

Rapport de stage

Master 1 Sciences Pour l'Environnement
Parcours Gestion de l'Environnement et Ecologie du Littoral

Caractériser l'impact d'un clapage en mer issu d'un dragage de port sur les flux de carbone à l'interface eau-atmosphère



BLEZEL Camille

Encadrée par :
R. MONCELON

Avril 2024 – Juin 2024

Littoral ENvironnement et Sociétés (LIENSs) - UMR 7266
Bâtiment ILE | 2, rue Olympe de Gouges | 17000 La Rochelle - France

Avant-propos

Le LIENSs

Ce stage a été réalisé à La Rochelle au sein du laboratoire Littoral ENvironnement et Sociétés (LIENSs). Il est affilié à plusieurs institutions de recherche et d'enseignement, notamment l'Université de La Rochelle et le CNRS. C'est une Unité Mixte de Recherche (UMR 7266) se concentrant sur l'étude des interactions entre les environnements côtiers, les sociétés humaines et les écosystèmes marins. Les principaux domaines de recherche se focalisent sur le fonctionnement du système littoral, son évolution dans un contexte de changement global et d'urbanisation croissante des côtes, son usage et son exploitation durable.

Le laboratoire est composé de 6 équipes de recherche interdisciplinaires au service des enjeux du développement durable en lien avec le littoral, chacune se concentrant sur des thématiques spécifiques liées aux environnements côtiers et marins. Une équipe AGÎLE (Approche Géographique Iles, Littoraux, Environnement), AMARE (Réponses des Animaux MARins à la variabilité Environnementale), BCBS (Biotechnologies et Chimie des Bioressources pour la Santé), BIOFEEL (BIOdiversité et Fonctionnement des EcosystÈmes Littoraux), DPL (Dynamique Physique du Littoral), ESTRAN (Espaces, Sociétés, Territoires des Rivages Anciens et Nouveaux)⁽¹⁾.

Ce stage s'inclue dans le projet La Rochelle Territoire Zéro Carbone (LRTZC) qui a pour objectif la quantification des flux de carbone au sein des compartiments biologiques et sédimentologiques variés de l'agglomération de La Rochelle. Ce projet mène à l'étude du rôle des zones humides et côtières dans la captation et la séquestration du carbone.

(1) Littoral ENvironnement et Sociétés (LIENSs) - UMR 7266 (univ-larochelle.fr)

Remerciements

Je tiens à remercier Raphaël Moncelon de m'avoir permis de réaliser ce stage, de l'avoir encadré et pour ses nombreuses relectures de mon rapport de stage (même si j'aurais préféré me passer des présentations orales).

Je remercie toutes les personnes ayant contribué au projet clapage. Ce stage m'a permis de voir des domaines très variés. Merci aux personnes qui ont pris le temps de m'expliquer leurs travaux.

Pour finir, merci aux autres stagiaires, sans qui l'ambiance n'aurait pas été la même.

Sommaire

1. Introduction	1
2. Matériel et méthodes	2
2.1. Site d'étude	2
2.2. Prélèvements	3
2.2.1. Compartiment sédimentaire (puits de la drague)	3
2.2.2. Compartiment aquatique (zone de clapage Lavardin)	4
2.2.3. Rapatriement des échantillons	5
2.3. Traitements des échantillons et analyses	5
2.3.1. Phase particulaire	5
2.3.2. Phase dissoute	5
2.4. Analyse statistique	6
3. Résultats	6
3.1. Paramètres physico-chimiques	6
3.2. Carbone organique	7
3.2.1. Compartiment biotique	7
3.2.2. Carbone organique dissous	9
3.3. Carbone inorganique dissous	9
3.3.1. Alcalinité	9
3.3.2. Gaz dissous : CO ₂ et CH ₄	10
4. Discussion	12
4.1. Effet du clapage sur les paramètres physico-chimiques	12
4.2. Apport de carbone dissous	13
4.3. CO ₂ et flux à l'interface eau-atmosphère	13
4.4. Bilan carbone des activités de dragage	14
Bibliographie	16

1. Introduction

Le dragage est une activité essentielle pour la gestion et l'entretien des voies de navigation, des ports et des zones côtières. Cela consiste à enlever les sédiments accumulés dans ces zones pour éviter leur envasement (Paranaíba *et al.*, 2023). Ces sédiments ont une composition variée selon le site de prélèvement (Pearson *et al.*, 2021). Les matériaux retirés sont ensuite relargués au large, cette opération est appelée clapage. Cependant, cette action est sujette à de nombreuses réglementations (Schmitt & Chaumillon, 2023) dû à ses potentielles conséquences sanitaires et écosystémiques (Wu *et al.*, 2024). La réglementation des processus d'immersion actuelle a été mise en place afin d'optimiser la protection des environnements, mais cela reste encore discuté (Radenac *et al.*, 1997).

La mobilisation des sédiments lors du dragage et du clapage en mer peut induire de nombreux effets sur l'environnement marin. Elle crée par exemple un impact significatif sur la dynamique sédimentaire et les changements morphologiques (Schmitt & Chaumillon, 2023). Cela peut aussi entraîner la perturbation des habitats en jouant sur les paramètres abiotiques du milieu, tels que les paramètres physico-chimiques de l'eau (Cooper *et al.*, 2011). On peut notamment parler de l'augmentation de la turbidité et de la quantité de matériaux en suspension dans la zone de clapage (Radenac *et al.*, 1997). Ces changements abiotiques peuvent à leur tour affecter les communautés biotiques, incluant les organismes benthiques, les poissons et les microorganismes marins (Todd *et al.*, 2015). En effet, la turbidité et la matière en suspension peuvent avoir des effets à la fois néfastes et bénéfiques sur les organismes. Elles peuvent d'une part réduire la photosynthèse et d'autre part, augmenter la production primaire avec l'ajout de nutriments (Stern & Stickle, 1978). Par ailleurs, la remobilisation des sédiments peut provoquer la libération d'éléments jusqu'alors piégés dans ces derniers, tels que des contaminants (Schmitt & Chaumillon, 2023). Le compartiment sédimentaire étant un puits important de carbone organique et inorganique (Bogumil *et al.*, 2024), cette mobilisation peut provoquer un impact sur le cycle du carbone.

Le cycle du carbone est un processus complexe impliquant de nombreux échanges de carbone entre les différents compartiments comme l'atmosphère, les océans, les écosystèmes terrestres et les sédiments. Les océans représentent d'importants puits de carbone et des réservoirs clés sur de longues échelles de temps, absorbant actuellement 25% des émissions (Rödenbeck *et al.*, 2013 ; Fan *et al.*, 2024). Les sédiments du compartiment océanique constituent l'un des plus grands puits de carbone mais lorsqu'une perturbation (telle que le

dragage) survient, le carbone stocké peut être remobilisé dans la colonne d'eau et avoir des conséquences sur les émissions de gaz à effet de serre (GES) (Lee *et al.*, 2021 ; Paranaiba *et al.*, 2023 ; Wu *et al.*, 2024) tel que le CO₂.

Le port de plaisance de La Rochelle est le plus grand port de plaisance d'Europe. Son entretien nécessite le dragage d'environ 200 000 m³ de vase par an (Hamani *et al.*, 2023). Il est soumis aux opérations de dragage sur une période de 8 mois par an (Huguet *et al.*, 2020). Dans le cadre du projet La Rochelle Territoire Zéro Carbone (LRTZC), les fonctions de captation/séquestration de carbone lié au déplacement de sédiments issus des opérations de dragage du port de plaisance et de commerce restent à déterminer. L'objectif de cette étude est de déterminer l'impact d'un clapage en mer sur divers paramètres physico-chimiques, biologiques et *in fine* sur les flux de CO₂ à l'interface eau-atmosphère. Il est supposé un effet de la remobilisation de sédiments sur les flux de carbone, en lien avec la nature des sédiments prélevés et les conditions biologiques sur site de clapage. Ce travail s'appuie sur une étude comparative de clapages de sédiments portuaires à deux saisons distinctes (hiver et printemps). Pour ce faire, des analyses des paramètres physico-chimiques, biologiques, et du carbone organique et inorganique ont été réalisées sur les sédiments dragués (au sein de la drague) et sur site de clapage.

2. Matériel et méthodes

2.1. Site d'étude

Deux sites ont été étudiés durant cette manipulation, le point de clapage des sédiments et le puits de la drague Cap d'Aunis transportant ces derniers (Figure 1A et B). Le sédiment a été dragué au port Atlantique et au chenal d'accès au port des Minimes (Figure 1A).

Le point de clapage se situe sur le site du Lavardin (46°7'53.7748" N 1°14'20.0753" O). Ce site est soumis aux activités de clapage d'octobre à juin, environ 4 fois par semaine du lundi au jeudi. Le nombre de clapage journalier varie entre 5 et 7, selon la localisation des points de dragages (port Atlantique ou chenal d'accès au port des Minimes). Aucun dragage/clapage n'est réalisé entre juin et septembre pour des raisons touristiques.



Figure 1 : A : Zone d'étude ; B : Puits de la drague ; C : Navire Estran et drone Pameli en action

2.2. Prélèvements

Deux suivis ont été réalisés, en hiver (05/02/2024) et au printemps (22/04/2024). Les prélèvements ont été réalisés le lundi pour minimiser l'impact des clapages des jours précédents. A chaque date, deux dragages/clapages consécutifs ont été suivis. En hiver, les 1^{er} clapages de la journée ont été ciblés et les sédiments clapés provenaient du chenal d'accès au Port des Minimes. En revanche, au printemps, dû aux conditions de marée, les clapages ciblés ont eu lieu dans l'après-midi et les sédiments provenaient, pour le 1^{er} clapage/dragage, du Port Atlantique, et pour le 2^e, du chenal d'accès au Port des Minimes.

2.2.1. Compartiment sédimentaire (puits de la drague)

La drague Cap d'Aunis dispose d'un bras articulé sur le côté qui est plongé jusqu'au fond des zones à draguer et qui aspire les sédiments avec l'eau de mer. Ce sédiment est conditionné dans un puits de 1000 m³ (Figure 1B).

A chaque puits rempli, des prélèvements de sédiment discrets ont été effectués afin de mesurer le carbone organique dissous (COD) et l'alcalinité (Alc). Tous les prélèvements ont été réalisés en triplicats. De plus, des sondes CO₂ (C-sense pCO₂, 0-10000 ppm) et CH₄ (capteur de méthane dissous) ont été déployées pour des mesures en continues dans les puits une fois remplis. Elles ont été nettoyées entre chaque puits avec de l'eau de mer. Les tableaux 1 et 2 présentent la nature des prélèvements en hiver et au printemps, respectivement.

Tableau 1 : Paramètres mesurés sur la drague durant les clapages en hiver

Paramètres	C1	C2
Discrets	COD, Alc	COD, Alc
Continus	CO ₂ , CH ₄	

Tableau 2 : Paramètres mesurés sur la drague durant les clapages au printemps

Paramètres	C1	C2
Discrets	COD, Alc	COD, Alc
Continus	CO ₂	

2.2.2. Compartiment aquatique (zone de clapage Lavardin)

Le point de clapage a été échantillonné à l'aide de prélèvements à bord du navire Estran et de mesures de paramètres physico-chimiques en continu depuis le drone Pamelî (Figure 1C). Des sondes fixées sur ce dernier (C-sense pCO₂, 0-2000 ppm ; capteur de méthane dissous) ont permis de récolter les données en continu de CO₂ et de CH₄ tout au long de la manipulation. De plus, il est équipé de capteurs permettant de mesurer en continu la température, la salinité, le pH, la matière organique dissoute, la turbidité, la chlorophylle a et la saturation en oxygène dissous (multiparamètres). Pour confirmer les relevés en continu de CO₂ du Pamelî, des mesures en continu de CO₂ (équilibrateur LI-COR 830) ont été réalisées depuis le navire Estran.

A ces mesures ont été ajoutés des prélèvements d'eau à 4 pas de temps différents : avant clapage (C0), pendant le premier clapage (C1), trente minutes après C1 (C1 bis) et pendant le deuxième clapage (C2). Ces prélèvements ont eu pour but de mesurer les paramètres suivants : biomasse de chlorophylle a (Chla), matière en suspension (MES), COD et Alc. Tous les prélèvements ont été réalisés en triplicats. L'abondance du mésozooplancton est un bon indicateur de la pression de prédation potentielle (facteur top down) à laquelle le compartiment phytoplanctonique est confronté. Pour cela, un filet de 200 µm de maille a été trainé sur 93 m depuis le bateau.

Les tableaux ci-dessous montrent quel paramètre a été mesuré à quel pas de temps en hiver puis au printemps :

Tableau 3 : Paramètres mesurés sur l'eau durant les clapages en hiver

Paramètres	C0	C1	C2
Discrets	Mésozooplancton, Chla, COD, Alc, MES, CO ₂	Chla, COD, Alc, MES, CO ₂	Chla, COD, Alc, MES, CO ₂
Continus	(CO ₂), CH ₄ , multiparamètres		

Tableau 4 : Paramètres mesurés sur l'eau durant les clapages au printemps

Paramètres	C0	C1	C1bis	C2
Discrets	Mésozooplancton, Chla, MES, COD, Alc	Chla, MES, COD, Alc	COD, Alc	Chla, MES, COD, Alc
Continus	CO ₂ , CH ₄ , multiparamètres			

Au total, c'est 3 pas de temps qui ont été fait en hiver et 4 pas de temps au printemps.

2.2.3. Rapatriement des échantillons

Un navire de plaisance a permis le transfert rapide des échantillons depuis la zone d'étude (Lavardin) pour traitement et/ou conditionnement rapide au laboratoire.

2.3. Traitements des échantillons et analyses

2.3.1. Phase particulaire

La Chla a été évaluée pour trois classes de taille de phytoplancton : micro- : $>20 \mu\text{m}$, nano- : $3 \text{ à } 20 \mu\text{m}$ et picophytoplancton : $<3 \mu\text{m}$. Une rampe de filtration munie de filtres en microfibre de verre ($20 \mu\text{m}$ et $0,7 \mu\text{m}$) et de filtres en nylon ($3 \mu\text{m}$) ont été utilisés pour séparer les trois fractions de taille différente par filtration fractionnée. Après filtration, les filtres ont été conditionnés à l'obscurité à 5°C avant traitement. La biomasse de Chla et de phéopigments (Pheo) de chaque classe de taille a été déterminée par fluorimétrie selon la méthode de Yentsch et Menzel (1963). Les pigments de chaque échantillon ont été extraits dans de l'acétone à 90 %. La concentration de Chla a été déterminée en mesurant la fluorescence émise à une longueur d'onde $> 665 \text{ nm}$. Les échantillons ont ensuite été acidifiés avec du HCl 1N ($1 \mu\text{l}/1\text{mL}$ d'échantillon) pour la mesure du Pheo (fluorescence à une longueur d'onde $> 665 \text{ nm}$). Les concentrations de Chla et Pheo ont été calculées selon Aminot et Kérouel (2004). Les proportions relatives de Chla actif par rapport aux quantités de Chla+Pheo ont été utilisées pour estimer la vitalité (%) des cellules phytoplanctoniques.

La MES a été mesurée par filtration sur filtres en microfibre de verre ($0,7 \mu\text{m}$) qui ont été placés à l'étuve pendant 48h (50°C) et par la méthode de la perte au feu pour séparer les matières organiques et minérales (MO et MM).

2.3.2. Phase dissoute

Les filtrats des filtrations MES et l'eau interstitielle du sédiment (EI) (centrifugation 4000 tours/min pendant 10 min) ont été récupérés pour déterminer les concentrations en COD et l'Alc des eaux de surface et du compartiment sédimentaire respectivement, par sous traitement du laboratoire QUALYSE (normes NF EN 1484 et NF EN ISO 9963-1).

L'échantillon de mésozooplancton a été fixé à l'éthanol 70% dès son arrivée au laboratoire puis compté sous loupe binoculaire à l'aide d'une coupelle compartimentée. Ainsi, les copépodes, les ostracodes et les larves (Zoé, Nauplii et crevette) ont pu être comptés.

Les flux associés aux concentrations de CO_2 ont été calculés avec l'équation de Wanninkhof (Geophys. Res. 97 (1992) 7373).

2.4. Analyse statistique

Tous les tests ont été réalisés avec le logiciel RStudio. Des tests ANOVA et post hoc de Tukey ont été réalisés pour les comparaisons multiples lorsque les conditions étaient remplies (normalité des résidus, homogénéité des variances). Si ces dernières ne l'étaient pas, des tests non paramétriques de Kruskal Wallis et post hoc de Dunn ont été faits. Pour les comparaisons de 2 groupes indépendants, des tests de Wilcoxon ont été réalisés.

3. Résultats

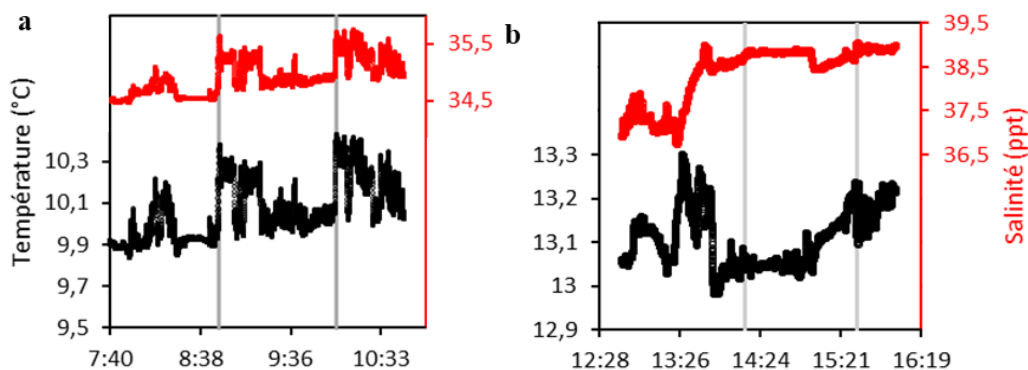
3.1. Paramètres physico-chimiques

Sur le site du Lavardin, la température et la salinité sont plus élevées au printemps, 13°C et 38 ppt contre 10°C et 35 ppt respectivement (Figure 2). En hiver, la température et la salinité augmentent au moment des clapages (Figure 2a), d'environ 0,3°C et 1 ppt respectivement.

La turbidité augmente en hiver et au printemps après clapage, jusqu'à atteindre environ 700 NTU (Figure 2c et 2d). La MES est en faible concentration avant les clapages (hiver : $23,26 \pm 1,27$ mg/L ; printemps : $7,62 \pm 0,89$ mg/L) et augmente avec ces derniers. En hiver, la concentration en MES environ 10 fois plus élevée qu'au printemps (hiver : $583,29 \pm 15,54$ et $970,77 \pm 33,12$ mg/L ; printemps : $59,95 \pm 16,78$ et $183,51 \pm 87,09$ mg/L). Environ 80% de cette MES est de la MM et 10% de plus au printemps pendant les clapages.

En hiver, la saturation en O₂ semble stable, autour de 98%, mais elle diminue lors des clapages à environ 90% sur des durées d'environ 20 minutes (Figure 2e). Au printemps, elle est comprise entre 83 et 91%, les clapages induisent un signal moins marqué (diminution d'environ 5% sur des durées comprises entre 15 et 20 min) (Figure 2f).

Le pH est compris entre 8 et 8,1 à chaque saison (Figure 2e et 2f). Cependant, en hiver une diminution de ce dernier semble être observé au moment des clapages, le faisant passer à 7,95 (Figure 2e).



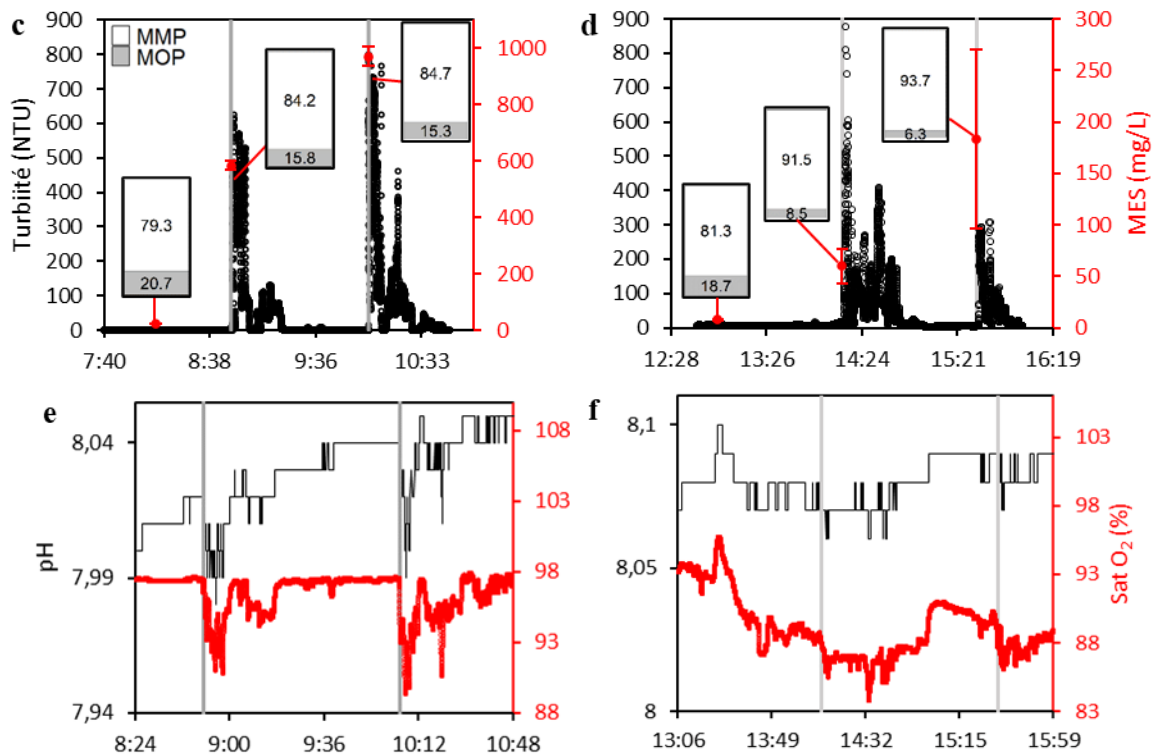


Figure 2 : Mesures des paramètres physico-chimiques de l'eau de surface (température, salinité, turbidité, MES, pH et saturation en O₂) au cours du temps en hiver (a, c, e) et au printemps (b, d, f). MMP : matières minérales particulières (en blanc), MOP : matières organiques particulières (en gris). Les barres grises représentent les horaires de clapages.

3.2. Carbone organique

3.2.1. Compartiment biotique

En hiver, les concentrations en Chla sont $< 0,5 \mu\text{g/L}$ avant clapage. Elles augmentent significativement au cours des clapages, pour atteindre une concentration totale maximale aux alentours de $4,5 \mu\text{g/L}$ (Figure 3a ; Kruskal Wallis et test de Dunn, $0,01 < p < 0,05$). Le nanophytoplancton a la concentration la plus élevée au moment des clapages et elle diffère significativement à C2 par rapport au microphytoplancton ($1,88 \pm 0,39 \mu\text{g/L}$ et $0,83 \pm 0,07 \mu\text{g/L}$). Au printemps, les concentrations en Chla avant clapage sont d'environ $1 \mu\text{g/L}$ pour chaque classe de taille. Bien qu'une tendance à l'augmentation soit visible en C2 pour le nanophytoplancton ($1,8 \mu\text{g/L}$), les concentrations en Chla ne sont pas significativement différentes durant les clapages.

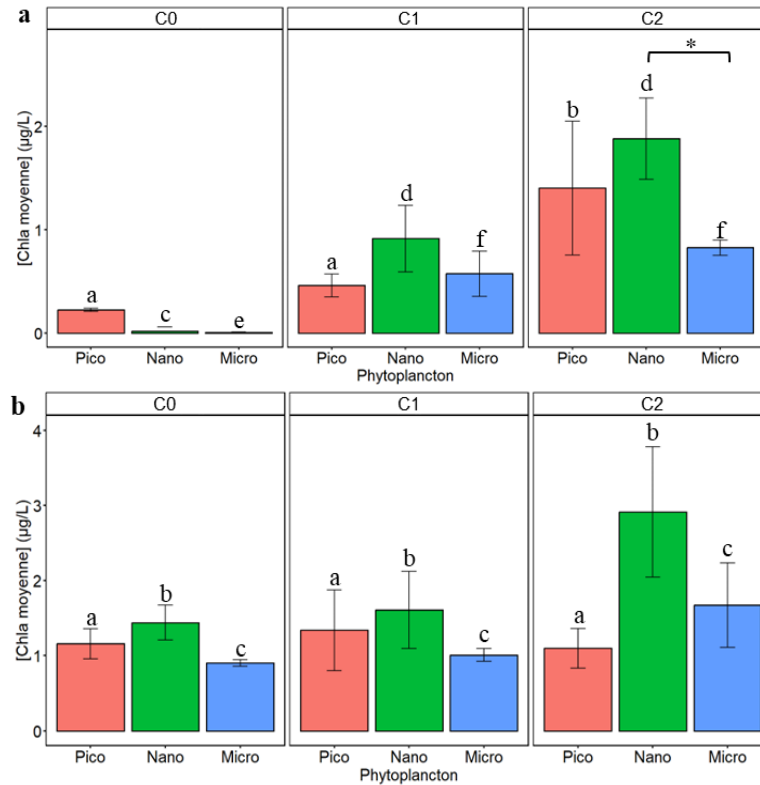


Figure 3 : Biomasses moyennes de Chla (moyenne \pm sd) par classe de taille (micro : microphytoplancton ($> 20 \mu\text{m}$), nano : nanophytoplancton ($3\text{-}20 \mu\text{m}$), pico : picophytoplancton ($< 3 \mu\text{m}$)) en hiver (a) et au printemps (b). Les lettres mettent en évidence les différences significatives entre les clapages à classe de taille fixe et les étoiles mettent en évidence les différences significatives entre les classes de taille à clapage fixe (Kruskal Wallis et test de Dunn, $\alpha < 0,05$, $0,01 < p < 0,05$: *).

En hiver, plus de la moitié des pigments présents dans l'eau sont des phéopigments (Figure 4a). En revanche, au printemps avant les clapages, plus de la moitié sont de la Chla active, et jusqu'à 90% pour le microphytoplancton (Figure 4b). Durant les clapages, ces proportions en Chla sont réduites, les Pheo deviennent majoritaires ($> 50\%$) sauf pour le microphytoplancton.

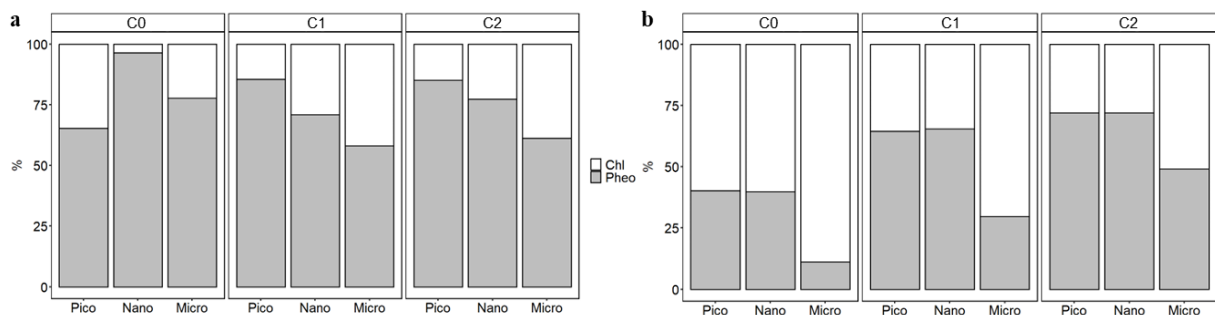


Figure 4 : Proportion moyenne de chlorophylle a (en blanc) et de phéopigments (en gris) par classe de taille au cours de la manipulation en hiver (a) et au printemps (b)

La figure 5 témoigne de la dominance des copépodes au sein des communautés de mésozooplancton, atteignant 1325 individus par m³. En comparaison, le second type d'organismes les plus présents sont les ostracodes avec seulement de 63 individus par m³.

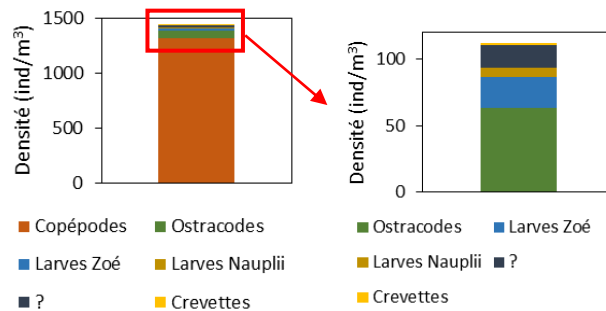


Figure 5 : Densité de plusieurs groupes de zooplancton au printemps

3.2.2. Carbone organique dissous

La figure 6 montre la concentration en carbone organique dissous pour les deux points de prélèvement (drague et Lavardin) aux deux saisons. Dans les sédiments de la drague, le COD est compris entre 4,5 et 8 mg/L avec de plus petites valeurs en hiver (< 5 mg/L). Au printemps, le COD est significativement plus élevé dans le puits 1 (Wilcoxon, $0,01 < p < 0,05$). De plus, les valeurs dans l'eau sont 4 fois plus faibles que dans la drague (Figure 6a). Au Lavardin, le COD est compris entre 0,5 et 1 mg/L, avec un C0 significativement plus élevé que les autres pas de temps au printemps (Figure 6b ; Kruskal Wallis et test de Dunn, $0,01 < p < 0,05$).

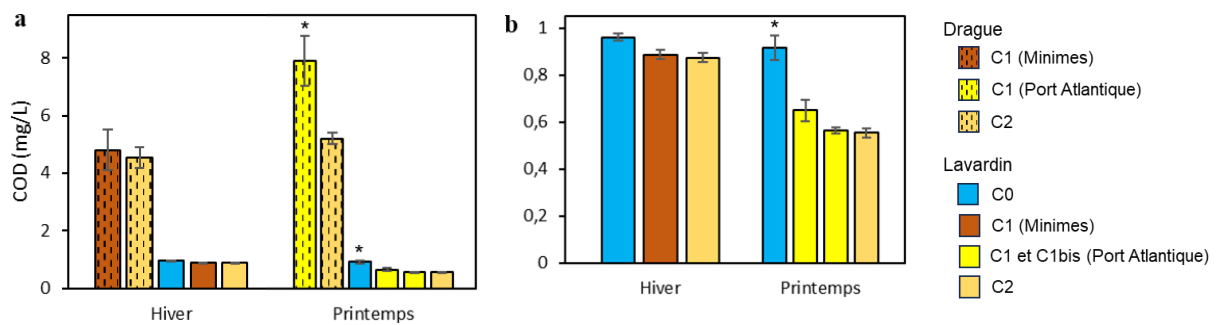


Figure 6 : Concentration en carbone organique dissous sur les 2 sites (a) et au Lavardin seul (b) en hiver et au printemps. Les barres avec les pointillés représentent les données de la drague. Les étoiles mettent en évidence les différences significatives entre les clapages à date fixe (Drague : Wilcoxon ; Lavardin : Kruskal Wallis et test de Dunn ; $\alpha < 0,05$, $0,01 < p < 0,05$: *).

3.3. Carbone inorganique dissous

3.3.1. Alcalinité

La figure 7 montre l'alcalinité pour les deux points de prélèvement (drague et Lavardin) aux deux saisons. Dans les sédiments de la drague, l'alcalinité est comprise entre 8 et 10 mmol L⁻¹. Au Lavardin, l'alcalinité est environ trois fois plus faible que dans la drague et comprise

entre 2,5 et 4 mmol L⁻¹ (Figure 7b). Il a été observé un maximum en hiver à C2 de 3,66 ± 0,07 mmol L⁻¹ (Kruskal Wallis et test de Dunn, 0,01 < p < 0,05).

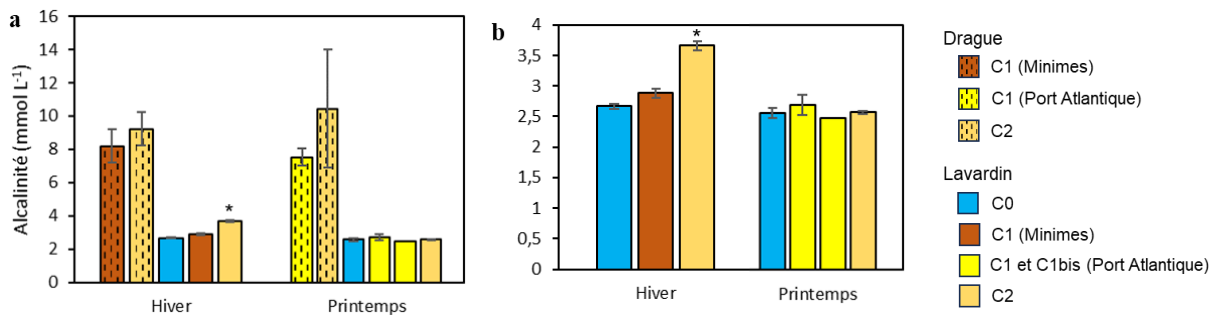
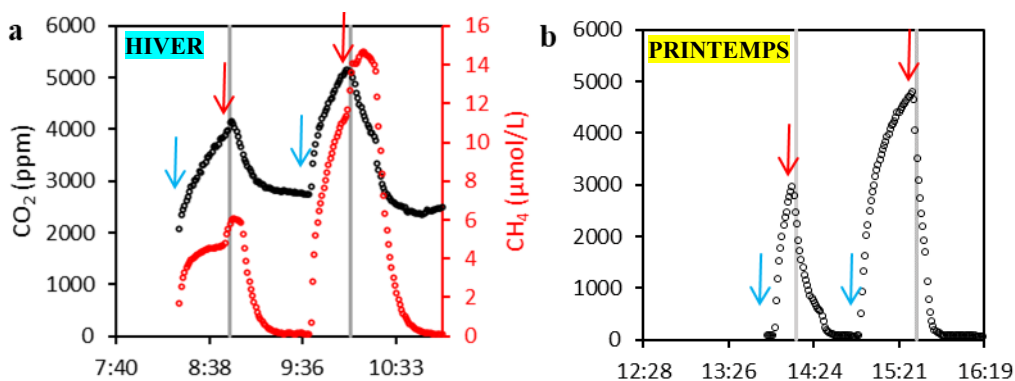


Figure 7 : Alcalinité totale sur les 2 sites (a) et au Lavardin seul (b) en hiver et au printemps. Les barres avec les pointillés représentent les données de la drague. Les étoiles mettent en évidence les différences significatives entre les clapages à date fixe (Drague : Wilcoxon ; Lavardin : Kruskal Wallis et test de Dunn ; $\alpha < 0,05$, $0,01 < p < 0,05$: *).

3.3.2. Gaz dissous : CO₂ et CH₄

Après insertion des sondes dans les puits de la drague, les valeurs de CO₂ augmentent jusqu'à 5000 ppm pour les deux saisons, avec de plus faibles valeurs pour le puits 1 (Figure 8a et b). Le CH₄ suit la même tendance que le CO₂ en hiver et atteint 15 µmol/L pour le puits 2. Les concentrations de CO₂ dans l'eau ont été mesurées selon plusieurs méthodes et sont comprises entre 400 et 600 ppm, soit 10 fois plus faible que dans la drague. En hiver, la sonde n'ayant pas fonctionné, le CO₂ a été calculé pour obtenir des moyennes de concentration à C0, C1 et C2. Ces dernières sont entre 400 et 600 ppm (Figure 8c). Au printemps, l'équilibrateur montre une augmentation d'environ 10 ppm après clapage (Figure 8e). Les concentrations en CO₂ mesurées avec la sonde sont comprises entre 400 et 470 ppm, sans de réelles tendances suite aux différents clapages (Figure 8f).

Les concentrations en CH₄ augmentent après les clapages pour les deux saisons. En hiver, elles sont comprises entre 0,05 avant clapage et > 0,25 à la suite des clapages (Figure 8d). Au printemps, ces concentrations sont plus élevées, entre 0,2 (avant clapage) et jusqu'à 1 µmol/L (pendant clapage) (Figure 8f).



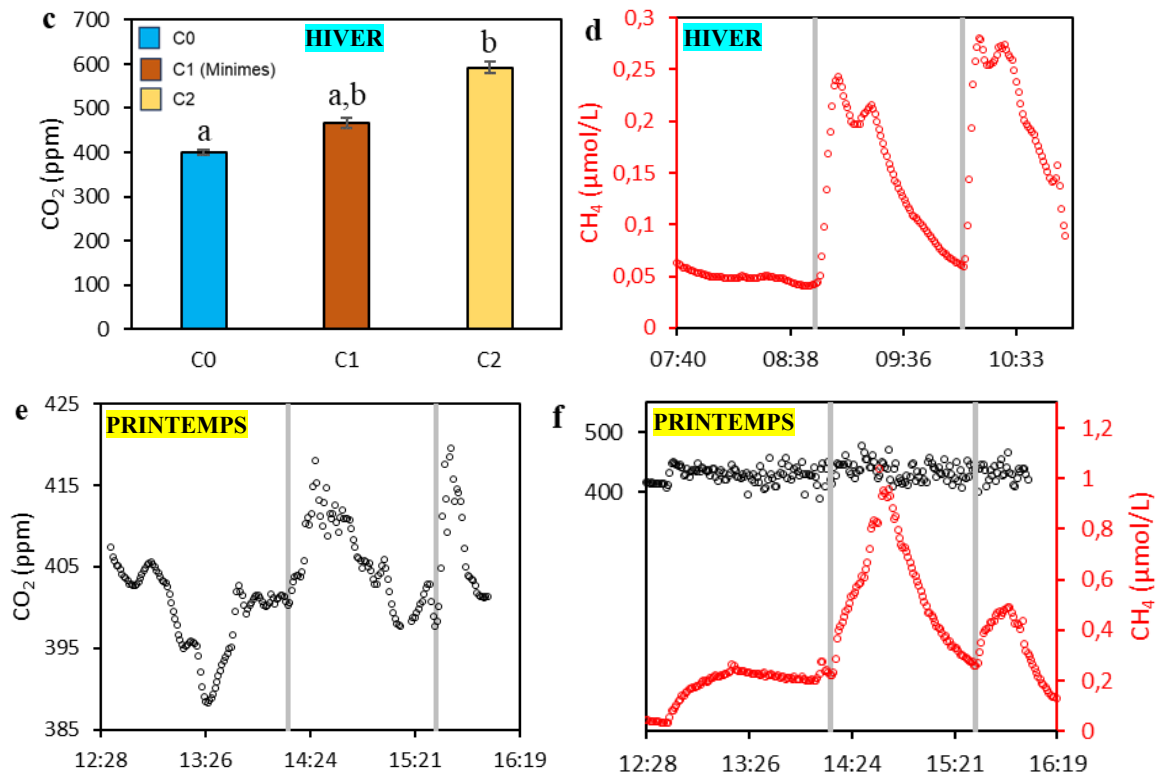


Figure 8 : Concentration en CO₂ et CH₄ dans la drague (a : hiver ; b : printemps) et au Lavardin (c : hiver CO₂ ; d : hiver CH₄ ; e : printemps équilibrateur ; f : printemps sonde) au cours du temps. Les barres grises représentent les horaires de clapages. Les flèches bleues et rouges représentent les horaires où la sonde est plongée et retirée du puits respectivement. Les lettres mettent en évidence les différences significatives entre les clapages (Kruskal Wallis et test de Dunn ($\alpha < 0,05$, $0,01 < p < 0,05$)).

Les flux de CO₂ pour la drague sont entre 1,5 et 3,5 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$. Ils augmentent significativement dans le puits 2 aux deux saisons (Wilcoxon, $p < 0,001$) (Figure 9a).

Les flux relevés au Lavardin sont 100 fois plus faibles que dans la drague (Figure 9b) et compris entre -0,05 et 0,09 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$. Les flux calculés à partir des valeurs discrètes de concentrations en CO₂ en hiver sont négatifs en C0 puis augmentent et deviennent positifs en C1 et C2 (Kruskal Wallis et test de Dunn, $0,01 < p < 0,05$). Les flux relevés par la sonde sont en moyenne positifs (entre 0 et 0,01) et significativement plus élevés en C1 (ANOVA et test de Tukey, $0,01 < p < 0,05$). Les mesures via l'équilibrateur indiquent des flux négatifs (-0,04 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ en C0), qui toutefois diminuent à la suite des clapages (-0,023 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ en C1 et C2) (Kruskal Wallis et test de Dunn, $p < 0,001$).

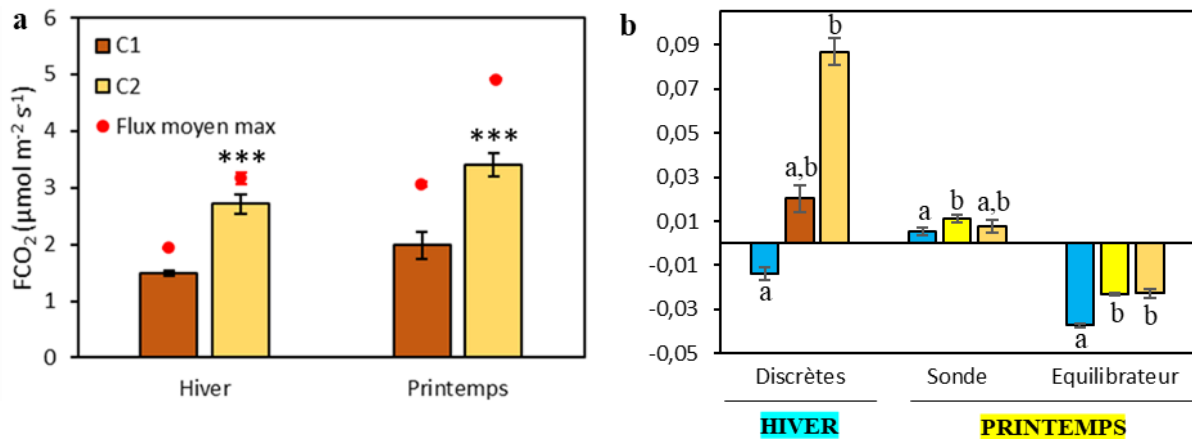


Figure 9 : Flux de CO₂ moyen dans la drague (a) et au Lavardin (b) au cours du temps en hiver et au printemps (deux méthodes : sonde et équilibrateur). Les flux négatifs sont dirigés vers l'eau et positifs vers l'atmosphère. a : Les points rouges représentent le flux moyen maximal de CO₂. Les étoiles mettent en évidence les différences significatives entre les clapages à date fixe (Wilcoxon, $\alpha < 0,05$, $p < 0,001$: ***). b : Les lettres mettent en évidence les différences significatives entre clapage à date fixe (Hiver : Kruskal Wallis et test de Dunn, $\alpha < 0,05$, $0,01 < p < 0,05$; Sonde : ANOVA et test de Tukey, $\alpha < 0,05$, $0,01 < p < 0,05$; Equilibrateur : Kruskal Wallis et test de Dunn, $\alpha < 0,05$, $p < 0,001$).

4. Discussion

4.1. Effet du clapage sur les paramètres physico-chimiques

Une augmentation de la température et de la salinité a été observé en hiver lors des clapages. Cela suggère que le sédiment relargué est plus chaud et salin. En effet, il a été observé dans la littérature que les processus chimiques, tels que la décomposition de la MO par l'activité microbienne, peuvent produire de la chaleur (Avilara *et al.*, 2020). En revanche, la température du sédiment reste dépendante de celle de l'eau (Fang & Stefan, 1998), c'est peut-être la raison pour laquelle, au printemps, aucun effet n'a été observé. Par ailleurs, la saturation en O₂ diminue lors des clapages en hiver. Cela coïncide avec les augmentations de température et de salinité. En effet, avec une augmentation de ces paramètres, l'O₂ peut moins se dissoudre et ainsi la saturation en O₂ du milieu diminue (Chapra *et al.*, 2021). Les faibles diminutions de pH en hiver lors des clapages peuvent être dû à la perturbation de la sonde par la turbidité.

La zone du Pertuis Charentais subit des changements de turbidité fréquemment car le sédiment meuble est vite remis en suspension par l'action des marées, du vent ou encore de la houle (Idier *et al.*, 2010). A cet environnement à la dynamique sédimentaire très active, le clapage entraîne le déversement de sédiments qui a pour conséquence l'augmentation de la quantité de MES dans la zone (Radenac *et al.*, 1997 ; Cox *et al.*, 2019 ; Figure 2c et d). De plus, il y a davantage de matière minérale, et particulièrement au printemps, probablement dû à la reminéralisation par les organismes. En effet, des recherches indiquent des pics de

reminéralisation au printemps lorsque les conditions deviennent plus favorables à l'activité biologique (Aller & Cochran, 2019).

Bien que ces changements de paramètres physico-chimiques pourraient avoir un impact sur le fonctionnement biologique sur site de clapage, les faibles variations (excepté la turbidité) et la non persistance (< 1h) du signal « clapage » de ces paramètres dans le temps vont à l'encontre de cette hypothèse. En revanche, la nature du sédiment apporté, en termes de carbone, peut jouer sur les flux de carbone.

4.2. Apport de carbone dissous

La concentration en COD et l'alcalinité sont plus élevées dans la drague qu'au Lavardin, peu importe la provenance du sédiment. Cela est dû à un effet de dilution instantané entre le sédiment et l'eau suite à la topographie de la zone de clapage (volume spécifique élevé entre le milieu océanique et le volume de sédiment clapé).

De plus, pour le COD uniquement, aucun effet clapage est observé au Lavardin car la concentration avant clapage est plus élevée qu'après. Le signal n'est pas capté et cela est soutenu au printemps par le pas de temps C1 bis où la concentration est plus faible qu'en C0. A l'inverse, pour l'alcalinité, un effet clapage est observé en hiver car elle est plus élevée après les clapages qu'avant. Au printemps, aucun effet n'est observé, ce qui pourrait être lié à la température et la salinité qui ne sont pas influencées par le clapage.

En plus d'un apport en carbone organique et inorganique, le transfert de sédiments lors d'un dragage peut avoir un impact sur les échanges de CO₂ à l'interface eau-atmosphère.

4.3. CO₂ et flux à l'interface eau-atmosphère

Les concentrations en CO₂ dans la drague sont plus élevées qu'au Lavardin. Ceci peut être dû au compartiment sédimentaire qui est puits de carbone (Lee *et al.*, 2021) mais aussi aux activités bactériennes telles que la reminéralisation, produisant du CO₂ dans le compartiment. En hiver, les concentrations en CO₂ dans le puits ne redescendent pas à celles atmosphériques lorsque la sonde est retirée du puits. Cela est probablement dû à des particules restantes sur la membrane de la sonde une fois rincée.

Une fois le matériel déversé dans le milieu, les pCO₂ chutent drastiquement dû à l'effet dilution. Au Lavardin, un effet clapage est observé en hiver avec l'augmentation des concentrations en CO₂ suite aux clapages successifs. Au printemps, seules les mesures obtenues avec l'équilibrateur témoignent d'un effet clapage positif sur les pCO₂. Les valeurs relevées avec l'équilibrateur sont considérées comme plus fiables, des tests ayant montré que cet

instrument est approprié pour surveiller la $p\text{CO}_2$ dans les systèmes hautement dynamiques et turbides en milieux estuariens et côtiers (Frankignoulle *et al.*, 2001). En revanche, la sonde 0-2000ppm semble être plus fiable à des $p\text{CO}_2$ plus élevées, ce qui pourrait expliquer les différences observées avec l'équilibrateur (Lesniak, 2024).

Les flux associés à ces concentrations de CO_2 , sont plus élevés dans la drague qu'au Lavardin. Ces flux calculés sont dépendants de la vitesse du vent, de la température de l'eau, de la pression et de la salinité. En effet, ils peuvent être affectés de $\pm 25\%$ en modifiant la vitesse du vent (Takahashi *et al.*, 2002). Les flux relevés par la sonde dans la drague sont positifs ce qui indique un dégazage de CO_2 vers l'atmosphère. Le puits de la drague peut être considéré comme une source de CO_2 . Une fois le sédiment clapé, les flux sur le site de clapage sont négatifs ou positifs selon les saisons et les méthodes de mesure utilisées. En hiver, les flux sont négatifs avant clapage puis positifs après clapage. Ainsi, la zone est puits de carbone et devient source lors des clapages. Au printemps, les flux relevés avec la sonde sont positifs tout au long du suivi ce qui indique du dégazage de CO_2 vers l'atmosphère. A l'inverse, avec l'équilibrateur, les flux sont négatifs, il y a captation du CO_2 par l'eau. L'effet clapage est visible via les deux méthodes, avec davantage de dégazage avec la sonde, soit une diminution de la captation avec l'équilibrateur.

4.4. Bilan carbone des activités de dragage

Les flux de CO_2 calculés dans la drague permettent d'établir un bilan moyen de 0,13 tonnes de CO_2 émis par an. Ce calcul se base sur le flux moyen rapporté à la surface du puits et reporté aux activités de la drague (soit environ 6 remplissages par jour pendant 200 jours). Cependant, à ce bilan CO_2 doit s'ajouter celui de la zone de clapage, plus variable dans le temps (effet saisonnier) et différent selon les méthodes de mesure de $p\text{CO}_2$ (Figure 9b). De plus, si les flux mesurés au Lavardin (par unité de surface) peuvent paraître insignifiants comparés à ceux de la drague, l'étendu du panache pourrait rendre ce bilan plus significatif. En effet, cette démarche pourrait montrer un bilan d'émission/captation de CO_2 de même ordre de grandeur que celui de la drague. L'étendu du panache des paramètres influent sur les flux de CO_2 à l'interface eau-atmosphère est en cours de modélisation, à l'aide d'un couplage entre un modèle hydrodynamique (TELEMAC 3D) et un module de biogéochimie (AED2).

Pour obtenir un bilan complet du carbone sur cette étude, il serait intéressant de quantifier les flux de CH_4 . Au Lavardin, en hiver, les concentrations de CH_4 sont plus faibles qu'au printemps. Ceci s'accorde avec l'étude de Bauduin *et al.* (2024) où il a été montré que la

concentration de CH₄ est plus élevée au printemps et en été car elle est corrélée positivement à la température de l'eau. Pour quantifier, on peut utiliser les concentrations de CH₄ relevées et une concentration atmosphérique constante (1,9 ppm) pour une estimation de la direction des flux de CH₄, en se basant sur la diffusion d'un gaz selon le gradient de concentration. Au Lavardin, le CH₄ est potentiellement capté par l'eau car 1,9 ppm > relevés. C'est l'inverse pour la drague, il y a supposément un dégazage vers l'atmosphère. Cette estimation suggère que la drague est source de CH₄ tandis que l'océan est puits.

A ces bilans nets de carbone à l'interface eau-atmosphère pourrait s'ajouter la contribution du compartiment biologique. D'après Bauduin *et al.* (2024), les concentrations minimales de CO₂ sont observés au printemps et en été dû à son absorption par la PP du phytoplancton. En effet, les données montrent une concentration en Chla plus élevée au printemps qu'en hiver (Figure 3). De plus, au printemps, il y a aussi été calculé un plus grand pourcentage de Chl active que de phéopigments, attestant d'une plus grande vitalité des cellules phytoplanctoniques à cette période. Le phytoplancton peut jouer un rôle sur l'atténuation du signal de clapage en captant du CO₂ via la photosynthèse. De plus, le clapage pourrait avoir un impact sur le développement du phytoplancton. L'apport de turbidité pourraient impacter négativement son développement en limitant la captation de la lumière. Il a cependant été montré les forts développements de phytoplancton en zone très turbide (Moncelon *et al.*, 2022). De plus, la non-persistance de cet apport de turbidité en zone de clapage pourrait minimiser son impact. A l'inverse, l'apport de matériel d'origine sédimentaire pourrait stimuler la production phytoplanctonique en apportant des nutriments (la quantification de ces nutriments est en cours) (Varkitzi *et al.*, 2022). En effet, les données de Chla aux deux saisons (environ 1,5 µg/L) en comparaison avec les données SOMLIT à Antioche 2023 (0,44 en hiver et 0,96 au printemps µg/L) permettent de dire qu'il y a potentiellement plus de phytoplancton en zone de clapage dû à un environnement plus riche en nutriment.

Des études plus approfondies pourraient se pencher sur la contribution du mésozooplancton dans les émissions du CO₂ via la respiration. La réponse rapide du mésozooplancton face aux variations de phytoplancton pourraient conduire à une grande productivité sur zone de clapage.

Bibliographie

Aller, R. C., & Cochran, J. K. (2019). The critical role of bioturbation for particle dynamics, priming potential, and organic c remineralization in marine sediments: Local and basin scales. *Frontiers in Earth Science*, 7.

Ayilara, M. S., Olanrewaju, O. S., Babalola, O. O., & Odeyemi, O. (2020). Waste management through composting: Challenges and potentials. *Sustainability*, 12, 4456.

Bauduin, T., Gypens, N., & Borges, A. V. (2024). Methane, carbon dioxide and nitrous oxide emissions from two clear-water and two turbid-water urban ponds in Brussels (Belgium). *EGUsphere*, 1-29

Bogumil, M., Mittal, T., & Lithgow-Bertelloni, C. (2024). The effects of bathymetry on the long-term carbon cycle and CCD. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 121(21).

Chapra, S. C., Camacho, L. A., & McBride, G. B. (2021). Impact of global warming on dissolved oxygen and bod assimilative capacity of the world's rivers: Modeling analysis. *Water*, 13, 2408.

Cooper, K. M., Curtis, M., Wan Hussin, W. M. R., Barrio Froján, C. R. S., Defew, E. C., Nye, V., & Paterson, D. M. (2011). Implications of dredging induced changes in sediment particle size composition for the structure and function of marine benthic macrofaunal communities. *Marine Pollution Bulletin*, 62, 2087-2094.

Cox, T. J. S., Maris, T., Van Engeland, T., Soetaert, K., & Meire, P. (2019). Critical transitions in suspended sediment dynamics in a temperate meso-tidal estuary. *Scientific Reports*, 9, 12745

Fan, X., Wang, C., Teng, X., Kemp, D. B., Lu, Y., Yan, K., Wei, W., & Zhang, J. (2024). Mechanisms of terrestrial organic matter accumulation across the Paleocene-Eocene thermal maximum in the Jiangnan Basin, Central China. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 648, 112283.

Fang, X., & Stefan, H. G. (1998). Temperature variability in lake sediments. *Water Resources Research*, 34, 717-729.

Frankignoulle, M., Borges, A., & Biondo, R. (2001). A new design of equilibrator to monitor carbon dioxide in highly dynamic and turbid environments. *Water Research*, 35, 1344-1347.

Guerra, M. T., & Mancinelli, G. (2024). The interplay of freshwater inputs and catchment geology in regulating seawater chemistry in Irish coastal areas. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 297, 108623

Hamani, V., Brenon, I., Coulombier, T., Huguet, J.-R., & Murillo, L. (2023). The forgotten ones of ports: The filter feeders at the heart of siltation processes. *Marine Environmental Research*, 183, 105843.

Huguet, J.-R., Brenon, I., Coulombier, T., & Hamani, V. (2020). Dynamics and management of siltation in a macro-tidal marina: The case of La rochelle marina, France. *Ocean & Coastal Management*, 198, 105371.

Idier, D., Romieu, E., Pedreros, R., & Oliveros, C. (2010). A simple method to analyse non-cohesive sediment mobility in coastal environment. *Continental Shelf Research*, 30, 365-377

Lee, J., Kim, B., Noh, J., Lee, C., Kwon, I., Kwon, B.-O., Ryu, J., Park, J., Hong, S., Lee, S., Kim, S.-G., Son, S., Yoon, H. J., Yim, J., Nam, J., Choi, K., & Khim, J. S. (2021). The first national scale evaluation of organic carbon stocks and sequestration rates of coastal sediments along the West Sea, South Sea, and East Sea of South Korea. *Science of The Total Environment*, 793, 148568.

Lesniak Q. (2024). *C-sense test analysis* [Rapport d'étude]. Université La Rochelle.

Moncelon, R., Metzger, E., Pineau, P., Emery, C., Bénéteau, E., de Lignières, C., Philippine, O., Robin, F.-X., & Dupuy, C. (2022). Drivers for primary producers' dynamics : New insights on annual benthos pelagos monitoring in anthropised freshwater marshes (Charente-maritime, france). *Water Research*, 221, 118718.

Paranaíba, J. R., Struik, Q., Erdociain, M., van Dijk, G., Smolders, A. J. P., van der Knaap, J., Veraart, A. J., & Kosten, S. (2023). CO₂, CH₄, and N₂O emissions from dredged material exposed to drying and zeolite addition under field and laboratory conditions. *Environmental Pollution*, 337, 122627.

Pearson, S. G., Verney, R., Van Prooijen, B. C., Tran, D., Hendriks, E. C. M., Jacquet, M., & Wang, Z. B. (2021). Characterizing the composition of sand and mud suspensions in coastal and estuarine environments using combined optical and acoustic measurements. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 126(7)

Radenac, G., Miramand, P., & Tardy, J. (1997). Search for impact of a dredged material disposal site on growth and metal contamination of *Mytilus edulis* (L.) in charente-maritime (France). *Marine Pollution Bulletin*, 34, 721-729.

Rödenbeck, C., Keeling, R. F., Bakker, D. C. E., Metzl, N., Olsen, A., Sabine, C., & Heimann, M. (2013). Global surface-ocean p^{CO_2} and sea–air CO₂ flux variability from an observation-driven ocean mixed-layer scheme. *Ocean Science*, 9, 193-216.

Schmitt, A., & Chaumillon, E. (2023). Understanding morphological evolution and sediment dynamics at multi-time scales helps balance human activities and protect coastal ecosystems: An example with the Gironde and Pertuis Marine Park. *Science of The Total Environment*, 887, 163819.

Stern, E. M., & Stickle, W. B. (1978). *Effects of turbidity and suspended material in aquatic environments: Literature review* [Report]. U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station.

Takahashi, T., Sutherland, S. C., Sweeney, C., Poisson, A., Metzl, N., Tilbrook, B., Bates, N., Wanninkhof, R., Feely, R. A., Sabine, C., Olafsson, J., & Nojiri, Y. (2002). Global sea–air CO₂ flux based on climatological surface ocean $p\text{CO}_2$, and seasonal biological and temperature effects. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 49, 1601-1622.

Todd, V. L. G., Todd, I. B., Gardiner, J. C., Morrin, E. C. N., MacPherson, N. A., DiMarzio, N. A., & Thomsen, F. (2015). A review of impacts of marine dredging activities on marine mammals. *ICES Journal of Marine Science*, 72, 328-340.

Wu, J., Liu, L., Chen, J., Chen, G., Zhu, H., Liu, J., & Ye, Y. (2024). Effects of dredging wastewater input history and aquaculture type on greenhouse gas fluxes from mangrove sediments along the shorelines of the Jiulong River Estuary, China. *Environmental Pollution*, 346, 123672.

Varkitzi, I., Pavlidou, A., Pantazi, M., Rousselaki, E., Hatiris, G.-A., Gratsia, E., Kapsimalis, V., & Pagou, K. (2022). Dumping of dredge spoil in the pelagic habitat: Focus on trophic status, phytoplankton diversity responses and generation of blooms. *Water*, 14, 2343.

Résumé

Le dragage est une activité essentielle pour la gestion et l'entretien des voies de navigation, des ports et des zones côtières, relarguant le sédiment accumulé au large. Cette action est nommée clapage. De nombreuses réglementations ont été mise en place pour atténuer les effets néfastes de cette activité, notamment l'augmentation de la turbidité créant des perturbations pour les organismes. L'objectif de cette étude est de déterminer l'impact d'un clapage en mer sur les paramètres physico-chimiques, biologiques et *in fine* sur les flux de CO₂ à l'interface eau-atmosphère. Ici, il est montré un important relargage de CO₂ dans l'atmosphère depuis la drague et le clapage induit une diminution de la capacité de captation de CO₂ par l'eau. Les flux de CO₂ calculés dans la drague permettent d'établir un bilan moyen de 0,13 tonnes de CO₂ émis par an. A l'avenir, il serait intéressant d'ajouter à ce bilan CO₂ celui de la zone de clapage mais aussi la contribution du compartiment biologique, que ce soit du phytoplancton et du mésozooplancton.

Mots-clés : sédiments, turbidité, carbone dissous, dioxyde de carbone, perturbation, Pertuis Charentais

Abstract

Characterize the impact of offshore clapage resulting from harbor dredging on carbon fluxes at the water-atmosphere interface.

Dredging is an essential activity in the management and maintenance of shipping lanes, ports and coastal areas, releasing accumulated sediment into the open sea. This action is known as clapage. Numerous regulations have been put in place to mitigate the harmful effects of this activity, notably the increase in turbidity creating disturbance for organisms. The aim of this study is to determine the impact of offshore clapage on physico-chemical and biological parameters, and ultimately on CO₂ fluxes at the water-atmosphere interface. Here, it is shown that CO₂ is released into the atmosphere from the dredge, and that clapage reduces the water's capacity to capture CO₂. The CO₂ flows calculated in the dredger give an average balance of 0.13 tonnes of CO₂ emitted per year. In future, it would be interesting to add to this CO₂ balance not only that of the clapage zone, but also the contribution of the biological compartment, whether phytoplankton or mesozooplankton.

Keywords: sediment, turbidity, dissolved carbon, carbon dioxide, disturbance, Pertuis Charentais