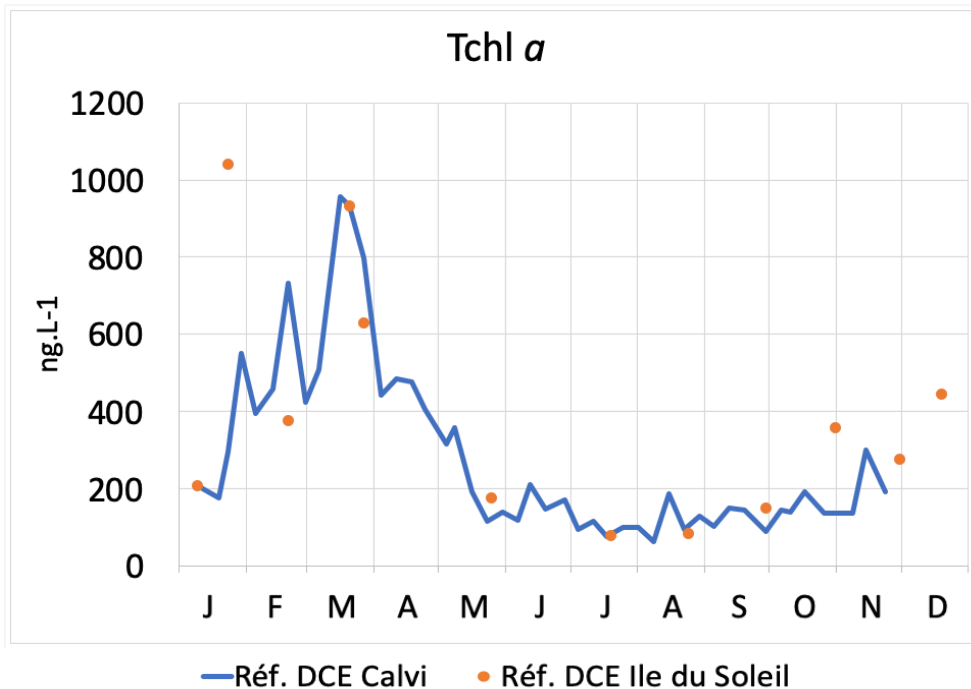


Figure 8. Évolution temporelle des concentrations de surface en Tchl a des sites de références de Calvi et de l’Ile du Soleil (2018).

La concentration en 19'-HF varie entre 10 et 204 ng.L⁻¹ (Tableau 8). La concentration maximale est atteinte le 20 mars et la concentration minimale est observée le 17 juillet. Les concentrations augmentent début janvier pour atteindre des valeurs maximales lors du bloom hivernal puis elles diminuent progressivement d’avril à mai pour atteindre des valeurs minimales durant la période estivale (Figure 10).

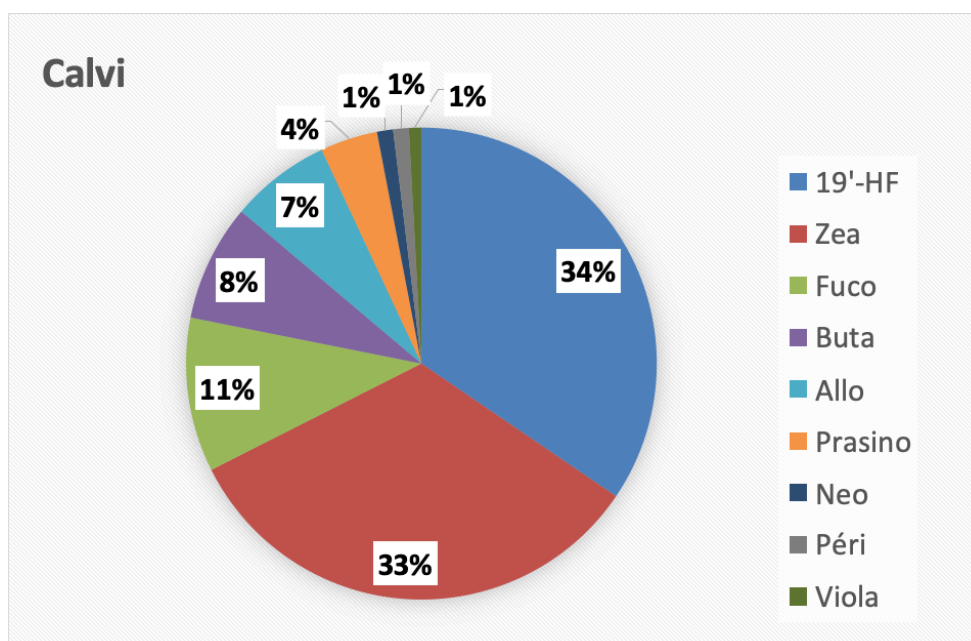


Figure 9. Pourcentages annuels des concentrations des différents pigments diagnostiques pour le site de référence de Calvi (2018). Abréviations : voir tableau du point 3.2.3.

La concentration en zéaxanthine varie entre 15 et 121 ng.L⁻¹ (Tableau 8). La concentration maximale est atteinte le 18 avril et la concentration minimale est observée le 16 mai. Sur l'année, les concentrations augmentent brutalement mi-mars pour atteindre des valeurs maximales lors du bloom puis elles diminuent progressivement d'avril à mi-août pour atteindre des valeurs minimales. Elles augmentent ensuite progressivement de mi-août jusque mi-décembre où elles diminueront à nouveau jusqu'au bloom suivant (Figure 10).

La concentration en fucoxanthine varie entre 0 et 62 ng.L⁻¹ (Tableau 8). La concentration maximale est atteinte le 20 mars et la concentration minimale est observée le 29 juin. Les concentrations augmentent lentement à partir de début janvier jusqu'à atteindre des valeurs maximales mi-mars lors du bloom. Elles diminuent ensuite lentement d'avril à mai pour atteindre des valeurs minimales durant la période estivale (Figure 10).

La concentration en prasinoxanthine varie entre 0 et 27 ng.L⁻¹ (Tableau 8). La concentration maximale est atteinte le 27 mars et les concentrations minimales sont observées de mai à novembre. Le bloom hivernal est bien marqué et la période estivale est le moment où les concentrations sont les plus faibles (Figure 11).

La concentration en alloxanthine varie entre 0 et 54 ng.L⁻¹ (Tableau 8). La concentration maximale est atteinte le 20 mars et les concentrations minimales sont observées de juillet à novembre. Le bloom hivernal est bien marqué et la période estivale est le moment où les concentrations sont les plus faibles (Figure 11).

La concentration en péridinine varie entre 0 et 10 ng.L⁻¹ (Tableau 8). L'évolution des concentrations ne suit pas la même tendance que les autres pigments. Les concentrations restent très faibles (proches de 0) toute l'année et on ne discerne pas de bloom hivernal (Figure 11).

Pigment	Concentration journalière moyenne (ng.L ⁻¹)		Concentration maximale (ng.L ⁻¹)		Concentration minimale (ng.L ⁻¹)		Nombre de données/pigment	
	Calvi	Ile du Soleil	Calvi	Ile du Soleil	Calvi	Ile du Soleil	Calvi	Ile du Soleil
Tchl a	281	395	955	1040	61	77	45	12
19'-HF	45	59	204	204	10	16		
Zéa	43	31	121	75	15	0		
Fuco	14	39	62	219	0	3		
Buta	10	15	46	46	0	3		
Allo	9	13	54	63	0	0		
Prasino	5	7	27	20	0	0		
Néo	1	3	10	10	0	0		
Péri	1	3	10	10	0	0		
Viola	1	1	7	5	0	0		

Tableau 8. Résumé des concentrations de surface moyennes, maximales et minimales en Tchl a et pigments diagnostiques de Calvi et de l'île du Soleil pour l'année 2018.

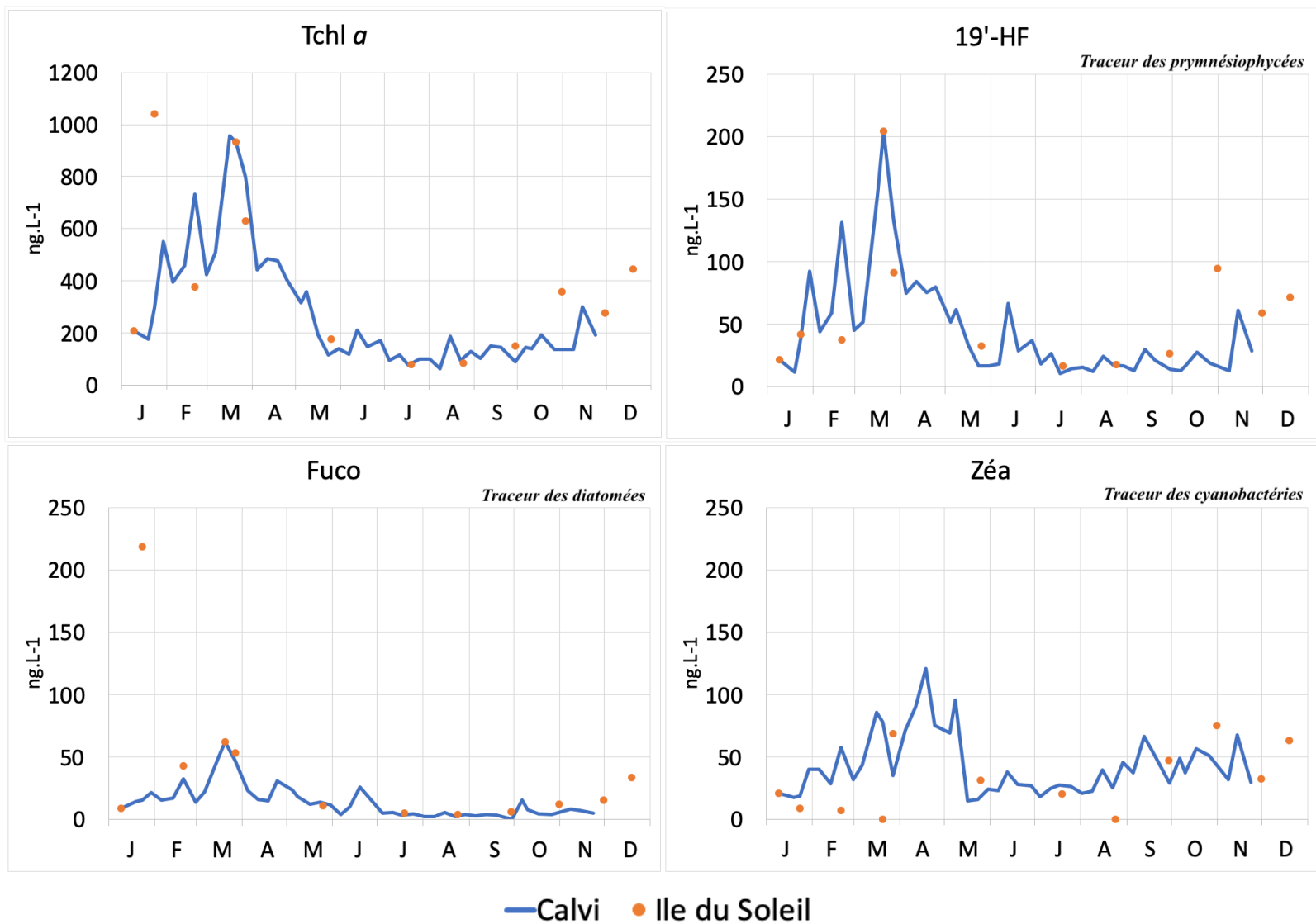


Figure 10. Évolution temporelle des concentrations de surface en Tchl *a* et des trois pigments les plus abondants pour Calvi et l’Ile du Soleil, 2018. Abréviations : voir Tableau du point.

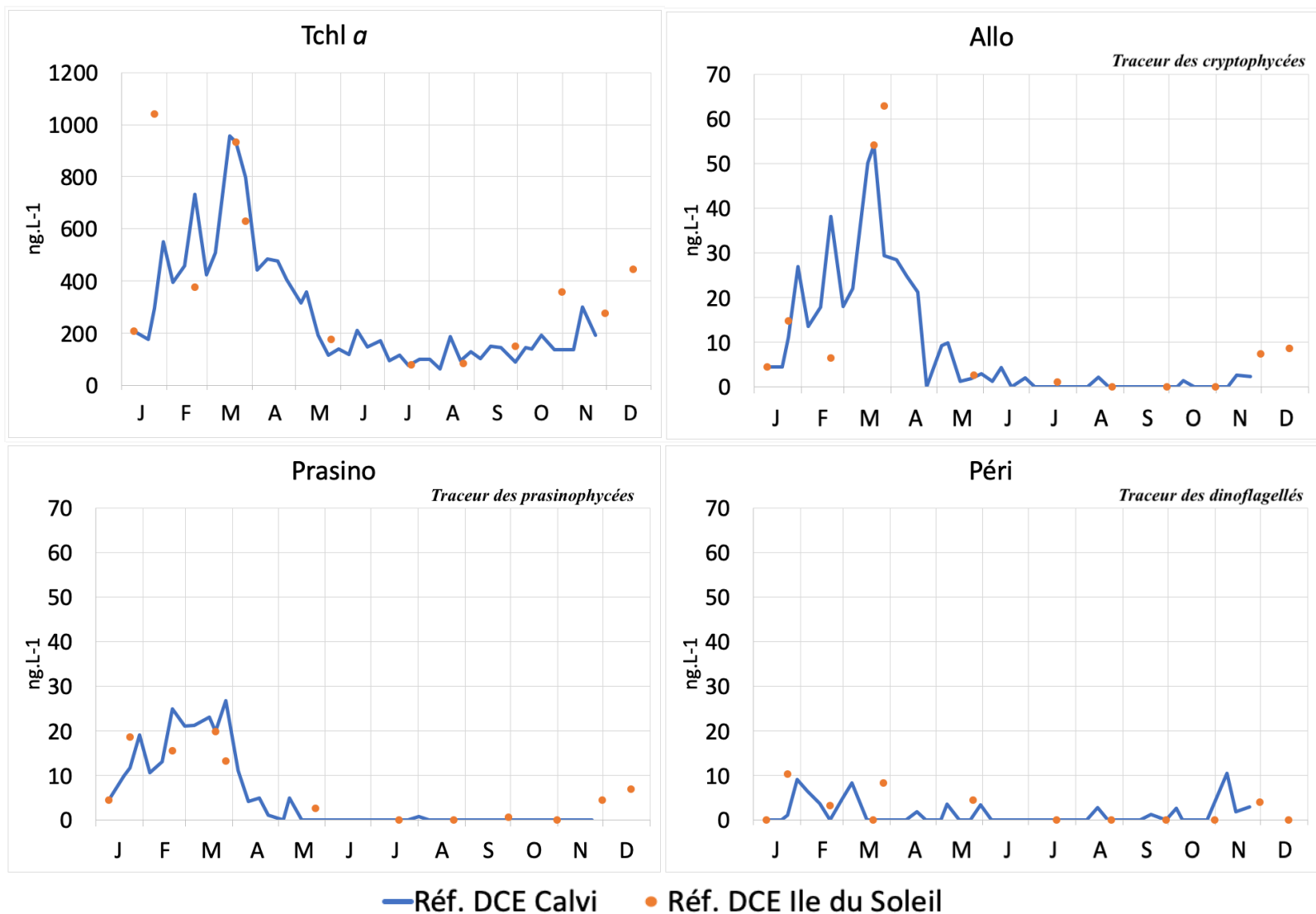


Figure 11. Évolution temporelle des concentrations de surface en Tchl *a* et de l'allo, la prasino et la péri, pigments inclus dans l'indice, pour Calvi et l'Ile du Soleil, 2018. Abréviations : voir Tableau du point.

4.2.2. Ile du Soleil

Pour 2018, les trois pigments les plus abondants sont, comme pour Calvi, l'hexanoyloxyfucoxanthine, la zéaxanthine et la fucoxanthine, traceurs respectifs des prymnésiofycées, des cyanobactéries et des diatomées (Figure 12). A eux trois, ces pigments représentent 76% de la concentration totale en pigments diagnostiques. L'évolution temporelle des pigments les plus abondants est représentée à la Figure 13.

La péridinine, prasinoxanthine et alloxanthine inclus dans l'indice de composition phytoplanctonique représentent 13% de la concentration totale en pigments diagnostiques. Les évolutions temporelles de ces trois pigment sont représentées à la Figure 14.

Les autres pigments analysés représentent 11% de la concentration totale en pigments diagnostiques.

A l'exception de la zéaxanthine, on observe, pour chaque pigment, les mêmes types d'évolution temporelle de leurs concentrations que ceux décrits pour Calvi. Ici, la zéaxanthine n'est pas présente toute l'année. Les concentrations maximales sont atteintes en mars lors du bloom hivernal mais également fin octobre et les concentrations minimales se trouvent en hiver et non pas en été (Figure 14).

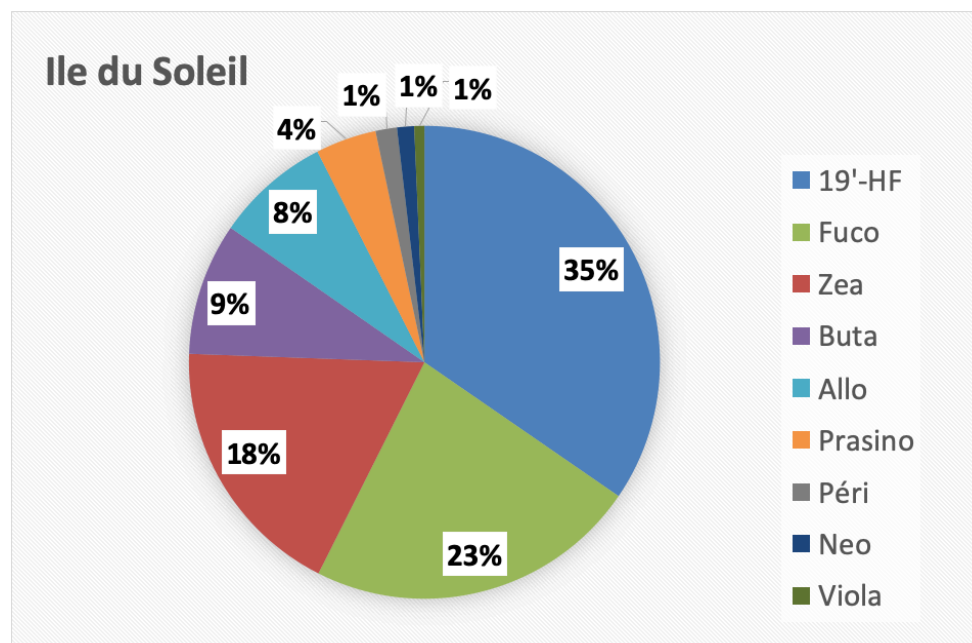


Figure 12. Pourcentages annuels des concentrations de surface des différents pigments diagnostiques pour le site de référence de l'Ile du Soleil (2018). Abréviations : voir tableau du point 3.2.3.

4.3. Courbes de références

Les courbes de références sont établies à partir de données disponibles pour les zones de références. Ces données sont idéalement acquises pendant la durée d'un plan de gestion (soit 6 ans, comme imposé par la DCE).

Elles décrivent l'évolution des pigments retenus pour intégrer l'indice en milieu non perturbées. Les courbes de références sont utilisées pour appliquer l'indice ICPP Méditerranée (Goffart, 2019). Cet indice se base d'une part, sur le positionnement des données acquises dans les masses d'eau à évaluer sur les courbes de référence du site associé et d'autre part, sur la mesure de la fréquence de dépassement des données acquises par rapport à la référence.

Les courbes de références présentées ici ont été calculées par le Dr. Anne Goffart selon la méthode décrite par Goffart (2019).

4.3.1. Calvi

Les courbes de référence de Calvi ont été construites sur base de 6 années de données bimensuelles (2013-2018). Elles intègrent donc la variabilité interannuelle.

La courbe de référence de la Tchl *a* pour la période 2013-2018 est représentée à la Figure 13. La concentration en Tchl *a* augmente brusquement vers mi-février pour atteindre ses valeurs maximales lors du bloom hivernal de mi-mars puis elle diminue progressivement d'avril à mai pour atteindre des valeurs minimales l'été. Elle réaugmente ensuite progressivement durant l'automne.

4.3.2. Ile du Soleil

Les courbes de référence de l'Ile du Soleil ont été construites sur base de données acquises pendant 2 ans (2017-2018). Elles n'intègrent donc pas la variabilité interannuelle.

La courbe de référence de la Tchl *a* pour la période 2016-2018 est représentée à la Figure 17. La concentration en Tchl *a* diminue de janvier à février puis augmente de mi-février jusque mi-mars. Ensuite, elle diminue progressivement à partir d'avril pour atteindre des valeurs minimales l'été. Elle réaugmente ensuite progressivement de septembre à janvier.

4.4. Évolution temporelle de la biomasse des sites d'aquaculture

4.4.1. Spano

Pour la période 2013-2014, les trois pigments les plus abondants sont, comme pour la zone de référence de Calvi, la zéaxanthine, la 19'-HF et la fucoxanthine, traceurs respectifs des cyanobactéries, des prymnésiofycées et des diatomées (Figure 14). A eux trois, ces pigments représentent 80% de la concentration totale en pigments diagnostiques.

La péridinine, prasinoxanthine et alloxanthine inclus dans l'indice de composition phytoplanctonique représentent 11% de la concentration totale en pigments diagnostiques.

Les autres pigments analysés représentent 9% de la concentration totale en pigments diagnostiques.

Les évolutions temporelles de la Tchl *a* et des quatre pigments utilisés pour calculer l'indice de composition de la ferme de Spano pour les années 2013 et 2014 sont représentées aux Figures 13 et 15. Les concentrations de ces pigments sont comparées aux courbes de référence associées pour la zone de Calvi durant la période 2013-2018.

Concernant la chlorophylle totale (Figure 13), on observe deux dépassement durant l'hiver 2013 et un autre dépassement durant l'été de cette même année. Pour l'année 2014, il y a un dépassement au mois de février.

Concernant la fucoxanthine (Figure 15), on observe un seul dépassement durant l'hiver 2013.

Concernant la péridinine (Figure 15), on observe un dépassement durant l'hiver 2013 et un autre dépassement durant l'été de cette même année.

Concernant la prasinoxanthine (Figure 15), on observe deux dépassements durant l'hiver 2013.

Concernant l'alloxanthine (Figure 15), on observe quatre dépassements au total. Pour l'année 2013, il y a un dépassement en hiver et deux durant l'été. Pour l'année 2014, il y a un dépassement en hiver.

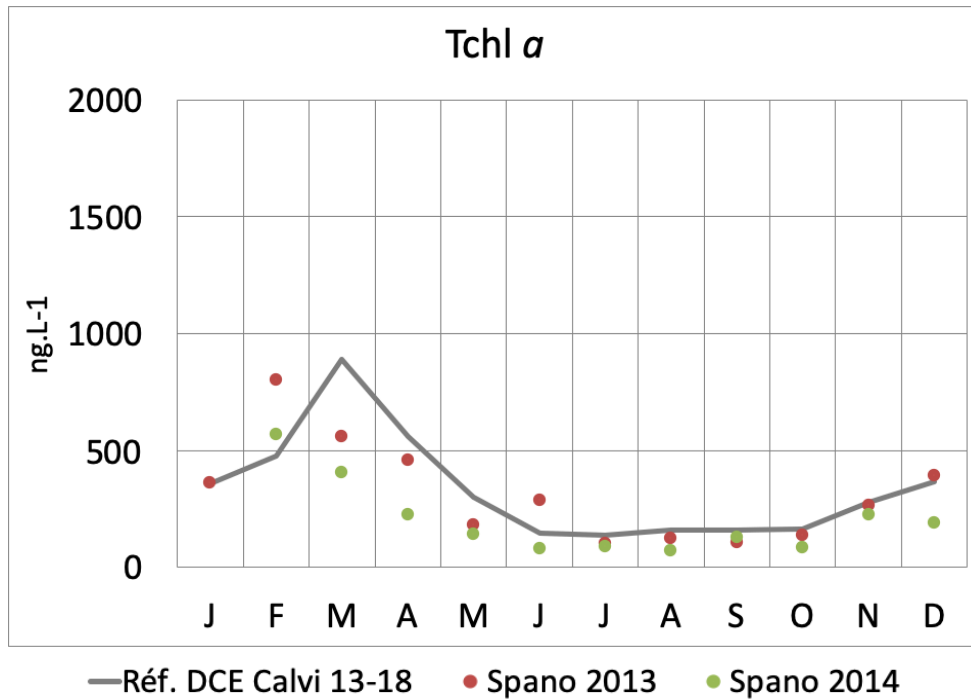


Figure 13 . Positionnement des concentrations de surface en ng.L⁻¹ de la Tchl *a* de Spano (2013 et 2014) par rapport à la courbe de référence associée (Calvi, 2013-2018).

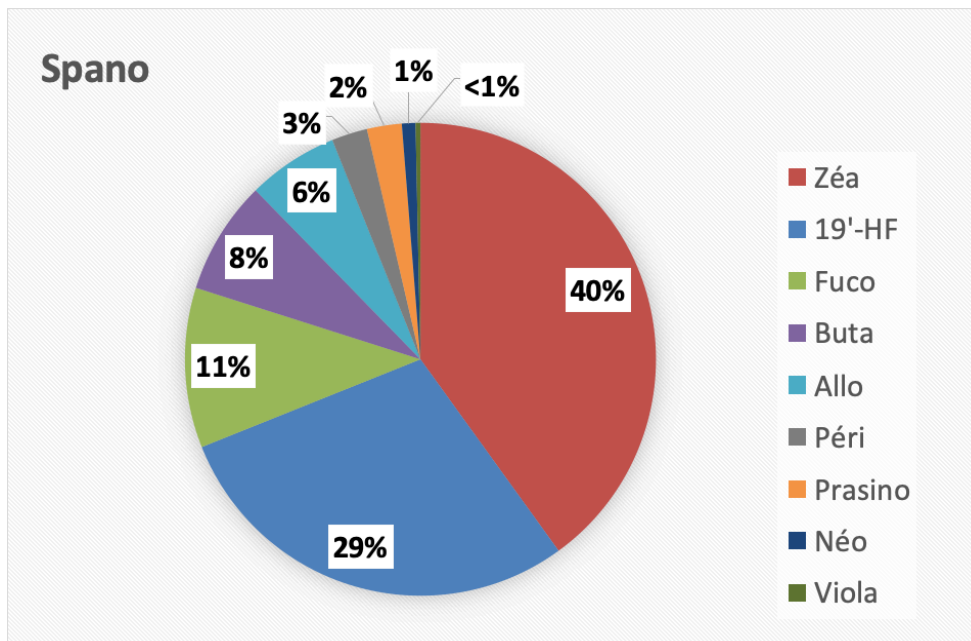


Figure 14. Pourcentages annuels des concentrations des différents pigments diagnostiques pour le site d'aquaculture de Spano (2013-2014). Abréviations : voir tableau du point 3.2.3.

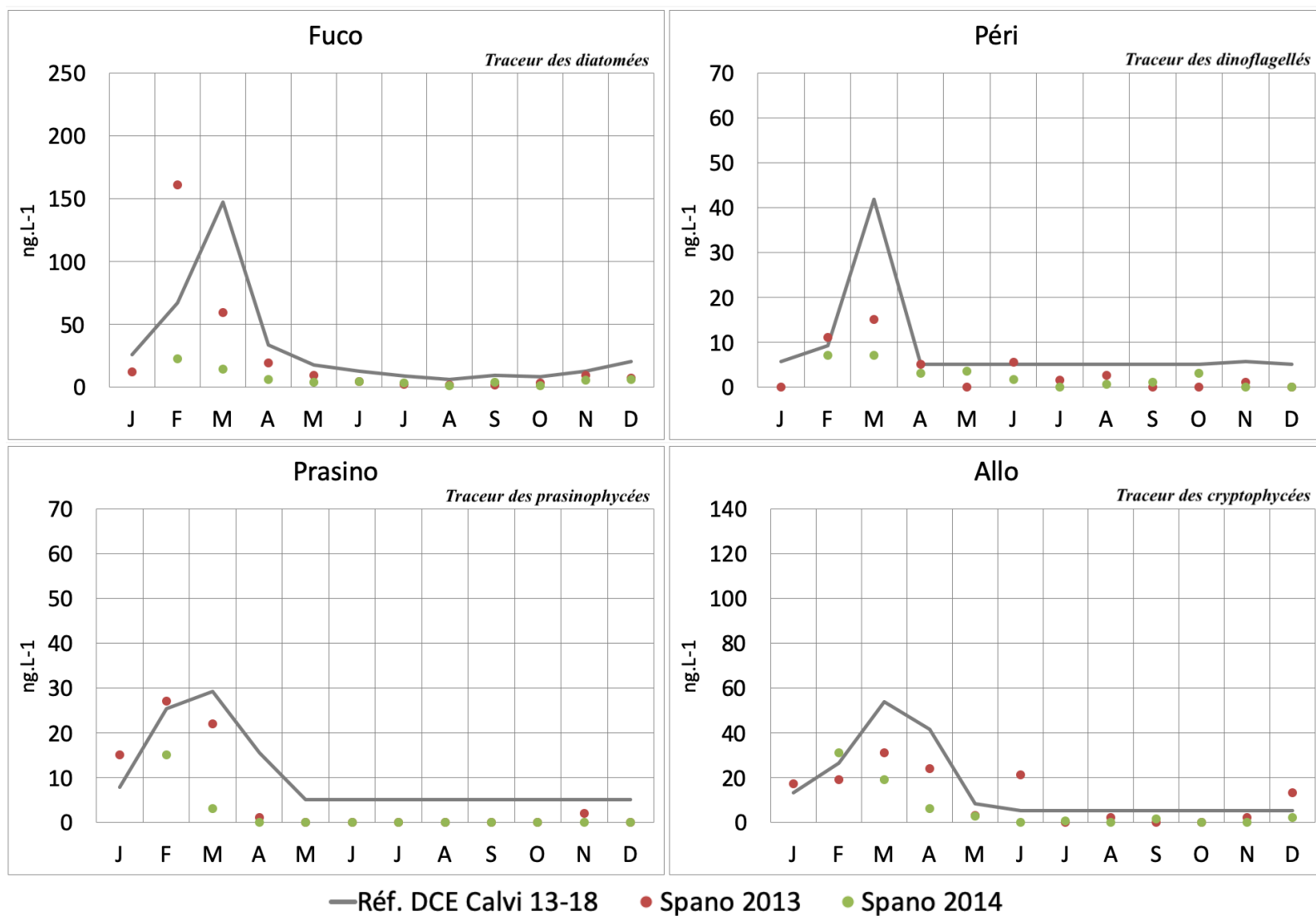


Figure 15 . Positionnement des concentrations de surface en ng.L⁻¹ des quatre pigments inclus dans l'indice à Spano (2013 et 2014) par rapport à la courbe de référence associée (Calvi, 2013-2018).

4.4.2. Lazaret

Pour la période 2017-2018, les trois pigments les plus abondants sont, comme pour la zone de référence de l'île du Soleil, la 19'-HF, la fucoxanthine et la zéaxanthine, traceurs respectifs des prymnésiophytes, des diatomées et des cyanobactéries (Figure 16). A eux trois, ces pigments représentent 74% de la concentration totale en pigments diagnostiques.

La péridinine, prasinoxanthine et alloxanthine inclus dans l'indice de composition phytoplanctonique représentent 18% de la concentration totale en pigments diagnostiques.

Les autres pigments analysés représentent 8% de la concentration totale en pigments diagnostiques.

Les évolutions temporelles de la Tchl *a* et des quatre pigments utilisés pour l'indice de composition de la baie du Lazaret pour les années 2017 et 2018 sont représentées aux Figures 17 et 18. Les concentrations de ces pigments sont comparées aux courbes de référence associées pour l'île du Soleil durant la période 2016-2018.

Concernant la chlorophylle totale (Figure 17), on observe dix dépassements en 2017 et neuf en 2018. Les dépassements sont répartis de février à décembre.

Concernant la fucoxanthine (Figure 18), on observe sept dépassements en 2017 et sept également en 2018. Les dépassements sont répartis d'avril à décembre.

Concernant la péridinine (Figure 18), on observe dix dépassements en 2017 et huit en 2018. Les dépassements sont répartis de février à décembre.

Concernant la prasinoxanthine (Figure 18), on observe six dépassements en 2017 et huit en 2018. Les dépassements sont répartis tout au long de l'année.

Concernant l'alloxanthine (Figure 18), on observe neuf dépassements en 2017 et huit en 2018. Les dépassements sont répartis d'avril à décembre

4.5. Calcul des indices de composition

4.5.1. Spano

Globalement, les dépassements sont peu fréquents et de faible importance (dépassement moyen toujours inférieur à 150%). Pour le site de Spano, on obtient un ICPP Médit final de 0.96 (Tableau 9).

Pigment	Nombre de données	Nombre de dépassements	Fréquence des dépassements %	Dépassement moyen %	IC score	EQR	EQR final
Péri	23	2	9	15	0.13	0.99	0.96
Fuco	23	1	4	141	0.61	0.97	
Prasino	23	2	9	49	0.43	0.98	
Allo	23	4	17	132	2.29	0.89	

Tableau 9. Calcul des sous-indices de l'indice de composition pour la ferme de Spano et calcul de l'indice de composition total.

4.5.2. Lazaret

Globalement, les dépassements sont très fréquents et de forte importance (dépassement moyen toujours supérieur à 230%) Pour la baie du Lazaret, on obtient un ICPP Médit final de 0.06 (Tableau 10).

Pigment	Nombre de données	Nombre de dépassements	Fréquence des dépassements %	Dépassement moyen %	IC score	EQR	EQR final
Péri	22	14	64	234	14.90	0.26	0.06
Fuco	22	18	82	431	35.20	0.00	
Prasino	22	14	64	431	27.46	0.00	
Allo	22	17	77	323	24.97	0.00	

Tableau 10. Calcul des sous-indices de l'indice de composition pour la baie du Lazaret et calcul de l'indice de composition pour l'année 2017-2018.

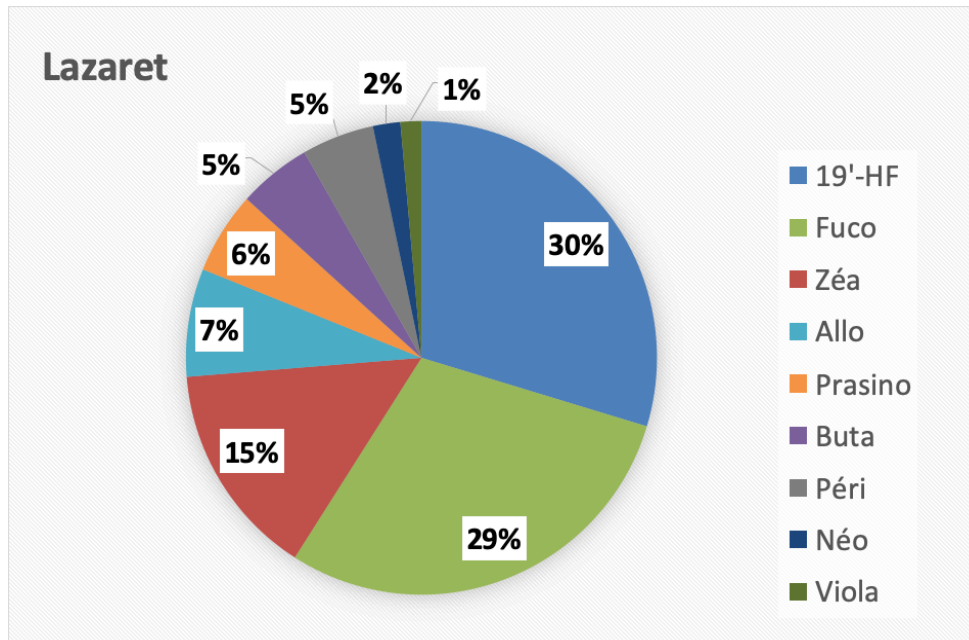


Figure 16. Pourcentages annuels des concentrations de surface des différents pigments diagnostiques pour le site d'aquaculture du Lazaret (2017-2018). Abréviations : voir tableau du point 3.2.3.

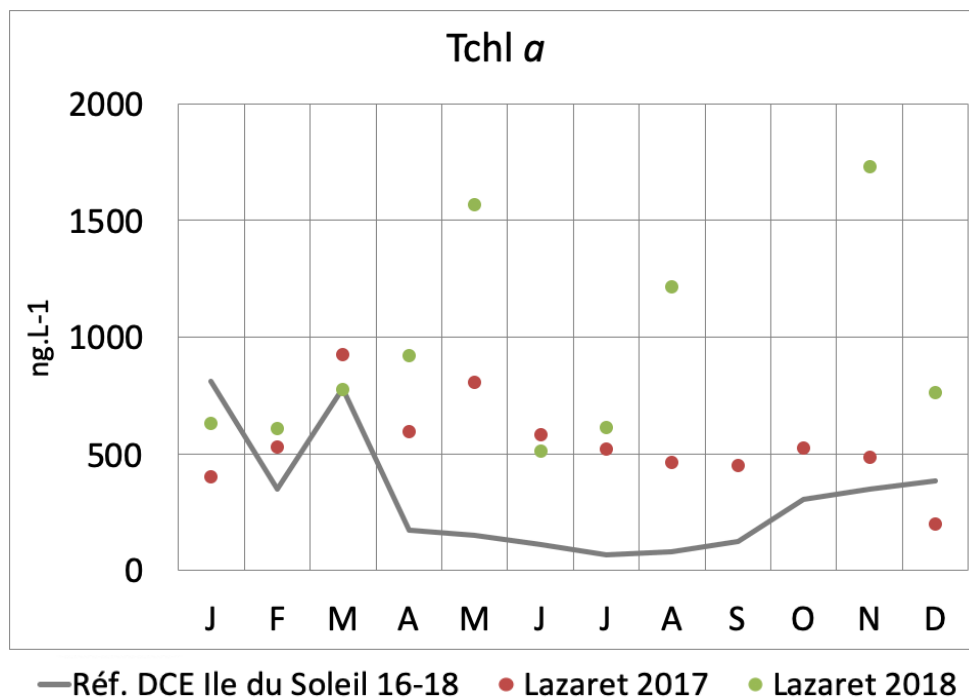


Figure 17. Positionnement des concentrations de surface en ng.L⁻¹ de la Tchl a de la baie du Lazaret (2017 et 2018) par rapport à la courbe de référence associée (Ile du Soleil, 2016-2018).

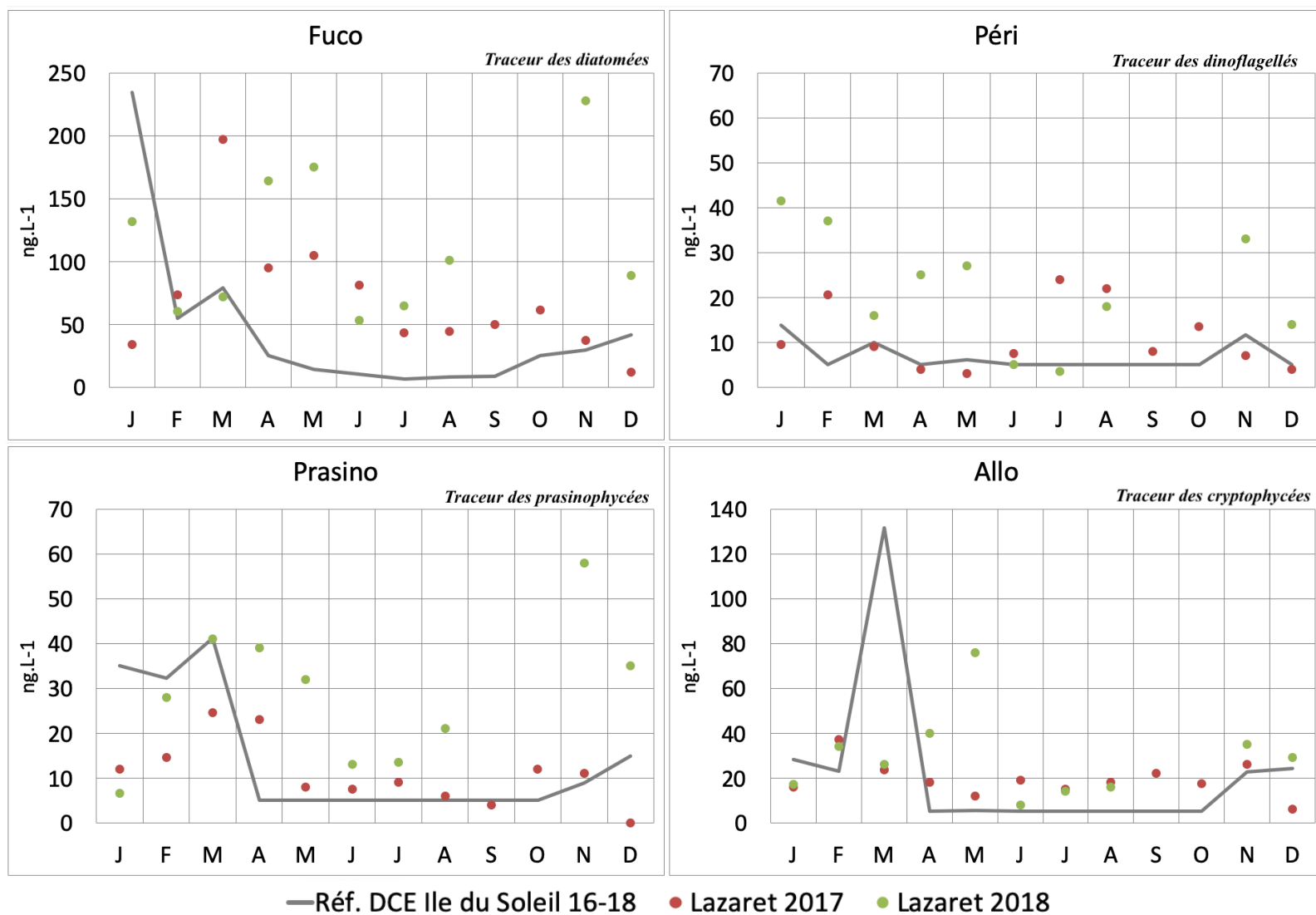


Figure 18 . Positionnement des concentrations de surface en ng.L^{-1} des quatre pigments inclus dans l'indice en baie du Lazaret (2017 et 2018) par rapport à la courbe de référence associée (Ile du Soleil, 2016-2018).

5. Discussion

5.1. Évolution temporelle de la biomasse des sites de référence

Les évolutions temporelles des concentrations en Tchl *a* des zones de références de Calvi et de l'Île du Soleil, pour l'année 2018, suivent la même tendance (à l'exception d'un point d'échantillonnage fin janvier). Pour les deux sites, la concentration en Tchl *a* est élevée en fin d'hiver jusqu'au début du printemps, période de bloom, et très faible durant la période estivale.

Ce cycle saisonnier est caractéristique des zones méditerranéennes oligotrophes non impactées (D'Ortenzio & D'Alcalà, 2009; Siokou-Frangou *et al.*, 2010). Les eaux de la baie de Calvi ont déjà été considérées comme significativement peu impactées par les activités anthropiques (Goffart *et al.*, 2015; Michel *et al.*, 2012). L'absence d'impact anthropique a aussi été décrite à d'autres endroits du bassin méditerranéen occidental comme la baie de Blanes en mer des Baléares (Sdena *et al.*, 2018) ou encore à Banyuls-Sur-Mer dans le Golfe du Lion (Charles *et al.*, 2005).

Pour chaque site, les trois pigments dominants sont l'hexanoyloxyfucoxanthine, la zéaxanthine et la fucoxanthine, traceurs respectifs des prymnésiofycées, des cyanobactéries et des diatomées. Cependant, les pourcentages ne sont pas exactement les mêmes d'un site à l'autre. A Calvi, la zéaxanthine est trois fois plus abondante que la fucoxanthine (respectivement 33% et 11%) tandis qu'à l'Île du Soleil, ces deux pigments sont présents dans les mêmes proportions (environs chacun 20% de la concentration totale en pigments diagnostiques chacun).

La dominance des prymnésiofycées, diatomées et cyanobactéries sur les autres groupes phytoplanctoniques est en accord avec les résultats d'autres études menées dans le bassin méditerranéen occidental (Latasa *et al.*, 2010; Navarro *et al.*, 2014).

Que ce soit pour Calvi ou pour l'Île du Soleil, trois des six pigments étudiés possèdent une saisonnalité bien marquée pour l'année 2018, comme celle observée dans le cas de la Tchl *a*. Ces pigments sont la 19'HF, prasinoxanthine et l'alloxanthine, marqueurs respectifs des prymnésiofycées, prasinofycées et cryptofycées. Dans le cas de la fucoxanthine, traceur des diatomées, la saisonnalité est perceptible mais moins marquée que celle des pigments précédents. Les deux derniers pigments, à savoir la zéaxanthine et la péridinine, traceurs respectifs des cyanobactéries et dinoflagellés, ne possèdent ici pas de saisonnalité.

Bien qu'il s'agisse de deux zones géographiques bien distinctes, les pigments de la Baie de Calvi et de l'Île du Soleil suivent les mêmes tendances. Ils possèdent également les mêmes ordres de grandeurs au niveau de leur concentrations sauf dans le cas de la zéaxanthine, traceur des cyanobactéries.

5.2. Courbes de référence

La courbe de référence de l'Île du Soleil ne suit pas exactement la même tendance que celle de la référence DCE Calvi. Le suivi de l'Île du Soleil ayant démarré il y a peu, on possède peu de données et ceux-ci ont été obtenus sur une période de trois ans au lieu d'un idéal de six ans. La courbe de référence de l'Île du Soleil n'intègre donc pas autant d'informations sur la variabilité interannuelle que celle de Calvi. Le suivi est en cours et les prélèvements sont réalisés régulièrement et en continuité. A terme, une analyse plus fine de l'évolution temporelle de la chlorophylle totale sera possible pour l'Île du Soleil.

5.3. Évolution temporelle de la biomasse des sites d'aquaculture

5.3.1. Spano

Les trois pigments les plus abondants sont les mêmes que ceux de Calvi, la zone de référence associée et les pourcentages restent dans les mêmes gammes de valeurs. Il s'agit de l'hexanoyloxyfucoxanthine, la zéaxanthine et la fucoxanthine, traceurs respectifs des prymnésioptycées, des cyanobactéries et des diatomées.

Les quatre pigments inclus dans l'indice, à savoir la fucoxanthine, la péridinine, la prasinoxanthine et l'alloxanthine (traceurs respectifs des diatomées, des dinoflagellés, des prasinophycées et des cryptophycées) ont également des pourcentages de concentrations similaires à ceux de Calvi. Pour chaque site, ils représentent à eux trois environ 10% de la concentration totale en pigments. Ils ne sont pas les plus abondants mais ils ont été retenus pour l'analyse car ils répondent le mieux aux proxys de pression (Goffart, 2019).

Concernant l'évolution saisonnière de la chlorophylle totale et des quatre pigments inclus dans l'indice, on retrouve les mêmes tendances qu'à Calvi. Pour les deux sites et pour chaque pigment, on a une saisonnalité marquée avec des maxima en hiver et des concentrations minimales durant la période estivale. Les valeurs des concentrations, entre les deux sites et pour chaque pigment, sont également similaires.

La ferme aquacole de Spano ne semble donc pas avoir d'effet sur l'abondance des différentes classes phytoplanctonique ni sur leur gamme de concentrations.

5.3.2. Lazaret

Les trois pigments les plus abondants sont les mêmes que ceux de l'Ile du Soleil, la zone de référence associée. Il s'agit de l'hexanoyloxyfucoxanthine, la zéaxanthine et la fucoxanthine, traceurs respectifs des prymnésioptycées, des cyanobactéries et des diatomées. Même si les rapports ne sont pas exactement identiques, ils restent dans les mêmes gammes de valeurs.

La concentration en chlorophylle totale de la baie du Lazaret suit la même tendance hivernale que celle de l'Ile du Soleil. Par contre, les minimas ne se rencontrent pas en été. C'est même durant la période estivale que les valeurs de biomasse totale sont les plus élevées. On observe particulièrement deux pics importants : l'un fin avril début mai et l'autre à la mi-novembre.

Plusieurs phénomènes physiques peuvent être responsables de pics en biomasse phytoplanctonique tels que l'orientation du vent, les courants marins et déplacements des masses d'eau. Ces événements sont potentiellement capable d'enrichir les eaux en biomasse phytoplanctoniques (Sdena *et al.*, 2018).

Ces pics peuvent aussi avoir des origines anthropiques, or plusieurs activités cohabitent au sein de la baie du Lazaret. Ainsi les secteurs de la navigation, de la production industrielle, du tourisme ou encore de la production conchylicole, mytilicole et aquacole sont autant de sources possibles pour un enrichissement de la biomasse phytoplanctonique. L'ensemble de ces activités peut éventuellement être à l'origine des fortes concentrations observées durant l'été 2018.

La saisonnalité des quatre pigments inclus dans l'indice est ici beaucoup moins bien marquée. De manière générale, le bloom hivernal n'est pas facilement discernable et les maximas se trouvent durant l'été. Les valeurs des concentrations sont pratiquement toujours plus élevées qu'à l'Ile du Soleil.

L'activité conchylicole de la baie du Lazaret ne semble donc pas avoir d'effet sur la proportion des différents groupes phytoplanctonique. Par contre, déterminer si la conchyliculture a eu un impact sur la saisonnalité et les concentrations des pigments est plus difficile, la baie du Lazaret étant le siège de nombreuses activités anthropiques potentiellement polluante. Ce point est détaillé plus bas dans la discussion.

5.4. Indices de composition ICPP Médit

Dans cette étude, nous appliquons pour la première fois l'indice de composition phytoplanctonique ICPP Médit développé par le Dr. Anne Goffart (Goffart, 2019) afin d'estimer la qualité de l'eau méditerranéenne à petite échelle. Bien qu'il existe d'autres indicateurs biologiques basé sur le phytoplancton, ceux-ci sont particulièrement compliqués à utiliser dans une optique de gestion. En effet, ils sont soit construits de sorte à être appliqués dans des masses d'eau très contrastées ou alors ils demandent la mesure d'un grand nombre de paramètres (Garmendia *et al.*, 2013; Pachés *et al.*, 2012). L'avantage de l'indice utilisé ici est qu'il est adapté à la Méditerranée et il peut aussi bien être utilisé à l'échelle d'une masse d'eau qu'à une échelle plus locale dans le cadre de l'évaluation de la qualité de l'eau.

5.4.1. Spano

Lorsqu'on compare l'indice ICPP Médit obtenu pour l'aquaculture de Spano, d'une valeur de 0.96, à la grille de qualité associée (Figure 19), on obtient une valeur située entre 0.90 et 1, ce qui indique une eau de très bonne qualité. L'impact de l'exploitation piscicole sur la qualité de l'eau est donc négligeable.

En Méditerranée, il a déjà été montré que la structure de la communauté phytoplanctonique est surtout déterminée par les changements de saisons, l'hydrogéographie et la disponibilité locale en nutriments plutôt que par l'influence des sites d'aquaculture (Pitta *et al.*, 1998). D'ailleurs, l'apport de nutriments par l'aquaculture en Méditerranée représente dans tous les cas moins de 0,02% de la quantité totale de nutriments du bassin méditerranéen.(Karakassis *et al.*, 2005)

L'absence d'impact, dans notre cas, peut s'expliquer d'abord par les caractéristiques de la ferme de Spano. Il s'agit d'une exploitation de petite taille qui compte moins de dix cages et sa production annuelle ne dépasse pas les 40 tonnes de poissons (Abadie, 2012). La taille de l'exploitation semble d'ailleurs être un facteur déterminant sur l'impact que peut avoir une ferme aquacole sur la qualité de l'eau. En effet, les sites ayant un impact négatif avéré sur l'abondance et/ou sur la composition des communautés phytoplanctoniques excèdent souvent les milliers de tonnes de production annuelle (Sarà *et al.*, 2011; Skejic' *et al.*, 2011).

Un autre facteur déterminant concernant l'impact est le courant de la zone étudiée. Dans le cas de la baie de Calvi, il y a un bon renouvellement des masses d'eau et le courant disperse les nutriments, déchets organiques et autres composés (Abadie, 2012). Cet effet de dilution des apports de nutriments par l'aquaculture a été reporté ailleurs en Méditerranée (Holmer *et al.*, 2007; Pitta *et al.*, 2005, 2006). Selon Pitta *et al.* (2009) l'absence d'impact ne vient pas seulement de la dilution mais aussi de la prise rapide des nutriments rejetés par les activités piscicoles et de leur transfert vers les chaînes trophiques supérieures par les organismes brouteurs du phytoplancton.

En Méditerranée, il a déjà été montré que la structure de la communauté phytoplanctonique est surtout déterminée par les changements de saisons, l'hydrogéographie et la disponibilité locale en nutriments plutôt que par l'influence des sites d'aquaculture (Pitta *et al.*, 1998). D'ailleurs, l'apport de nutriments par l'aquaculture en Méditerranée représente dans tous les cas moins de 0,02% de la quantité totale de nutriments du bassin méditerranéen.(Karakassis *et al.*, 2005)

5.4.2. Lazaret

Lorsqu'on compare l'indice ICPP Médit obtenu pour la baie du Lazaret, d'une valeur de 0.06, à la grille de qualité associée (Figure 19), on obtient une valeur située entre 0 et 0.20, ce qui indique une eau de mauvaise qualité. Il semble donc qu'il y ait un impact négatif sur la masse d'eau à cet endroit.

L'origine de cette mauvaise qualité de l'eau n'est cependant pas facilement déterminable car les sources possibles sont variées. La baie du Lazaret est en effet un lieu où de nombreuses activités anthropiques cohabitent depuis plusieurs siècles. On peut par exemple citer : la navigation (militaire, commerce, ferries, plaisance, transports publics (RMTT)), les activités industrielles (réparation navale) et portuaires (Marine Nationale), les activités de tourisme et loisirs nautiques, les activités de pêche, de production mytilicole et conchylicole et plus récemment aquacole (bars communs, daurades royales, maigres, moules et huitres) (Arnal, 2001).

Une première source de pollution anthropique possible est l'apport de nutriments et de contaminants chimiques et biologiques par les nombreux exutoires se déversant dans la baie. Parmi 63 exutoires identifiés, 4 sont vecteurs d'eaux usées contaminées à la baie et déversent des eaux chargées en ammonium et en matières organiques (Figure 20) (Arnal, 2001). Les huitres et moules cultivées en baie du Lazaret sont ainsi sujettes à des épisodes réguliers de contamination bactériologique ainsi qu'à de légères contaminations au plomb et des teneurs élevées en mercure (Arnal, 2001; Mirallès & Orsoni, 2016). En 2017, deux épisodes de contamination microbiologique ont été observés en baie du Lazaret (Mirallès & Orsoni, 2016).

	Très bon		Bon	Moyen	Médiocre	Mauvais
ICPP Médit	1	0.90	0.70	0.50	0.20	0

Figure 19. Grille de qualité pour les indices et sous-indices ICPP Médit (Anne Goffart, 2019).

En baie du Lazaret, le genre *Pseudo-nitschia* domine les blooms automnaux. Les seuils d'alerte pour ce genre toxique ont été dépassés en novembre 2016 (Mirallès & Orsoni, 2016).

Le fond de baie, dans lequel se trouvent les installations conchylicoles, est aussi marqué par la présence de navires de plaisance. Ces bateaux sont potentiellement à l'origine d'apports chimiques diffus potentiellement polluants pour le milieu marin (Arnal, 2001). Ces composés se retrouvent dans le sédiment des ports mais sont régulièrement remis en suspension par les déplacements des masses d'eaux (Créocéan, 1999).

Un autre facteur possible, d'origine naturelle cette fois, est le faible renouvellement des masses d'eau. En effet, la baie du Lazaret est une baie semi fermée où les courants restent faibles voire nuls même lors des épisodes de vent (Arnal, 2001). Il n'y a donc pas de dilution des nutriments et autres composés potentiellement polluants. Il a néanmoins déjà été démontré que la petite Rade (au sein de laquelle fait partie la baie du Lazaret) est plus influencée par les activités humaines que par des facteurs naturels et saisonniers (comme la température de l'eau) ou par des influences plus soudaines (comme le Mistral ou de fortes pluies) (Jamet *et al.*, 2005).

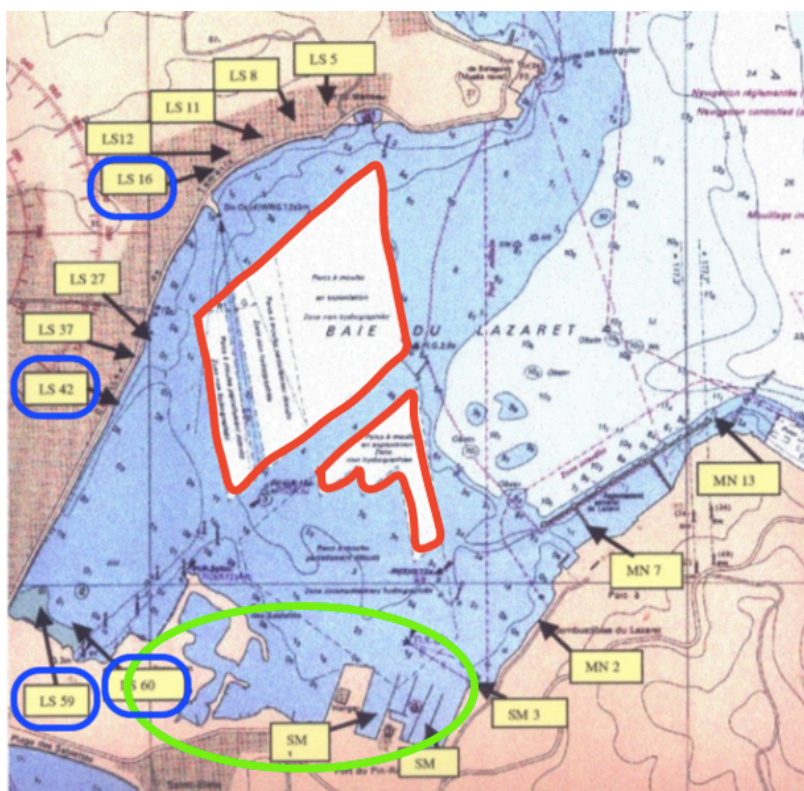


Figure 20. Carte représentant l'ensemble des exutoires se déversant en baie du Lazaret (Arnal, 2001). En bleu : les exutoires identifiés comme problématique ; en vert : le port ; en rouge : les parc à moules

Ailleurs en Méditerranée, des études ont démontré que, contrairement à la culture de poissons, la culture de bivalves aurait plutôt tendance à diminuer la magnitude des effets d'un enrichissement en nutriments (La Rosa *et al.*, 2002; Mazzola & Sarà, 2001) En effet, ces organismes filtrent l'eau et retiennent de nombreux déchets, des bactéries et du phytoplancton (Sarà, 2007) Les moules du Lazaret pourraient donc potentiellement atténuer localement la dégradation de la qualité de l'eau.

Si l'on résume l'ensemble des apports potentiels pouvant altérer la qualité de l'eau en baie du Lazaret, on peut citer : les apports par ruissellement des bassins versants, les apports véhiculés par les courants marins, la remise en suspension des sédiments, les apports liés au trafic portuaire, ainsi que les rejets des exutoires.

6. Conclusions

Dans le cas des deux zones de référence de ce travail, Calvi et l'Île du Soleil, on observe une saisonnalité marquée pour la Tchl *a* ainsi que pour quatre des pigments analysés. On observe dans chaque cas un bloom hivernal et des minima estivaux. Ces deux sites, bien que géographiquement distincts possèdent chacun un cycle annuel typique des régions méditerranéennes oligotrophes non impactées.

Les pigments dominants les eaux des deux sites de référence ainsi que celles des deux sites aquacoles sont les mêmes. Il s'agit de ceux qui dominent normalement les couches de surface en Méditerranée occidentale. Lorsque l'on compare l'abondance des pigments d'une zone d'aquaculture à celle de la zone de référence associée, on observe des pourcentages similaires pour tous les groupes. L'aquaculture n'a donc, dans ce cas, pas d'effet sur l'abondance relative des différentes classes de phytoplancton (identifiées par leurs pigments traceurs) peuplant les eaux de la baie de Calvi et de la baie du Lazaret.

Les saisonnalités de la chlorophylle totale, des pigments les plus dominants et de ceux inclus dans l'indice de composition ICPP Médit sont sensiblement les mêmes entre la ferme de Spano et le site de référence associé, Calvi. Il n'y a donc pas d'effet notable de la pisciculture sur la saisonnalité des groupes phytoplanctoniques en baie de Calvi.

L'indice ICPP Médit indique que l'eau située à proximité immédiate de la ferme de Spano est de très bonne qualité. Cela confirme les observations faites sur l'abondance et la saisonnalité des classes phytoplanctoniques. L'activité de l'exploitation aquacole de Spano ne semble donc pas avoir d'impact sur la qualité de l'eau. Cette absence d'impact est probablement due au fait qu'il s'agit d'une petite exploitation située dans une zone avec un bon renouvellement des masses d'eau.

En baie du Lazaret, les saisonnalités de la chlorophylle totale, des pigments les plus dominants et de ceux inclus dans l'indice de composition ICPP Médit ne sont pas les mêmes qu'à l'Île du Soleil. De manière générale, on constate toujours des concentrations plus élevées en zone conchylicole qu'en zone de référence, il n'y a pas de saisonnalité marquée et les concentrations maximales sont trouvées l'été et non pas lors du bloom hivernal.

L'indice ICPP Médit indique que l'eau située à proximité de l'installation conchylicole du Lazaret est de mauvaise qualité. Plusieurs facteurs peuvent expliquer ce mauvais état mais il n'est pas possible d'en déterminer avec certitude l'origine. Néanmoins, ce mauvais état résulte probablement d'un ensemble de facteurs d'origine anthropique.

Bibliographie

- Abadie, A. (2012). *Evolution des herbiers à Posidonia oceanica (L.) Delile dans la baie de Calvi (Corse, France) et influence de l'ancrage dans la baie de l'Alga*.
- Agence des aires marines protégées. (2010). *Référentiel pour la gestion dans les sites Natura 2000 en mer. Tome 1 Les cultures marines. Activités-Interactions-Dispositifs d'encadrement-Orientations de gestion*.
- Alvain, S., Moulin, C., Dandonneau, Y., & Loisel, H. (2008). Seasonal distribution and succession of dominant phytoplankton groups in the global ocean: A satellite view. *Global Biogeochemical Cycles*, 22(3), n/a-n/a. <https://doi.org/10.1029/2007GB003154>
- Aminot, A. (2004). *Hydrologie des écosystèmes marins : paramètres et analyses*. (R. Kérouel & I. français de recherche pour l'exploitation de la mer éditeur intellectuel, Eds.). Brest : Institut français de recherche pour l'exploitation de la mer IFREMER.
- Apostolaki, E. T., Tsagaraki, T., Tsapakis, M., & Karakassis, I. (2007). Fish farming impact on sediments and macrofauna associated with seagrass meadows in the Mediterranean. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 75(3), 408–416. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.ecss.2007.05.024>
- Arechavala-Lopez, P., Uglem, I., Fernandez-Jover, D., Bayle-Sempere, J. T., & Sanchez-Jerez, P. (2012). Post-escape dispersion of farmed seabream (*Sparus aurata* L.) and recaptures by local fisheries in the Western Mediterranean Sea. *Fisheries Research*, 121–122(C), 126–135. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2012.02.003>
- Arnal, O. (2001). *Etude en contribution au diagnostic de la qualité microbiologique (sanitaire) de la Baie du Lazaret (Rade de Toulon) au regard des activités conchylicoles*.
- Barazi-Yeroulanos, L. (2010). Synthesis of Mediterranean marine finfish aquaculture - a marketing and promotion strategy. *Studies and Reviews. General Fisheries Commission for the Mediterranean*, 88, 198.
- Basaran, A., Aksu, M., & Egemen, O. (2010). Impacts of the fish farms on the water column nutrient concentrations and accumulation of heavy metals in the sediments in the eastern Aegean Sea (Turkey). *An International Journal Devoted to Progress in the Use of Monitoring Data in Assessing Environmental Risks to Man and the Environment*, 162(1), 439–451. <https://doi.org/10.1007/s10661-009-0808-x>
- Beardsley, C., Knittel, K., & Amann, R. (2005). Quantification and distinction of aplastidic and plastidic marine nanoplankton by fluorescence in situ hybridization. *Aquatic Microbial Ecology*, 41(2), 163–169. Retrieved from <https://www.int-res.com/abstracts/ame/v41/n2/p163-169/>
- Bethoux, J. (1979). Le régime de la Méditerranée au cours de périodes glaciaires. *Il Nuovo Cimento C*, 2(2), 117–126. <https://doi.org/10.1007/BF02508226>
- Béthoux, J. P., Morin, P., & Ruiz-Pino, D. P. (2002). Temporal trends in nutrient ratios: chemical evidence of Mediterranean ecosystem changes driven by human activity. *Deep-Sea Research Part II*, 49(11), 2007–2016. [https://doi.org/10.1016/S0967-0645\(02\)00024-3](https://doi.org/10.1016/S0967-0645(02)00024-3)
- Bianchi, C. N., & Morri, C. (2000). Marine biodiversity of the Mediterranean Sea: Situation, problems and prospects for future research. *Marine Pollution Bulletin*, 40(5), 367–376. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(00\)00027-8](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(00)00027-8)
- Borja, Á., Rodríguez, J. G., Black, K., Bodoy, A., Emblow, C., Fernandes, T. F., ... Angel, D. (2009). Assessing the suitability of a range of benthic indices in the evaluation of environmental impact of fin and shellfish aquaculture located in sites across Europe. *Aquaculture*, 293(3), 231–240. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2009.04.037>
- Bostick, K., Clay, J., Aaron, A., & McNevin. (2006). *Farm-level Issues in Aquaculture Certification: Salmon*.
- Boucher, O. (2012). *Les aérosols atmosphériques BT - Aérosols atmosphériques: Propriétés et impacts climatiques* (O. Boucher, Ed.). https://doi.org/10.1007/978-2-8178-0055-4_2
- Boujard, T. (2004). Aquaculture et environnement. *Les Dossiers de l'Environnement de l'INRA*, 26, 110.

- Brohée, M., Goffart, A., Frankignoulle, M., Henri, V., Mouchet, A., & Hecq, J.-H. (1989). Variations printanières des communautés planctoniques en baie de Calvi (Corse) en relation avec les contraintes physiques locales. *Cahiers+de+Biologie+Marine*, 30, 321–330.
- Broutin, M., Caffier, G., Madi, F., & Artigas, L. F. (2011). Synthèse bibliographique sur les techniques de suivi de l'abondance, biomasse et diversité du phytoplancton en eaux marines. *Convention CNRS-IFREMER*, 30.
- Buck, B. H., & Langan, R. (2017). *Aquaculture Perspective of Multi-Use Sites in the Open Ocean : The Untapped Potential for Marine Resources in the Anthropocene*. Cham: Cham : Springer International Publishing : Imprint: Springer.
- Buschmann, A., Hernández-González, M., Aranda, C., Chopin, T., Neori, A., Halling, C., & Troell, M. (2008). Mariculture Waste Management. In *Encyclopedia of Ecology* (pp. 2211–2217). <https://doi.org/10.1016/B978-008045405-4.00045-8>
- Bustillos-Guzman, J., Claustre, H., & Marty, J.-C. (1995). Specific phytoplankton signatures and their relationship to hydrographic conditions in the coastal northwestern Mediterranean Sea. *Marine Ecology Progress Series*, 124(1–3), 247–258. <https://doi.org/10.3354/meps124247>
- Cabello, F. C. (2004). Antibiotics and aquaculture in Chile: implications for human and animal health. *Revista Medica de Chile*, 132(8), 1001. <https://doi.org/10.4067/S0034-98872004000800014>
- Capone, D. G., Weston, D. P., Miller, V., & Shoemaker, C. (1996). Antibacterial residues in marine sediments and invertebrates following chemotherapy in aquaculture. *Aquaculture*, 145(1), 55–75. [https://doi.org/10.1016/S0044-8486\(96\)01330-0](https://doi.org/10.1016/S0044-8486(96)01330-0)
- Caron, D. A. (1983). Technique for enumeration of heterotrophic and phototrophic nanoplankton, using epifluorescence microscopy, and comparison with other procedures. *Applied and Environmental Microbiology*, 46(2), 491–498. Retrieved from <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/16346372>
- Charles, F., Lantoiné, F., Brugel, S., Chrétiennot-Dinet, M.-J., Quiroga, I., & Rivière, B. (2005). Seasonal survey of the phytoplankton biomass, composition and production in a littoral NW Mediterranean site, with special emphasis on the picoplanktonic contribution. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 65(1), 199–212. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2005.06.006>
- Coll, M., Piroddi, C., Steenbeek, J., Kaschner, K., Ben Rais Lasram, F., Aguzzi, J., ... Voultsiadou, E. (2010). The Biodiversity of the Mediterranean Sea: Estimates, Patterns, and Threats (Mediterranean Marine Diversity). *PLoS ONE*, 5(8), e11842. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0011842>
- Crise, A., Allen, J. I., Baretta, J., Crispi, G., Mosetti, R., & Solidoro, C. (1999). The Mediterranean pelagic ecosystem response to physical forcing. *Progress in Oceanography*, 44(1), 219–243. [https://doi.org/10.1016/S0079-6611\(99\)00027-0](https://doi.org/10.1016/S0079-6611(99)00027-0)
- Cuttelod, A., García, V., Abdul Malak, D., Temple, H., & Katariya, V. (2008). The Mediterranean: a biodiversity hotspot under threat. *Wildlife in a Changing World: An Analysis of the 2008 IUCN Red List of Threatened Species*, 89–101.
- D'Ortenzio, F., & D'Alcalà, M. R. (2009). On the trophic regimes of the Mediterranean Sea: a satellite analysis. *Biogeosciences*, 6(2), 139–148. <https://doi.org/10.5194/bg-6-139-2009>
- Dauby, P. (1979). *Etude de quelques aspects des populations zooplanctoniques de la Baie de Calvi (Corse)*.
- Dempster, T., Sanchez-Jerez, P., Sempere, J., & Kingsford, M. (2004). Extensive Aggregations of Wild Fish at Coastal Sea-Cage Fish Farms. *The International Journal of Aquatic Sciences*, 525(1), 245–248. <https://doi.org/10.1023/B:HYDR.0000038870.13985.0f>
- Deslous-Paoli, J.-M., Souchu, P., Mazouni, N., Juge, C., & Dagault, F. (1998). Relations milieu-ressources: impact de la conchyliculture sur un environnement lagunaire méditerranéen (Thau). *Oceanologica Acta*, 21(6), 831–843. [https://doi.org/10.1016/S0399-1784\(99\)80010-3](https://doi.org/10.1016/S0399-1784(99)80010-3)
- Dimitriou, E., Katselis, G., Moutopoulos, D. K., Akovitiotis, C., & Koutsikopoulos, C. (2007). Possible influence of reared gilthead sea bream (*Sparus aurata* , L.) on wild stocks in the area of the Messolonghi lagoon (Ionian Sea, Greece. *Aquaculture Research*, 38(4), 398–408.

- <https://doi.org/10.1111/j.1365-2109.2007.01681.x>
- DIRM Méditerranée. (2015). *Évaluation environnementale du Schéma Régional de développement de l'aquaculture marine de la région Provence Alpes Côte d'Azur: Rapport environnemental*.
- Dosdat, A. (2000). Environmental impact of aquaculture in the Mediterranean: nutritional and feeding aspects. Environmental Impact Assessment of Mediterranean Aquaculture Farms. In *Cah Options Méditerr CIHEAM-FAO* (Vol. 55).
- Doumenge, F. (1986). La révolution aquacole, II. *Annales de Géographie*, 529–586. Retrieved from https://www.persee.fr/doc/geo_0003-4010_1986_num_95_531_20481
- Doux fils, J., Mathieu, C., Mandiki, S. N., Milla, S., Henrotte, E., Wang, N., ... Kestemont, P. (2011). Physiological and proteomic evidences that domestication process differentially modulates the immune status of juvenile Eurasian perch (*Perca fluviatilis*) under chronic confinement stress. *Fish+and+Shellfish+Immunology*, 159(1), 92–99.
- Emmanuelli, V. (2018, May 3). Le loup et la daurade de Corse en quête d'un sigen de qualité. *Corse Matin*.
- Estrada, M. (1996). Primary production in the northwestern Mediterranean. *Scientia Marina (Barcelona)*. Retrieved from <https://search.proquest.com/docview/15937045?accountid=14630>
- FAO. (2018). *La situation mondiale des pêches et de l'aquaculture 2018. Atteindre les objectifs de développement durable*. (CC BY-NC-S). Rome.
- Fenchel, T. (1988). Marine plankton food chains. (T. Fenchel, Ed.). *Annual Review of Ecology and Systematics*, Vol. 19, pp. 19–38.
- Fernandez-Jover, D., Sanchez-Jerez, P., Bayle-Sempere, J., Carratala, A., & Leon, V. M. (2007). Addition of dissolved nitrogen and dissolved organic carbon from wild fish faeces and food around Mediterranean fish farms: Implications for waste-dispersal models. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 340(2), 160–168. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2006.09.001>
- Field, Behrenfeld, Randerson, & Falkowski. (1998). Primary production of the biosphere: integrating terrestrial and oceanic components. *Science (New York, N.Y.)*, 281(5374), 237. <https://doi.org/10.1126/science.281.5374.237>
- Fortt Z, A., Cabello C, F., & Buschmann R, A. (2007). Residuos de tetraciclina y quinolonas en peces silvestres en una zona costera donde se desarrolla la acuicultura del salmón en Chile. *Revista Chilena de Infectología*, 24(1), 14–18. <https://doi.org/10.4067/S0716-10182007000100002>
- Galil, B. (2009). Taking stock: inventory of alien species in the Mediterranean sea. *Biological Invasions*, Vol. 11, pp. 359–372. <https://doi.org/10.1007/s10530-008-9253-y>
- Galluzzi, L., & Penna, A. (2010). Quantitative PCR for detection and enumeration of phytoplankton. In *Microscopic and molecular methods for quantitative phytoplankton analysis* (pp. 95–102).
- Garmendia, M., Borja, A., Franco, J., & Revilla, M. (2013). Phytoplankton composition indicators for the assessment of eutrophication in marine waters: Present state and challenges within the European directives. *Marine Pollution Bulletin*, 66, 7–16. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.10.005>
- Garrido, M., Koeck, B., Goffart, A., Collignon, A., Hecq, J.-H., Agostini, S., ... Pasqualini, V. (2014). Contrasting patterns of phytoplankton communities in two coastal ecosystems in relation to environmental factors (Corsica, NW Mediterranean Sea). *Diversity*, 6, 296–322.
- Gasol, J., Cardelús, C., Balagué, V., Forn, I., Marrasé, C., Massana, R., ... Estrada, M. (2016). Seasonal patterns in phytoplankton photosynthetic parameters and primary production at a coastal NW Mediterranean site. *Scientia Marina*, 80(S1), 63–77. <https://doi.org/10.3989/scimar.04480.06E>
- Gescher, C., Metfies, K., & Medlin, L. K. (2008). The ALEX CHIP—Development of a DNA chip for identification and monitoring of *Alexandrium*. *Harmful Algae*, 7(4), 485–494. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2007.11.001>
- Goffart, A. (2019). *Consolidation de l'indice de composition phytoplanktonique ICPP Médit pour*

- les eaux côtières méditerranéennes* (p. 38; Agence Française pour la Biodiversité, Ed.). p. 38. Paris.
- Goffart, A., & Andral, B. (2014). *Validation de l'indice composition IC Medit dans des masses d'eau côtières méditerranéennes caractérisées par un gradient croissant d'eutrophisation* (p. 33). p. 33. Ifremer et ONEMA, France.
- Goffart, A., Hecq, J.-H., & Legendre, L. (2002). Changes in the development of the winter-spring phytoplankton bloom in the Bay of Calvi (NW Mediterranean) over the last two decades: A response to changing climate? *Marine Ecology Progress Series*, 236, 45–60.
<https://doi.org/10.3354/meps236045>
- Goffart, A., Hecq, J.-H., & Legendre, L. (2015). Drivers of the winter-spring phytoplankton bloom in a pristine NW Mediterranean site, the Bay of Calvi (Corsica): A long-term study (1979-2011). *Progress in Oceanography*, 137, 121–139.
<https://doi.org/10.1016/j.pocean.2015.05.027>
- Gohin, F., Saulquin, B., Oger-Jeanneret, H., Lozac&Amp, Apos, H, L., ... Bruchon, F. (2008). Towards a better assessment of the ecological status of coastal waters using satellite-derived chlorophyll-a concentrations. *Remote Sensing of Environment*, 112(8), 3329–3340.
<https://doi.org/10.1016/j.rse.2008.02.014>
- Grigorakis, K., & Rigos, G. (2011). Aquaculture effects on environmental and public welfare – The case of Mediterranean mariculture. *Chemosphere*, 85, 899–919.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.07.015>
- Guiselin, N., Courcot, L., Artigas, L. F., Le Jéloux, A., & Brylinski, J.-M. (2009). An optimised protocol to prepare *Phaeocystis globosa* morphotypes for scanning electron microscopy observation. *Journal of Microbiological Methods*, 77(1), 119–123.
<https://doi.org/10.1016/j.mimet.2009.01.002>
- Heimbürger, L.-E., Lavigne, H., Migon, C., D'ortenzio, F., Estournel, C., Coppola, L., & Miquel, J.-C. (2013). Temporal variability of vertical export flux at the DYFAMED time-series station (Northwestern Mediterranean Sea). *Progress in Oceanography*, 119(C), 59–67.
<https://doi.org/10.1016/j.pocean.2013.08.005>
- Holmer, M., Hansen, P., Karakassis, I., Borg, J. A., & Schembri, P. (2007). Monitoring of Environmental Impacts of Marine Aquaculture. In *In: Holmer M., Black K., Duarte C., Marba N., & Karakassis I. (editors) Aquaculture in the Ecosystem* (pp. 47–85).
https://doi.org/10.1007/978-1-4020-6810-2_2
- Howarth, R. W., Sharpley, A., & Walker, D. (2002). Sources of Nutrient Pollution to Coastal Waters in the United States: Implications for Achieving Coastal Water Quality Goals. *Estuaries*, 25, 656–676. <https://doi.org/10.1007/BF02804898>
- Iborra Martin, J. (2007). *L'aquaculture en Méditerranée orientale: Grèce, Turquie et Chypre*.
- Jacobsen, T. R. (1978). *Quantitative method for the separation of chlorophylls a and b from phytoplankton pigments by high pressure liquid chromatography*. Retrieved from <https://www.osti.gov/servlets/purl/6641051>
- Jamet, J.-L., Jean, N., G, B., Richard, S., & Jamet, D. (2005). Plankton succession and assemblage structure in two neighbouring littoral ecosystems in the NW Mediterranean Sea. In *Marine and Freshwater Research* (Vol. 56).
- Jeffrey, S. W., Mantoura, R. F. C., & Wright, S. W. (1997). *Phytoplankton pigments in oceanography : guidelines to modern methods*. Paris: Paris : UNESCO United nations educational, scientific and cultural organization.
- Kalantzi, I., & Karakassis, I. (2006). Benthic impacts of fish farming: Meta-analysis of community and geochemical data. *Marine Pollution Bulletin*, 52(5), 484–493.
<https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2005.09.034>
- Kanakidou, M., Myriokefalitakis, S., & Tsigaridis, K. (2018). Aerosols in atmospheric chemistry and biogeochemical cycles of nutrients. *Environmental Research Letters*, Vol. 13, p. <xocs:firstpage xmlns:xocs=""/>. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aabcbd>
- Kara, M. H., Lacroix, D., Sadek, S., Blancheton, J. P., Rey-valette, H., & Kraiem, M. (2016). *Vingt*

- ans d' aquaculture en Afrique du Nord : évolutions , bilan critique et avenir. 2013, 1–9.*
<https://doi.org/10.1051/cagri/2016044>
- Karakassis, I., Pitta, P., & Krom, M. D. (2005). *Contribution of fish farming to the nutrient loading of the Mediterranean* *. 69(2), 313–321.
- Karakassis, I., Tsapakis, M., Hatziyanni, E., Papadopoulou, K., & Plaiti, W. (2000). *Impact of cage farming of fish on the seabed in three Mediterranean coastal areas.* 1462–1471.
<https://doi.org/10.1006/jmsc.2000.0925>
- Karlson, B., Cusack, C., & Bresnan, E. (2010). Microscopic and molecular methods for quantitative phytoplankton analysis. *Intergovernmental Oceanographic Commission Manuals and Guides*, 55, 110pp.
- Kuklina, I., Kouba, A., & Kozák, P. (2013). Real-time monitoring of water quality using fish and crayfish as bio-indicators: a review. *An International Journal Devoted to Progress in the Use of Monitoring Data in Assessing Environmental Risks to Man and the Environment*, 185(6), 5043–5053. <https://doi.org/10.1007/s10661-012-2924-2>
- La Rosa, T., Mirto, S., Favaloro, E., Savona, B., Sarà, G., Danovaro, R., & Mazzola, A. (2002). Impact on the water column biogeochemistry of a Mediterranean mussel and fish farm. *Water Research*, 36(3), 713–721. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(01\)00274-3](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(01)00274-3)
- Lacroix, D. (2012). National Aquaculture Sector Overview. Vue générale du secteur aquacole national - France. *Département Des Pêches et de l'aquaculture de La FAO [En Ligne]*.
- Lalli, C., & Parsons, T. R. (1997). *Biological Oceanography: An Introduction* (2nd ed.). Elsevier Science.
- Lampert, L. (2014). *CHEMOTAXONOMIE PIGMENTAIRE - Initiation aux calculs appliqués au phytoplancton.* <https://doi.org/10.13155/33714>
- Latasa, M., Scharek, R., Vidal, M., Vila-Reixach, G., Gutierrez-Rodriguez, A., Emelianov, M., & Gasol, J. (2010). Preferences of phytoplankton groups for waters of different trophic status in the northwestern Mediterranean Sea. *Marine Ecology Progress Series*, 407, 27–42.
<https://doi.org/10.3354/meps08559>
- Lavigne, H., D&Amp, Apos, Ortenzio, F., D&Amp, R., Apos, ... Gacic, M. (2015). On the vertical distribution of the chlorophyll *a* concentration in the Mediterranean Sea: a basin-scale and seasonal approach. *Biogeosciences*, Vol. 12, pp. 5021–5039. <https://doi.org/10.5194/bg-12-5021-2015>
- Longhurst, A. R. (2006). *Ecological Geography of the Sea* (2nd ed.). <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-455521-1.X5000-1>
- Lucas, J. (2015). Aquaculture. *Current Biology*, 25(22), R1064–R1065.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.cub.2015.08.013>
- Ludwig, W., Dumont, E., Meybeck, M., & Heussner, S. (2009). River discharges of water and nutrients to the Mediterranean and Black Sea: Major drivers for ecosystem changes during past and future decades? *Progress in Oceanography*, 80(3), 199–217.
<https://doi.org/10.1016/j.pocean.2009.02.001>
- Marie, D., Partensky, F., Jacquet, S., & Vaulot, D. (1997). Enumeration and Cell Cycle Analysis of Natural Populations of Marine Picoplankton by Flow Cytometry Using the Nucleic Acid Stain SYBR Green I. *Applied and Environmental Microbiology*, 63(1), 186.
- Marin, R., & Scholin, C. A. (2010). Toxic algal detection using rRNA-targeted probes in a semi-automated sandwich hybridization format. In *Microscopic and molecular methods for quantitative phytoplankton analysis*.
- Marty, J.-C., Chiavérini, J., Pizay, M.-D., & Avril, B. (2002). Seasonal and interannual dynamics of nutrients and phytoplankton pigments in the western Mediterranean Sea at the DYFAMED time-series station (1991–1999). *Deep-Sea Research Part II*, 49(11), 1965–1985.
[https://doi.org/10.1016/S0967-0645\(02\)00022-X](https://doi.org/10.1016/S0967-0645(02)00022-X)
- Marty, J.-C., Garcia, N., & Raimbault, P. (2008). Phytoplankton dynamics and primary production under late summer conditions in the NW Mediterranean Sea. *Deep-Sea Research Part I*, 55(9), 1131–1149. <https://doi.org/10.1016/j.dsr.2008.05.001>

- Mazzola, A., & Sarà, G. (2001). The effect of fish farming organic waste on food availability for bivalve molluscs (Gaeta Gulf, Central Tyrrhenian, MED): stable carbon isotopic analysis. *Aquaculture*, 192(2–4), 361–379. [https://doi.org/10.1016/S0044-8486\(00\)00463-4](https://doi.org/10.1016/S0044-8486(00)00463-4)
- McQuatters-Gollop, A., Gilbert, A. J., Mee, L. D., Vermaat, J. E., Artioli, Y., Humborg, C., & Wulff, F. (2009). How well do ecosystem indicators communicate the effects of anthropogenic eutrophication? *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 82(4), 583–596. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2009.02.017>
- Michel, L., Champenois, W., Borges, A., Chery, A., Donnay, A., Gobert, S., ... Lejeune, P. (2012). *Stare-Capmed : Présentation générale du projet et exemple d'une action : "Impact de l'ancrage sur la dynamique des herbiers de posidonies"*.
- Mihalopoulos, N., Stephanou, E., Kanakidou, M., Pilitsidis, S., & Bousquet, P. (1997). Tropospheric aerosol ionic composition in the Eastern Mediterranean region. *Tellus B: Chemical and Physical Meteorology*, 49(3), 314–326. <https://doi.org/10.3402/tellusb.v49i3.15970>
- Millot, C., & Taupier-Letage, I. (2005). Additional evidence of LIW entrainment across the Algerian subbasin by mesoscale eddies and not by a permanent westward flow. *Progress in Oceanography*, 66(2–4), 231–250. <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2004.03.002>
- Mineur, F., Belsher, T., Johnson, M. P., Maggs, C. A., & Verlaque, M. (2007). Experimental assessment of oyster transfers as a vector for macroalgal introductions. *Biological Conservation*, 137(2), 237–247. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.02.001>
- Mirallès, F., & Orsoni, V. (2016). *Bulletin de la Surveillance de la Qualité du Milieu Marin Littoral 2016. Résultats acquis jusqu'en 2016*.
- Mohapatra, S., Mohapatra, T., Chakraborty, V., Kumar, G., Deboeck, K. N., & Mohanta, K. N. (2012). Aquaculture and stress management: A review of probiotic intervention. *Journal of Animal Physiology and Animal Nutrition*. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0396.2012.01301.x>
- Moore, C. (2014). Rapidly Increasing Plastic Pollution from Aquaculture Threatens Marine Life. *Tulane Environmental Law Journal*, 27(2), 205–217.
- Mouillot, D., Albouy, C., Guilhaumon, F., Ben rais lasram, F., Coll, M., Devictor, V., ... Mouquet, N. (2011). Protected and Threatened Components of Fish Biodiversity in the Mediterranean Sea. *Current Biology*, 21(12), 1044–1050. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2011.05.005>
- Nash, C. E. (2011). *The History of Aquaculture* (Wiley-Blac). Ames, Iowa.
- Navarro, G., Alvain, S., Vantrepotte, V., & Huertas, I. E. (2014). Identification of dominant phytoplankton functional types in the Mediterranean Sea based on a regionalized remote sensing approach. *Remote Sensing of Environment*, 152(C), 557–575. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2014.06.029>
- Ninčević-Gladan, Ž., Bužančić, M., Kušpilić, G., Grbec, B., Matijević, S., Skejić, S., ... Morović, M. (2015). The response of phytoplankton community to anthropogenic pressure gradient in the coastal waters of the eastern Adriatic Sea. *Ecological Indicators*, 56, 106–115. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.03.018>
- OJEC. (2000). Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council, of 23 October 2000, establishing a framework for Community action in the field of water policy. *Official Journal of the European Communities*, L327, 72.
- Orfanidis, S., Dencheva, K., Nakou, K., Tsioli, S., Papathanasiou, V., & Rosati, I. (2014). Benthic macrophyte metrics as bioindicators of water quality: towards overcoming typological boundaries and methodological tradition in Mediterranean and Black Seas. *The International Journal of Aquatic Sciences*, 740(1), 61–78. <https://doi.org/10.1007/s10750-014-1938-x>
- Otsuki, A., & Takamura, N. (1987). Comparison of chlorophyll a concentrations measured by fluorometric HPLC and spectrophotometric methods in highly eutrophics small Lake Kasumiagura. *Verh Int Ver Limnol*, 23, 944–951.
- Pachés, M., Romero, I., Hermosilla, Z., & Martínez-Guijarro, R. (2012). PHYMED: An ecological classification system for the Water Framework Directive based on phytoplankton community composition. *Ecological Indicators*, 19, 15–23.

- <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.07.003>
- PAQUOTTE, P., BAKELA, Z., FRANQUESA, R., & BARSURCO, B. (1997). L'aquaculture méditerranéenne : situation actuelle et perspectives. *Etude*, 65–77. Retrieved from <https://archimer.ifremer.fr/doc/00000/4057/>
- Parsons, T. R. (1984). *Biological oceanographic processes*. (3rd ed.; M. Takahashi & B. Hargrave, Eds.). Guilford: Guilford : Butterworth-Heinemann.
- Pasqueron de Fommervault, O., Migon, C., D'Ortenzio, F., Ribera D'Alcalà, M., & Coppola, L. (2015). Temporal variability of nutrient concentrations in the northwestern Mediterranean sea (DYFAMED time-series station). *Deep-Sea Research Part I*, 100(C), 1–12. <https://doi.org/10.1016/j.dsr.2015.02.006>
- Pinto P., F. (2007, December). Salmonicultura chilena: entre el éxito comercial y la insustentabilidad. *Terram Publicaciones*.
- Pitta, P., Apostolaki, E. T., Giannoulaki, M., & Karakassis, I. (2005). Mesoscale changes in the water column in response to fish farming zones in three coastal areas in the Eastern Mediterranean Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 65(3), 501–512. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2005.06.021>
- Pitta, P., Apostolaki, E. T., Tsagaraki, T., Tsapakis, M., & Karakassis, I. (2006). Fish Farming Effects on Chemical and Microbial Variables of the Water Column: A Spatio-temporal Study Along the Mediterranean Sea. *Hydrobiologia*, 563(1), 99–108. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1007/s10750-005-1593-3>
- Pitta, P., Karakassis, I., Tsapakis, M., & Zivanovic, S. (1998). Natural vs. mariculture induced variability in nutrients and plankton in the eastern Mediterranean. *Hydrobiologia*, 391, 181–194.
- Pitta, P., Karakassis, I., Tsapakis, M., & Zivanovic, S. (1998). *Natural vs . mariculture induced variability in nutrients and plankton in the eastern Mediterranean Natural vs . mariculture induced variability in nutrients and plankton in the eastern Mediterranean*. (January).
- Pusceddu, A., Frascetti, S., Mirto, S., Holmer, M., & Danovaro, R. (2007). Effects of intensive mariculture on sediment biochemistry. *Ecological Applications : A Publication of the Ecological Society of America*, 17(5), 1366–1378.
- Ramírez, T., Cortés, D., Mercado, J. M., Vargas-Yañez, M., Sebastián, M., & Liger, E. (2005). Seasonal dynamics of inorganic nutrients and phytoplankton biomass in the NW Alboran Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 65(4), 654–670. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2005.07.012>
- Ruiz, J. M., Marco-Méndez, C., & Sánchez-Lizaso, J. L. (2010). Remote influence of off-shore fish farm waste on Mediterranean seagrass (*Posidonia oceanica*) meadows. *Marine Environmental Research*, 69(3), 118–126. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2009.09.002>
- Sarà, G. (2007). Ecological effects of aquaculture on living and non-living suspended fractions of the water column: A meta-analysis. *Water Research*, 41(15), 3187–3200. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.05.013>
- Sarà, G., Lo Martire, M., Sanfilippo, M., Pulicanò, G., Cortese, G., Mazzola, A., ... Pusceddu, A. (2011). Impacts of marine aquaculture at large spatial scales: Evidences from N and P catchment loading and phytoplankton biomass. *Marine Environmental Research*, 71(5), 317–324. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2011.02.007>
- Sarà, G., Scilipoti, D., Milazzo, M., & Modica, A. (2006). Use of stable isotopes to investigate dispersal of waste from fish farms as a function of hydrodynamics. In *Marine Ecology-progress Series - MAR ECOL-PROGR SER* (Vol. 313). <https://doi.org/10.3354/meps313261>
- Sazhin, A., Artigas, L., Nejstgaard, J., & Frischer, M. (2007). The colonization of two *Phaeocystis* species (*Prymnesiophyceae*) by pennate diatoms and other protists: a significant contribution to colony biomass. *An International Journal*, 83(1), 137–145. <https://doi.org/10.1007/s10533-007-9086-2>
- Schindler, D. W. (2006). Recent advances in the understanding and management of eutrophication. *Limnology and Oceanography*, 51(1part2), 356–363.

https://doi.org/10.4319/lo.2006.51.1_part_2.0356

- Sdena, N., Latasa, M., Gasol, J., & Estrada, M. (2018). Seasonal and interannual variability of phytoplankton community structure in a Mediterranean coastal site. In *Marine Ecology Progress Series* (Vol. 592). <https://doi.org/10.3354/meps12493>
- Sieburth, J. M., Smetacek, V., & Lenz, J. (1978). Pelagic ecosystem structure: Heterotrophic compartments of the plankton and their relationship to plankton size fractions 1. *Limnology and Oceanography*, 23(6), 1256–1263. <https://doi.org/10.4319/lo.1978.23.6.1256>
- Siokou-Frangou, I., Christaki, U., Mazzocchi, M. G., Montresor, M., D'Alcalá, M. R., Vaqué, D., & Zingone, A. (2010). Plankton in the open Mediterranean Sea: a review. *Biogeosciences*, 7(5), 1543–1586. <https://doi.org/10.5194/bg-7-1543-2010>
- Skejić, S., Marasović, I., Vidjak, O., Kušpilic, G., Gladan, Z. N., Šestanović, S., & Bojanić, N. (2011). Effects of cage fish farming on phytoplankton community structure, biomass and primary production in an aquaculture area in the middle Adriatic Sea. *Aquaculture Research*, 42(9), 1393–1405. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2109.2010.02733.x>
- Skliris, N., Goffart, A., Hecq, J. H., & Djenidi, S. (2001). Shelf-slope exchanges associated with a steep submarine canyon off Calvi (Corsica, NW Mediterranean Sea): A modeling approach. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 106(C9), 19883–19901. <https://doi.org/10.1029/2000JC000534>
- SRDAM-PACA. (2015). *Évaluation environnementale du Schéma Régional de développement de l'aquaculture marine de la région Provence Alpes Côte d'Azur: Rapport environnemental (septembre 2015)*.
- Staniford, D. (2002). *A big fish in a small pond: the global environmental and public health threat of sea cage farming*.
- Streftaris, N., & Zenetos, A. (2012). Alien Marine Species in the Mediterranean - the 100 'Worst Invasives' and their Impact. *Mediterranean Marine Science*, 7(1), 87. <https://doi.org/10.12681/mms.180>
- Thieltges, D., Strasser, M., & Reise, K. (2006). How bad are invaders in coastal waters? The case of the American slipper limpet *Crepidula fornicata* in western Europe. *Biological Invasions*, 8(8), 1673–1680. <https://doi.org/10.1007/s10530-005-5279-6>
- Tsagaraki, T., Pitta, P., Frangoulis, C., Petihakis, G., & Karakassis, I. (2013). Plankton response to nutrient enrichment is maximized at intermediate distances from fish farms. *Marine Ecology Progress Series*, 493, 31–42. <https://doi.org/10.3354/meps10520>
- Turley, C., Bianchi, M., Christaki, U., Conan, P., Harris, J., Psarra, S., ... Van Wambeke, F. (2000). Relationship between primary producers and bacteria in an oligotrophic sea - the Mediterranean and biogeochemical implications. *Marine Ecology Progress Series*, 193, 11–18.
- Utermöhl, H. (1931). Neue Wege in der quantitativen Erfassung des Plankton. (Mit besonderer Berücksichtigung des Ultraplanktons.). *SIL Proceedings, 1922-2010*, 5(2), 567–596. <https://doi.org/10.1080/03680770.1931.11898492>
- Vidussi, F., Marty, J.-C., & Chiavérini, J. (2000). Phytoplankton pigment variations during the transition from spring bloom to oligotrophy in the northwestern Mediterranean sea. *Deep-Sea Research Part I*, 47(3), 423–445. [https://doi.org/10.1016/S0967-0637\(99\)00097-7](https://doi.org/10.1016/S0967-0637(99)00097-7)
- Winder, M., & Sommer, U. (2012). Phytoplankton response to a changing climate. *Hydrobiologia*, 698. <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1149-2>
- Zingone, A., Casotti, R., Ribera d'Alcala, M., Scardi, M., & Marino, D. (1995). St-Martin's Summer - The case of an Autumn phytoplankton bloom in the Gulf of Naples (Mediterranean-Sea). In *Journal of Plankton Research* (Vol. 17). <https://doi.org/10.1093/plankt/17.3.575>