



LABORATOIRE
SCIENCES POUR
L'ENVIRONNEMENT
UMR 6134 SPE



UNIVERSITE PAUL VALERY

MONTPELLIER 3

Année universitaire 2019 – 2020

DEPARTEMENT SCIENCES HUMAINES & DES SCIENCES DE L'ENVIRONNEMENT

Master 2 Gestion des Littoraux et des Mers

Mention Géographie, Aménagement, Environnement et Développement durable

Rapport de stage de **Mathilde AMAND**

TRAJECTOIRES D'ÉVOLUTION DES LAGUNES EN CORSE : ÉTUDE DES ÉTANGS DE DIANA & URBINU

Stage effectué dans le laboratoire Sciences pour l'environnement (UMR 6134 SPE)

de l'Université de Corse

Université de Corse - BP 52 – 20250 Corte

Du 2 mars 2020 au 28 août 2020

Tutrice de stage : Vanina Pasqualini, Professeur des universités en écologie marine

à l'Université de Corse

Responsable de formation : Hélène Rey-Valette, Cécile Bazart, Séverin Pistre (UM), Sylvain Pioch,

Benoît Devillers (UM3)

RÉSUMÉ

Ce rapport rend compte d'une étude préliminaire sur l'évolution saisonnière à long terme des étangs de Diana et Urbinu en Corse, via l'analyse de la composition et des dynamiques phytoplanctoniques, et leurs interactions avec leur environnement. Les données d'observation utilisées s'étendent sur une vingtaine d'années (1998-2019). Les étangs de Diana et Urbinu tendent vers une même évolution. La température de l'eau et la salinité ont tendance à augmenter, notamment en saison hivernale, et les précipitations tendent à diminuer à cette saison, ce qui est certainement la conséquence du changement climatique. Les Diatomophyceae sont dominante par rapport aux Dinophyceae, et sont en augmentation à toutes les saisons, sauf à Urbinu l'été. À cette saison, l'azote inorganique dissous diminue à Urbinu, tandis que l'azote total et les silicates sont en augmentation à Diana. Cela peut expliquer les tendances des Diatomophyceae en été. Les genres potentiellement toxiques ciblés, *Dinophysis* et *Pseudo-nitzschia*, sont dominants à Urbinu, notamment en hiver. Le suivi du phytoplancton, notamment des genres potentiellement toxiques est donc important car les variations de salinité et température de l'eau sont connues pour être à la base des proliférations de blooms, et notamment dans le déclenchement de blooms toxiques. Ces blooms ont des impacts écologiques, sanitaires et socio-économiques, accrus lorsque l'étang est exploité. Ces résultats mettent en évidence la nécessité d'un suivi et d'une gestion optimale de ces lagunes côtières pour leurs conservations futures.

MOTS-CLÉS

Phytoplancton, lagunes méditerranéennes, paramètres environnementaux, espèces toxiques, évolution saisonnière à long terme.

ABSTRACT

This preliminary study concerns the long-term seasonal evolution of the Diana and Urbinu lagoons in Corsica, through the analysis of the composition and phytoplankton dynamics, and their interactions with their environment. The observational data used extend over about twenty years (1998-2019). The lagoons of Diana and Urbinu tend towards the same evolution. Water temperature and salinity tend to increase, especially in the winter season, and precipitation tends to decrease during this season, which is certainly. This is the consequence of climate change. Diatomophyceae are dominant over Dinophyceae, and are increasing in all seasons, except in Urbinu in summer. At this season, dissolved inorganic nitrogen decreases in Urbinu, while total nitrogen and silicates are increasing in Diana. This may explain the trends in Diatomophyceae in summer. The targeted potentially toxic genera, *Dinophysis* and *Pseudo-nitzschia*, are dominant in Urbinu, especially in winter. The monitoring of phytoplankton, especially the potentially toxic genera, is therefore important because variations in water salinity and temperature are known to be at the root of bloom blooms, and especially in the triggering of toxic blooms. These blooms have ecological, health and socio-economic impacts, which are increased when the pond is exploited. These results highlight the need for monitoring and optimal management of these coastal lagoons for their future conservation.

KEYWORDS

Phytoplankton, Mediterranean coastal lagoon, environmental parameter, toxic species, long term seasonal analysis.

REMERCIEMENTS

Je tenais à remercier toutes les personnes qui ont contribué au bon déroulement de ce stage.

Tout d'abord, j'adresse mes remerciements à mes tutrices de stage, Vanina Pasqualini, professeur des universités en écologie marine à l'Université de Corse, et Viviana Ligorini, en thèse sur la thématique « diversité des communautés phytoplanctoniques et trajectoires écologiques des milieux lagunaires du littoral corse » à l'Université de Corse, pour m'avoir aiguillée, conseillée et encadrée durant ce stage.

Je tenais à remercier Marie Garrido, docteur en écosystèmes côtiers et écologie planctonique à l'Office de l'Environnement de la Corse, pour m'avoir permis de découvrir le monde de l'écologie lagunaire et d'avoir pris le temps de répondre à mes questions.

Mes remerciements à l'équipe de l'UMS Stella Mare, pour m'avoir accueillie, même pour un temps court, au sein de leurs locaux.

Je remercie également mes proches pour leur soutien sans faille, surtout lorsque l'isolement lié au Covid-19 était pesant.

TABLE DES MATIÈRES

0	INTRODUCTION	7
1	CONTEXTE GÉNÉRAL	9
1.1	Etat de l'art	9
1.1.1	Lagunes, réservoirs de biodiversité fragiles	9
1.1.2	Phytoplancton, bioindicateur du milieu	11
1.1.3	Pressions anthropiques & changement climatique	13
1.2	Problématique & cahier des charges	14
3	MATÉRIELS & MÉTHODES.....	16
3.1	Présentation des sites étudiés.....	16
3.2	Données d'observation	19
3.2.1	Données environnementales	19
3.2.2	Données phytoplanctoniques.....	20
3.2.3	Analyses des données	20
3.2.3.1	Analyses univariées	20
3.2.3.2	Analyses multivariées.....	21
3.3	Données terrain de 2020.....	21
4	RÉSULTATS	23
4.1	Évolution des deux lagunes.....	23
4.1.1	Données environnementales	23
4.1.2	Communautés phytoplanctoniques.....	25

4.1.3	Évolution des communautés phytoplanctoniques au regard des données environnementales.....	28
4.2	Données terrain de 2020.....	32
5	DISCUSSIONS & CONCLUSION GÉNÉRALE.....	35
6	INSERTION PROFESSIONNELLE.....	41
6.1	Déroulement du stage	41
6.2	Bilan du stage, personnel, universitaire & professionnel	42
7	RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES	43
8	LISTE DES SITES WEB CONSULTÉS.....	49
9	TABLES DES ABRÉVIATIONS.....	50
10	GLOSSAIRE.....	51
11	LISTE DES FIGURES.....	52
12	LISTE DES TABLEAUX	54

0 INTRODUCTION

La Méditerranée représente une entité à part entière, remarquable de par sa biogéographie et sa très forte biodiversité par rapport à sa surface (hotspot). Le Plan Bleu, en sa qualité d'observatoire de l'environnement et du développement durable en Méditerranée au sein du Programme des Nations Unies pour l'environnement (PNUE)/Plan d'Action pour la Méditerranée (PAM), a pris en compte l'eau et ses ressources comme une problématique prioritaire de développement durable. Les activités dans le secteur de l'eau (en matière de données, d'indicateurs et d'études) entendent se concentrer sur l'amélioration de la gestion intégrée des ressources et demandes en eau en Méditerranée. Cette problématique est d'autant plus importante en milieu insulaire car le cycle de l'eau y est plus restreint. De plus, dans le cadre de la Directive Cadre « Eau » (DCE) de l'Union Européenne qui vise à améliorer l'état écologique des masses d'eau continentale et marine, la mise en place et le suivi d'indicateurs écologiques standardisés sont demandés de manière à effectuer l'évaluation des différents compartiments des écosystèmes. Enfin, dans le contexte particulier écologique et sociétal de la Méditerranée, une politique de coopération Euro-Méditerranéenne à travers l'union pour la Méditerranée est menée et se traduit au niveau scientifique par le consortium « chantier Méditerranée », dont l'objectif est de comprendre et prévoir l'évolution des relations climat - homme - environnement.

L'expertise scientifique de l'Université de Corse est reconnue à l'échelle de la Méditerranée et notamment à travers son laboratoire Sciences pour l'environnement (UMR 6134 SPE). Ce laboratoire est une Unité Mixte de Recherche rattachée à l'Université de Corse, à l'Institut des sciences de l'ingénierie et des systèmes et à l'Institut écologie et environnement du CNRS. Les projets scientifiques y sont pluridisciplinaires et les études réalisées répondent aux problématiques environnementales. Ces dernières sont développées parmi les six projets structurants suivants :

- le projet EnR : Energies renouvelables ;
- le projet FEUX : Feux de forêts ;
- le projet RN : Ressources naturelles ;
- le projet GEM : Gestion et valorisation des eaux en Méditerranée ;
- le projet SISU : Simulation informatique et systèmes ubiquitaires ;
- et le projet COMPA : Champs, ondes, mathématiques et applications.

Cette étude s'inscrit dans le cadre du projet GEM. Ce projet a pour objectif de fournir une expertise sur la gestion durable de l'eau et des ressources associées, des eaux douces continentales (de surface et souterraines) aux eaux marines, sur le territoire insulaire. Le projet GEM compte deux axes de recherche, à savoir la caractérisation de l'eau et ses ressources associées face aux changements

planétaires et la gestion-restauration-valorisation de l'eau et ses ressources associées. C'est au sein du projet structurant GEM que le projet de recherche « Gestion raisonnée des ressources en eau et environnements aquatiques à l'interface montagne-littoral : maintien fonctionnel des services hydro-écosystémiques insulaires en Corse » ou GERHYCO se positionne. Ce projet est financé par la Collectivité De Corse, en collaboration avec l'Office de l'Environnement de la Corse et l'Office d'Equipement Hydraulique de la Corse.

Le projet GERHYCO vise à fournir les éléments scientifiques d'une expertise locale hydrologique, hydrogéologique et écologique au niveau insulaire et méditerranéen, à travers la mise en place de diagnostics et de prédictions adaptés à la gestion durable de l'eau et des ressources naturelles associées. Les domaines d'expertises concernent le continuum existant entre les eaux douces continentales (de surface et souterraines) et les eaux saumâtres littorales lagunaires, toutes essentielles dans leurs rôles contributifs tant en termes de stockage de l'eau que de milieux de vie indispensables aux grands équilibres socio-écologiques insulaires. La finalité du projet GERHYCO est de contribuer aux objectifs de non dégradation des milieux aquatiques et masses d'eau superficielles et souterraines tels que fixés, par exemple, dans les orientations du Schéma directeur de l'aménagement et de la gestion des eaux (SDAGE) de Corse 2016-2021 et de fournir des éléments complémentaires utiles à l'élaboration du prochain SDAGE de Corse 2022-2027. Ce projet s'articule autour de trois thématiques, divisées en douze workpackages. Cette présente étude est intégrée à la thématique « Ecologie et valorisation des milieux lagunaires » et au workpackage « Etudier le fonctionnement des milieux lagunaires de Corse pour fournir un diagnostic écologique et améliorer leur restauration ». Ce dernier regroupe l'ensemble des activités de recherche, qui s'attachent à décrire et à comprendre la structure, le fonctionnement, la dynamique des macrophytes et des microalgues dans les lagunes de Corse. Un des objectifs est de comprendre les trajectoires d'évolution des lagunes de Corse à partir des microalgues, au regard des contraintes environnementales locales. Ces éléments de réponse seront indispensables pour optimiser la gestion et orienter les trajectoires de restauration des milieux lagunaires de Corse.

Ces travaux se font en collaboration avec les gestionnaires des milieux lagunaires de Corse (Collectivité De Corse, Office de l'Environnement de la Corse, Conservatoire du littoral), de l'Ifremer de Corse et l'UMR MARBEC de Montpellier (CNRS, Ifremer, IRD).

1 CONTEXTE GÉNÉRAL

1.1 Etat de l'art

1.1.1 Lagunes, réservoirs de biodiversité fragiles

Le concept de lagune est ancien. Il vient du latin *lacuna*, signifiant « fossé, trou ». Au Moyen-Âge, il apparaît en Italie au sens « marécage, étang » (CNRTL, 2012). Ce n'est qu'au 18^e siècle qu'il arrive en France et prend pour définition « espèce de petit lac ou de flaque d'eau dans des lieux marécageux » (Académie française, 2019). Entre 1960 et 1990, les milieux humides, lagunes côtières comprises, sont victimes d'assèchements et perdent 50 % de leur surface en France métropolitaine. En 1971, la vision négative des sociétés sur ces milieux change avec la Convention de Ramsar, portant sur la conservation et l'utilisation soutenable des zones humides. À partir des années 1990, la prise en compte de la régression et la dégradation de ces milieux par les activités humaines comme le drainage agricole, l'urbanisation, le rejet de polluants a donné lieu à la mise en place des premières mesures de protection des milieux humides et d'objectifs du maintien du bon état écologique du milieu dans le cadre de la Directive Cadre « Eau » (DCE). Concernant les lagunes côtières, il faudra attendre le début du 21^e siècle pour qu'il soit intégré à la littérature française sous le sens « étendue d'eau salée ou saumâtre, située entre la terre ferme et un cordon littoral plus ou moins continu, généralement sablonneux » (Académie française, 2019). Le terme « étang », employé régulièrement, est un abus de langage car il désigne un plan d'eau douce. Or, une lagune côtière présente des eaux saumâtres.

La définition du concept de lagune est influencée par les travaux en écologie, biologie et géomorphologie littorale. Selon Kjerfve (1994), « les lagunes sont une surface d'eau côtière de faible profondeur séparée de la mer par un cordon littoral, connectée à la mer, parfois de façon intermittente, par une ou plusieurs ouvertures étroites, et habituellement orientée parallèlement à la côte ». Le cordon littoral est aussi appelé lido, et la lagune est reliée à la mer par des passes appelées localement « graus ». Ces milieux sont alimentés en eaux douce et salée ; ce mélange permet le développement d'une biodiversité riche et spécifique (SOes et al., 2017). Ainsi, les lagunes peuvent être assimilées à des écotones entre le milieu terrestre et le milieu marin. C'est sous ce sens que la Directive cadre européenne « Eau » définit les lagunes (2000). Elles sont assimilées aux masses d'eaux de transition et sont définies comme des « plans d'eau saumâtre libre, permanents, de surface supérieure ou égale à 50 hectares ».

Les lagunes occupent 13% des côtes sur Terre (Kjerfve, 1994). En Méditerranée, elles représentent une superficie de plus de 100 000 ha. Les lagunes actuelles ne sont apparues que récemment, à l'issue de la transgression postglaciaire. Au cours de cette période, le niveau des océans et mers sont rehaussés et se stabilise aux alentours de 6000 ans. L'eau prend place sur le milieu terrestre et se retrouve piégée par les sédiments remis en suspensions par la houle et les courants ; le lido est

constitué et laisse place aux lagunes (Paskoff, 2010). Leur évolution est dépendante de la houle et/ou de la marée, des apports en eau douce et du vent. Le Pôle-relais lagunes méditerranéennes, dispositif promouvant une gestion durable des milieux humides en Méditerranée, classe les lagunes selon leur origine morphologique (2011):

- les lagunes estuariennes : en forme d'entonnoir, les courants fluviaux et de marées ont un rôle prépondérant ;
- les lagunes sensu stricto : peu profondes, en arrière du lido, les apports et la dérive littorale tendent à colmater les graus ;
- et les lagunes tectoniques : profondes, issues de l'effondrement ou de l'érosion de la côte.

Les lagunes sont considérées comme des réservoirs de biodiversité. Cela est dû à leur forte production primaire ; les apports du bassin versant, notamment en nitrate, favorisent la production de phytoplancton (microorganismes à la base des réseaux trophiques ; Leruste, 2016). Ce sont des milieux de nurserie et/ou de nourricerie pour certaines espèces. Les lagunes ont donc un rôle important dans la préservation des ressources halieutiques. La pêche, l'aquaculture et/ou la conchyliculture y sont pratiquées (Deslous-Paoli, 1996). Ces services procurés par le milieu sont appelés services écosystémiques (Conservatoire du littoral et al., 2013). La Plateforme intergouvernementale scientifique et politique sur la biodiversité et les services écosystémiques (IPBES) définit ces services comme « les avantages que les gens tirent des écosystèmes » (Díaz et al., 2019). L'Évaluation des Écosystèmes pour le Millénaire (EM) distingue quatre services (Reid et al., 2005) :

- d'approvisionnement ou de prélèvement : la nourriture, l'eau, ... ;
- des services de régulation : les inondations, la qualité de l'eau, ... ;
- des services culturels : les bénéfices récréatifs, esthétiques, ... ;
- et des services de maintenance ou d'auto-entretien : la photosynthèse, cycle nutritif,

Les lagunes sont étroitement liées à l'environnement dans lequel elles s'insèrent ; avec leurs zones humides périphériques, elles forment des complexes lagunaires. Par conséquent, elles dépendent de leur bassin versant. Elles réceptionnent l'ensemble des eaux douces du bassin versant et les polluants associés. Les types d'occupations du sol sur le bassin versant et leurs rejets impactent la lagune et peuvent causer l'eutrophisation du milieu (Zaldivar, 2008). Une gestion optimale de ces milieux lagunaires est primordiale afin de maintenir ou de restaurer le bon état écologique du milieu dans le cadre de la DCE et de préserver les fonctions écologiques et socio-économiques de ces milieux. La mise en œuvre de cette gestion nécessite une bonne connaissance du fonctionnement, ainsi qu'un diagnostic écologique de ces milieux lagunaires.

1.1.2 Phytoplancton, bioindicateur du milieu

Le terme « phytoplancton » vient du grec ; *phyton* pour le végétal et *plagton* pour l'adjectif errant. Le phytoplancton désigne l'ensemble des microorganismes végétaux unicellulaires (y compris les cyanobactéries), soumis aux courants car ils sont peu mobiles (CNRTL, 2012). Ce sont des organismes autotrophes ; grâce à leur faculté photosynthétique, ils produisent leur propre matière organique. Ainsi, ils consomment le dioxyde de carbone (CO_2), et jouent un rôle dans le cycle du carbone et dans l'oxygénation des milieux aquatiques, littoraux et marins (Ifremer, 2018). L'évolution de ces organismes est dépendante des conditions météorologiques (ensoleillement, pluviométrie) et environnementales du milieu (apports de nutriments). Le phytoplancton est donc très sensible aux variations de ces paramètres environnementaux (Collos, 2003). Le phytoplancton détient aussi un rôle majeur pour le bon fonctionnement des écosystèmes car il produit la matière organique, étant la base de la chaîne trophique.

Ces microorganismes sont donc très intéressants pour la pérennité de la production halieutique, tant pour l'aquaculture que la conchyliculture. Or, certaines espèces de phytoplancton sont toxiques. Ces espèces, en plus de jouer un rôle dans la dégradation des écosystèmes, ont des répercussions socio-économiques (Turki, 2004). En effet, certains organismes, tels que les bivalves ou les gastéropodes, accumulent le phytoplancton toxique et ne peuvent être commercialisés en vue des normes sanitaires (Ryckaert et al., 2009). Le Réseau de surveillance de phytoplancton et des phycotoxines (REPHY) retient trois familles de toxines pouvant être émises par le phytoplancton toxique (Belin, 2017) :

- les toxines diarrhéiques (DSP) : associées aux Dinophyceae du genre *Dinophysis* ;
- les toxines paralysantes (PSP) : associées aux Dinophyceae du genre *Alexandrium* ;
- et les toxines amnésiantes (ASP) : associées aux Diatomophyceae de genre *Pseudo-nitzschia*.

Ces communautés phytoplanctoniques peuvent également présenter des proliférations massives, appelées aussi *blooms*, sur des périodes courtes, « causées par une production primaire localement accrue et entraînant des concentrations cellulaires anormalement élevées » (Lengendre, 1990). Cette production primaire accrue résulte en général de l'augmentation des apports de nutriments du bassin versant dans le milieu (Smith et al., 1999). Ce phénomène, provoqué par des espèces toxiques ou non, peut être associé à une coloration des eaux pouvant avoir des répercussions néfastes sur le milieu et les espèces ; le milieu est obstrué donc la photosynthèse des organismes végétaux devient difficile, ce qui entraîne une baisse du niveau d'oxygène, ou anoxie, conduisant à l'asphyxie du milieu et provoquant la mort des espèces présentes (Delegrange, 2015).

Dans le cadre de la DCE, les gestionnaires doivent évaluer l'état des masses d'eau lagunaires. Il est donc nécessaire de réaliser des diagnostics écologiques pour connaître la qualité des eaux. Pour cela, on utilise des indicateurs. D'après l'Ifremer (2008), « un indicateur est une quantité (peut être quantitative ou semi-quantitative) mesurable directement ou calculable indirectement à partir de données de terrain, et dont l'interprétation permet d'établir un diagnostic sur un effet étudié ». Dans certains cas, ces indicateurs sont des espèces cibles dont la présence est liée à des conditions environnementales précises ; on les nomme « bioindicateurs » (Loir, 2004). Le phytoplancton, étant étroitement lié aux variations des conditions environnementales du milieu, est un bioindicateur car la fluctuation de ses communautés caractérise les modifications des conditions du milieu et par conséquent sa qualité.

Il est nécessaire d'étudier les communautés phytoplanctoniques à long terme afin de caractériser au mieux les conditions d'évolution du milieu. Il existe plusieurs études à long terme sur les communautés phytoplanctoniques des milieux lagunaires (Derolez et al., 2019 ; Derolez et al., 2020 ; Bec et al., 2011). Cependant, elles sont souvent focalisées sur la période estivale, considérée comme la période de production maximale (Bec et al., 2011 ; Derolez et al., 2020 ; Souchou et al., 2010 ; Leruste et al., 2019), grâce aux conditions optimales d'ensoleillement et de température (Leruste et al., 2016). Elle est sans doute importante à suivre : certaines études rapportent qu'à cette période la fréquence de blooms est plus élevée (Bec et al., 2011), en outre les vagues de chaleurs estivales, de plus en plus fréquentes dans la région méditerranéenne (Derolez et al., 2020), peuvent représenter une menace pour l'environnement en modifiant le fonctionnement des lagunes, en lien avec d'autres facteurs (disponibilité nutriments, apports eau, niveau d'échange avec la mer...). C'est dans la période estivale, caractérisée généralement par une colonne d'eau stratifiée suite à l'augmentation des températures et à l'ensoleillement important, que peuvent se développer des blooms d'espèces problématiques, par exemple des Cyanobactéries, favorisés en ce type de conditions (Leitao & Couté, 2005 ; Garrido et al., 2016). En Été, on assiste aussi généralement à une augmentation de l'impact anthropique en milieu côtier et de son exploitation (ex. tourisme), d'où l'intérêt de suivre cette période. En tout cas, les autres saisons aussi sont importantes à considérer car des blooms phytoplanctoniques peuvent se vérifier hors de l'été, notamment d'espèces mixotrophes comme *Prorocentrum cordatum*, qui est aussi considéré potentiellement toxique (Leruste et al., 2019 ; Cecchi et al., 2016 ; Garrido et al., 2016). Cette espèce peut sérieusement impacter la production aquacole car elle peut provoquer la mort des poissons et des coquillages (Olenina et al., 2016 ; Tango et al., 2005). Il est donc intéressant de suivre les espèces toxiques, notamment pour les milieux à forte productivité économique, comme l'étang de Diana en Corse. En milieu marin, le printemps et l'automne sont les périodes où les blooms sont plus fréquents. Or, des blooms exceptionnels ou plus réguliers peuvent aussi se vérifier pendant l'hiver. Trombetta et al. (2019) ont détecté en milieu lagunaire des blooms d'hiver de même magnitude que les blooms du

printemps en 2015 et 2016, favorisés par la température. Au regard du changement climatique actuel et futur, une augmentation des températures pourrait potentiellement entraîner des modifications comme par exemple des augmentations de blooms hivernaux. Afin de reconstruire les changements du fonctionnement des communautés phytoplanctoniques, il est nécessaire d'en enquêter les évolutions sur le long terme. Pulina et al. (2012) ont réalisé une étude pluriannuelle des communautés phytoplanctoniques en milieu lagunaire, mettant en évidence un effet de la saisonnalité, démontrant un changement de la production maximale de l'été-automne à l'hiver-printemps. Une étude réalisée par Mariani et al. (2015) retrace les trajectoires saisonnières sur la longue période des variables environnementales et phytoplanctoniques, mais n'est pas relative au milieu lagunaire (bassin artificiel d'eau douce). Il n'existe pas d'études similaires en milieu lagunaire.

1.1.3 Pressions anthropiques & changement climatique

Les milieux littoraux sont connus pour leur multitude d'enjeux. Cadre de vie privilégié, bien-être, ce sont des territoires attractifs pour les populations. Cette attractivité engendre le développement de biens, services et d'industries, liées ou non au milieu marin, accentuant l'artificialisation de ces espaces et les rejets de polluants dans le milieu naturel. Ce contexte accélère le processus d'eutrophisation des milieux et en particulier des lagunes côtières. La Commission européenne (91/271/CEE ; 1991) définit l'eutrophisation comme « l'enrichissement de l'eau en éléments nutritifs, notamment des composés de l'azote et/ou du phosphore, provoquant un développement accéléré des algues et des végétaux d'espèces supérieures qui entraîne une perturbation indésirable de l'équilibre des organismes présents dans l'eau et une dégradation de la qualité de l'eau en question ». Le milieu naturel passe de l'état oligotrophe à l'état eutrophe ; c'est-à-dire que les macrophytes benthiques, tel que les herbiers (à croissance lente, mais indicateur de bonne qualité de l'eau), sont remplacés par des organismes autotrophes microscopiques, tel que le phytoplancton (à croissance rapide et souvent indicateur d'une mauvaise qualité de l'eau ; Le Fur, 2018). Ce changement de producteurs primaires peut entraîner l'asphyxie du milieu et la dégradation des zones d'habitat, nourricerie, nurserie et de frayère.

Les milieux littoraux sont aussi soumis aux phénomènes environnementaux, tels que l'érosion ou la submersion marine. Ces phénomènes sont d'autant plus importants lorsqu'ils sont amplifiés par la concentration des enjeux humains et matériels sur le linéaire côtier car leur vulnérabilité est accrue (Anselme, 2016). S'ajoutent à ces pressions anthropiques et environnementales, les effets du changement climatique (Observatoire national sur les effets du réchauffement climatique, 2015) :

- la hausse des températures : induite par l'augmentation des gaz à effet de serre (GES). Le Groupement d'Experts Intergouvernemental sur l'Evolution du Climat (GIEC ; 2014) prévoit un

réchauffement global d'environ 4,5°C par rapport à l'ère préindustrielle, plus important sur le continent que sur les océans grâce à l'inertie thermique de ces derniers. Le bassin méditerranéen devrait voir sa température augmenter entre 1 et 1,25°C entre 2081 et 2100 (Stocker et al., 2013) ;

- la modification du régime des précipitations : le volume des précipitations est en baisse, les périodes de sécheresses et de pluies extrêmes sont fréquentes et intensifiées, cela fragilise les sols et sont plus assujettis à l'érosion et aux glissements de terrain (Bille et al., 2009) ;
- la hausse du niveau de la mer : les courants sont modifiés, le risque de submersion marine est accru et les nappes se salinisent (Bille et al., 2009) ;
- et l'acidification des océans : ce phénomène « résulte d'un changement dans l'équilibre chimique des océans engendré par l'augmentation de la pCO_2 [pression partielle de gaz carbonique] atmosphérique » et entraîne une diminution du pH et la modification des écosystèmes marins (Noisette, 2013).

Ces changements globaux impactent les milieux lagunaires. En effet, l'augmentation de la température et la modification du régime des précipitations contribuent à l'augmentation de l'évaporation, et par conséquent à l'augmentation de la salinité du milieu. Ainsi, le processus d'eutrophisation sera favorisé (Aubé, 2016). L'écosystème sera directement impacté. Ces changements seront d'autant plus important si la colonne d'eau est faible. Ces effets seront donc plus impactant sur les lagunes de faible profondeur. Selon Paskoff (2010), « les lagunes constituent un trait éphémère des côtes ». L'élévation du niveau de la mer favorisera les submersions et les lagunes deviendront des baies.

1.2 Problématique & cahier des charges

Face à la dégradation croissante des milieux lagunaires à travers le monde, particulièrement en Méditerranée, une bonne connaissance de leur fonctionnement est nécessaire pour fournir une aide à la conservation et à la restauration de ces milieux. Cette étude portera sur les milieux lagunaires en Corse, et plus précisément sur les étangs de Diana et Urbinu (Figure 1). La Corse compte un grand nombre de milieux lagunaires le long de sa plaine orientale, différents en terme de taille, de structure, d'usage et d'impacts anthropiques. Les milieux lagunaires corses, hydromorphologiquement semblables, mais avec des gestions et des usages différents, ont-ils les mêmes évolutions et les mêmes fonctionnements ? Cette étude a pour objectif de connaître les trajectoires d'évolution des étangs précités, en utilisant le phytoplancton comme bioindicateur, et de les comparer dans le but de réaliser des préconisations de gestion auprès des acteurs locaux.

Les missions confiées pour mener à bien l'étude sont les suivantes :

- réaliser un état des lieux des différents usages des lagunes et leurs gestions ;

- constituer une base de données regroupant les données sur les phytoplanctons présents, les paramètres environnementaux des lagunes et les données météorologiques via les réseaux de prélèvements, les données bibliographiques et les campagnes terrain pour 2020 ;
- et identifier les trajectoires d'évolution des deux étangs à partir des communautés phytoplanctoniques sur la base d'une analyse saisonnière et les comparer pour comprendre leur fonctionnement, leurs évolutions passées et fournir une aide à la gestion future.

Ce rapport présentera le cadre de l'étude, la méthodologie employée et les résultats obtenus.

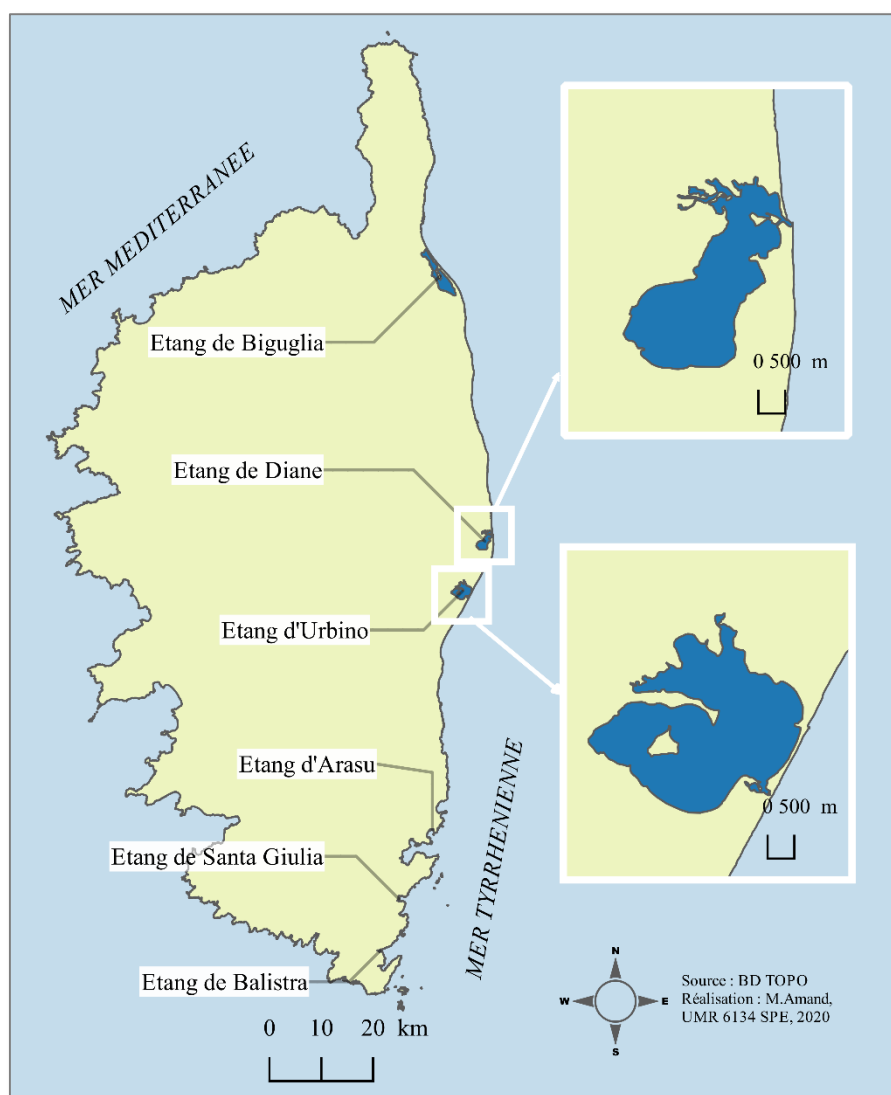


Figure 1 : Carte de situation des étangs étudiés.

3 MATÉRIELS & MÉTHODES

3.1 Présentation des sites étudiés

La Corse est une île située dans la partie occidentale du bassin méditerranéen, au Nord de la Sardaigne. Les étangs de Diana et d'Urbinu se situent sur la côte Est de l'île, dans la plaine orientale. Ils sont connus pour leurs caractéristiques hydromorphologiques semblables. Or, ils présentent des distinctions notables, que ce soit au niveau environnemental ou anthropique (Tableau 1 ; Figure 2). L'étang d'Urbinu est plus vaste mais celui de Diana est plus profond. L'étang de Diana est détenu par un privé et est exploité pour les activités aquacoles et conchylicoles. Urbinu a longtemps été exploité mais depuis 2016, la conchyliculture est arrêtée. Seules persistent les activités de pêches et conchylicultures traditionnelles. Le bassin versant de Diana est important, il est donc mieux alimenté en eaux douces qu'Urbinu. Cela explique son temps de renouvellement des eaux plus court (19 mois contre 57 mois à Urbinu). Urbinu, propriété du Conservatoire du littoral, bénéficie d'une faune et d'une flore remarquables protégées grâce aux divers statuts de protection (ex. site Ramsar).

Tableau 1 : Caractéristiques principales des étangs de Diana et Urbinu.

		Diana (46°82 N, 8°00 E)	Urbinu (46°72 N, 7°92 E)
Caractéristiques générales (Pôle-Relais lagunes méditerranéennes, 2018 ; Pergent-Martini et al., 1997)	<i>Situation</i>	70 km au Sud de Bastia, sur les communes d'Aléria et de Tallone	75 km au Sud de Bastia, sur la commune de Ghisonaccia
	<i>Superficie de l'étang</i>	570 ha	790 ha
	<i>Volume de l'étang</i>	33 millions de m ³	38 millions de m ³
	<i>Profondeur</i>	Jusqu'à 11 m	Jusqu'à 9 m
	<i>Propriétaire(s)</i>	Privé ; détenu par le Groupement Foncier Agricole de Diana (GFA)	Conservatoire du littoral depuis 2007
	<i>Gestionnaire(s)</i>	Entreprises exploitant l'étang ; SARL étang de Diane, SCA sainte Marie de Diane, SARL Ferme marine d'Aléria et SARL Les fermes marines de Corse/SCORSA	Conseil Départemental de Haute-Corse (2006-2017), Collectivité de Corse (depuis 2018)
	<i>Statuts particuliers</i>		Site Natura 2000 (2004), site Ramsar (2009), programme Life + Envoll, (laros limicoles)
Hydrologie (Pôle-Relais lagunes méditerranéennes, 2018 ; Orsoni, 2003)	<i>Superficie du BV et apports</i>	62 km ² Pas de rejets de station d'épuration sur le BV et certaines habitations, commerces et établissements sont pourvus de systèmes d'assainissement individuels (eaux usées enfouies dans le sol)	31 km ² Certaines habitations, commerces et établissements sont pourvus de systèmes d'assainissement individuels (eaux usées enfouies dans le sol)
	<i>Apports des cours d'eau</i>	Fil d'Arena, ruisseaux Pietroni et Ronsignese et ruissellement du BV	Ruisseaux Fontana vecchia et Frassonne, ruissellement du BV, et milieux humides périphériques
	<i>Apports du grau</i>	Situé au Nord, régulièrement entretenu par les exploitants du site. Une passe a été créée au niveau de la presqu'île au Nord, afin de faciliter	Initialement situé au Sud, il a été creusé au Nord dans les années 1970 et est entretenu ponctuellement

		les flux hydrologiques vers le Sud de l'étang	
	<i>Temps de renouvellement</i>	19 mois	57 mois
Faune & flore (Pôle-Relais lagunes méditerranéennes, 2018 ; Pergent-Martini et al., 2000)	<i>Faune aquatique</i>	Mulets, bars, soles, plies, anguilles	Aphanius de Corse, anguilles
	<i>Faune terrestre / avifaune</i>	Grands cormorans, laridés, canards siffleurs, limicoles, grands échassiers	Anatidés, limicoles, échassiers, grands cormorans, foulque macroule, grèbes huppés, flamants roses, grandes aigrettes, sternes pierre garin, mouettes rieuses
	<i>Flore aquatique</i>	Rives composées de salicornes, inules, roselière et phragmites Fonds composés d'herbiers à cymodocées et zostères, algues	Rives composées de sansouires, jonçaises, tamaricaies, roselières Fonds composés d'herbiers à phanérogames (ex. cymodocées)
	<i>Flore terrestre</i>	Maquis, cultures (ex. vignes)	Genévriers à gros fruits, pins maritimes, Hibiscus à cinq fruits, cultures (ex. vignes, oliveraies)
Usages & activités (Pôle-Relais lagunes méditerranéennes, 2018 ; Orsoni, 2004)	<i>Autour de l'étang</i>	Cultures (vignobles : 4 % ; vergers et petits fruits : 0.9 % ; prairies et autres surfaces toujours en herbes à usage agricole : 1 % ; systèmes cultureux et parcellaires complexes : 3 % ; surfaces essentiellement agricoles interrompues par des espaces naturels importants : 0.6 % ; Figure 2), urbanisation faible (tissu urbain discontinu : 0,1 % ; Figure 2)	Cultures (vignobles : 16% ; vergers et petits fruits : 2 % ; prairies et autres surfaces toujours en herbes à usage agricole : 5 % ; systèmes cultureux et parcellaires complexes : 21 % ; surfaces essentiellement agricoles interrompues par des espaces naturels importants : 1 % ; Figure 2)
	<i>Sur l'étang</i>	Ancien port pour les grecs et les romains, l'étang est aujourd'hui exploité pour la conchyliculture (huîtres et moules) et l'aquaculture (bars et daurades). Il y a aussi une activité de pêche	Exploitation conchylicole intense entre les années 1990 et 2000, puis complètement arrêtée depuis 2016, la pêche traditionnelle et l'ostréiculture y sont pratiquées

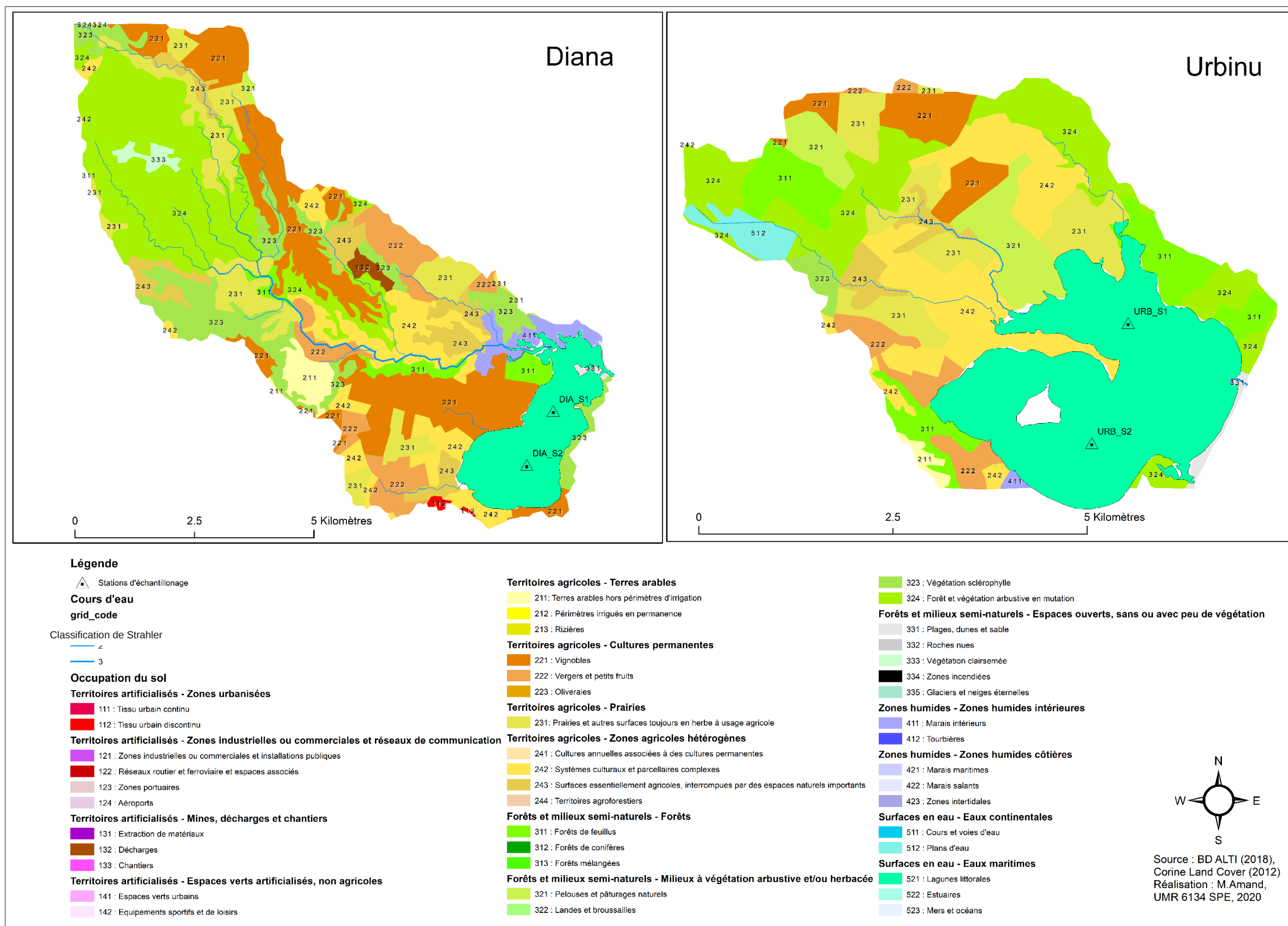


Figure 2 : Carte de l'occupation du sol.

3.2 Données d'observation

3.2.1 Données environnementales

Les étangs de Diana et d'Urbinu sont sous l'influence du climat méditerranéen ; il permet la transition entre les climats tempérés et désertiques. Les étés sont chauds et secs, et les hivers sont doux et humides (Aubouin et al., 2020).

Les stations météorologiques de Solenzara et d'Alistro ont été choisies car ce sont les stations les plus proches des étangs étudiés (Tableau 2). De plus, le système de notation de Météo France indique que ces deux stations ont des données plus qualitatives que les autres stations présentes dans la zone. Ces stations sont ouvertes depuis un certain temps, 1961 pour Solenzara et 1990 pour Alistro, ce qui permet une analyse sur le long ou moyen terme. La station météorologique de Alistro a été choisie pour représenter les conditions météorologiques de l'étang de Diana et celle de Solenzara pour représenter Urbinu.

Tableau 2 : Informations sur les stations météorologiques de Solenzara et Alistro (Source : Météo-France).

	Alistro	Solenzara
Position	42°15'35" N, 9°32'29" E	41°55'19" N, 9°24'03" E
Altitude	65 m	12 m
Distance à la mer	1,12 km	1,03 km
Distance à l'étang	14,07 km au Nord de l'étang de Diana	15,57 km au Sud de l'étang d'Urbinu

Pour les données environnementales du milieu, les données du Réseau de Suivi Lagunaire (RSL) et du Réseau d'Observation et de Surveillance du Phytoplancton et de l'Hydrologie dans les eaux littorales (REPHY) ont été sélectionnées afin de caractériser au mieux le milieu. Le RSL était un outil d'évaluation de la qualité des eaux lagunaires qui a été remplacé par le REPHY en 2014. Le REPHY a pour objectif de suivre les communautés phytoplanctoniques présentes et leurs dynamiques, ainsi que les paramètres environnementaux des lagunes. Les données de ces réseaux sont disponibles dans la BD Quadriga sur le site de l'Ifremer. Dans cette étude, les stations de prélèvements « Diana centre » (42°12'8'', 9°52'9'') et « Etang d'Urbinu – Centre » (42°04'6'', 9°47'8'') ont été utilisées. Les données du RSL récoltées commencent en septembre 1998 et se terminent en août 2018. Les prélèvements se font une fois par mois durant la période estivale (juin-juillet-août). Les données du REPHY récoltées commencent en janvier 1998 et se terminent en septembre 2019. Les prélèvements se réalisent deux fois par mois et durant toute l'année (de janvier à décembre).

3.2.2 Données phytoplanctoniques

Les stations de prélèvements et les données phytoplanctoniques utilisées sont aussi issues du RSL et du REPHY. Les données de phytoplancton y sont divisées en deux groupes :

- la flore indicatrice : espèces ciblées présentant des blooms (seuil fixé à plus de 100 000 cell.L⁻¹) et/ou des espèces toxiques. Les taxons avérés toxiques pour le consommateur sont *Alexandrium*, *Dinophysis*, *Pseudo-nitzschia* et *Ostreopsis*. Les espèces produisant des toxines lipophiles sont *Gonyaulax spinifera*, *Lingulodinium polyedra*, *Prorocentrum reticulatum*, *Prorocentrum lima* ;
- et la flore totale : ensemble des espèces reconnaissables observées. L'identification se fait au plus petit niveau taxinomique (espèces ou genre), sinon au niveau supérieur.

Les données de la flore indicatrice sont disponibles sur les deux étangs, contrairement aux données de la flore totale qui présentent une série longue sur Diana et seulement quelques années sur Urbinu. Aussi, seules les données issues de la flore indicatrice sont étudiées dans ce rapport.

3.2.3 Analyses des données

Les analyses de données ont été effectuées avec le logiciel RStudio. Afin de caractériser l'évolution des lagunes, les séries chronologiques du contexte météorologique et hydrologique ainsi que la structure des communautés phytoplanctoniques ont été analysés sur le long terme. Ce rapport ayant pour objectif d'analyser les dynamiques saisonnières, les analyses sont prises en compte suivant : l'hiver (décembre à février), le printemps (mars à mai), l'été (juin à août) et l'automne (septembre à novembre).

3.2.3.1 Analyses univariées

Les analyses des évolutions temporelles ont été réalisées sur les données environnementales et phytoplanctoniques. Des médianes trimestrielles ont été calculées pour les données environnementales et phytoplanctoniques. Les données nutriments analysées sont l'azote inorganique dissous (NID), les phosphates (PO₄), l'azote total (NT), le phosphore total (PT) et les silicates (SIOH). Ces dernières ont été analysées uniquement en Été car il y avait trop peu de données sur les autres saisons. Les paramètres de l'eau étudiés sont la température (TEMP), la salinité (SALI) et l'oxygène dissous (DO). Les données de pluviométrie (RR) sont aussi étudiées. Pour les données phytoplancton, les classes Diatomophyceae (DIAT) et Dinophyceae (DINO) ont été étudiées, puis un focus a été fait sur des genres toxiques (*Dinophysis* : DPHY ; *Pseudo-nitzschia* : PSNI) et non toxiques (*Chaetoceros* : CHAE ; *Nitzschia* : NITZ).

Le test de Mann-Kendall (MK) a été appliqué sur les médianes trimestrielles afin de caractériser les évolutions saisonnières dans le temps des données précitées.

3.2.3.2 Analyses multivariées

Les médianes saisonnières des données environnementales et phytoplanctoniques ont été calculées afin de réaliser des Analyses des Composantes Principales (ACP). Ces analyses ont pour objectif de déterminer l'influence des paramètres environnementaux (nutriments, milieu et météorologiques) sur les communautés phytoplanctoniques. Parallèlement à ces analyses, des tests de corrélation, suivant la méthode de Spearman, ont été réalisés afin de confirmer les liens entre les variables phytoplanctoniques et environnementales.

3.3 Données terrain de 2020

Afin de suivre la dynamique des communautés phytoplanctoniques au regard des conditions environnementales récentes, des prélèvements et des mesures *in situ* par saison ont été programmés au cours de l'année 2020. Ce rapport présentera les données des prélèvements d'hiver (6 et 7 février pour Diana et Urbinu respectivement) et de printemps (22 et 20 mai respectivement). Chaque étang a deux stations et les échantillonnages ont été réalisés en subsurface (Figure 2). L'emplacement des stations a été choisi de façon à couvrir l'ensemble du plan d'eau en tenant compte des zones spécifiques (apport d'eau douce, impact du grau, ...). Les prélèvements d'eau ont été effectués directement du kayak ou du bateau entre 7h30 et 10h30 sur chacune des stations.

Deux sondes ont été utilisées pour mesurer différents paramètres : la sonde multi-paramètres (YSI ProDSS, Water Quality Probe) pour mesurer la température, l'oxygène dissous, la salinité et la turbidité, et la sonde pour mesurer le pH (VWR pH110).

Pour les analyses de nutriments et de chlorophylle a, 1 L d'eau a été collecté dans des bidons transparents en plastique pour chaque station. Une pré-filtration sur une soie de 200 μm a été réalisée, afin de supprimer les Matières En Suspension (MES) et le mésozooplancton présents dans l'eau. Au laboratoire, des volumes de 80 mL ont été filtrés sur des filtres Whatman GF/F (47 mm, porosité 0.7 μm) pour l'analyse des nitrates, nitrites, phosphates et silicates et de l'ammonium respectivement, puis stockés dans des flacons en plastique et en polycarbonate à -20°C. Pour l'analyse de la chlorophylle a, 250 mL était filtrés sur des filtres Whatman GF/F (25 mm, porosité 0.7 μm), qui ont été conservés au noir à -20°C jusqu'au moment de l'analyse (Figure 3 ; Figure 4). Les analyses des nutriments et de la chlorophylle a ont été réalisées par l'Institut Méditerranéen d'Océanologie (MIO) de Marseille. Les concentrations en NO_3 , NO_2 et DIP ont été déterminées par des méthodes colorimétriques manuelles

selon des procédures d'Aminot & Kérouel (2007), les concentrations en NH_4^+ par la méthode de fluorescence (Holmes et al., 1999). Les mesures de concentration de la chlorophylle ont été obtenues par spectrofluorimétrie selon la méthode de Neveux & Lantoin (1993). Afin de réaliser les comptages de phytoplancton en subsurface, 50 L d'eau ont été filtrés à l'aide d'un filet Apstein (soie de 20 μm ; Figure 5) et 100 mL ont été concentrés et fixés avec du formaldéhyde (concentration finale 2.5%). L'identification et le comptage des communautés microphytoplanctoniques ont été réalisés par la méthode Utermöhl (Utermöhl, 1958 ; AFNOR, 2006) à l'aide d'un microscope photonique inversé à contraste de phase (OLYMPUS®CKX41). Au moins 400 cellules ont été comptées pour s'assurer une bonne représentation des classes présentes (Lund et al., 1958 ; Uehlinger, 1964) et la densité phytoplanctonique a été exprimée en cellules par litre.



Figure 3 : Appareil de filtration pour l'analyse de la chlorophylle a.

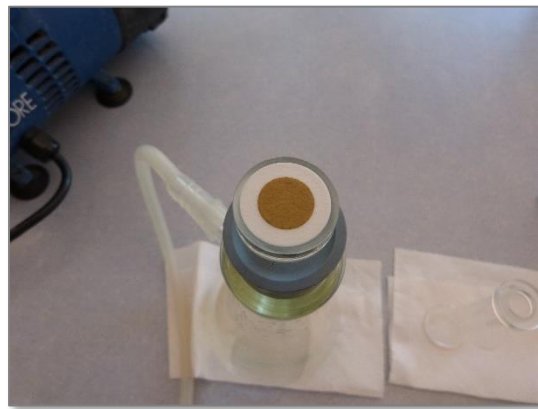


Figure 4 : Filtre Whatman GF/F (25 mm, porosité 0.7 μm) après filtration pour récupérer la chlorophylle a.



Figure 5 : Collecte du phytoplancton à l'aide du filet Apstein (soie de 20 μm).

4 RÉSULTATS

4.1 Évolution des deux lagunes

4.1.1 Données environnementales

La température de l'eau suit les normales saisonnières sur les deux étangs (Figure 6). En Hiver, on note une augmentation significative de la température de l'eau sur l'étang de Diana (Tableau 3). Les précipitations les plus importantes sont concentrées en Automne, Hiver et Printemps, et leur amplitude est caractérisée par une variabilité intrasaisonnière, plus marquée à Urbinu qu'à Diana (Figure 6). Entre 2008 et 2009 à Urbinu, une chute de la salinité est observée en Hiver (30.3-30.5 PSU, soit -5 pts) et au Printemps 2009 (30.1 PSU, soit -3 pts). Sur la même période, la salinité est aussi en diminution à Diana en Hiver (33.7 PSU, soit -4 pts), mais ne chutera qu'au Printemps 2011 (31.8 PSU, soit -4 pts ; Figure 6). En Hiver, la salinité augmente significativement sur les deux étangs (Tableau 3). Sur la période 2009-2017, l'oxygène dissous présente un comportement similaire sur les deux étangs. Il chute en 2011 durant le Printemps (5.9 mg/L, soit -2 pts), l'Eté (5.3 mg/L, soit -1 pts) et l'Automne (4.8 mg/L, soit -3 pts ; Figure 6).

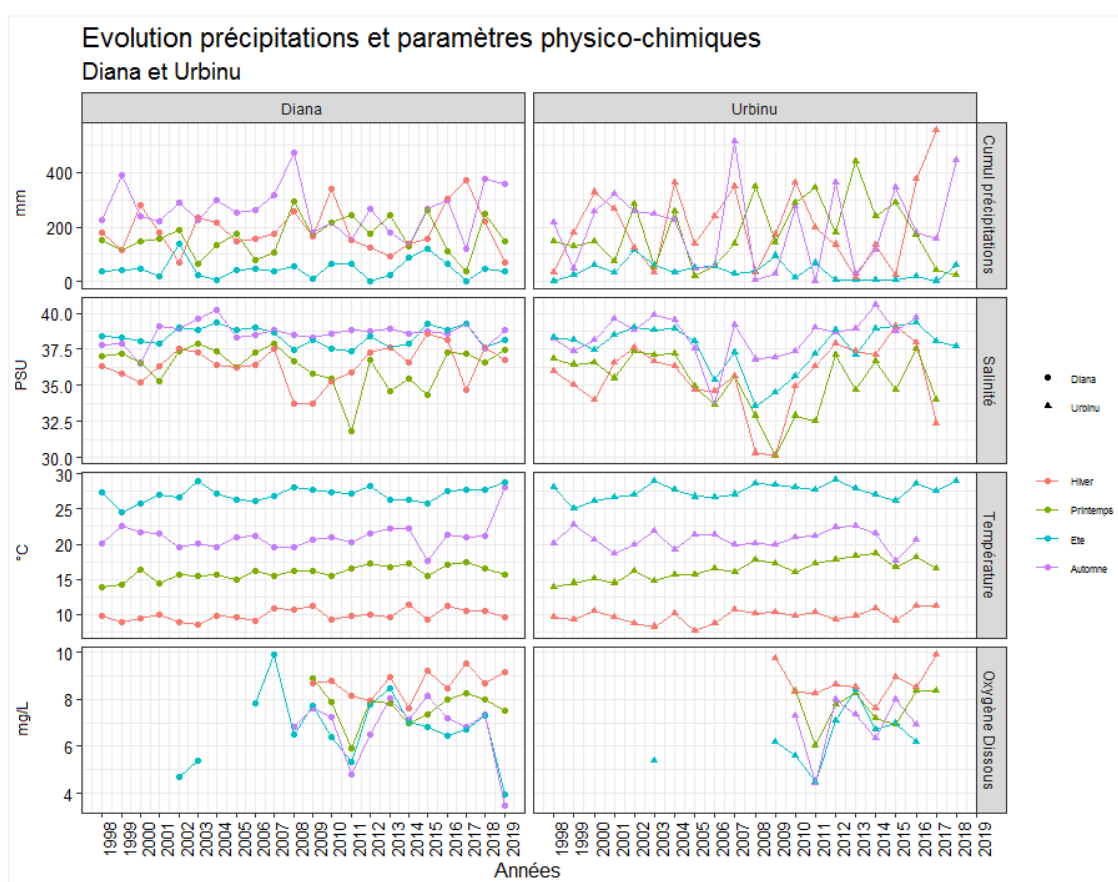


Figure 6 : Évolution des paramètres environnementaux (précipitations, salinité, température de l'eau, oxygène dissous), sur les quatre saisons, pour les deux lagunes.

En Eté, la concentration en azote inorganique dissous semble suivre les mêmes trajectoires sur les deux étangs (Figure 7), or on note leur diminution significative sur l'étang d'Urbinu sur la période étudiée (Tableau 3). La concentration en azote total est plus importante à Urbinu qu'à Diana (Figure 7), mais elle a une tendance significative à l'augmentation sur Diana (Tableau 3). Les concentrations de phosphates et phosphore total présentent des comportements semblables (Figure 7) ; en 2008 la concentration de phosphates présente un pic (+0.63 pts) sur l'étang de Diana. Les silicates sont majoritairement présents à Urbinu (Figure 7). Cependant, on remarque leur augmentation significative sur l'étang de Diana (Tableau 3).

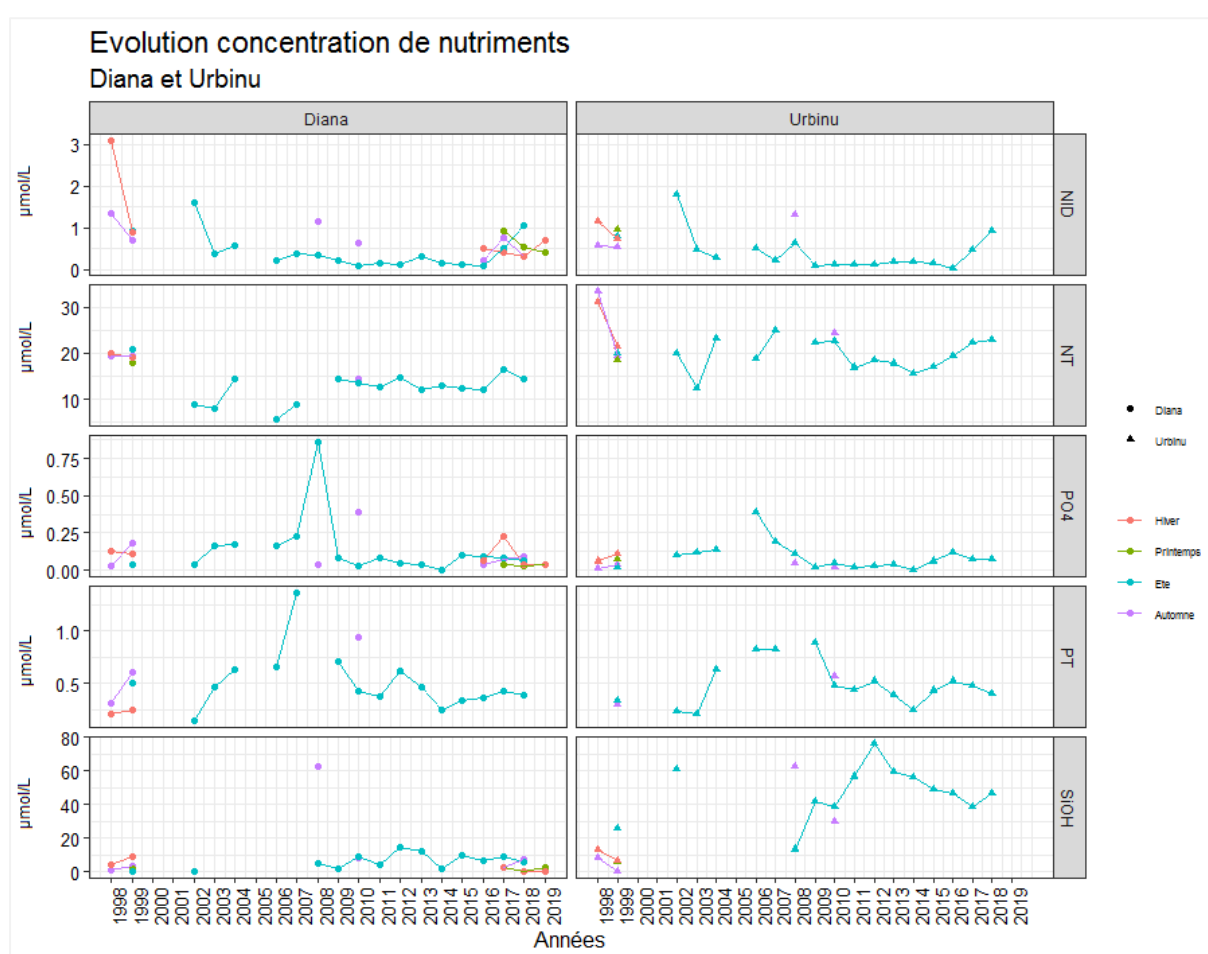


Figure 7 : Évolution des nutriments (NID : azote inorganique dissous ; PO4 : phosphates ; NT : azote total ; PT : phosphore total ; SIOH : silicates), sur les quatre saisons, pour les deux lagunes.

Tableau 3 : Résultats des tests de Mann-Kendall sur les paramètres environnementaux (RR : précipitations ; SALI : salinité ; TEMP : température de l'eau ; DO : oxygène dissous) et les nutriments (NID : azote inorganique dissous ; PO4 : phosphates ; NT : azote total ; PT : phosphore total ; SIOH : silicates), pour des quatre saisons, sur les deux lagunes. Si la pvalue < 0.05, le test est significatif. La valeur de tau donne des indications sur l'évolution. Les valeurs en gras correspondent aux tests significatifs.

		Eté			Automne			Hiver			Printemps		
		n	pvalue	tau	n	pvalue	tau	n	pvalue	tau	n	pvalue	tau
Diana	RR	22	0.906	0.011	22	0.557	-0.049	22	0.596	-0.044	22	0.799	0.021
	SALI	22	0.586	-0.050	22	0.601	0.045	22	0.018	0.201	22	0.297	-0.089
	TEMP	22	0.381	0.080	22	0.585	0.047	22	0.024	0.192	22	0.280	0.091
	DO	16	0.688	-0.042	12	0.782	0.036	11	0.372	0.118	11	0.529	0.081
	NID	17	0.079	-0.182	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	PO4	17	0.096	-0.173	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	NT	16	< 0.01	0.306	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	PT	16	0.208	-0.135	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	SIOH	13	0.020	0.28	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Urbinu	RR	22	0.911	-0.009	22	0.951	0.005	22	0.178	-0.112	22	0.991	0.001
	SALI	22	0.558	0.052	19	0.302	0.095	20	0.028	0.196	20	0.066	-0.166
	TEMP	22	0.105	0.143	18	0.926	0.009	20	0.083	0.156	20	0.142	0.132
	DO	9	0.413	0.12	7	0.602	0.079	9	0.456	0.113	8	0.385	0.13
	NID	17	< 0.01	-0.296	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	PO4	17	0.058	-0.192	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	NT	16	0.754	0.033	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	PT	16	0.943	-0.008	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	SIOH	13	0.523	0.078	-	-	-	-	-	-	-	-	-

4.1.2 Communautés phytoplanctoniques

L'analyse de la flore indicatrice (blooms et/ou espèces toxiques) montre que les Diatomophyceae sont dominantes sur les quatre saisons et les deux étangs (Figure 8) et elles sont significativement en augmentation sur les quatre saisons, sauf l'été à Urbinu (Tableau 4). L'étang d'Urbinu présente une communauté de Dinophyceae plus importante qu'à Diana sur les quatre saisons (Figure 8). La saison hivernale concentre les blooms de Diatomophyceae les plus importants sur les deux étangs ; 2006 est marqué par un bloom exceptionnel de Diatomophyceae (3 066 500 cell/L ; *Pseudo-nitzschia delicatissima*, *seriata*, *complexe delicatissima*, *complexe seriata*) à Urbino. Les Dinophyceae sont plus importantes à Urbinu qu'à Diana (Figure 8). Au Printemps, les Diatomophyceae présentent des blooms plus importants à Urbinu qu'à Diana, dont un exceptionnel en 2006 (1 296 000 cell/L ; *Pseudo-nitzschia* sp., *Pseudo-nitzschia delicatissima*, *seriata*, *complexe delicatissima*, *complexe seriata* ; Figure 8). En Été, les Diatomophyceae sont plus importante à Diana qu'à Urbinu (Figure 8). En Automne, la densité cellulaire moyenne des Dinophyceae est supérieure à celle des Diatomophyceae à Urbinu (2007 : bloom de *Gyrodinium* ; 2013 : bloom de *Gymnodinium catenatum*) ; 2008 est marqué par le bloom de Dinophyceae le plus important. On note aussi un bloom de Dinophyceae à Diana en 2006 (bloom de *Gyrodinium catenatum* et de *Karenia mikimotoi* ; Figure 8).

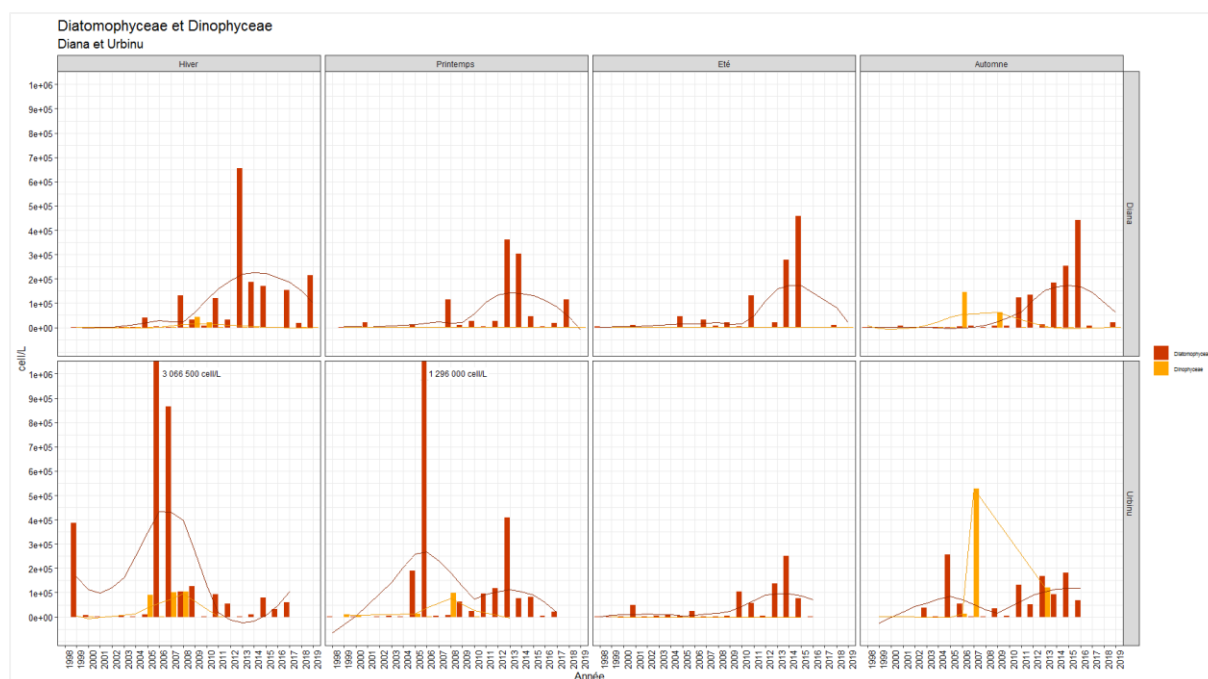


Figure 8 : Évolution des communautés phytoplanctoniques de Diatomophyceae et Dinophyceae, à partir de la flore indicatrice, pour les quatre saisons, sur les deux lagunes.

Les genres phytoplanctoniques toxiques ciblés sont dominants à Urbinu, notamment en Hiver (densité maximale de *Dinophysis* en 2004 : 10 000 cell/L ; bloom de *Pseudo-nitzschia* en 2006 : plus de 3 000 000 cell/L) et au Printemps (bloom de *Pseudo-nitzschia* en 2006 : plus de 1 000 000 cell/L ; Figure 9). Les *Pseudo-nitzschia* y sont significativement en augmentation à l'Automne (Tableau 4). Le suivi des espèces non toxiques étant allégé (suivi des blooms uniquement), les résultats de l'évolution sur les genres *Chaetoceros* et *Nitzschia* sont ponctuels (Figure 9). En Été, des blooms de *Chaetoceros* (plus de 1 500 000 cell/L en 2014) et de *Nitzschia* (plus de 1 000 000 cell/L en 2013) sont observés, contrairement à Urbinu où ces genres sont majoritairement présent à l'Automne (bloom de *Chaetoceros* en 2005 : plus de 750 000 cell/L ; bloom de *Nitzschia* en 2007 : plus de 6 000 000 cell/L ; Figure 9).

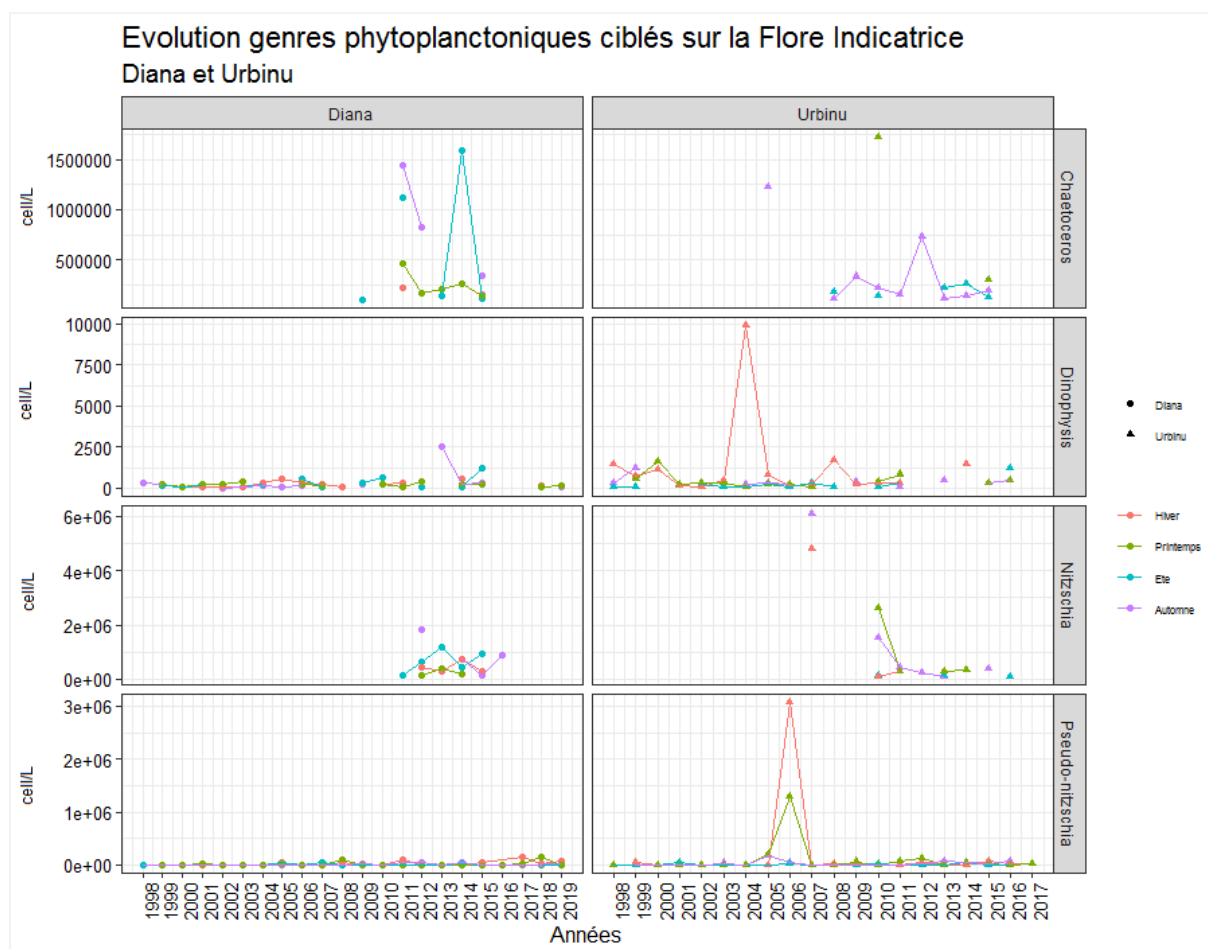


Figure 9 : Évolution des densités cellulaires de *Chaetoceros*, *Dinophysis*, *Nitzschia* et *Pseudo-nitzschia*, à partir de la flore indicatrice, pour les quatre saisons, sur les deux lagunes.

Tableau 4 : Résultats des tests Mann-Kendall sur les données phytoplanctoniques (DIAT : Diatomophyceae ; DINO : Dinophyceae ; CHAE : *Chaetoceros* ; NITZ : *Nitzschia* ; DPHY : *Dinophysis* ; PSNI : *Pseudo-nitzschia*), pour les quatre saisons, sur les deux lagunes. Le champ « n » correspond au nombre d'années disponibles ; si $n < 4$, le test ne pourra être réalisé. Si la pvalue < 0.05 , le test est significatif. La valeur du « tau » donne des indications sur l'évolution. Les valeurs en gras correspondent aux tests significatifs.

		Eté			Automne			Hiver			Printemps		
		n	pvalue	tau	n	pvalue	tau	n	pvalue	tau	n	pvalue	tau
Diana	DIAT	20	0.050	0.333	21	< 0.01	0.673	20	< 0.01	0.579	21	0.015	0.387
	DINO	13	0.480	0.173	14	0.911	-0.034	18	0.174	0.251	17	1	0.008
	CHAE	3	-	-	2	-	-	5	0.806	0.2	5	0.462	-0.4
	NITZ	4	0.734	-0.333	4	1	0	5	0.462	0.4	3	-	-
	DPHY	12	0.210	0.299	14	0.337	0.214	13	0.344	0.22	14	0.418	-0.187
	PSNI	20	0.104	0.269	21	<0.01	0.469	20S	0.207	0.216	21	0.053	0.31
Urbinu	DIAT	18	0.676	0.078	19	<0.01	0.516	18	0.013	0.433	20	<0.01	0.427
	DINO	8	0.063	0.571	5	0.220	0.6	9	0.710	-0.143	3	-	-
	CHAE	-	-	-	9	0.348	-0.278	2	-	-	5	1	0
	NITZ	3	-	-	6	0.060	-0.733	4	0.734	-0.333	3	-	-
	DPHY	15	0.960	-0.019	11	0.750	0.096	13	1	0.013	12	0.088	0.432
	PSNI	18	0.404	0.15	19	0.041	0.349	18	0.160	0.249	20	0.432	0.28

4.1.3 Évolution des communautés phytoplanctoniques au regard des données environnementales

En Été, à Diana, les *Dinophysis* sont corrélés positivement à l'oxygène dissous (Tableau 5). Les précipitations sont corrélées négativement à l'azote inorganique dissous et au phosphore total. Ce dernier est corrélé positivement à l'oxygène dissous. L'Analyse des Composantes Principales a été réalisée sur 15 variables (6 variables phytoplanctoniques, 4 variables environnementales et 5 variables de nutriments ; Figure 10a). Les deux premières dimensions (Dim.) représentaient 36.4 % de la variabilité totale (Dim.1 : 19.4 % ; Dim.2 : 17 %). La Dim.1 était positivement corrélée au genre *Dinophysis*, aux silicates, à l'oxygène dissous, au phosphore total et à la température de l'eau. Les années 2007 et 2012 sont exprimées par ces variables. Elle était négativement corrélée aux Diatomophyceae, à l'azote inorganique dissous et aux précipitations. Les années 1999, 2002, 2014 et 2015 sont exprimées par ces variables. La Dim.2 était positivement corrélée aux Dinophyceae et aux genres *Pseudo-nitzschia*, *Nitzschia* et *Chaetoceros*. Les années 2010 et 2011 sont exprimées par ces variables. Elle était négativement corrélée à la salinité.

En Été, à Urbinu, les Diatomophyceae sont corrélées positivement au genre *Pseudo-nitzschia* (Tableau 5). Les Dinophyceae sont corrélés négativement à la salinité. L'azote total est corrélé positivement au phosphore total et négativement aux silicates. Enfin, les précipitations sont corrélées négativement à l'oxygène dissous. L'Analyse des Composantes Principales a été réalisée sur 14 variables (5 variables phytoplanctoniques, 4 variables environnementales et 5 variables de nutriments ; Figure 10b). Les deux premières dimensions représentaient 40.6 % de la variabilité totale (Dim.1 : 25.1 % ; Dim.2 : 15.5 %). La Dim.1 était positivement corrélée aux Diatomophyceae, au genre *Pseudo-nitzschia* et aux phosphates. L'année 2006 est exprimée par ces variables. Elle était négativement corrélée à la salinité. L'année 2014 était exprimée par ces variables. La Dim.2 était positivement corrélée aux Dinophyceae, aux genres *Nitzschia* et *Dinophysis*, à l'azote total, à l'oxygène dissous et à la température de l'eau. L'année 2007 était exprimée par ces variables. Elle était négativement corrélée à l'azote inorganique dissous et aux silicates. Les années 2002, 2003 et 2011 étaient exprimées par ces variables.

À l'Automne, à Diana, le genre *Pseudo-nitzschia* est corrélé positivement aux Diatomophyceae et au genre *Dinophysis* (Tableau 5). L'Analyse des Composantes Principales a été réalisée sur 10 variables (5 variables phytoplanctoniques et 5 variables environnementales ; Figure 10c). Les deux premières dimensions représentaient 39 % de la variabilité totale (Dim.1 : 22.3 % ; Dim.2 : 16.7 %). La Dim.1 était positivement corrélée aux genres *Chaetoceros*, *Nitzschia* et *Pseudo-nitzschia*, et à la température de l'eau. Les années 2011 et 2019 étaient exprimées par ces variables. Elle était négativement corrélée aux Dinophyceae et à l'oxygène dissous. L'année 2015 était exprimée par ces variables. La

Dim.2 était positivement corrélée aux Diatomophyceae, au genre *Dinophysis* et à la salinité. L'année 2014 était exprimée par ces variables. Elle était négativement corrélée aux précipitations.

À l'Automne, à Urbinu, le genre *Pseudo-nitzschia* est corrélé négativement au genre *Nitzschia* (Tableau 5). L'Analyse des Composantes Principales a été réalisée sur 10 variables (5 variables phytoplanctoniques et 5 variables environnementales ; Figure 10d). Les deux premières dimensions représentaient 39.8 % de la variabilité totale (Dim.1 : 31.8 % ; Dim.2 : 18 %). La Dim.1 était positivement corrélée aux Dinophyceae, au genre *Nitzschia*, à la salinité et aux précipitations. Les années 2005 et 2007 étaient exprimées par ces variables. Elle était négativement corrélée aux Diatomophyceae, au genre *Pseudo-nitzschia* et à la température de l'eau. La Dim.2 était positivement corrélée au genre *Chaetoceros* et à l'oxygène dissous. Elle était négativement corrélée au genre *Dinophysis*. L'année 1999 était exprimée par cette variable.

En Hiver, à Diana, la température de l'eau est corrélée positivement aux genres *Nitzschia* *Dinophysis* (Tableau 5). L'Analyse des Composantes Principales a été réalisée sur 10 variables (5 variables phytoplanctoniques et 5 variables environnementales ; Figure 10e). Les deux premières dimensions représentaient 50.4 % de la variabilité totale (Dim.1 : 29.6 % ; Dim.2 : 20.8 %). La Dim.1 était positivement corrélée aux Diatomophyceae, aux genre *Chaetoceros* et *Pseudo-nitzschia*, et à l'oxygène dissous. L'année 2013 était exprimée par ces variables. Elle était négativement corrélée aux genre *Nitzschia* et *Dinophysis*, et à la température de l'eau. Les années 2012 et 2014 sont exprimées par ces variables. La Dim.2 était positivement corrélée aux Dinophyceae et aux précipitations. Les années 2009 et 2010 étaient exprimées par ces variables. Elle était négativement corrélée à la salinité.

En Hiver, à Urbinu, les Diatomophyceae sont corrélées positivement au genre *Pseudo-nitzschia* et les précipitations sont corrélées positivement à la température de l'eau (Tableau 5). L'Analyse des Composantes Principales a été réalisée sur 10 variables (5 variables phytoplanctoniques et 5 variables environnementales ; Figure 10f). Les deux premières dimensions représentaient 25.3 % de la variabilité totale (Dim.1 : 23.8 % ; Dim.2 : 21.5 %). La dim.1 était corrélée positivement au genre *Dinophysis* et à la température de l'eau. Elle était corrélée négativement aux Diatomophyceae. L'année 2015 était expliquée par cette variable. La Dim.2 était corrélée positivement aux genres *Chaetoceros*, *Pseudo-nitzschia* et *Nitzschia*, à l'oxygène dissous et aux précipitations. Les années 2006, 2010 et 2017 étaient exprimées par ces variables. La Dim.2 était corrélée négativement aux Dinophyceae et à la salinité. Les années 2006, 2010 et 2015 sont isolées.

Au Printemps, à Diana, les Diatomophyceae sont corrélées négativement à la salinité et positivement aux précipitations et au genre *Pseudo-nitzschia* (Tableau 5). Les Dinophyceae sont corrélées positivement au genre *Dinophysis*. L'Analyse des Composantes Principales a été réalisée sur

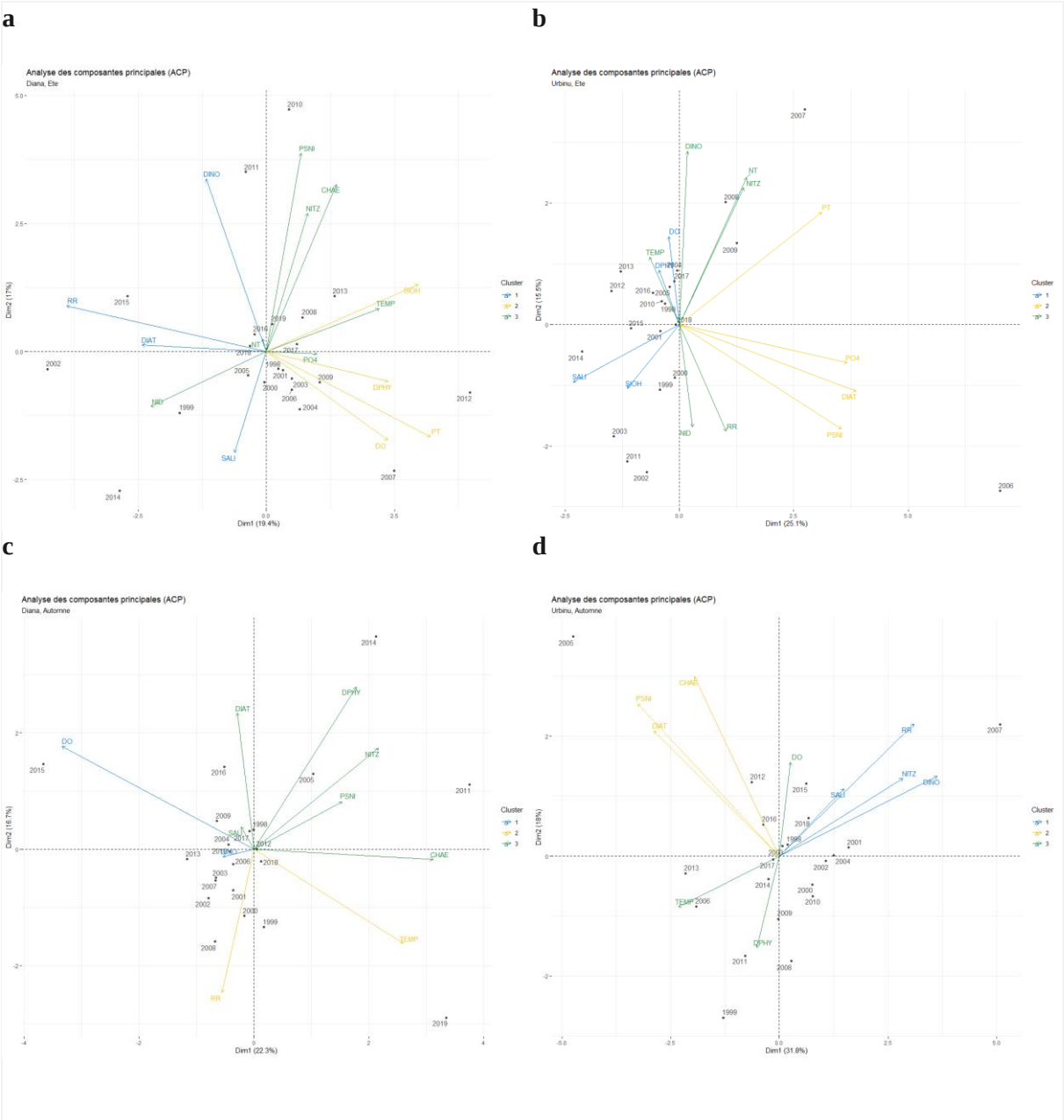
10 variables (5 variables phytoplanctoniques et 5 variables environnementales ; Figure 10g). Les deux premières dimensions représentaient 44.9 % de la variabilité totale (Dim.1 : 27.2 % ; Dim.2 : 17.7 %). La Dim.1 était positivement corrélée au genre *Dinophysis*, à la salinité et à l'oxygène dissous. Elle est corrélée négativement aux Diatomophyceae, aux genres *Nitzschia* et *Chaetoceros*, et aux précipitations. L'année 2011 était exprimée par ces variables. La Dim.2 est corrélée positivement au genre *Pseudo-nitzschia* et à la température de l'eau. Les années 2016 et 2017 étaient exprimées par ces variables. Elle est corrélée négativement aux Dinophyceae. L'année 1999 était exprimée par cette variable.

Au Printemps, à Urbinu, la température de l'eau est corrélée positivement au genre *Chaetoceros* et aux précipitations, et la température de l'eau est corrélée positivement aux précipitations (Tableau 5). L'Analyse des Composantes Principales a été réalisée sur 10 variables (5 variables phytoplanctoniques et 5 variables environnementales ; Figure 10h). Les deux premières dimensions représentaient 46.5 % de la variabilité totale (Dim.1 : 26.1 % ; Dim.2 : 20.4 %). La Dim.1 était corrélée positivement aux Diatomophyceae, au genre *Pseudo-nitzschia*, et aux précipitations. L'année 2014 était exprimée par ces variables. Elle était corrélée négativement aux Dinophyceae et à l'oxygène dissous. La Dim.2 était corrélée positivement aux genres *Dinophysis* et *Chaetoceros*, à la température de l'eau et à la salinité. L'année 2016 était exprimée par ces variables. Elle était corrélée négativement au genre *Nitzschia*.

Tableau 5 : Résultats des tests de corrélation sur les données phytoplanctoniques (DIAT : Diatomophyceae ; DINO : Dinophyceae ; CHAE : Chaetoceros ; NITZ : Nitzschia ; DPHY : Dinophysis ; PSNI : Pseudo-nitzschia), les paramètres environnementaux (RR : précipitations ; SALI : salinité ; TEMP : température de l'eau ; DO : oxygène dissous) et les nutriments (NID : azote inorganique dissous ; PO4 : phosphates ; NT : azote total ; PT : phosphore total ; SIOH : silicates), pour les quatre saisons, sur les deux lagunes. Le champ « n » correspond au nombre d'observations utilisées dans l'analyse de chaque paire de variables. Seules les résultats significatifs ont été représentés (pvalue < 0.05). La valeur du « rho » donne des indications sur la direction.

Variables corrélées	Eté			Automne			Hiver			Printemps			
	<i>n</i>	<i>pvalue</i>	<i>rhô</i>	<i>n</i>	<i>pvalue</i>	<i>rhô</i>	<i>n</i>	<i>pvalue</i>	<i>rhô</i>	<i>n</i>	<i>pvalue</i>	<i>rhô</i>	
Diana	DIAT / PSNI	-	-	-	20	0.036	0.47	-	-	-	20	0.017	0.53
	DIAT / SALI	-	-	-	-	-	-	-	-	-	21	< 0.01	-0.63
	DIAT / RR	-	-	-	-	-	-	-	-	-	21	< 0.01	0.58
	DINO / DPHY	-	-	-	-	-	-	-	-	-	14	0.027	0.59
	NITZ / TEMP	-	-	-	-	-	-	5	0.039	0.90	-	-	-
	DPHY / NID	9	0.025	-0.73	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	DPHY / DO	8	0.044	0.72	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	DPHY / PSNI	-	-	-	14	0.047	0.54	-	-	-	-	-	-
	DPHY / TEMP	13	0.039	0.58	-	-	-	13	0.039	0.58	-	-	-
	RR / PT	16	< 0.01	-0.72	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Urbinu	RR / SALI	22	0.018	-0.63	-	-	-	-	-	-	22	0.001	-0.63
	DO / PT	14	< 0.01	0.67	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	DIAT / PSNI	18	< 0.01	0.69	-	-	-	18	< 0.01	0.74	-	-	-
	DINO / SALI	8	0.046	-0.71	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	CHAE / TEMP	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5	0.037	0.90
	PSNI / NITZ	-	-	-	6	< 0.01	-0.94	-	-	-	-	-	-

NT / PT	16	0.044	0.51	-	-	-	-	-	-	-	-	-
NT / SIOH	12	0.038	-0.60	-	-	-	-	-	-	-	-	-
RR / DO	9	0.029	-0.72	-	-	-	-	-	-	-	-	-
RR / TEMP	-	-	-	-	-	-	20	0.030	0.48	20	0.023	0.50



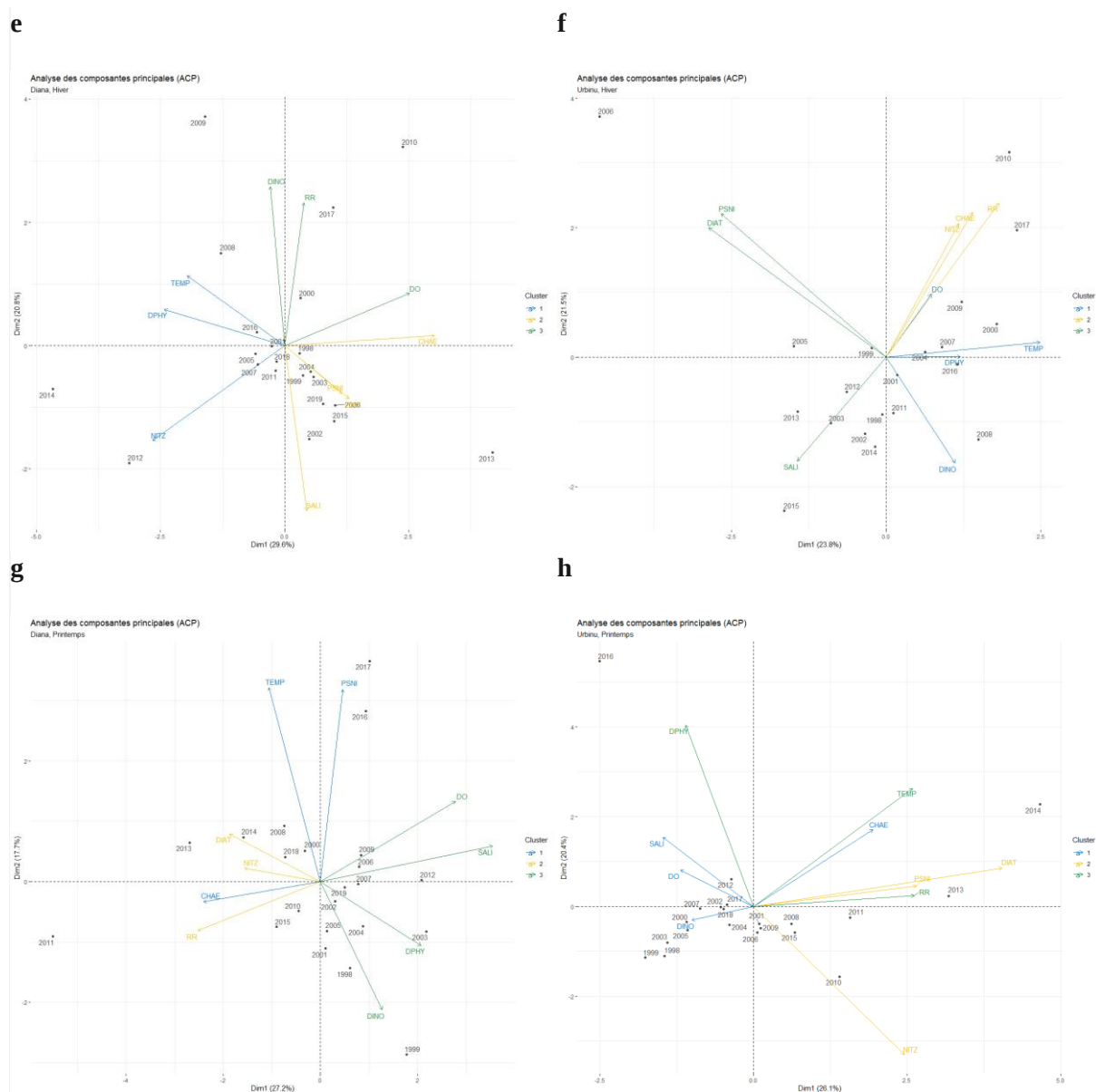


Figure 10 : Analyses des Composantes Principales des données phytoplanctoniques (DIAT : Diatomophyceae ; DINO : Dinophyceae ; CHAE : Chaetoceros ; NITZ : Nitzschia ; DPHY : Dinophysis ; PSNI : Pseudo-nitzschia), les paramètres environnementaux (RR : précipitations ; SALI : salinité ; TEMP : température de l'eau ; DO : oxygène dissous) et les nutriments (NID : azote inorganique dissous ; PO4 : phosphates ; NT : azote total ; PT : phosphore total ; SIOH : silicates), pour les quatre saisons et sur les deux lagunes.

4.2 Données terrain de 2020

La température de l'eau et l'azote inorganique dissous ont le même comportement sur les deux étangs (Figure 11). Les stations d'échantillonnage montrent aussi des résultats similaires, sauf à Urbinu au Printemps, où la concentration en chlorophylle a est plus importante à S2 qu'à S1. En Hiver, l'étang de Diana présente une turbidité, conductivité et une concentration en chlorophylle a plus importante qu'à Urbinu. Au Printemps, la saturation en oxygène, l'oxygène dissous, le pH, les phosphates et les

silicates montrent des valeurs plus importantes à Urbinu qu'à Diana. On note aussi une salinité plus élevée à Diana (35.6 PSU) qu'à Urbinu (33.4 PSU).

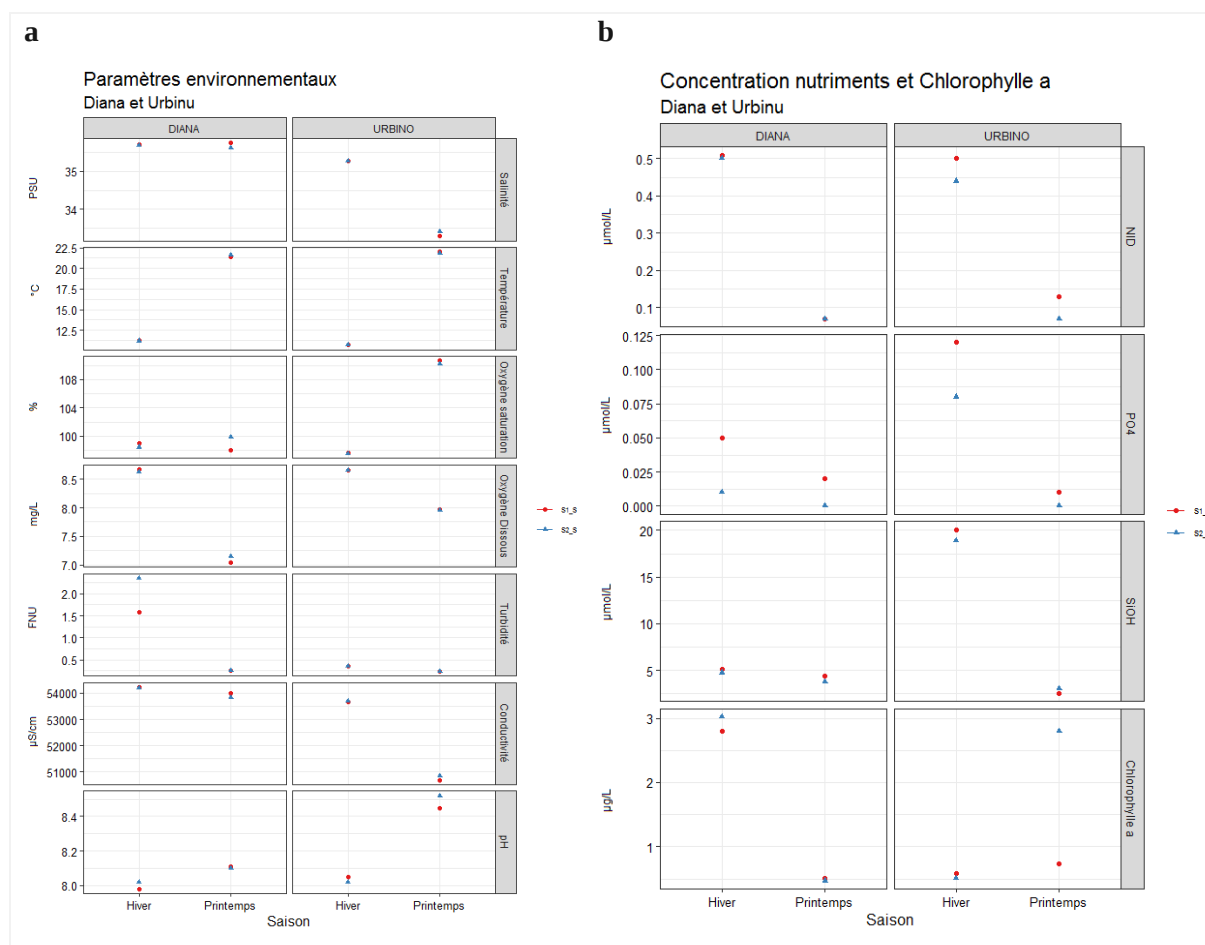


Figure 11 : a) Échantillonnage saisonnier 2020 des paramètres environnementaux (précipitations, salinité, température de l'eau, oxygène dissous, turbidité, conductivité, pH), sur les deux saisons, sur les deux lagunes. b) Échantillonnage saisonnier 2020 des nutriments (NID : azote inorganique dissous ; PO4 : phosphates ; NT : azote total ; PT : phosphore total ; SIOH : silicates) et de la chlorophylle a, sur les deux saisons, sur les deux lagunes.

Globalement l'étang de Diana présente une densité cellulaire et une diversité plus élevée que l'étang d'Urbino, bien que sur les deux étangs les Diatomophyceae et les Dinophyceae sont les classes dominantes. La saison hivernale est caractérisée par des blooms de *Chaetoceros* spp. sur les deux étangs. Le genre *Pseudo-nitzschia* est très présent sur les deux lagunes, atteignant un bloom à Diana (S1 : $338.5 \cdot 10^3$ cell/L ; S2 : $501.1 \cdot 10^3$ cell/L). Au Printemps, les densités cellulaires sont moins importantes qu'en Hiver à Diana et elles suivent un comportement opposé à Urbino. On retrouve les mêmes communautés sur les deux étangs. À Diana, un bloom de *Pseudo-nitzschia* sp. a été observé (S1 : $753.9 \cdot 10^3$ cell/L ; S2 : $622.9 \cdot 10^3$ cell/L) ainsi que l'augmentation des *Coccolithophorales* (Figure 12 : groupe « Autres »).

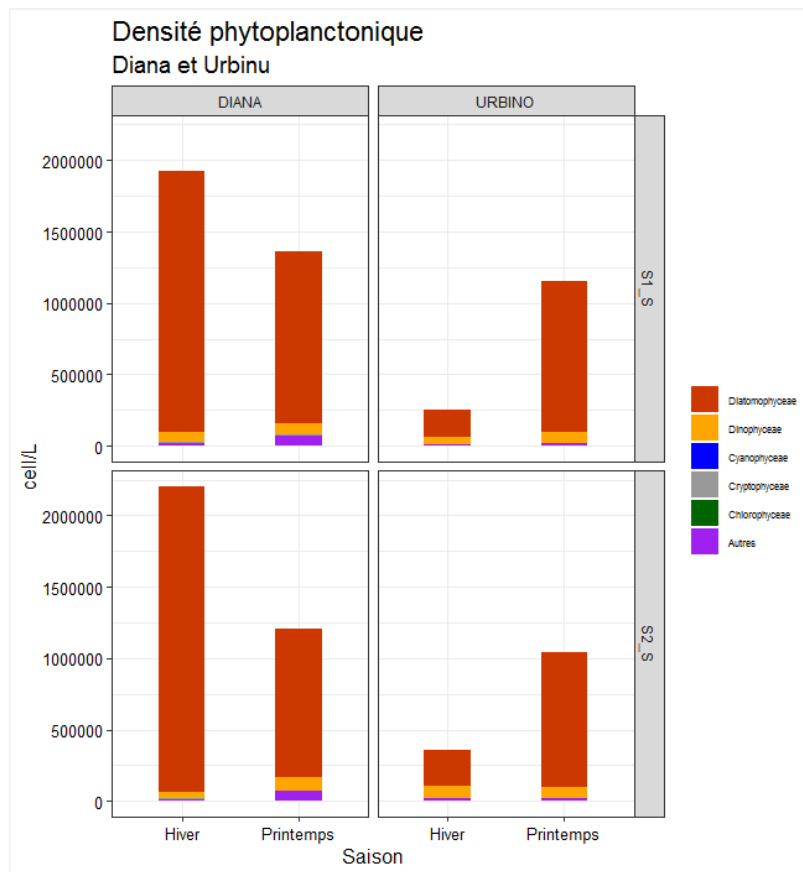


Figure 12 : Résultats du comptage des communautés phytoplanctoniques présentes pour l'échantillonnage de l'hiver et du printemps (2020), sur les deux lagunes.

5 DISCUSSIONS & CONCLUSION GÉNÉRALE

Ce travail constitue un apport important de connaissances sur les deux lagunes côtières de Diana et Urbinu grâce à la réalisation et à l'analyse d'une base de données sur une vingtaine d'années. Malgré la disponibilité de données sur le long terme, certains paramètres ne pouvaient pas être analysés statistiquement à cause d'un manque de données. C'est pour cette raison que les données des nutriments n'étaient pas incluses dans le test de Mann Kendall pour les trajectoires sur le long terme ni dans les analyses de corrélation pour d'autres saisons que l'été. De plus, pour l'analyse des données relatives au phytoplancton, il faut considérer les résultats obtenus avec précaution, à cause de la présence d'un nombre de données parfois insuffisant à en garantir la pertinence. En outre, la forte disparité des données disponibles pour les deux étangs a compliqué leur comparaison. C'est pourquoi l'analyse s'est focalisée sur la base des données phytoplanctoniques ciblée de la Flore Indicatrice, disponible pour les deux lagunes contrairement à la Flore Totale, disponible uniquement sur l'étang de Diana. Cette étude a permis de mieux connaître les trajectoires d'évolutions de deux lagunes du littoral corse caractérisées par une importante profondeur et un lien étroit avec la mer, grâce à la collecte et analyse saisonnière de données sur une longue période. Les études à long terme des communautés phytoplanctoniques en milieu lagunaire sont souvent focalisées sur la période estivale (Derolez et al., 2019 ; Derolez et al., 2020 ; Bec et al., 2011, Leruste et al., 2016) et des analyses sur une série temporelle d'une vingtaine d'années, comme celle couverte par cette étude, ne sont pas communes. L'aspect innovant de notre recherche réside donc dans l'analyse de l'approche saisonnière sur la longue période.

Température de l'eau, salinité & précipitations comme indicateurs des changements globaux

Dans cette étude sur les étangs de Diana et Urbinu, une tendance à l'**augmentation de la température de l'eau est montrée pendant l'hiver**, significative pour Diana ($p\text{-value}= 0.024$, $\tau= 0.192$) et proche du seuil de significativité pour Urbinu ($p\text{-value}= 0.083$, $\tau= 0.156$). Cela devient particulièrement alarmant au regard des changements climatiques globaux. On hypothesise qu'une persistance de la tendance à l'**augmentation des températures de l'eau en hiver puisse entraîner sur le long terme des modifications au niveau de fréquence et intensité des blooms** sur les deux étangs en étude, notamment avec des densités cellulaires plus élevées en hiver et une accumulation de biomasse inférieure au printemps. Cette étude montre aussi une **augmentation de la salinité parallèlement à la température pendant l'hiver** dans les deux étangs. L'augmentation de la salinité se présente donc de la même façon sur les deux sites, en indiquant un fonctionnement similaire des deux lagunes. Il s'agit de bassins fortement liés à la mer et leurs graus sont ouverts en permanence, bien que l'entretien de ces derniers soit effectué de manière plus régulière à Diana qu'à Urbinu (Pôle-Relais lagunes

méditerranéennes, 2018 ; Orsoni, 2003). L'augmentation de la salinité hivernale doit être donc liée à des événements agissant sur les deux lagunes de la même façon, peut-être une combinaison de facteurs climatiques ou anthropiques, réduisant les apports en eau douce. En effet, malgré le résultat non significatif du test statistique de Mann-Kendall, on peut observer pendant l'hiver une valeur négative du *tau* pour les précipitations sur les deux sites, à suggérer une **tendance potentielle à la diminution des pluies hivernales**. Il est particulièrement intéressant de remarquer des trajectoires identifiées pour la salinité et la température, car ces deux sont les paramètres les plus importants dans la régulation de la composition et de la dynamique des communautés phytoplanctoniques en milieu lagunaire, ainsi que les nutriments (Armi et al., 2010 ; Pulina et al., 2012 ; Caroppo et al., 2017). Bien évidemment, les **concentrations en nutriments sont strictement dépendantes de la salinité et des pluies** car elles suivent les flux d'eau déterminés par les apports du bassin versant et des échanges avec la mer. En tout cas, des variations de salinité et température sont connues pour être à la base des proliférations de blooms et notamment dans le déclenchement de blooms toxiques (HABs-Harmful Algal Blooms ; Bouchouicha Smida et al., 2014).

Augmentation de la fréquence des blooms comme réponse aux perturbations perçues par les communautés phytoplanctoniques

Plusieurs études en milieu lagunaire montrent que la saison estivale est effectivement une période à haute productivité (Bec et al., 2011 ; Souchou, 2010 ; Leruste et al., 2019) et souvent caractérisée par des blooms phytoplanctoniques (Bouchouicha Smida et al., 2011). Cependant, dans cette étude on a observé une **fréquence des blooms, surtout de Diatomophyceae, plus élevée sur d'autres saisons, surtout en hiver et à l'automne**. Les cycles annuels des deux étangs, selon les observations de Frisoni (1984) en 1976-77, 1978-79 et 1980-81, sont similaires et sont caractérisés par une faible biomasse pendant l'hiver, des pics phytoplanctoniques en septembre et novembre et des pics printaniers dus aux proliférations des diatomées, ainsi qu'un maximum de production en juillet. Il semble donc que le fonctionnement général de ces deux lagunes soit désormais différent, avec un **shift des fortes biomasses et proliférations de Diatomophyceae en hiver**, bien qu'un pic hivernal était déjà observé par Frisoni (1984) en 1976 à Diana. En outre, des études sur la lagune de Thau (Trombetta et al., 2019) ont révélé la présence de blooms hivernaux de même magnitude que ceux du printemps en 2015 et 2016, favorisés par la température. Les auteurs soulignent en plus l'importance de l'influence de la température de l'eau sur les dynamiques phytoplanctoniques et surtout les intensités des blooms, en déclarant que les hivers doux produisent comme conséquence des blooms printaniers moins denses, ce qui était déjà observé en milieu côtier dans d'autres études (van Beusekom et al., 2009 ; Martens, 2001).

Dans cette étude, une analyse des deux classes des Diatomophyceae et Dinophyceae a été réalisée. Ces deux classes sont connues pour être les classes dominantes en Méditerranée (Armi et al., 2010) et pour être les contributeurs majeurs des communautés phytoplanctoniques des deux lagunes en étude en particulier (Frisoni, 1984). La classe des **Diatomophyceae est nettement dominante sur celle des Dinophyceae**. En effet, les Diatomophyceae sont plutôt typiques en général des milieux en bonne relation avec la mer et sont connues pour dominer ce deux étangs (Frisoni, 1984). La classe des Diatomophyceae a montré une tendance à l'augmentation sur la période étudiée. Sur les deux lagunes, on assiste à une générale **augmentation des diatomées pendant toutes les saisons sauf l'été à Urbinu**. Les blooms des diatomées sont souvent corrélés avec plusieurs facteurs, comme la température et la disponibilité en nutriments, notamment en azote et silice (Armi et al., 2010 ; Bouchouicha Smida et al., 2011), mais aussi la salinité (Mukherjee et al., 2018). L'absence de données exhaustives relative à la concentration en nutriments dans les deux étangs pendant d'autres saisons que l'Eté ne permet pas de formuler des hypothèses sur l'évolution de ce groupe phytoplanctonique en ces saisons. Par contre, pour ce qui concerne la période estivale, dans l'étang de **Diana on assiste à une augmentation de la concentration en azote totale et en silicates**, tandis qu'à **Urbinu l'azote inorganique dissous tend à diminuer**, ce qui peut expliquer l'absence d'augmentation des diatomées dans l'étang en cette période. Cependant, en cette saison il n'existe pas des corrélations significatives entre la classe des Diatomophyceae et des paramètres du milieu.

Les données analysées sont relatives aux taxons toxiques et à ceux qui ont généré des blooms. Bien que les diatomées sont connues pour être la principale source de soutien pour l'aquaculture (Pernet et al., 2012), il existe des espèces toxiques. Ces faits sont importants pour expliquer le choix des genres ciblées : *Chaetoceros* sp., *Nitzschia* sp., *Dinophysis* sp. et *Pseudo-nitzschia* sp.. Les deux premiers genres sont souvent rencontrés dans les milieux étudiés et ont montré plusieurs blooms durant de la période d'analyse. Ils ne produisent pas de toxines en général, au contraire, ils sont essentiels pour le soutien de la production primaire, ce qui est important au regard aussi de l'exploitation aquacole. Toutefois, **certaines espèces du genre *Chaetoceros* peuvent être nuisibles pour les poissons** et surtout pour les poissons élevés dans des cages à cause de leur dimension et structure qui peut endommager les branchies (Steidinger & Meave del Castillo, 2018). Les genres ***Dinophysis* et *Pseudo-nitzschia* sont potentiellement toxiques** et ont été ciblés pour leur présence systématique dans les deux étangs, **dominants à Urbinu**, ainsi que pour la production de blooms fréquents de *Pseudo-nitzschia* en particulier. Les blooms toxiques peuvent provoquer la mortalité massive des bivalves et de poissons, avec des conséquences économiques et écologiques, mais aussi entraîner des problèmes de santé publique, car certaines toxines peuvent être concentrées par bioaccumulation dans les organismes destinés à l'alimentation et causer des symptômes chez l'homme (Salcedo-Gardugño et al., 2019). Il est intéressant aussi de remarquer qu'au printemps à Diana, période connue pour une prolifération de

diatomées dans les deux étangs (Frisoni, 1984), les diatomées soient corrélées avec le genre *Pseudo-nitzschia*, ce qui indique la prédominance de ce genre dans la contribution aux diatomées totales. Il existe aussi en cette saison une corrélation des Diatomophyceae significativement négative avec la salinité, ce qui peut être en contraste avec d'autres observations (Mukherjee et al., 2018). On peut quand même supposer qu'une **baisse de salinité pourrait être due à une augmentation des apports du bassin versant suite aux précipitations du printemps**, entraînant donc une augmentation des apports en nutriments. Les blooms de diatomées et en particulier de *Pseudo-nitzschia*, sont souvent observés dans des environnements à haute charge en nutriments, parfois en corrélation avec l'augmentation des températures (Bouchouicha Smida et al. 2014). Ce cadre théorique est renforcé par la **corrélation positive des Diatomophyceae avec les précipitations**. En outre, si on considère que le genre dominant était *Pseudo-nitzschia*, certains auteurs reportent que des espèces ou génotypes distinctes montrent différents facteurs de déclenchement des blooms (Armi et al., 2008 ; D'Alelio et al., 2008). Le **genre *Pseudo-nitzschia* montre une tendance à l'augmentation pendant l'Automne** sur la période considérée pour les deux lagunes et en générale une **fréquence d'occurrence de blooms élevée**. À l'Automne, à Diana ce genre était aussi corrélé positivement avec la densité des Diatomophyceae, indiquant sa haute contribution. Les blooms de ce genre sont souvent observés, même en milieu lagunaire (Bouchouicha Smida et al., 2014 ; Melliti Ben Garali et al., 2020) et ils sont en augmentation en termes de magnitude et fréquence dans le bassin méditerranéen (Melliti Ben Garali et al., 2020).

Pour ce qui concerne la classe des **Dinophyceae**, aucune trajectoire significative n'est détectée. Par contre, une **corrélation significativement négative est identifiée avec la salinité pendant l'Été**, ce qui est cohérent avec d'autres études qui ont montré une prédilection des dinoflagellés pour des conditions de salinité moins élevée et donc une corrélation négative avec ce paramètre (Bouchouicha Smida et al. 2014 ; Armi et al., 2010). Le genre ***Dinophysis* ne fait pas de blooms**, mais il est présent systématiquement dans les deux étangs, ce qui est alarmant notamment car certaines espèces peuvent produire des toxines DSP, majeure menace pour l'aquaculture (Sahraoui et al., 2013). Ce genre, qui privilégie des périodes à faible salinité, présente son majeur pic de biomasse à Urbino, suggérant une possible influence des différents échanges avec la mer des deux étangs, dus aux entretiens distincts des graus. Des événements ponctuels de prolifération de Dinophyceae sont montrés sur les deux étangs, concernant les deux genres *Gyrodinium* et *Gymnodinium*. Les deux sont connus pour produire souvent des blooms en milieu côtier et lagunaire (Carrada et al., 1991 ; Fraga et al., 1995 ; Reñé et al., 2011). *Gymnodinium* peut aussi être toxique, notamment *G. catenatum* (toxines PSP), observé dans les deux lagunes. La présence de cette espèce n'est pas forcément une menace en soi, mais, comme sa production de toxines est liée à la densité cellulaire (Carrada et al., 1991), sa surveillance est quand même importante. Pour le genre *Gyrodinium*, l'identification n'était pas faite au niveau d'espèce. Il est connu pour produire des blooms, notamment pendant l'été, en Méditerranée et lagunes côtières, et des kystes

de résistance (Reñé et al., 2011). Ce genre comprend des espèces toxiques, notamment *Gyrodinium corsicum*, identifiée pour la première fois juste dans l'étang de Diana, responsable de la mortalité de poissons en élevage et capable de produire des neurotoxines (Marinho da Costa et al., 2005). Les blooms de ces deux genres observés sont fréquents surtout dans les milieux pollués, à haute température et salinité (Fraga et al., 1995). Dans cette étude, des blooms ponctuels sont observés à l'automne, mais en général, au regard des changements climatiques globaux, **l'augmentation des températures présente et future peut amener à une augmentation de la fréquence des blooms de ces genres potentiellement nuisibles**. Une gestion des graus est aussi importante pour garantir les échanges et les variations de salinité en fonction des autres paramètres, car une action concertée de plusieurs facteurs peut favoriser le développement de ces deux genres.

Corroborations entre les données d'observation à long terme et les données hivernales et printanières d'échantillonnage de 2020

On peut voir que les **deux bassins sont plutôt homogènes**, sans différences marquées entre les deux stations, ce qui est en accord avec les observations de Frisoni (1984). Au niveau de composition spécifique, il n'y a pas des différences évidentes entre les deux étangs, confirmant les déclarations de Frisoni (1984), bien qu'au niveau de densité cellulaire on peut observer une **densité majeure à Diana par apport à Urbinu**. Ce phénomène n'est pas remarqué dans l'analyse des données historiques ni dans des observations précédentes de Frisoni (1984). Ce phénomène pourrait être aussi lié à la différente exploitation des deux étangs, car l'activité aquacole sur l'étang de Diana certainement détermine un majeur apport en matière organique (fèces, apports extérieurs liés à la nutrition des alevins), qui peut soutenir une majeure production phytoplanctonique (Orsoni et al., 2001). La **dominance des Diatomophyceae** observée sur le long terme est confirmée par les données collectées en 2020. Des **blooms de *Chaetoceros* sp. et *Pseudo-nitzschia* sp.** ressortent encore en cette année, à indiquer une continuation des trajectoires et évolutions individués sur l'analyse sur la longue période.

Concertation des acteurs, limitation des pressions anthropiques & ouverture à la mer comme recommandations de gestion

Il est important de conserver une diversité de phytoplancton, en limitant la prolifération d'une espèce dominante, afin de **préserver la chaîne trophique et le fonctionnement de l'écosystème**.

Comme vu précédemment, les étangs de Diana et Urbinu ont des tendances d'évolutions semblables pour l'augmentation de la température de l'eau et de la salinité, favorisant la prolifération des blooms phytoplanctoniques. Ces **étangs se différencient par rapport à leur grau et leur bassin versant respectifs**. Diana a un grau maintenu ouvert par les exploitants aquacoles et conchylicoles, alors

qu'à Urbinu il est entretenu ponctuellement. La **gestion du grau est primordiale car il est l'unique connexion qu'ont les étangs avec le milieu marin**. Si on regarde du côté du bassin versant, celui d'Urbinu est plus petit, et par conséquent les apports en eau douce sont moins importants qu'à Diana. Par conséquent, Urbinu s'apparente à un milieu plus « clos » que Diana, ce qui favorise la prolifération de phytoplancton, notamment des espèces toxiques comme le genre *Dinophysis* se développant dans les milieux à faible salinité. Une « **reconnexion** » à la mer limiterait le développement de ce genre.

La disponibilité en nutriments, nécessaire au développement du phytoplancton, est conditionnée par les apports du bassin versant. En effet, les **rejets agricoles et domestiques sont chargés en azote**, qui une fois dans le milieu, **favorisent les proliférations de phytoplancton** et peuvent induire l'eutrophisation du milieu. Le Programme De Mesures (PDM), issu du SDAGE en vigueur, indique que **les pollutions de l'étang de Diana sont d'origine agricoles et que celles d'Urbinu sont agricoles et domestiques**. Les lagunes sont des « réceptacles » des eaux du bassin versant et des polluants associés. **Il est donc impératif d'agir au niveau de la source de la pollution et non uniquement sur le milieu naturel**. C'est pourquoi, un travail conjoint entre les collaborateurs du SDAGE 2022-2027 et les décideurs des politiques agricoles, devrait être réalisé pour **privilégier des pratiques et cultures pérennes, limitant les rejets chargés dans le milieu naturel**.

La compréhension des échanges et la gestion concertée et harmonisée du continuum bassin versant – interfaces terre/mer – milieu marin sont essentielles pour le maintien des services écologiques et socio-économique, et pour l'adaptation aux changements climatiques.

6 INSERTION PROFESSIONNELLE

6.1 Déroulement du stage

Le travail demandé a été réalisé en fonction de trois missions (Tableau 6). Les échantillonnages sur le terrain pour la saison de Printemps étaient du 18 au 29 mai 2020, et ceux pour l'Eté étaient du 8 au 18 août 2020. En raison du contexte du Covid-19, seule la première quinzaine de stage s'est déroulée à Stella Mare, le reste du stage était en télétravail. Une réunion par semaine a été tenue pendant la durée du stage. Durant le mois de juin, le laboratoire de l'UMS était accessible afin de pouvoir identifier au microscope les échantillons de phytoplancton prélevés en mai.

Tableau 6 : Planification des missions par quinzaine.

	Mars		Avril		Mai		Juin			Juillet		Août	
	1 ^{re} quinzaine	2 ^e quinzaine	3 ^e quinzaine	4 ^e quinzaine	5 ^e quinzaine	6 ^e quinzaine	7 ^e quinzaine	8 ^e quinzaine	9 ^e quinzaine	10 ^e quinzaine	11 ^e quinzaine	12 ^e quinzaine	13 ^e quinzaine
1. Réaliser un état des lieux des différents usages des lagunes et de leur gestion													
1.1. En s'appuyant sur les ressources documentaires et bibliographiques existantes													
2. Constituer une base de données regroupant les données phytoplanctoniques, les paramètres du milieu et les données météorologiques													
2.1. En recensant les données issues des réseaux de prélèvements et des ressources documentaires et bibliographiques disponibles													
2.2. En mesurant et prélevant les données sur le terrain (mai et août 2020)													
3. Identifier les trajectoires d'évolution saisonnières des deux lagunes													
3.1. En analysant les tendances d'évolutions à long terme													
3.2. En croisant les données de phytoplancton, des paramètres du milieu et des données météorologiques													
3.3. En comparant les résultats des deux lagunes													

6.2 Bilan du stage, personnel, universitaire & professionnel

Dans le cadre de ce stage, j'ai été accueilli à l'UMS Stella Mare de l'Université de Corse. Je n'étais donc pas dans le laboratoire de l'UMR SPE, par conséquent je n'ai pas rencontré les agents du laboratoire. De plus, dans le contexte du Covid-19, je ne suis restée que deux semaines à l'UMS Stella Mare, ce qui ne m'a pas laissé le temps de connaître le fonctionnement de l'UMS. Lorsque je devais me rendre au laboratoire pour réaliser des filtrations après le terrain ou observer les échantillons de phytoplanctons, je n'avais que peu d'échanges avec les agents du site car les consignes sanitaires étaient strictes. En effet, UMS Stella Mare est le laboratoire de production et valorisation halieutique de l'Université, par conséquent les agents responsables de la production devaient limiter leurs échanges avec les personnes externes.

Le fait d'être en télétravail durant quasiment toute la période de stage était moins stimulant que d'être en contacts avec les autres agents et les gestionnaires. En effet, cela s'est traduit par une avancée plus lente des travaux. De plus, ayant dû me former au langage R, un travail de bibliographie supplémentaire a dû être réalisé afin de comprendre la démarche statistique appliquée à la biologie et à l'écologie, notamment pour les analyses multivariées.

Ce stage, plus proche de la biologie que de la géographie, m'a permis d'approfondir mes connaissances dans le domaine de l'écologie lagunaire, notamment sur le phytoplancton, et mes compétences en analyse de données, via l'apprentissage du langage R. Ces travaux m'ont permis de participer à l'ensemble du processus de recherche aboutissant à des préconisations de gestion auprès des acteurs locaux. Le fait d'avoir une réunion par semaine permettait de ne pas perdre le fil ou de se décourager en vue du contexte.

7 RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Anselme B., Defossez S., Durand P., Elineau S., Goeldner-Gianella L., Longépée E., Nicolae L., 2015. Approche intégrée et opérationnelle du risque de submersion marine sur une commune littorale. Symposium international : Vulnérabilité des littoraux méditerranéens face aux changements environnementaux contemporains, 7 p.

Armi Z., Trabelsi E., Turki S., Béjaoui B., Ben Maïz N., 2010. Seasonal phytoplankton responses to environmental factors in a shallow Mediterranean lagoon. *J Mar Sci Technol*, 15, p 417-426.

Aubé D., 2016. Impacts du changement climatique dans le domaine de l'eau sur les bassins Rhône-Méditerranée et Corse : Bilan actualisé des connaissances. Agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse, 114 p.

Bec B., Collos Y., Souchou P., Vaquer A., Lautier J., Fiandrino A., Benau L., Orsoni V., Laugier T., 2011. Distribution of picophytoplankton and nanophytoplankton along an anthropogenic eutrophication gradient in French Mediterranean coastal lagoons. *Aquatic Microbial Ecology*, 63, p 29-45.

Belin C., Neaud-Masson N., 2017. Cahier de procédures REPHY. Document de prescription. Version 1, Ifremer, 61 p.

Bille R., Magnan A., Garnaud B., Gemenne F., Hallegatte S., 2009. La Méditerranée au futur : des impacts du changement climatique aux enjeux de l'adaptation. Institut du développement durable et des relations internationales, 45 p.

Bouchouicha Smida D., Sahraoui I., Grami B., Hadj Mabrouk H., Sakka Hlaili A., 2014. Population dynamics of potentially harmful algal blooms in Bizerte Lagoon, Tunisia. *African Journal of Aquatic Science*, 39, p 177–188.

Caroppo C., Roselli L., Di Leo A., 2017. Hydrological conditions and phytoplankton community in the Lesina lagoon (southern Adriatic Sea, Mediterranean). *Environmental Science and Pollution Research International*, 25, p 1784-1799.

Cecchi P., Garrido M., Collos Y., Pasqualini V., 2016. Water flux management and phytoplankton communities in a Mediterranean coastal lagoon. Part II : Mixotrophy of dinoflagellates as an adaptative strategy. *Marine Pollution Bulletin*, 108, p 120-133.

Collos Y., Vaquer A., Bibent B., Souchu P., Slawyk G., Garcia N., 2003. Response of coastal phytoplankton to ammonium and nitrate pulses: seasonal variations of nitrogen uptake and regeneration. *Aquatic Ecology*, 37, p 227–236.

Conservatoire du littoral, Rivages de France, Véolia Environnement, 2013. Guide d'application. Les zones humides littorales. Des écosystèmes utiles pour les territoires. Conservatoire du littoral, Rivages de France, Véolia Environnement, 48 p.

Delegrange A., 2015. Impact du phytoplancton sur les juvéniles de bar (*Dicentrarchus labrax*) en milieu aquacole. Approches *in situ* et expérimentales. UMR CNRS 8187, 218 p.

Derolez V., Bec B., Munaron D., Fiandrino A., Pete R., Simier M., Souchu P., Laugier T., Aliaume C. Malet N., 2019. Recovery trajectories following the reduction of urban nutrient inputs along the eutrophication gradient in French Mediterranean lagoons. *Ocean and Coastal Management*, 171, p 1-10.

Derolez V., Soudant D., Malet N., Chiantella C., Richard M., Abadie E., Aliaume C., Bec B., 2020. Two decades of oligotrophication: Evidence for a phytoplankton community shift in the coastal lagoon of Thau (Mediterranean Sea, France). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 241, 38 p.

Derolez V., Malet N., Fiandrino A., Lagarde F., Richard M., Ouisse V., Bec B., Aliaume C., 2020. Fifty years of ecological changes: Regime shifts and drivers in a coastal Mediterranean lagoon during oligotrophication. *Science of the Total Environment*, 241, 55 p.

Deslous-Paoli J-M., 1996. Atelier : Lagunes Méditerranéennes. Programme : mise en valeur des lagunes méditerranéennes. Programme national d'océanographie côtière, 29 p.

Díaz S., Settele J., Brondízio E-S., Ngo H-T., Guèze M., Agard J., Arneth A., Balvanera P., Brauman K-A., Butchart S.-H.-M., Chan K-M-A., Garibaldi L-A., Ichii K., J. Liu, Subramanian S-M., Midgley G-F., Miloslavich P., Molnár Z., Obura D., Pfaff A., Polasky S., Purvis A., Razzaque J., Reyers B., Roy Chowdhury R., Shin Y-J., Visseren-Hamakers I-J., Willis K-J., Zayas C-N, 2019. Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem IPBES secretariat, 56 p.

Faure E., Not F., Benoiston A-S., Labadie K., Bittner L., Ayata S-D., 2019. Mixotrophic protists display contrasted biogeographies in the global ocean. *The International Society for Microbial Ecology Journal*, 13, p 1072–1083.

Frisoni G.F., 1984. Contribution à l'étude du phytoplancton dans le domaine paralique. Université des sciences et techniques du Languedoc, 170 p.

Garrido M., Cecchi P., Collos Y., Agostini S., Pasqualini V., 2016. Water flux management and phytoplankton communities in a Mediterranean coastal lagoon. Part I: How to promote dinoflagellate dominance? Marine Pollution Bulletin, 104, p 139-152.

Kjerfve B., 1994. Coastal Lagoon Processes. Elsevier Oceanography Series, 577 p.

Le Fur I., 2018. Rôle des macrophytes dans les restaurations des milieux lagunaires : successions écologiques. UMR 9190 MARBEC, 224 p.

Leitao M., Couté A., 2005. Guide pratique des Cyanobactéries planctoniques du Grand Ouest de la France. Agence de l'est Seine-Normandie, 62 p.

Leruste A., Malet N., Munaron D., Derolez V., Hatey E., Collos Y., De Wit R., Bec B., 2016. First steps of ecological restoration in Mediterranean lagoons: shifts in phytoplankton communities. Estuarine Coastal and shelf Science, 180, p 190–203.

Leruste A., Pasqualini V., Garrido M., Malet N., De Wit R., Bec B., 2019. Physiological and behavioral responses of phytoplankton communities to nutrient availability in a disturbed Mediterranean coastal lagoon. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 219, p 176-188.

Loir M., 2004. Guide des diatomées. Plus de 200 micro-algues siliceuses photographiées. Delachaux et Niestle. Les guides du naturaliste. 240 p.

Mariani M-A., Grazia Lai G., Padedda B-M., Pulina S., Scchi N., Viridis T., Lugliè A., 2015. Long-term ecological studies on phytoplankton in Mediterranean reservoirs: a case study from Sardinia (Italy). International Society of Limnology, 16 p.

Melliti Ben Garali S., Sahraoui I., de la Iglesia P., Chalhaf M., Diogène J., Ksouri J., Hlaili A.S., 2020. Factors driving the seasonal dynamics of *Pseudo-nitzschia* species and domoic acid at mussel farming in the SW Mediterranean Sea. Chemistry and Ecology, 36, p 66-82.

Mukherjee M., Suresh V.R., Manna R.K., 2018. Microplankton dynamics of a coastal lagoon, Chilika: interactive effect of environmental parameters on microplankton groups. Environ Monit Assess, 190 : 689.

Noisette F., 2013. Impacts de l'acidification des océans sur les organismes benthiques calcifiants des milieux côtiers tempérés. Ecologie, Environnement. Université Pierre et Marie Curie - Paris VI, 302 p.

SOes, Ifremer, AAMP, Cerema (DT Méditerranée et Normandie-Centre), 2017. Les données clés de la mer et du littoral. Synthèse des fiches thématiques de l'Observatoire. Observatoire national de la mer et du littoral, Ifremer, 121 p.

Souchou P., Bec B., Smith V.H., Laugier T., Fiandrino A., Benau L., Orsoni V., Collos Y., Vaquer A., 2010. Patterns in nutrient limitation and chlorophyll a along an anthropogenic eutrophication gradient in French Mediterranean coastal lagoons. Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques, 67, p 743-753.

Observatoire national sur les effets du réchauffement climatique, 2015. Le littoral dans le contexte du changement climatique. Rapport au Premier ministre et au Parlement. La documentation française, 179 p.

Olenina I., Vaiciukynas E., Šulčius S., Paskaukas R., Verikas A., Gelzinis A., Bacauskiene M., Bertasiute V., Olenin S., 2016. The dinoflagellate *Prorocentrum cordatum* at the edge of the salinity tolerance: The growth is slower but cells are larger. Estuarine Coastal and Shelf Science, 168, p 71-79.

Orsoni V., 2004. Réseau de suivi Lagunaire Corse 2003. Diagnostic complet. Office de l'Environnement de la Corse et Ifremer, 121 p.

Paskoff R, 2010. Les littoraux. Impact des aménagements sur leurs évolutions. 3e édition. Armand Colin, 257 p.

Pergent-Martini C., Fernandez C., Agostini S., Pergent G., 1997. Les étangs de Corse, Bibliographie – Synthèse 1997. Université de Corse, Office de l'Environnement de la Corse et Ifremer, 269 p.

Pergent-Martini C., Fernandez C., Pasqualini V., Pergent G., Segui C., Tomaszewski J.E., 2000. Les étangs littoraux de Corse : Cartographie des peuplements et types de fonds. Université de Corse & Ifremer, 33p.

Pernet F., Malet N., Pastoureaud A., Vaquer A., Quéré C., Dubroca L., 2012. Marine diatoms sustain growth of bivalves in a Mediterranean lagoon. Journal of Sea Research, 68, p 20-32.

Pôle relais lagunes méditerranéennes, 2008. Mieux gérer les lagunes méditerranéennes. NovaTerra, 94 p.

Pulina S., Padedda B.M., Satta C.T., Sechi N., Lugliè A., 2012. Long-term phytoplankton dynamics in a Mediterranean eutrophic lagoon (Cabras Lagoon, Italy). *Plant Biosystems - An International Journal Dealing with all Aspects of Plant Biology*, 146, p 259-272.

Reid W-V., Mooney H-A., Cropper A., Capistrano D., Carpenter S-R., Chopra K., Dasgupta P., Dietz T., Kumar Duraiappah A., Hassan R., Kasperson R., Leemans R., May R-M., McMichael T. (A.J.), Pingali P., Samper C., Scholes R., Watson R-T., Zakri A-H., Shidong Z., Ash N-J., Bennett E., Kumar P., Lee M-J., Raudsepp-Hearne C., Simons H., Thonell J., Zurek M-B, 2005. Rapport de synthèse de l'Évaluation des Écosystèmes pour le Millénaire. Nations Unies, 59 p.

Ryckaert M. et al., 2009. Etat de la situation sanitaire des zones de production conchylicole dans les Pertuis Charentais. Volet 2: Phytoplancton, Ifremer, 30 p.

Salcedo-Garduño M.G., Castañeda-Chávez M.R., Lango-Reynoso F., Sosa-Villalobos C.A., Landeros Sánchez C., Galaviz-Villa I., 2019. Influence of physicochemical parameters on phytoplankton distribution in the lagoon system of Mandinga, Mexico. *Revista Bio Ciencias* 6, 25 p.

Smith V-H., Tilman G-D., Nekola J-C., 1999. Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environ. Pollut.*, 100, p 179-196.

Steidinger K.A., Meave del Castillo M.E., 2018. Guide to the Identification of Harmful Microalgae in the Gulf of Mexico, Volume 1 : Taxonomy. Florida Fish and Wildlife Research Institute, 394 p.

Tango P-J., Magnien R., Bulter W., Luckett C., Luckenbah M., Lacouture R., Poukish C., 2005. Impacts and potential effects due to *Prorocentrum minimum* blooms in Chesapeake Bay. *Harmful Algae* 4, p 525-531.

Trombetta T., Vidussi F., Mas S., Parin D., Simier M., Mostajir B., 2019. Water temperature drives phytoplankton blooms in coastal waters. *PLoS ONE*, 14, 28 p.

Turki S., 2004. Suivi des microalgues planctoniques toxiques dans les zones de production, d'élevage des mollusques bivalves et d'exploitation des oursins du nord de la Tunisie. *Bulletin Institut National des Sciences et Technologies de la Mer de Salammbô*, Vol. 31, p 84-96.

UNESCO-FAO, 1963. Recherches sur la zone aride. Etude écologique de la zone méditerranéenne, carte bioclimatique de la zone méditerranéenne, Unesco, 60 p.

Van Beusekom J.E.E., Loebl M., Martens P., 2009. Distant riverine nutrient supply and local temperature drive the long-term phytoplankton development in a temperate coastal basin. *Journal of Sea Research*, 61, p 26-33.

Zaldivar J-M., Cardoso A.C., Viaroli P., Newton A., De Wit R., Ibanez C., Reizopoulou S., Somma F., Razinkovas A., Basset A., Holmer M., Murray N., 2008. Eutrophication in transitional waters: an overview, *Transit. Waters Monogr.* 2, p 1–78.

8 LISTE DES SITES WEB CONSULTÉS

Lagune [en ligne]. CNRTL, [consulté le 23 juillet 2020]. Outils et ressources pour un traitement optimisé et la langue. Disponible sur : <https://www.cnrtl.fr/definition/lagune>

Lagune [en ligne]. Académie française, [consulté le 23 juillet 2020]. Dictionnaire de l'Académie française, 4^e édition (1762). Disponible sur : <https://www.dictionnaire-academie.fr/article/A4L0049>

Lagune [en ligne]. Académie française, [consulté le 23 juillet 2020]. Dictionnaire de l'Académie française, 9^e édition (actuelle). Disponible sur : <https://www.dictionnaire-academie.fr/article/A9L0099>

Aire méditerranéenne [en ligne]. Aubouin J., Gaussen H., Harant H., [consulté le 24 juillet 2020]. Encyclopædia Universalis. Disponible sur : <http://www.universalis.fr/encyclopedie/aire-mediterraneenne/>

Directive 91/271/CEE [en ligne]. EUROPA, [consulté le 24 juillet 2020]. EUR-Lex. Disponible sur : <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?uri=celex:31991L0271>

Etang de Diana [en ligne]. Pôle lagunes, [consulté le 24 juillet 2020]. Cartographie interactive. Disponible sur : <https://pole-lagunes.org/les-lagunes/cartographie-interactive/etang-de-diana/>

Etang d'Urbinu [en ligne]. Pôle lagune, [consulté le 24 juillet 2020]. Cartographie interactive. Disponible sur : <https://pole-lagunes.org/les-lagunes/cartographie-interactive/etang-durbino/>

9 TABLES DES ABRÉVIATIONS

SDAGE : schéma directeur d'aménagement et de gestion de l'eau

DCE : directive cadre « eau »

GES : gaz à effet de serre

RR : précipitations

TEMP : température de l'eau

SALI : salinité

DO : oxygène dissous

NID : azote inorganique dissous

PO4 : phosphates

NT : azote total

PT : phosphore total

SIOH : silicates

DIAT : Diatomophyceae

DINO : Dinophyceae

CHAE : *Chaetoceros* sp.

NITZ : *Nitzschia* sp.

DPHY : *Dinophysis* sp.

PSNI : *Pseudo-nitzschia* sp.

10 GLOSSAIRE

Écotone : « zone de transition à la frontière de deux écosystèmes. Ces milieux sont d'une importance capitale pour la biodiversité car ils sont très particuliers : les berges d'un cours d'eau, les zones humides, les lisières forestières » (glossaire-eau).

Macrophyte : « ensemble des végétaux aquatiques ou amphibiques visibles à l'oeil nu, ou vivant habituellement en colonies visibles à l'oeil nu » (glossaire-eau).

Milieu humide : « portion du territoire, naturelle ou artificielle, caractérisée par la présence de l'eau. Un milieu humide peut être ou avoir été (par exemple d'après la carte de Cassini ou la carte d'état-major (1820-1866) en couleurs) en eau, inondé ou gorgé d'eau de façon permanente ou temporaire. L'eau peut y être stagnante ou courante, douce, salée ou saumâtre. La notion de milieu humide regroupe 4 grands ensembles : les zones humides selon la convention Ramsar, les zones humides selon la loi sur l'eau, les zones humides selon la loi sur l'eau 1992 avec l'arrêté d'identification et de délimitation du 24 juin 2008 modifié, et les marais » (Sandre).

Réservoir de biodiversité : « espaces dans lesquels la biodiversité, rare ou commune, menacée ou non menacée, est la plus riche ou la mieux représentée, où les espèces peuvent effectuer tout ou partie de leur cycle de vie (alimentation, reproduction, repos) et où les habitats naturels peuvent assurer leur fonctionnement, en ayant notamment une taille suffisante. Ce sont des espaces pouvant abriter des noyaux de populations d'espèces à partir desquels les individus se dispersent, ou susceptibles de permettre l'accueil de nouvelles populations d'espèces » (ex-AFB).

11 LISTE DES FIGURES

Figure 1 : Carte de situation des étangs étudiés.....	15
Figure 2 : Carte de l'occupation du sol.	18
Figure 3 : Appareil de filtration pour l'analyse de la chlorophylle a.	22
Figure 4 : Filtre Whatman GF/F (25 mm, porosité 0.7 µm) après filtration pour récupérer la chlorophylle a.	22
Figure 5 : Collecte du phytoplancton à l'aide du filet Apstein (soie de 20 µm).	22
Figure 6 : Évolution des paramètres environnementaux (précipitations, salinité, température de l'eau, oxygène dissous), sur les quatre saisons, pour les deux lagunes.	23
Figure 7 : Évolution des nutriments (NID : azote inorganique dissous ; PO4 : phosphates ; NT : azote total ; PT : phosphore total ; SIOH : silicates), sur les quatre saisons, pour les deux lagunes.....	24
Figure 8 : Évolution des communautés phytoplanctoniques de Diatomophyceae et Dinophyceae, à partir de la flore indicatrice, pour les quatre saisons, sur les deux lagunes.	26
Figure 9 : Évolution des densités cellulaires de Chaetoceros, Dinophysis, Nitzschia et Pseudo-nitzschia, à partir de la flore indicatrice, pour les quatre saisons, sur les deux lagunes.	27
Figure 10 : Analyses des Composantes Principales des données phytoplanctoniques (DIAT : Diatomophyceae ; DINO : Dinophyceae ; CHAE : Chaetoceros ; NITZ : Nitzschia ; DPHY : Dinophysis ; PSNI : Pseudo-nitzschia), les paramètres environnementaux (RR : précipitations ; SALI : salinité ; TEMP : température de l'eau ; DO : oxygène dissous) et les nutriments (NID : azote inorganique dissous ; PO4 : phosphates ; NT : azote total ; PT : phosphore total ; SIOH : silicates), pour les quatre saisons et sur les deux lagunes.	32
Figure 11 : a) Échantillonnage saisonnier 2020 des paramètres environnementaux (précipitations, salinité, température de l'eau, oxygène dissous, turbidité, conductivité, pH), sur les deux saisons, sur les deux lagunes. b) Échantillonnage saisonnier 2020 des nutriments (NID : azote inorganique dissous ; PO4 : phosphates ; NT : azote total ; PT : phosphore total ; SIOH : silicates) et de la chlorophylle a, sur les deux saisons, sur les deux lagunes.	33

Figure 12 : Résultats du comptage des communautés phytoplanctoniques présentes pour l'échantillonnage de l'hiver et du printemps (2020), sur les deux lagunes.	34
--	----

12 LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 : Caractéristiques principales des étangs de Diana et Urbinu.....	16
Tableau 2 : Informations sur les stations météorologiques de Solenzara et Alistro (Source : Météo-France).	19
Tableau 3 : Résultats des tests de Mann-Kendall sur les paramètres environnementaux (RR : précipitations ; SALI : salinité ; TEMP : température de l'eau ; DO : oxygène dissous) et les nutriments (NID : azote inorganique dissous ; PO4 : phosphates ; NT : azote total ; PT : phosphore total ; SIOH : silicates), pour des quatre saisons, sur les deux lagunes. Si la pvalue <0.05, le test est significatif. La valeur de tau donne des indications sur l'évolution. Les valeurs en gras correspondent aux tests significatifs.	25
Tableau 4 : Résultats des tests Mann-Kendall sur les données phytoplanctoniques (DIAT : Diatomophyceae ; DINO : Dinophyceae ; CHAE : Chaetoceros ; NITZ : Nitzschia ; DPHY : Dinophysis ; PSNI : Pseudo-nitzschia), pour les quatre saisons, sur les deux lagunes. Le champ « n » correspond au nombre d'années disponibles ; si n<4, le test ne pourra être réalisé. Si la pvalue <0.05, le test est significatif. La valeur du « tau » donne des indications sur l'évolution. Les valeurs en gras correspondent aux tests significatifs.....	27
Tableau 5 : Résultats des tests de corrélation sur les données phytoplanctoniques (DIAT : Diatomophyceae ; DINO : Dinophyceae ; CHAE : Chaetoceros ; NITZ : Nitzschia ; DPHY : Dinophysis ; PSNI : Pseudo-nitzschia), les paramètres environnementaux (RR : précipitations ; SALI : salinité ; TEMP : température de l'eau ; DO : oxygène dissous) et les nutriments (NID : azote inorganique dissous ; PO4 : phosphates ; NT : azote total ; PT : phosphore total ; SIOH : silicates), pour les quatre saisons, sur les deux lagunes. Le champ « n » correspond au nombre d'observations utilisées dans l'analyse de chaque paire de variables. Seules les résultats significatifs ont été représentés (pvalue < 0.05). La valeur du « rhô » donne des indications sur la direction.	30
Tableau 7 : Planification des missions par quinzaine.....	41