

Projet de Recherche et Innovation (PRI) 2024-2025

Etude de la dynamique carbone d'un marais doux tempéré



Auteure : Rozenn RAPHALEN

Sous la direction académique de : Stéphane RODRIGUES
Et professionnelle de : Pierre POLSENAERE

AVERTISSEMENT

Cette recherche a fait appel à des lectures, enquêtes et interviews. Tout emprunt à des contenus d'interviews, des écrits autres que strictement personnel, toute reproduction et citation, font systématiquement l'objet d'un référencement.

L'auteur de cette recherche a signé une attestation sur l'honneur de non plagiat.

Formation par la recherche, Projet de Fin d'Etudes en génie de l'Aménagement et de l'Environnement

La formation au génie de l'aménagement et de l'environnement, assurée par le département aménagement et environnement de l'Ecole Polytechnique de l'Université de Tours, associe dans le champ de l'urbanisme, de l'aménagement des espaces fortement à faiblement anthropisés, l'acquisition de connaissances fondamentales, l'acquisition de techniques et de savoir-faire, la formation à la pratique professionnelle et la formation par la recherche. Cette dernière ne vise pas à former les seuls futurs élèves désireux de prolonger leur formation par les études doctorales, mais tout en ouvrant à cette voie, elle vise tout d'abord à favoriser la capacité des futurs ingénieurs à :

- Accroître leurs compétences en matière de pratique professionnelle par la mobilisation de connaissances et de techniques, dont les fondements et contenus ont été explorés le plus finement possible afin d'en assurer une bonne maîtrise intellectuelle et pratique,
- Accroître la capacité des ingénieurs en génie de l'aménagement et de l'environnement à innover tant en matière de méthodes que d'outils, mobilisables pour affronter et résoudre les problèmes complexes posés par l'organisation et la gestion des espaces.

La formation par la recherche inclut un exercice individuel de recherche, le projet de fin d'études (P.F.E.), situé en dernière année de formation des élèves ingénieurs. Cet exercice correspond à un stage d'une durée minimum de trois mois, en laboratoire de recherche, principalement au sein de l'équipe Dynamiques et Actions Territoriales et Environnementales de l'UMR 7324 CITERES à laquelle appartiennent les enseignants-chercheurs du département aménagement.

Le travail de recherche, dont l'objectif de base est d'acquérir une compétence méthodologique en matière de recherche, doit répondre à l'un des deux grands objectifs :

- Développer toute ou partie d'une méthode ou d'un outil nouveau permettant le traitement innovant d'un problème d'aménagement
- Approfondir les connaissances de base pour mieux affronter une question complexe en matière d'aménagement.

Afin de valoriser ce travail de recherche nous avons décidé de mettre en ligne sur la base du Système Universitaire de Documentation (SUDOC), les mémoires à partir de la mention bien.

SOMMAIRE

Introduction.....	2
I. Matériels et méthodes :	5
A. Site d'étude : l'unité expérimentale de Saint Laurent de la prée	5
B. Echantillonnages <i>in situ</i> et analyses en laboratoire	6
1. Relevés continus pour les mesures biogéochimique de l'eau	6
2. Relevés ponctuels mensuels pour l'étude des réseaux trophiques planctoniques des fossés	7
3. Relevés ponctuels saisonniers pour les mesures de flux de CO ₂ à l'interface eau-atmosphère	8
C. Traitement des données et calculs des flux de CO ₂ atmosphérique	8
1. Données pCO ₂ issues de la sonde C-Sense et flux de CO ₂ eau-air estimés	8
2. Calculs des pCO ₂ de l'eau à partir des mesures ponctuelles d'alcalinité et du pH de l'eau (couple TA/pH)	9
3. Flux de CO ₂ eau-air mesurés avec les chambres flottantes.....	10
D. Analyses statistiques.....	10
II. Résultats	11
A. Caractérisation biogéochimiques des fossés.....	11
B. Dynamique des pressions partielles de CO ₂ et des flux de CO ₂ eau - atmosphère	14
C. Etude des réseaux trophiques associés des deux fossés	16
D. Relation entre les pressions partielles en CO ₂ et les paramètres abiotiques.....	18
E. Relation entre les pressions partielles de CO ₂ de l'eau et les réseaux trophiques identifiés dans les deux fossés.....	18
III. Discussion	20
A. Comparaison des différentes méthodes de mesure de flux de CO ₂ eau-atmosphère en zone de marais doux	20
B. L'évolution saisonnière des pressions partielles en CO ₂	21
C. Relation entre les pressions partielles en CO ₂ et l'environnement (paramètres abiotiques et réseau trophique).....	22
Conclusion	24
Bibliographie.....	25

Introduction

Depuis 1958, la concentration de dioxyde de carbone (CO₂) dans l'atmosphère est en augmentation constante et a atteint en janvier 2025, 427 ppm, soit 114 ppm de plus qu'en 1958 (NOAA).

Afin d'inverser la tendance, de nombreuses gouvernances telles que l'Union européenne mettent des programmes en place : en 2023, le plan climat (« Climat target plan 2030 ») affiche des objectifs de réduction de 55% (par rapport au niveau de 1990) des émissions de gaz à effet de serre d'ici 2030 et parle d'une neutralité carbone à l'horizon 2050 (2030 climate targets - European Commission). Aux Etats-Unis, les objectifs d'ici 2030 sont ; une réduction de 50-52% (par rapport au niveau de 2005) des gaz à effet de serre, et d'ici à 2050, la neutralité carbone (The Long-Term Strategy of the United States, Pathways to Net-Zero Greenhouse Gas Emissions by 2050). Des politiques régionales ont également émergé ces dernières années, comme l'agglomération de La Rochelle qui a mis en place le programme LRTZC (La Rochelle Territoire Zéro Carbone) en 2019, dans l'objectif de devenir la première zone littorale urbaine « zéro carbone » à l'horizon 2040. Cependant, les politiques n'ont pas démontré d'impact significatif sur l'évolution des émissions enregistrées (augmentation de +9 ppm entre 2021 et 2024). Il est donc crucial de poursuivre les efforts de recherche pour identifier des alternatives visant à réduire les émissions anthropiques. En parallèle, une meilleure compréhension des mécanismes de répartition des émissions de CO₂ entre l'atmosphère, les océans et la biosphère est indispensable. Une connaissance approfondie de ces dynamiques permettra de concevoir des politiques publiques plus efficaces pour limiter les émissions de gaz à effet de serre, et en particulier celles de CO₂ (Friedlingstein et al., 2022).

Le cycle du carbone dans l'eau, est constitué de trois pompes : la pompe physicochimique qui régule l'absorption et le dégazage de CO₂ atmosphérique dans l'eau et qui est contrôlée par la température et la salinité de l'eau. La pompe biologique, qui, fonction de la production primaire et de la respiration, détermine la production nette de l'écosystème (si elle est positive, alors le système absorbe plus de CO₂ qu'il n'en émet), et la pompe des carbonates, régulée par la précipitation/dissolution des carbonates de calcium qui entraînent une libération/consommation de CO₂.

Le rôle des océans dans la séquestration du CO₂ atmosphérique a déjà été démontré par de nombreuses études (Gruber et al., 2023, Bauer et al., 2013), mais ce n'est que plus récemment que les écosystèmes côtiers dit « carbone bleu » ont été étudiés pour leur rôle dans le cycle du carbone (McLeod et al. 2011, Ternon et al., 2020). Ce terme « carbone bleu » regroupe les mangroves, les marais salés et les herbiers qui présentent une habilité naturelle à capter le CO₂ atmosphérique et séquestrer ce carbone dans leurs sols et biomasses sur des temps longs. La séquestration de ces écosystèmes est estimée jusqu'à trente fois plus importante que celle des forêts (par unité de surface), soit un taux moyen de séquestration d'environ $200 \pm 24 \text{ g C/m}^2/\text{an}$ (McLeod et al. 2011, Duarte et al. 2010, Macreadie et al., 2021). Cependant, les écosystèmes carbone bleu n'incluent pas les marais doux ou encore les vasières intertidales faisant pourtant partie de la zone côtière. Les débats persistent et des recherches sont nécessaires pour mieux contraindre et prendre en compte ces systèmes et l'ensemble des écosystèmes de la zone côtière dans les budgets régionaux et globaux de carbone (Regnier et al., 2022). Au sein des marais côtiers, il apparaît que les dynamiques de flux carbone eau-atmosphère ne sont pas majoritairement régies par l'effet de la température où cet effet est plus important dans les systèmes plus profonds notamment dans l'océan (Dai et al., 2009). Au contraire, les effets non température et en particulier les processus biologiques ont un poids beaucoup plus important dans les variations de pCO₂ dans l'eau et les flux atmosphériques associés dans les systèmes côtiers peu profonds (Mayen et al., 2023, Dai et al., 2009, Moreau et al., 2013). Le réseau trophique de la colonne d'eau a par exemple une influence majeure sur les échanges de CO₂ entre les eaux des marais et l'atmosphère (captation/émission) (Xaus et al., under review). En journée, l'utilisation du carbone par les organismes

autotrophes (phytoplanctons, herbier), via la photosynthèse permet de diminuer les $p\text{CO}_2$ de l'eau. Au contraire, via le processus de respiration les individus hétérotrophes (zooplanctons, bactéries, poissons...) et autotrophe (la nuit particulièrement), dégagent du CO_2 et augmentent ainsi les $p\text{CO}_2$ de l'eau. Ainsi, en fonction de la biomasse de chacun des groupes taxonomiques et l'efficacité des autotrophes à la synthèse de production primaire, les $p\text{CO}_2$ de l'eau fluctuent. D'un milieu à un autre, ces communautés planctoniques diffèrent et engendrent donc de grandes différences de dynamique carbone en fonction des marais étudiés (Xaus et al., under review). En conséquence, il est nécessaire d'étudier les échanges de CO_2 entre l'eau et l'atmosphère dans de nombreux écosystèmes, et à différentes échelles spatiales et temporelles, pour aboutir à une compréhension complète de ces milieux.

Différentes méthodes existent pour caractériser les flux de CO_2 eau-atmosphère ou encore les pressions partielles de CO_2 ($p\text{CO}_2$) des eaux subsurfaces permettant d'estimer les flux atmosphériques. Des mesures directes de flux peuvent être réalisées à partir de chambres flottantes connectées à un analyseur de gaz à infra-rouge (Mannich et al., 2017, Raymond et Cole, 2001). Elles sont faciles à mettre en place, peu coûteuses et permettent donc d'être déployées sur plusieurs sites en même temps à des fins d'analyses spatiales. Cependant, des incertitudes ont été soulevées sur la potentielle modification artificielle des turbulences à l'interface eau-atmosphère que pourrait générer la chambre (Raymond et Cole, 2001), et ainsi créer une sous-estimation des flux CO_2 eau-atmosphère. Pour compléter les données acquises par des chambres, des sondes autonomes (à membrane semi-perméable) sont disponibles aujourd'hui sur le marché pour mesurer les $p\text{CO}_2$ de l'eau en continu sur plusieurs jours et ainsi constater les évolutions temporelles diurnes et saisonnières. Les $p\text{CO}_2$ de l'eau peuvent également être calculées à partir des valeurs d'alcalinité et de pH de l'eau, ces $p\text{CO}_2$ de l'eau permettant ensuite d'estimer les flux. Cette méthode d'échantillonnage est facile à intégrer à une routine de suivi physico-chimique d'une masse d'eau car elle ne demande pas de matériel supplémentaire. Les $p\text{CO}_2$ acquises soit par une sonde autonome, soit par des calculs issus du couple TA/pH sont ensuite soumises à une transcription en flux de CO_2 eau-atmosphère en incluant notamment un coefficient d'échange (k). Ce coefficient est contrôlé par les turbulences à l'interface eau-atmosphère. Ainsi, dans les lacs et océans, il est influencé majoritairement par les vitesses de vent, alors que dans les estuaires, k est contrôlé principalement par les courants tidaux (Polsenaere et al., 2013). Le coefficient k est différent pour chaque site d'étude, en cas de mauvaise détermination de celui-ci, des sous- ou sur-estimations des flux de CO_2 eau-atmosphère seront observées.

Au XVIII^e siècle, les marécages du littoral Atlantique ont été transformés afin de devenir des terres agricoles, des digues ont été construites pour empêcher l'eau salée de remonter et de protéger les terres des crues des rivières. On appelle aujourd'hui ces zones, les marais doux rétro-littoraux. Ce sont des écosystèmes composés d'une mosaïque d'habitats, avec à la fois des zones submergées (bassins et canaux) et des surfaces émergées (prairie humide, zone de culture, pâturage...) (Afonso et al., 2024). Ainsi, bien que ces marais soient artificiels, ils jouent aujourd'hui, un rôle clé, notamment, pour leur diversité d'habitat qui permet d'héberger des espèces endémiques de zones humides (Clarke, 2014). De plus, les fossés sont importants pour la régulation des eaux avec une fonction de tampons hydrauliques ; ils stockent de l'eau en hiver pour éviter l'inondation des parcelles. Ils permettent également d'épurer l'eau avant l'arrivée à l'estuaire, et servent de barrières naturelles pour les parcelles pastorales (Kernéis, 2024).

Dans ce contexte est né en Nouvelle Aquitaine, le projet MAVI (Maintenir des marais vivants face au changement climatique) avec comme objectif, la gestion de l'eau et de la transition agroécologique dans les marais littoraux atlantiques. Il est ancré dans le programme national TETRAE (Transition en territoire de l'agriculture, l'alimentation et l'environnement) porté par l'INRAE depuis 2022. Le projet MAVI comporte 3 volets de recherche (VR) dont le VR1 qui vise à évaluer et suivre l'évolution de la

biodiversité et de la dynamique du carbone. Un projet de recherche a débuté en 2023 au travers de la thèse d'Anaïs PERDRAU co-encadrée par Pierre POLSENAERE (Ifremer, unité COAST), Lilia Mzali (INRAe SLP) et Christine DUPUY (LIENSs, Laboratoire Littoral, Environnement et sociétés, La Rochelle Université) et qui a pour objectif principal d'analyser l'empreinte carbone d'un marais doux agricole le long d'un continuum d'habitats (prairie inondée, ripisylve, fossé). Cette analyse se déroulera sous la forme de trois axes :

- L'identification des facteurs de contrôle de la dynamique carbone dans le continuum
- La détermination des impacts de gestion de l'eau dans les marais
- L'observation de changements fonctionnels selon deux types de gestions de fossés différentes (curage, talutage de berge et épandage de boue)



Figure 1: Cadre du Projet de Recherche et Innovation

Ainsi, le Projet de Recherche et Innovation que je réalise dans le cadre de ma dernière année d'école d'ingénieurs en alternance à Ifremer, prend racine dans le premier axe de recherche, i.e. la compréhension des facteurs de contrôle de la dynamique carbone dans le marais (figure 1). Mon projet s'intéresse spécifiquement au compartiment aquatique (soit les fossés) étudié entre février et juin 2024 via des approches de terrain et de laboratoire importantes menées l'année dernière. Ma problématique de recherche a été la suivante : entre février et juin, dans les fossés d'un marais doux, quelle a été l'influence des facteurs abiotiques et le réseau trophique sur les pressions partielles de CO_2 de l'eau et des flux de CO_2 entre l'eau et l'atmosphère associés ?

Pour y répondre, le premier objectif a été de caractériser les flux de CO_2 eau-atmosphère ainsi que des pCO_2 de l'eau des fossés au fil des mois en utilisant différentes méthodes de mesures. Dans un second temps, ces données carbone ont été mises en relation avec les facteurs abiotiques mesurés dans les fossés (température, turbidité, oxygène de l'eau etc.) et les réseaux trophiques planctoniques associés en vue d'en étudier les relations possibles existantes. Ces deux objectifs de recherche et résultats acquis ont également été discutés au travers d'autres études menées dans des systèmes côtiers similaires et des perspectives sur ce travail finalement présentées afin de poursuivre cette étude sur un cycle annuel complet (2024).

I. Matériels et méthodes :

A. Site d'étude : l'unité expérimentale de Saint Laurent de la prée

Le marais étudié est situé à Saint Laurent de la prée en Charente Maritime à environ 3km de l'anse de Fouras et du *fleuve* de la Charente (45°59'08"N 1°01'08"W). Il fait partie de la catégorie des marais rétro-littoraux doux (milieu alimenté par de l'eau douce et réaménagé à des fins agricoles, Afonso et al., 2024). C'est une unité expérimentale de l'Institut Nationale de Recherche pour l'Agriculture et l'environnement (INRAe) de Saint Laurent de la Prée.

La région est soumise à un climat océanique avec des températures modérées tout au long de l'année (moyenne journalière entre février et juin : 13,5°C, min. : 10,2°C et max. : 18,3°C) et des précipitations régulières de faibles intensités (moyenne cumulée mensuelle entre février et juin : 71mm, min. : 31,4mm et max. : 116,4mm) (*InfoClimat*).

Le marais est composé d'une prairie d'environ 2,9 hectares inondée périodiquement (fonction des précipitations) et de deux fossés : L1 et L2 d'environ 400 mètres de long et d'une hauteur d'eau moyenne de 40cm (figure 2). La parcelle est alimentée en eau par le bassin versant de la Charente et n'est pas soumise à l'influence des marées. Le réseau hydraulique est géré par l'unité expérimentale, permettant de garder une indépendance vis-à-vis des réseaux de drainage agricoles environnants. Le régime hydrique a été établi afin de maintenir des niveaux d'eau naturellement bas en été et haut en hiver.

D'un point de vue de la géologie, le marais est caractérisé par une couche d'alluvions fluvio-marines datant de l'holocène (*InfoTerre*). Les sols sont constitués principalement d'argile et de limon, et sont de type sodisol et organosol.



Figure 2: Localisation du site d'étude : l'unité expérimentale de Saint Laurent de la Prée (Carte : ©Google earth, photo : ©Pierre Polsenaere)

La parcelle est utilisée pour le pâturage bovin pendant environ trois semaines par an en été (agriculture biologique, sans apport d'intrant). Elle est située en zone Natura 2000 directive habitat et oiseaux (Identifiant : FR5412025) et en zone ZNIEFF de type I (Identifiant : 540014610) et II (Identifiant : 540014607) (*Géoportail*).

Cette étude concernera uniquement le compartiment aquatique du système à savoir les fossés : L1 (45°59'13"N et 1°1'16"W) et L2 (45°59'12"N et 1°1'11"W) et les mesures in situ qui y ont été réalisées entre février et juin 2024.

B. Echantillonnages *in situ* et analyses en laboratoire

Les mesures et prélèvements dans le cadre du projet MAVI et de la thèse d'Anaïs Perdrau ont été réalisés une fois par mois et par saison en fonction des paramètres sur toute l'année 2024. Par rapport aux délais du PRI et des problématiques scientifiques abordées, les données de février et juin 2024 ont été utilisées dans ce rapport. A chaque fois, les prélèvements d'eau et les mesures ont été réalisés dans les deux fossés (L1 puis L2) le matin en présence de 2 à 3 personnes (tableau 1).

*Tableau 1 : Calendrier des mesures et prélèvements en fonction des types d'échantillonnages sur l'année 2024. * En juin, le fossé L1 n'a pas été échantillonné à cause d'un manque d'eau.*

Type d'échantillonnage	Février	Mars	Avril	Mai	Juin
Relevés continus	12/02 - 16/02	15/03 - 25/03	03/04 - 12/04	17/05 - 31/05	11/06 - 26/06*
Relevés continus turbidité		25/03 – 11/06			
Relevés ponctuels mensuels	21/02	20/03	08/04	24/05	14/06
Relevés ponctuels saisonniers	/	17/03/2025	/	31/05/2025	/

1. Relevés continus pour les mesures biogéochimique de l'eau

Des sondes autonomes de mesures biogéochimiques ont été déployés tous les mois pendant 10 à 15 jours avec un pas de temps d'enregistrement des données de 20 minutes afin de suivre les variations diurnes des différents paramètres au fil des mois (figure 3).

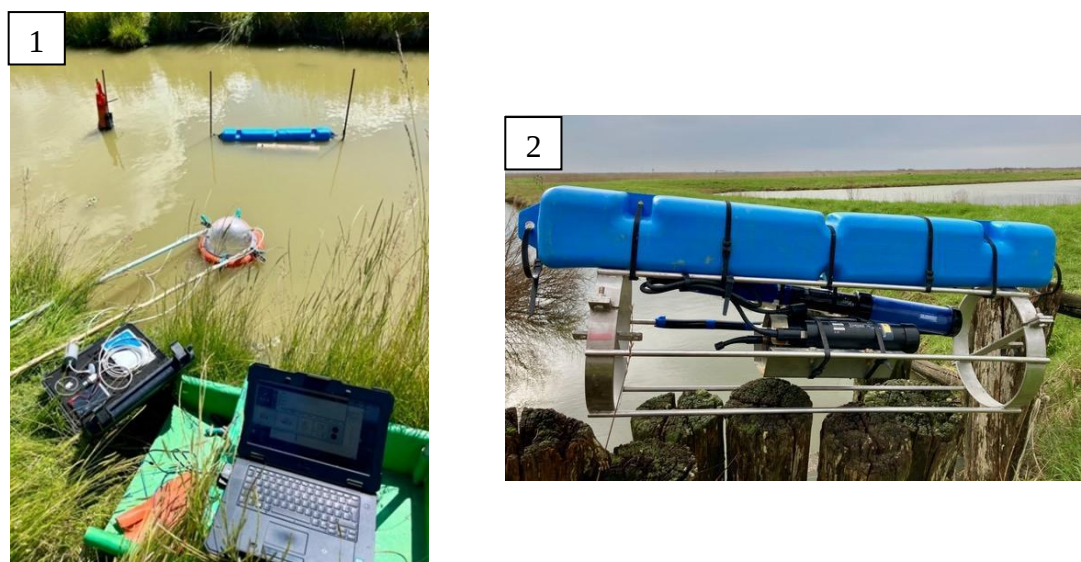


Figure 3 : Installation terrain des mesures biogéochimiques. 1 : en haut à gauche, la sonde continue turbidité, à sa droite, la sonde multi paramètre (Wimo) et celle des mesure des pCO₂ (C-Sense), en bas, la chambre flottante reliée à l'analyseur infra rouge et à l'ordinateur. 2 : installation des sondes multi-paramètre et de mesure de pCO₂ (© Pierre Polsenaere)

La température de l'eau (°c), la conductivité (mS/cm), la concentration et la saturation en oxygène (mg/L et %), ainsi que le pH ont été mesurés par une sonde Wimo (Multi 3630 IDS). La conductivité a par la suite été transcrite en salinité grâce à la formule décrite dans l'ouvrage *Hydrologie des*

écosystèmes marins: paramètres et analyses par Aminot et Kérouel (2004). Couplée à la sonde Wimo, une sonde autonome C-Sense (Turner Design) a été installée pour mesurer les pressions partielle en CO₂ (ppmv) dans l'eau en subsurface (<50 cm de profondeur). Sa précision de mesure, adaptée aux masses d'eau des marais doux, est de 0-10000 ppmv pour une précision de 3% du range (+/- 300 ppmv). Une sonde qui mesure en continue la turbidité a également été déployée (sonde STBD autonome) tout au long de l'étude.

2. Relevés ponctuels mensuels pour l'étude des réseaux trophiques planctoniques des fossés

a) Paramètres biotiques

Tous les mois, les bactéries, le phytoplancton (3 classes de taille), le zooplancton (2 classes de taille), la part de production primaire par classe de taille et le pourcentage de chlorophylle a actif ont été mesurés. Ces données, associés aux paramètres abiotiques ont permis ensuite de caractériser les réseaux trophiques présents dans les fossés.

Les paramètres présentés ci-dessous ont été échantillonnés en triplicata, et chaque quantité détaillée correspond à un seul réplica.

Pour les relevés de la chlorophylle a et des nutriments, 5L d'eau de surface ont été collectés dans des contenant noir afin de stopper l'activité biologique (photosynthèse).

L'analyse de la chlorophylle a est décrite dans une publication de Yentsch et Menzel (1963). A partir d'une succession de filtrations de l'eau, des concentration de phytoplancton (µg/L) ont été identifiées pour trois classes différentes : les micro phytoplancton (>20µm), les nano phytoplancton (3-20µm) et les pico phytoplancton (<3µm). Ensuite, la chlorophylle a est extraite de chaque cellule phytoplanctonique afin de calculer le % de chlorophylle a active au sein des différentes classe (figure 4).

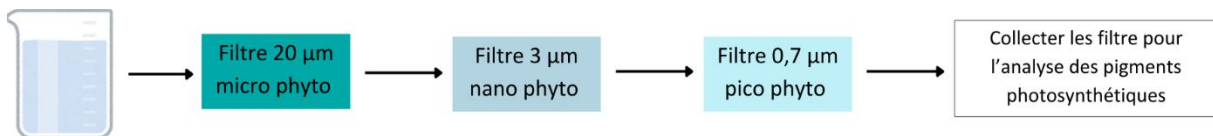


Figure 4 : Protocole de filtration pour l'analyse des phytoplanctons et de la chlorophylle a active (Yentsch et Menzel, 1963)

Concernant les nutriments, les concentration (µmol/L) en Silicates (Si), Nitrites/Nitrates (NO₂/NO₃), Phosphates (PO₄) et Ammonium (NH₄) ont été analysées grâce à un AutoAnalyzer 3 system en utilisant les méthodes issues d'Aminot et al (2007).

La production primaire, a été calculée suivant le protocole de Nielson (1951) basée sur le principe de radioactivité. Cela permet à partir de l'eau de surface filtrée à 200µm d'obtenir un taux de production primaire généré pour les trois classes de phytoplancton : les pico, nano et micro (mg C/m³/j).

L'analyse des bactéries a été effectuée avec 1,5mL d'eau de surface déposée dans un tube cryogénisé et fixée avec du glutaraldéhyde (25%) et du pluronic, puis conservée à -20°C.

La méthode d'analyse est détaillée dans l'étude de Lavergne et al (2014). Elle est basée sur l'utilisation de la cytométrie en flux (avec un FACSCanto II) et permet d'obtenir une abondance de bactéries (cell./ml).

Pour le zooplancton, 2 classes de taille ont été étudiées : le méso zooplancton (0,2-20mm) et le microzooplancton (20-200µm). Pour le méso zooplancton, un filet planctonique de 200µm a été immergé en subsurface sur une longueur de 7 à 10 mètres dans les fossés. Le contenu a été collecté et ensuite versé dans un contenant de 180mL avec de l'éthanol (70°) et conservé au frais. Pour le micro

zooplancton, 1L d'eau de surface a été filtrée dans une grille de 63µm, puis le plancton collecté est conservé de la même manière que le méso zooplancton.

Pour les analyses, les échantillons ont été dilués (1/2, ¼, 1/8...) en fonction de leur concentration, puis teints avec une solution rouge afin de faciliter les identifications au microscope binoculaire. Au sein des 2 classes de taille, des individus de différents groupes (copépode, rotifère, nématode...) ont été comptés, puis des biomasses par classes calculées (µg/L).

b) Paramètres abiotiques

Le Carbone Organique Dissous (COD, mg/L), l'alcalinité totale et le titre alcalimétrique (°F) ont été quantifiés par le laboratoire d'analyse Qualyse (La rochelle) à partir de 100mL d'eau de subsurface prélevés sur le terrain.

De plus, lors des campagnes de prélèvements ponctuels, les hauteurs d'eau ont été mesurées, et le pH, la température, la salinité et la concentration en oxygène dans les fossés relevés grâce à une sonde multi paramètre Multi 3630 IDS.

3. Relevés ponctuels saisonniers pour les mesures de flux de CO₂ à l'interface eau-atmosphère

Les mesures directes de flux de CO₂ atmosphérique des eaux des fossés ont été réalisées par la méthode des chambres flottantes. Les incubations ont été exécutées à proximité immédiate de la sonde autonome C-Sense afin de pouvoir comparer les valeurs de flux obtenues par les différentes méthodes calculs (voir partie C).

Les chambres sont constituées d'un dôme en plastique avec un volume de 7L, et une surface de 0,0674 m². Les chambres ont été déployées sur l'eau pour une durée d'environ 15 minutes (figure 2), ces dernières étaient connectées à un analyseur de gaz à infra-rouge (IRGA Licor 820) et un ordinateur permettant de suivre durant l'incubation les concentrations en CO₂ à l'intérieur de l'enceinte.

C. Traitement des données et calculs des flux de CO₂ atmosphérique

1. Données pCO₂ issues de la sonde C-Sense et flux de CO₂ eau-air estimés

Les pCO₂ mesurées par les sondes autonomes type C-Sense peuvent être influencées par la pression totale des gaz dissous (TDGP), qui correspond à la pression de tous les gaz présents dans la colonne d'eau (Mayen et al., 2023). D'après les recommandation du constructeur (Turner Design), il est conseillé d'apporter une correction aux pCO₂ mesurées. Pour cela, les calculs suivant ont été réalisés :

$$(1) \quad Psat \text{ théo} = \exp \left(13,7 - \frac{5120}{T^{\circ} \text{eau}} \right) * 1013,25$$

$$(2) \quad TDGP = Psat \text{ théo} + Patm$$

$$(3) \quad pCO_2 \text{ cor} = pCO_2 \text{ mes} * \frac{Pcal}{TDGP}$$

(1) : formule de Dupré-Rankine

Avec : *Psat théo* la pression saturante théorique (hPa) ; *T° eau*, la température de l'eau mesurée (K) ; *Patm*, la pression atmosphérique mesurée (hPa) ; *pCO₂ cor*, la pression partielle en CO₂ corrigée (ppmv) ; *pCO₂ mes*, la pCO₂ mesurée (ppmv) ; et *Pcal*, la pression atmosphérique lors de la calibration de sonde (hPa).

Les données de pression atmosphérique utilisées ont été extraites de la station Météo France de Saint Agnant (située à 11 km de la zone d'étude) et les températures de l'eau issues de la sonde Wimo (Multi 3630 IDS).

A partir des pCO_2 corrigées, les flux de CO_2 eau-atmosphère peuvent être calculés en utilisant l'équation suivante (Polsenaere et al., 2013) :

$$(4) \quad FCO_2 = \text{Solubilité } CO_2 * k * 0,01 * (pCO_2 \text{ cor} - pCO_2 \text{ atm})$$

Avec : FCO_2 , les flux de CO_2 atmosphère-eau ($mmol/m^2/h$) ; *Solubilité CO_2* , le coefficient de solubilité du CO_2 ($mol/kg/atm$) calculé grâce à l'équation de Weiss (1974) et dépendant de la température et de la salinité de l'eau ; k , le coefficient d'échange (cm/h) et $pCO_2 \text{ atm}$, la pression partielle en CO_2 dans l'atmosphère (source : NOAA).

Le coefficient d'échange k reflète la turbulence à l'interface eau-air et est spécifique à chaque milieu. Ici, il est déterminé grâce à l'équation de Raymond & Cole (2001) conçue pour les milieux fermés. Cette équation a été sélectionnée, car elle est la plus adaptée aux marais doux (Ternon et al., 2020) :

$$(5) \quad k = \frac{1,91 * \exp(0,35 * U_{10})}{\left(\frac{600}{Sc}\right)^{0,5}}$$

Avec : U_{10} , la vitesse du vent à 10m (m/s) et Sc , le Schmidt number. Tous les deux ont été calculées à partir d'équation de Bade (2009).

L' U_{10} a été calculé à partir des vitesses du vent mesurées toutes les heures, à 10 mètres au-dessus du sol, à la station InfoClimat de Châtelailillon située à environ 10 km de la zone d'étude.

2. Calculs des pCO_2 de l'eau à partir des mesures ponctuelles d'alcalinité et du pH de l'eau (couple TA/pH)

Le calcul des pCO_2 de l'eau à partir des données TA et pH a été réalisé réalisée suivant Lewis and Wallace (1998) et le modèle CO_2 system calculation ("CO2SYS.BAS" version 01.05). Pour cela, les paramètres choisis ont été ; les constantes d'équilibre du système carbonate calculées par Dickson et Millero (1987), l'échelle pH NBS, la constante de dissociation du bisulfate suivant Dickson (1990), et enfin la constante de dissociation de l'acide borique par Lee et al. (2010). Les données de salinité, de température, de TA et de pH ont également été utilisées à partir des mesures effectuées lors des relevés ponctuels. Les résultats de pCO_2 ont ensuite servi à calculer les flux de CO_2 eau-atmosphère de la même manière que les pCO_2 mesurées par la sonde C-Sense (équation (4)), permettant la comparaison (pCO_2 eau et flux eau-air) entre les résultats de ces deux méthodes.

3. Flux de CO₂ eau-air mesurés avec les chambres flottantes

Pour chaque réplica, l'évolution du pCO₂ dans l'enceinte (i.e. augmentation si du CO₂ est produit et diminution si du CO₂ est consommé au niveau de l'interface eau-air) en fonction du temps a été mesurée ($y = ax + b$) (figure 5).

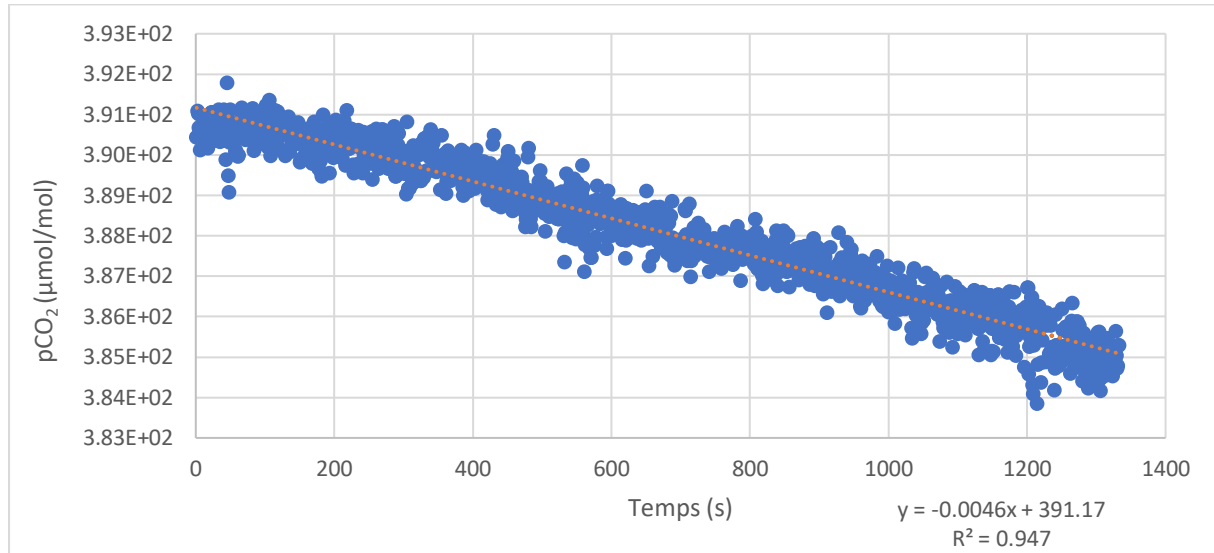


Figure 5 : Evolution des pCO₂ (μmol/mol) mesurées dans l'enceinte de la chambre pendant l'incubation (un point toutes les 10 secondes).

L'équation suivante a alors été appliquée pour le calcul des flux :

$$FCO_2 = \frac{(Pente * V * 3600 * 2)}{Vm * S * 1000}$$

Avec : FCO_2 , les flux de CO₂ atmosphère-eau (mmol/m²/h) ; Pente, la pente de la courbe (a) ; V, le volume de la chambre (L) ; Vm, le volume molaire d'un gaz (= 22,4 dm³ / mol) ; S, la surface de la chambre (m²).

D. Analyses statistiques

Toutes les données ont été traitées sous les logiciels R studio et Excel. Les tests de comparaison d'échantillonnage des paramètres biogéochimiques ont été réalisés à partir d'un t test, la normalité des données a été préalablement vérifiée, ainsi que l'homogénéité de leurs variances.

Les comparaisons entre L1 et L2 pour les paramètres biogéochimiques ont été réalisées lorsqu'il était possible avec un test paramétrique t test (si normalité des valeurs), sinon avec un test non paramétrique de Wilcoxon-Mann-Whitney. Lorsque les p-value étaient supérieures à 0,05 pour les tests effectués, alors l'hypothèse nulle a été validée, et aucune différence significative n'était observée entre les échantillons.

Pour les tests effectués sur les relevés ponctuels, les trois réplicas ont été utilisés. Afin d'avoir le plus de données possible à tester et ne pas avoir d'échantillons trop petits, les tests ont été effectués sur la totalité des mois et non mois par mois.

II. Résultats

A. Caractérisation biogéochimiques des fossés

Une caractérisation des eaux de subsurface des deux fossés L1 et L2 a été réalisée à partir des données biogéochimiques mesurées lors des relevés continus et ponctuels. Cela a permis de décrire précisément les masses d'eau dans lesquelles les dynamiques du carbone et des flux atmosphériques ont ensuite été étudiés.

Premièrement, les relevés continus avec les sondes *in situ* ont montré au cours des mois étudiés, une tendance générale vers une augmentation des valeurs de l'ensemble des paramètres (figure 6).

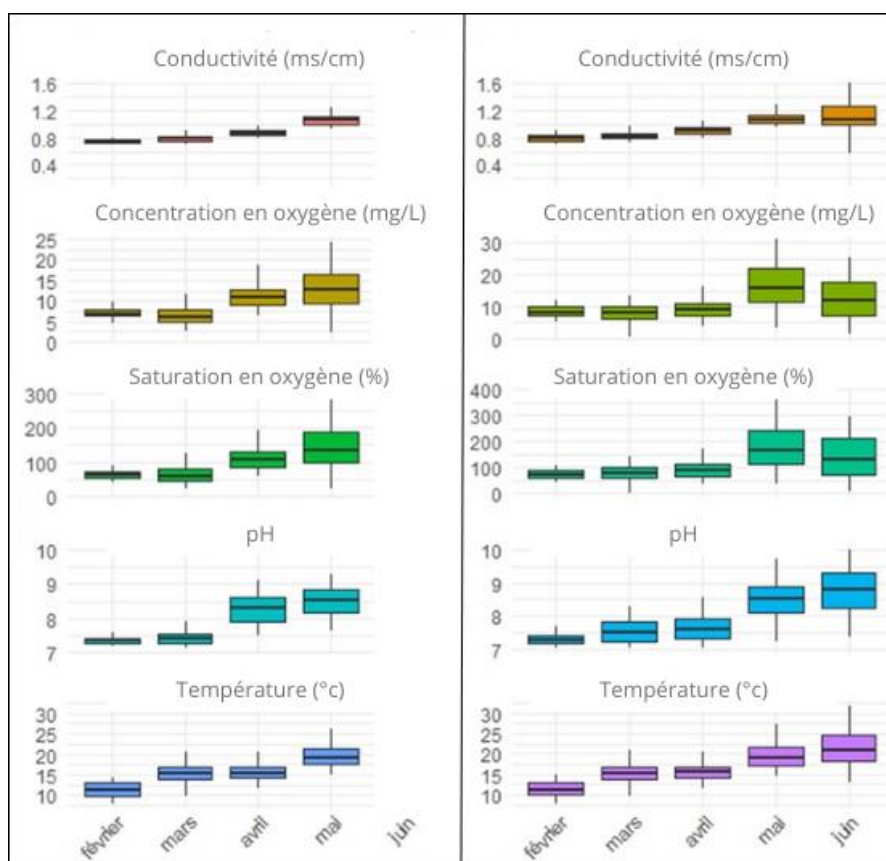


Figure 6 : Boxplots (minimum, maximum, Q1, médiane et Q3) des paramètres physico-chimiques mesurés par la sonde autonome Wimo dans L1 (gauche) et L2 (droite).

Les températures de l'eau dans les fossés ont augmenté entre février et mars, puis se sont stabilisées entre mars et avril avant de réaugmenter jusqu'en juin. Les valeurs ont varié en moyenne, de 11,3°C ($\pm 1,90$)°C en février, à 19,58 ($\pm 2,79$) °C en mai pour atteindre un maximum de 21,40°C ($\pm 4,21$)°C en juin dans L2. Le pH a suivi la même tendance dans L2, tandis que dans L1, l'augmentation s'est observée dès avril. Dans L1 et L2, les valeurs s'étendaient de 7,37 ($\pm 0,12$) et 7,29 ($\pm 0,15$) en février à 8,49 ($\pm 0,41$) en mai dans L1 et 8,73 ($\pm 0,68$) en juin dans L2.

Pour les mesures d'oxygène, des schémas légèrement différents sont constatés. Dans L2, entre février et avril, peu d'écart entre les données sont observés (moyenne des trois mois = 8,39 $\pm 1,75$ mg/L), alors que dans L1, une légère baisse en mars (6,45 $\pm 1,98$ mg/L) puis une plus grande augmentation en avril est visible (11,06 $\pm 2,77$ mg/L). Dans les deux fossés, il est constaté une augmentation en mai enchaînée d'une diminution en juin dans L2.

En mai et en juin, par rapport au mois précédent, tous les paramètres suivis ont présenté des écarts plus marqués entre leurs valeurs minimales et maximales. Par exemple dans L2 en février, une température minimale de 7,62 et maximale de 14,90°C a été observés ; tandis qu'en juin, a été mesurés un minimum de 12,98 et un maximum de 31,84°C. Similairement, dans L2 en février, la concentration en oxygène a été mesuré entre à 5,01 mg/L et 11,79 mg/L, en revanche, en juin le minimum a été observé à 1,01 mg/L et le maximum à 25,12 mg/L.

La conductivité est quant à elle restée stable entre février et juin, avec une moyenne dans L1 et L2 de 0,97 +/- 0,13 ms/cm, équivalent à une salinité de 0,14 +/- 0,21. Les valeurs de salinité durant la période de mesure étant inférieures à 0,5, le marais est considéré comme un marais doux selon la nomenclature SANDRE.

Lors des relevés ponctuels pour la caractérisation du réseau trophique, les hauteurs d'eau, la salinité et le Carbone Organique Dissous (COD) ont été mesuré en plus des autres paramètres présentés précédemment (tableau 2).

Tableau 2 : Paramètres abiotiques mesurés lors des relevés ponctuels pour la caractérisation du réseau trophique dans L1 et L2 : pH, température de l'eau, salinité, hauteur de l'eau, concentration en oxygène et carbone organique dissous.

Date	pH_L1	pH_L2	Température_L1 (°c)	Température_L2 (°c)	Salinité_L1	Salinité_L2
21/02/2024	7,50	7,55	9,73	10,20	0,50	0,40
20/03/2024	7,61	7,43	12,66	12,86	0,40	0,40
08/04/2024	7,36	7,36	13,15	13,70	0,50	0,50
24/05/2024	8,86	8,50	19,06	19,40	0,56	0,50
14/06/2024	7,64	8,20	18,40	17,53	0,80	0,70

Date	H_eau_L1 (cm)	H_eau_L2 (cm)	Conc_ O ₂ _L1 (mg/L)	Conc_ O ₂ _L2 (mg/L)	COD_L1 (mg/L)	COD_L2 (mg/L)
21/02/2024	37	33	5,99	7,29	15,00	13,00
20/03/2024	30	30	7,09	4,78	13,67	12,00
08/04/2024	34	35	5,15	8,06	15,00	14,00
24/05/2024	35	40	14,98	12,12	18,67	15,00
14/06/2024	14	16	9,05	6,73	19,67	21,33

Les hauteur d'eau dans les deux fossés étudiés, ont diminué entre février et mars, puis augmenté jusqu'en mai (35 et 40cm dans L1 et L2) avant de baisser à nouveau juin (14 et 16 cm dans L1 et L2). Les valeurs maximales dans L1 et L2 ont été respectivement observé en février et en mai, alors que les hauteurs minimales ont été mesurées en juin dans les 2 fossés. Pour le COD, les mêmes tendances ont été observable dans L1 et L2, avec une baisse en mars puis une augmentation constante jusqu'en juin. Dans L1, des valeurs globalement plus élevées ont été observées, même si le maximum a été mesuré dans L2, en juin (21,33mg/L).

Pour chaque fossés (L1 et L2), une comparaison entre les valeurs mesurées ponctuellement et celle issues de la sonde continue multi paramètres a été effectuée (tableau 3). Les paramètres qui ont été échantillonnés par les deux méthodes sont : le pH, la température, la salinité et la concentration en oxygène.

Tableau 3 : p-value calculée à partir d'un t-test effectué sur les données des paramètres abiotiques mesurées en continue par la sonde autonome Wimo et lors des relevés ponctuels de caractérisation du réseau trophique

	L1	L2
pH	0,74	0,79
Température (°c)	0,91	0,97
Salinité	0,01*	0,03*
Conc. O₂ (mg/L)	0,98	0,88

D'après un t-test, les méthodes d'échantillonnage (mesures ponctuelles et continues au même moment) n'ont pas montré pas des différences significatives pour les paramètres pH, température et concentrations en oxygène. Les valeurs de salinité ont quant à elle montré des différences significatives (p-value < 0,05) entre les deux méthodes de mesure (tableau 2) probablement dues à la conversion conductivité/salinité ou à un problème de calibration pour ce paramètre de la sonde autonome.

Enfin, en ce qui concerne les nutriments analysés à la suite des prélèvements d'eau ponctuels (tableau 4), les phosphates ont été globalement plus élevés en février et mars que lors des autres mois, avec un maximum atteint dans L1 en février (3,3 µmol/L) et dans L2 en mars (1,87µmol/L). A noter que L1 a présenté des concentrations de phosphates plus élevées tout au long de l'étude. Pour les silicates, dans L1, les concentrations ont varié selon les mois avec des différences significatives entre L1 et L2 observées en février (29,4 et 67,7 µmol/L dans L1 et L2) et en mars (11,87 et 76,57 µmol/L dans L1 et L2). Les concentrations en nitrites/nitrates ont été stables au fil des mois, avec cependant une légère diminution des valeurs en mars, avril et mai. De même, les ammoniums ont été globalement constants avec des valeurs comprises entre 0,31 et 0,84 µmol/L.

Tableau 4 : Concentration en µmol/L de phosphate (PO₄), silicate (Si), nitrite (NO₂), nitrate (NO₃), nitrite + nitrate (NO₂ + NO₃) et ammonium (NH₄) mesurées lors des relevés ponctuels dans les fossés L1 et L2.

MOIS_fossé	PO ₄ ³⁻	Si	NO ₂	NO ₃	NO ₃ +NO ₂	NH ₄
FEVRIER_L1	3,30	29,40	0,20	3,10	3,30	0,50
FEVRIER_L2	1,80	67,70	0,20	7,80	8,00	0,40
MARS_L1	3,11	11,87	0,22	1,90	2,12	0,57
MARS_L2	1,87	76,57	0,24	0,76	1,00	0,40
AVRIL_L1	2,78	34,40	0,24	2,16	2,36	0,41
AVRIL_L2	0,41	26,40	0,06	0,08	0,15	0,84
MAI_L1	0,85	15,21	0,31	1,62	1,92	0,39
MAI_L2	0,57	23,86	0,19	1,55	1,74	0,31
JUIN_L1	1,40	42,02	0,32	4,43	4,75	0,48
JUIN_L2	0,55	37,76	0,22	3,36	3,58	0,41

Pour conclure, une comparaison entre L1 et L2 a été réalisée pour les paramètres physico-chimiques (tableau 5). Tous les paramètres issus des relevés ponctuels exceptés les hauteurs d'eau suivent une distribution normale selon le test de Shapiro-Wilk. Un t-test a donc été effectué pour toutes les variables, sauf pour les hauteurs d'eau auxquelles a été appliqué le test non paramétrique de Wilcoxon-Mann-Whitney. La turbidité (mesurée par la sonde continue autonome) a également été testée de la même manière que les hauteurs d'eau puisque c'est un paramètre important pour la caractérisation d'un milieu.

Tableau 5 : p-value issues de la comparaison entre les deux fossés (L1 et L2) des valeurs de pH, température de l'eau, salinité, concentration en oxygène, COD et concentration en nutriments ($\mu\text{mol/L}$) à partir d'un t-test ; et des valeurs de hauteur d'eau et turbidité à partir d'un test de Wilcoxon-Mann-Whitney.

	pH	Température (°C)	Salinité	Conc. O ₂ (mg/L)	H. d'eau (cm)	Turbidité (NTU)
p-value	0,971	0,956	0,565	0,766	0,691	2,2 E-16

	COD (mg/L)	PO4	Si	NO2	NO3+NO2	NO3	NH4
p-value	0,253	0.7838	0.6566	0.4647	0.1003	0.1206	0.9451

D'après les p-Value obtenue, il n'y a aucune différence significative entre les deux fossés sauf pour la turbidité (p-value < 0,05) (tableau 5). Cela peut être expliqué par la différence du nombre de valeurs utilisées pour les tests (8 pour les données ponctuelles, contre 1647 pour la turbidité). En effet, un test de Wilcoxon-Mann-Whitney, a également été réalisé sur les autres paramètres (température, pH, salinité, concentration en oxygène) mesurés en continu et a montré des différences significatives entre L1 et L2.

B. Dynamique des pressions partielles de CO₂ et des flux de CO₂ eau - atmosphère

Afin de caractériser la dynamique des pressions partielles de CO₂ (pCO₂) et des flux eau-atmosphère pour le compartiment aquatique (fossé L1 et L2) du marais doux étudié, trois méthodes de quantification des flux eau-air ont été mises en place : l'estimation des flux à partir de pCO₂ de l'eau i) mesurées directement par sonde autonome spécifique et ii) calculées indirectement à partir de l'alcalinité totale et du pH de l'eau ; et des mesures directes des flux eau-atmosphère via la technique des chambres flottantes (voir M&M). Dans tous les cas, que ce soit pour les flux de CO₂ eau-air estimés (à partir des pCO₂ de l'eau mesurées par la sonde autonome C-Sense ou estimées à partir du couple TA/pH) ou mesurés (via les chambres flottantes), si les valeurs obtenues sont positives, cela signifie que les masses d'eau ont produit du CO₂ et étaient sursaturées en CO₂ par rapport à l'atmosphère (pCO₂ eau > pCO₂ de l'air). Au contraire, si les valeurs de flux sont négatives, les masses d'eau ont consommées du CO₂ et étaient sous saturées (pCO₂ eau < pCO₂ air). On parle alors respectivement de source et de puit de CO₂ atmosphérique.

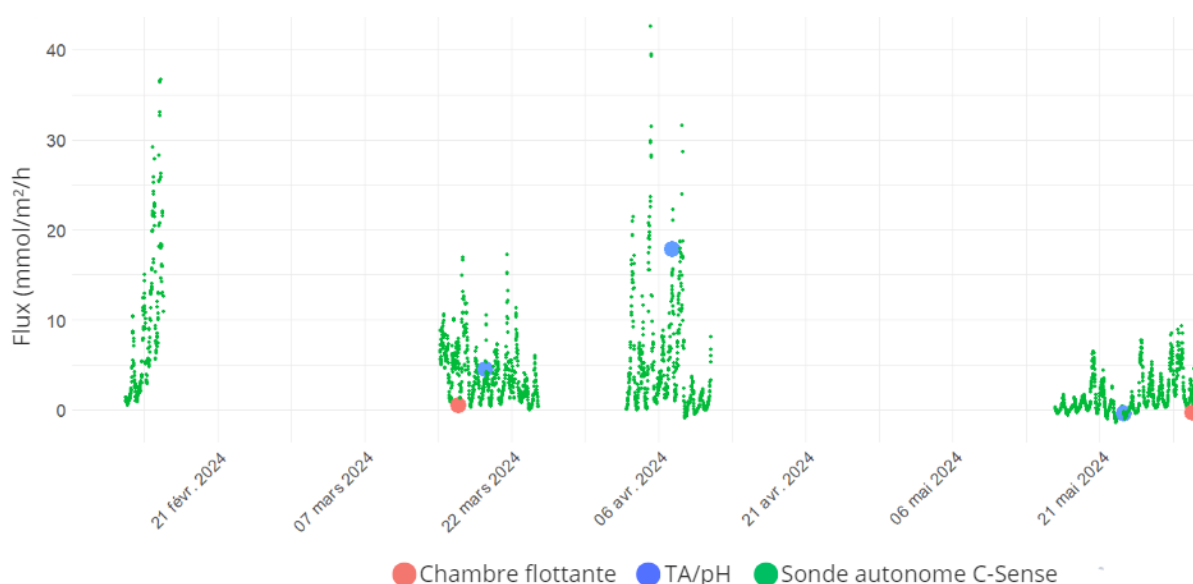


Figure 7 : Flux du CO₂ atmosphérique des eaux du fossé L1 issues des trois méthodes: les mesures via les chambres flottantes (rose), et les estimations à partir du couple TA/pH (bleu) et de la sonde autonome continue C-Sense (vert).

Les relevés continus issus de la sonde autonome (modèle C-Sense), permettent d’avoir une vision des évolutions journalières des flux de CO₂. En effet, des variations jours/nuits sont clairement visibles avec une augmentation des pCO₂ de l’eau et donc des flux eau-atmosphère pendant la nuit et au contraire une diminution la journée (figure 7).

Tableau 6 : Flux (mmol/m²/h) mesurés par les chambres flottantes (Chambre), et estimés à partir des sondes autonomes C-Sense (Sonde) et le couple TA/pH (TA/pH). Les valeurs des sondes autonomes ont été sélectionnées pour les mêmes dates, heure et minute que celle de la méthode comparée.

Date	L1			L2		
	Chambre	Sonde	TA/pH	Chambre	Sonde	TA/pH
20 mars	/	3,26	4,45	/	6,38	12,83
17 mars	0,48	7,51	/	0,75	6,54	/
08 avril	/	15,23	17,80		7,08	5,77
24 mai	/	-0,23	-0,41	/	0,44	0,20
31 mai	-0,30	1,01	/	-0,12	4,01	/
14 juin	/	/	12,63	/	8,18	1,25

Dans L1, les flux calculés à partir des pCO₂ de l’eau estimées à partir du couple TA/pH sont du même ordre de grandeur que ceux mesurés par la sonde autonome C-Sense et suivent les mêmes tendances, (puits en mai et source de CO₂ pour l’atmosphère les autres mois). Dans L2, les flux mesurés indirectement et directement restent du même ordre avec un comportement de L2 source tous les mois de mars à juin, même si des écarts plus importants ont pu être notés comparativement à L1, notamment en mars et en juin (+6,5 et -6,93 mmol/m²/h) (tableau 5). Les valeurs de flux issues des mesures par chambres flottantes présentent quant à elles des valeurs inférieures aux deux autres méthodes (par rapport à la sonde autonome ; dans L1 : -7,03 en mars et -1,31 mmol/m²/h en mai et dans L2 : -5,79 en mars et -3,89 mmol/m²/h en mai) (tableau 6).

Les comparaisons entre les flux issus des relevés via la sonde autonome C-Sense et ceux calculés à partir des TA et pH ont été réalisés à partir d’un t-test. Aucune différence significative entre les deux méthodes de mesure n’a été observée au sein des 2 fossés (dans L1, p-value = 0.87 , dans L2, p-value = 0.88).

Les données issues des mesures ponctuelles ont été utilisées pour l’étude des différences de dynamique du carbone entre L1 et L2 du fait d’une meilleure distribution des échantillonnages dans le temps (de février à juin) mais également car elles sont plus adaptées pour la comparaison avec les données du réseau trophique puisqu’issus des mêmes prélèvements. Dans ce cas, les valeurs de pCO₂ ont été directement choisies puisque reflétant les valeurs flux tout en évitant d’introduire des biais dans les comparaisons issues des calculs pour les estimations de flux (données météo vent, pression atmosphérique et estimations des coefficient d’échange, voir M&M).

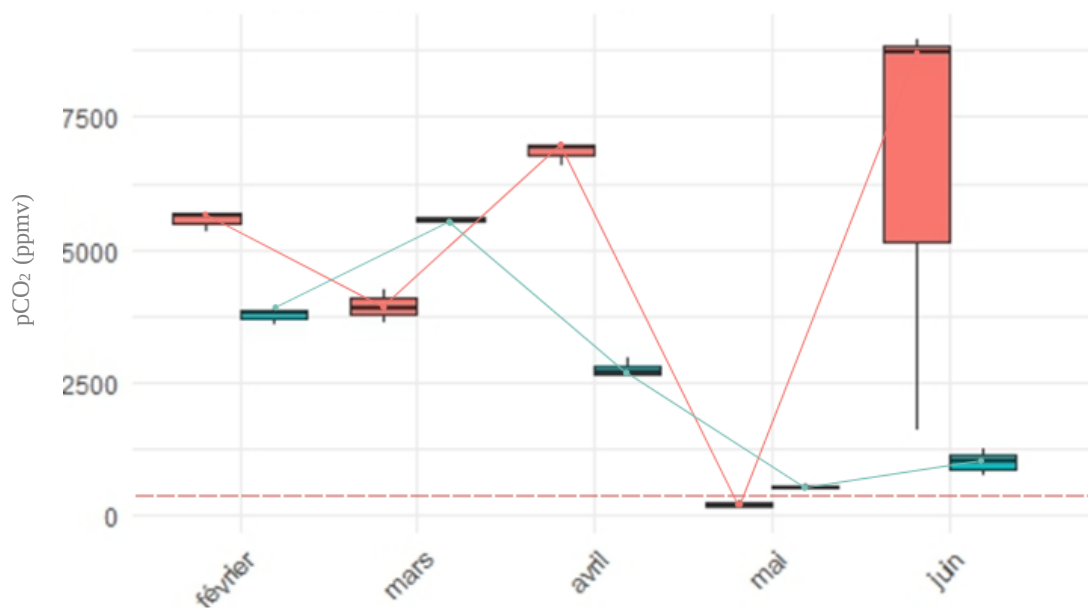


Figure 8 : Pressions partielles de CO₂ (ppmv) dans les fossés L1 (rose) et L2 (bleu) calculées à partir du couple TA/pH mesuré lors relevés ponctuels (minimum, maximum, Q1, médiane et Q3). Le trait pointillé rouge représente la valeur de pCO₂ atmosphérique, indiquant les comportements source de CO₂ (pCO₂ eau > pCO₂ air) et puits de CO₂ atmosphérique (pCO₂ eau < pCO₂ air).

Dans L1 et L2, les valeurs de pCO₂ qui ont été mesurées sont globalement élevées, avec un maximum observée en juin de 6435,3ppmv (dans L1) et un minimum en mai de 207,7ppmv en mai (dans L1).

Dans L1, est observé une diminution des pCO₂ entre février et mars, puis une augmentation en avril, suivi d'une baisse en mai et d'une nouvelle augmentation en juin. Dans L2, une hausse des valeurs est constatée en mars, puis une diminution en avril et mai suivi d'une légère ré augmentation en juin (figure 8).

Pour l'ensemble des valeurs de pCO₂ de l'eau mesurées entre février et juin, aucune différence significative entre L1 et L2 n'a été observée (t-test, p-value = 0,7951) même si des différences pour chaque mois ont pu être observées comme en mai où L1 a été puits et L2 source de CO₂ avec des valeurs pourtant proches entre elles et de l'équilibre atmosphérique.

C. Etude des réseaux trophiques associés des deux fossés

Tous les mois, l'analyse du compartiment biologique et des réseaux trophiques planctoniques des fossés a été conjointement réalisée avec les autres paramètres étudiés (pCO₂ eau, flux et paramètres abiotiques, voir M&M). Pour rappel, les paramètres mesurés étaient les bactéries, le phytoplancton (3 classes différentes), le zooplancton (2 classes), la part de production primaire de chaque classe de phytoplancton, la concentration en chlorophylle a et son % actif. Ces données, couplées aux mesures abiotiques (température, pH, salinité, concentration en oxygène, COD), ont permis de déterminer les types de chaînes alimentaires présentes dans chaque fossé entre février et juin (rapport Master 2 2024 DO THI KHANH).

A la suite de la réalisation d'une HAC (Hierarchical Agglomerative Clustering), 5 groupes distincts ont été identifiés. Ensuite, chaque groupe a été associé à une chaîne alimentaire différentes en utilisant les travaux de Legendre & Rassoulzadegan (1995), Tortajada (2011) et Masclaux et al. (2014). La détermination de chaque réseau trophique présent dans les deux fossés suivant les mois de mesure a permis par la suite d'étudier les relations possibles entre ces réseaux trophiques et les pressions partielles de CO₂ mesurées.

Les cinq réseaux trophiques déterminés et présents dans les fossés L1 et L2 sont présentés dans la figure 9. Entre l'hiver et le printemps, les chaînes alimentaires ont une tendance à se diversifier (passage d'herbivore à omnivore). Une plus grande diversité des groupes est observée dans L1 par rapport à L2. En effet, dans L1, F1 (fin d'hiver biologique) est succédée de F2 (herbivore) en mars, puis F3 (mix biologique hivernal) en avril, F4 (omnivore) en mai, et enfin F5 (omnivore stable) en juin. Au contraire, dans L2, seulement trois groupes différents ont été identifiés entre février et juin : F2 (herbivore) en février et en mars, F4 (omnivore) en avril et en mai, puis F5 (omnivore stable) en juin.

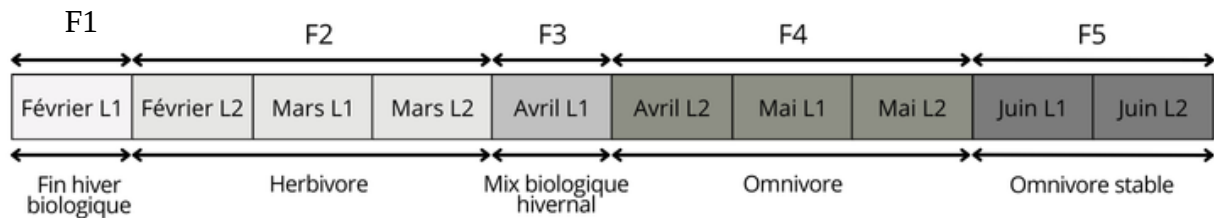


Figure 9 : Succession des réseaux trophiques planctoniques identifiés (F1, F2, F3, F4 et F5) dans les fossés L1 et L2. Figure inspirée de DO THI KHANH Vi (2024).

Chaque groupes est composés de différentes biomasse de bactérie, phytoplancton et zooplancton et de valeurs de productivité primaire (figure 10).

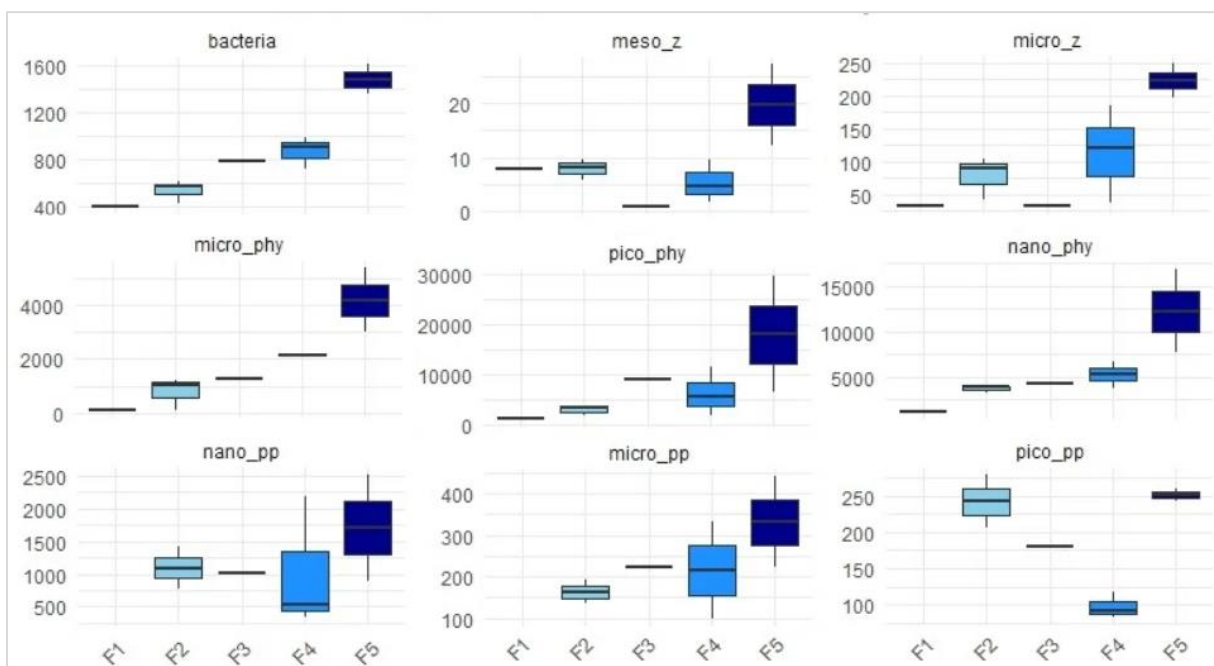


Figure 10: Boxplot créé à partir des données issues de la thèse de DO THI KHANH Vi. Fx représentent les différentes chaînes alimentaires. Les biomasses des bactéries (bacteria), méso et micro zooplanctons (meso_z, micro_z), micro, pico et nano phytoplanctons (micro_phy, pico_phy, nano_phy) en $\mu\text{g C / L}$ et la part des nano, micro et pico producteurs primaires (nano_pp, micro_pp, pico_pp) en $\mu\text{g C/L/j}$ sont représentées par des boxplots. Figure inspirée de DO THI KHANH Vi (2024).

Ainsi, les biomasses de bactérie et de phytoplanctons ont augmenté à mesure que les chaînes alimentaires se sont diversifiées. La production primaire du nano- et micro phytoplancton autotrophes suit cette même tendance. Cependant les parts de production primaire totale assurées par chaque classe de taille ont été très différentes, avec par exemple, entre 1000 et 2500 $\mu\text{g C/L/j}$ de nano production contre 100 à 400 $\mu\text{g C/L/j}$ de micro production suivant les réseaux trophiques. La part des pico autotrophes est par ailleurs très différente, avec une contribution importante dans la production

primaire associée aux réseaux « herbivores », « mix biologique hivernal » et « omnivore stable » et une part plus faible associée au réseau « omnivore ».

Le micro zooplancton a montré quant à lui une faible biomasse dans F1 (« fin hiver biologique ») et F3 (« mix biologique hivernal »), alors qu'elle a été bien plus élevée dans F2 (« herbivore »), F4 (« omnivore ») et surtout F5 (« omnivore stable »). Le méso zooplancton a globalement présenté une biomasse environ 10 fois plus faible que le micro, avec dans F1 (« fin hiver biologique ») et F2 (« herbivore ») une biomasse moyenne, qui ensuite, a diminué dans F3 (« mix biologique hivernal ») et 4 (« omnivore »), puis augmenté dans F5 (« omnivore stable »).

D. Relation entre les pressions partielles en CO₂ et les paramètres abiotiques

Afin de répondre à un des objectifs de ce rapport, qui est de connaître l'influence des paramètres abiotiques sur les pressions partielles en CO₂ de l'eau, une matrice de corrélation (méthode de Spearman) a été réalisée pour les fossés L1 et L2 (figure 11).

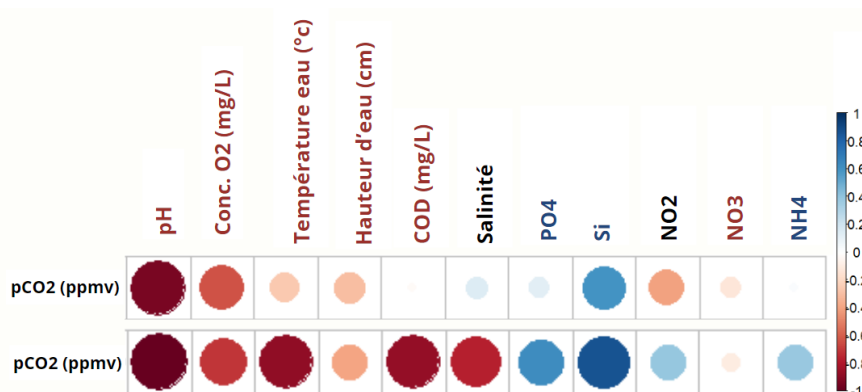


Figure 11: Matrice de corrélation de Spearman, le coefficient de corrélation de Spearman entre -1 (forte négative) et 1 (forte positive)

Dans L1, des corrélations négatives significatives avec le pH et les concentrations en oxygène dissous ont été trouvées. Dans L2, les mêmes corrélations ont été retrouvées, en plus de la température de l'eau, le COD, et la salinité. Des corrélations positives entre les pCO₂ de l'eau et les silicates (pour L1 et L2) et les phosphates (pour L2) ont été calculées.

E. Relation entre les pressions partielles de CO₂ de l'eau et les réseaux trophiques identifiés dans les deux fossés

L'autre objectif essentiel de ce rapport est d'étudier les liens possibles existants entre le réseau trophique et les pressions partielles de CO₂ associées et mesurées dans les fossés.

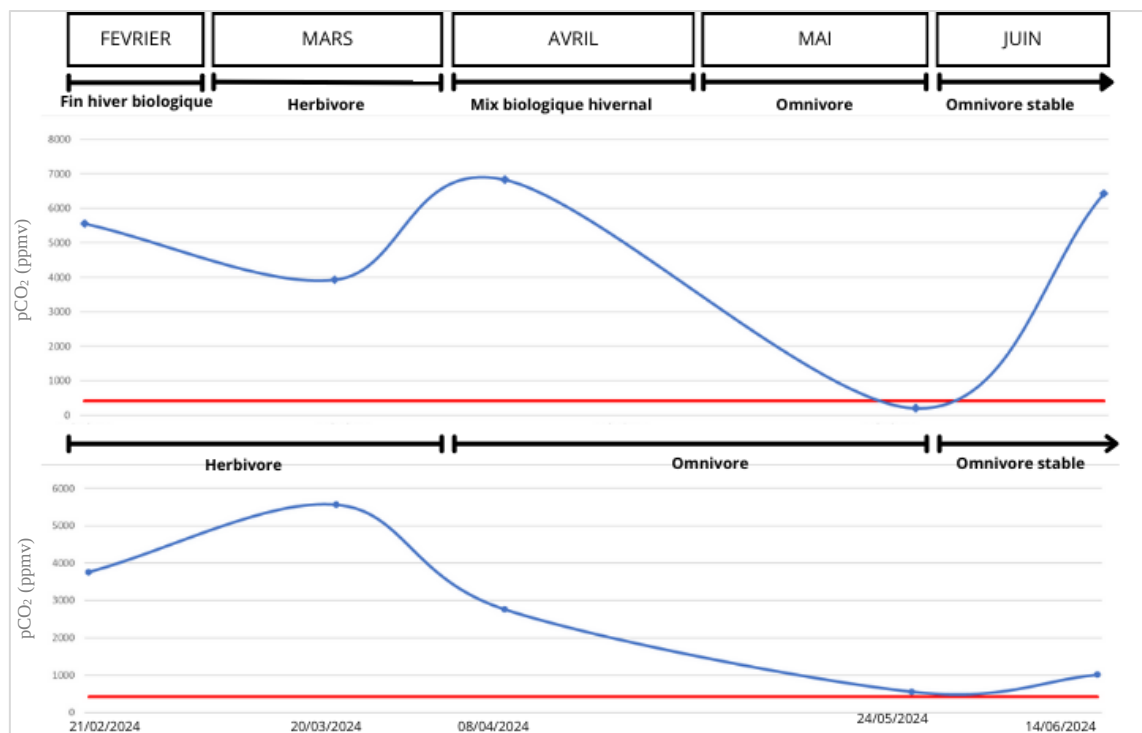


Figure 12 : Evolution des pCO₂ (ppmv) et des réseaux trophiques dans les fossés L1 (au-dessus) et L2 (en dessous).

Les résultats présentés en figure 12, montrent dans L1 et L2, des pCO₂ élevées (min : 3762ppmv dans L2 en février et max : 6834ppmv en avril dans L1) mesurées lors des réseaux trophiques « fin d'hiver biologique », « herbivore » et « mix biologique hivernal ». Au contraire, de faibles pCO₂ ont été mesurés (207-557ppmv dans L1 et L2 respectivement) pour des réseaux trophiques omnivores. Par ailleurs, dans L1, une forte augmentation des pCO₂ (6435ppmv) a été observée en juin lorsque le régime omnivore s'est stabilisé. Tandis que ceci a été observé en moindre mesure dans L2 (1012 ppmv). En conclusion, il est possible d'associer une diminution des pCO₂ avec la diversification des chaînes alimentaires dans les deux fossés (en avril, mai et juin dans L2 et en mai dans L1), cependant, la stabilisation de ce type de réseau trophique n'engendre pas les mêmes schémas dans L1 et L2.

III. Discussion

Afin de répondre aux questions scientifiques posées précédemment, les résultats présentés vont être discutés ci-après.

A. Comparaison des différentes méthodes de mesure de flux de CO₂ eau-atmosphère en zone de marais doux

Dans l'objectif de quantifier les pressions partielles de CO₂ et les flux de CO₂ eau-atmosphère, différentes méthodes directes et indirectes peuvent être utilisées comme ce fut le cas pour cette étude, où, trois d'entre elles ont été testées avec chacune ses avantages/inconvénients qu'ils soient techniques, pratiques ou financiers.

Les chambres flottantes sont souvent utilisées car elles donnent une mesure directe des flux de CO₂ eau-air ; elles sont également peu coûteuses et les plus faciles à déployer en simultanément dans plusieurs sites d'étude et dans des endroits difficiles d'accès (Borges et al., 2004, Abril et al., 2009). Cependant, plusieurs biais peuvent être relevés comme par exemple le design de la chambre flottante et les conditions environnementales de mesures qui peuvent avoir une influence importante sur les mesures réalisées (Mannich et al., 2017). La plus grande incertitude reste la modification artificielle des turbulences à l'interface eau-atmosphère que peut créer la chambre (Raymond et Cole, 2001). Ce phénomène influence la vitesse de transfert du gaz et a ainsi un impact majeur sur les flux de CO₂ eau-atmosphère. La diminution des turbulences, diminue la vitesse de transfert des gaz, et donc abaisse les flux observés entre l'eau et l'atmosphère. Cela peut être une des raisons des valeurs de flux plus faibles mesurés par les chambres comparativement aux deux autres méthodes indirectes comme noté au cours de cette étude dans le marais doux de Saint Laurent de la Prée. De plus, seulement deux mesures (une dans chaque fossé) par saison via cette technique ont été pris en compte, ce qui est relativement faible pour ce type d'approches (Mannich et al., 2017). D'autres mesures ont été réalisées au centre du fossé mais aussi sur les bords des deux fossés aux différentes saisons en 2024 ; il serait donc intéressant de regarder l'ensemble de ces valeurs obtenues en 2024 afin de mieux comprendre la dynamique des flux mesurés via les différentes méthodes et voir si cette tendance s'observe tout au long de l'année.

Les calculs de pCO₂ à partir du couple TA/pH de l'eau permet d'estimer indirectement les flux de CO₂ eau-air en prenant en compte la solubilité du CO₂ dans l'eau et en paramétrant le coefficient d'échange gazeux K (voir M&M). Les mesures de pH à partir d'une sonde de terrain et l'analyse de l'alcalinité à partir d'un prélèvement d'eau peuvent être faits en routine au laboratoire ou dans des laboratoires d'analyses. L'estimation des pCO₂ de l'eau à partir de pH/TA et les calculs de flux nécessitent par contre une bonne connaissance du système des carbonates dans l'eau et des calculs de flux de carbone dans les systèmes aquatiques (Polsenaere et al., 2012, Abril et al., 2015, Mayen et al., 2023). Les paramétrisations du K existent dans la littérature même si ce coefficient est spécifique à chaque milieu et entraînent des incertitudes dans les calculs de flux à partir des pCO₂ de l'eau (Polsenaere et al., 2013). Durant l'étude, les résultats obtenus via cette méthode ont été plus proches des valeurs de flux obtenues par la sonde autonome que ceux mesurés par les chambres flottantes. Cependant, plusieurs limites peuvent être émises sur cette méthode de mesure, comme notamment par Abril et al. (2015) quant à une surestimation possible des pCO₂ dans certains types d'eau terrestres. En effet, après une étude de 761 points d'échantillonnage dans le monde, les auteurs ont montré que le calcul des pCO₂ par le couple TA/pH surestime largement les valeurs (+100%) pour des eaux à pH acide, avec une TA < 500 µmol/L et de hautes concentrations en DOC (1000 µmol/L), en comparaison aux zones avec des pH

neutre à basic, une TA > 1000 $\mu\text{mol/L}$ et des concentrations faibles à moyennes en DOC, avec une surestimation des pCO_2 de l'eau de seulement de 10%. Le marais de Saint Laurent de la Prée montre un pH neutre à basic, une TA bien inférieure à 500 $\mu\text{mol/L}$ (20-270 $\mu\text{mol/L}$) et de faible concentration en DOC (entre 100 et 190 $\mu\text{mol/L}$). Des pourcentages variés en fonction des mois entre les pCO_2 mesurées par la sonde autonome et estimées à partir du couple pH/TA ont été calculés (Tableau 7).

Tableau 7: Pourcentage de différence entre les pCO_2 calculé à partir du couple TA/pH et ceux mesurés avec la sonde autonome.

	L1	L2
Mars	36,50	101,09
Avril	16,87	-18,50
Mai	78,26	-54,54
Juin	/	-84,71

Ces variations peuvent provenir de plusieurs facteurs ayant pu influencer les mesures que ce soit celles réalisées avec la sonde autonome (biofouling, calibration) ou issues des échantillons d'eau servant au calcul TA/pH ; en effet la variabilité spatiale peut avoir joué mêmes si les échantillons d'eau ont été prélevés au plus près de la sonde autonome, les pCO_2 pouvant évoluer très rapidement et donc également spatialement.

B. L'évolution saisonnière des pressions partielles en CO_2

Les marais peuvent se comporter à la fois comme des puits (Kostyrka 2021; Mayen et al. 2024) ou des sources de CO_2 pour l'atmosphère suivant leurs typologies (tidal, doux, saumâtre, retro-littoraux), la temporalité associée (journalière, saisonnière, annuelle) et l'état de fonctionnement du milieu (biodiversité et gestion associées) (Jimenez, 2012). Au fil des mois, il a été mesuré dans les fossés du marais de Saint Laurent de la Prée, des pressions partielles de CO_2 très différentes (dans L1, min. : 207,7, max. : 6834 ppmv ; dans L2, min. : 557,3, max. : 5564 ppmv). Les deux fossés se sont comportés majoritairement comme des sources de CO_2 pour l'atmosphère (tous les mois pour L2, février, mars, avril et juin pour L1) avec des masses d'eau largement sursaturées comme généralement observé dans les eaux aquatiques terrestres (Coignot et al., 2020 ; Xaus et al., under review). En mai, les deux fossés ont été caractérisés par des masses d'eau beaucoup moins chargées en CO_2 avec des comportement très légèrement source (L2) voir puits de CO_2 (L1). Ternon et al. (2020), Mayen (2024), Xaus et al. (under review) ont aussi montré sur le marais doux de Tasdon (La Rochelle , Charente Maritime) des sursaturations importantes des masses d'eau associées avant renaturation du marais, avec une grande variabilité des pCO_2 de l'eau mesurées en fonction des stations et des saisons échantillonnées, comme c'est le cas dans l'étude présente sur le marais de Saint Laurent de la Prée.

Les dynamique saisonnières des pressions partielles en CO_2 dans les marais côtiers sont plutôt bien documentées, malgré qu'elles soient souvent concentrées sur des milieux salé. Ainsi, l'étude sur le marais de Tasdon, montre pour deux des points d'observation (sur trois) les mêmes tendance qu'observé dans le fossé L2, à savoir ; des pCO_2 élevés en hiver (février, mars dans notre cas) et plus faibles au printemps (avril, mai, juin) (Xaus et al., under review). Dans un rapport sur la variabilité spatio-temporelle du carbone associé au continuum terrestre-aquatique dans le Marais Poitevin, les pCO_2 de trois chenaux d'eau douce en amont d'estuaire ont été suivi en 2018 (Coignot, 2020). Un d'entre eux a des pCO_2 mesurées plus forte en hiver (1568 +/-622 ppmv) qu'au printemps (1184 +/-1006 ppmv), alors que les deux autres ont une légère augmentation de leurs valeurs (de 2161 +/-1068 à 2833+/- 713 ppmv et 2212 +/-2094 à 3383 +/-1334 ppmv). Enfin, en 2021/2022, un suivi des pCO_2

(par des sondes autonomes C-Sense) dans le marais doux de Brouage (Moëze-Oléron, Charente Maritime) a montré des tendances similaires avec des valeurs plus faibles enregistrées en hiver (346 +/- 58 ppmv) qu'au printemps (1666 +/- 533 ppmv) (Mayen et al., 2024).

Ainsi, il est très difficile de comparer les résultats présentés dans ce rapport avec ceux obtenus dans d'autres systèmes notamment estuariens, car les influences sur les dynamiques de $p\text{CO}_2$ sont très différentes (Borges et Abril 2011). Dans les fossés de marais doux comme étudié ici, les $p\text{CO}_2$ sont majoritairement influencées par les conditions internes du système qui diffère largement d'un lieu à un autre, c'est pourquoi, il est important de comprendre les liens entre les paramètres abiotiques, le réseau trophique et les dynamiques carbone.

C. Relation entre les pressions partielles en CO_2 et l'environnement (paramètres abiotiques et réseau trophique)

Les variations de $p\text{CO}_2$ peuvent être expliquées soit par des effets température (TpCO_2), soit des effets non température (NpCO_2) (Takahashi et al., 2002). Ainsi, plus la courbe des $p\text{CO}_2$ s'approche de celle des températures de l'eau, plus les $p\text{CO}_2$ peuvent être expliquées par des effets température.

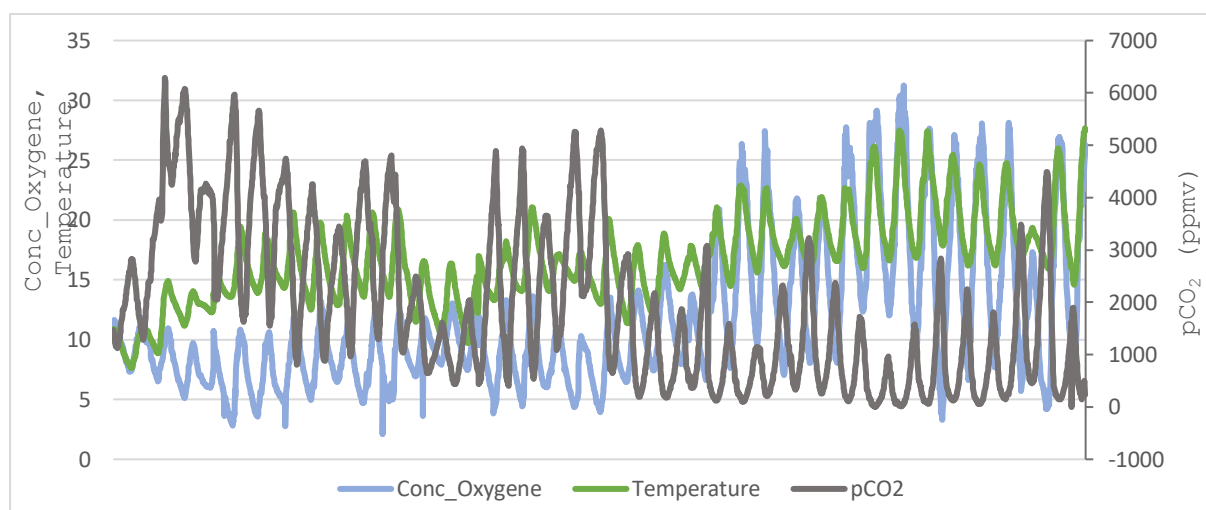


Figure 13 : Evolution de la concentration en oxygène (Conc_Oxygene) en mg/L, la température de l'eau (Temperature) en °C, et des $p\text{CO}_2$ en ppmv, mesurés par la sonde autonome dans L1.

D'après les mesures continue issues de la sonde autonome, une variation contraire de la température et des $p\text{CO}_2$ est observée, ce qui signifie que les $p\text{CO}_2$ sont majoritairement influencées par des effets non température. Au contraire, les effets non température sont caractérisés par une opposition des concentrations en oxygène et des $p\text{CO}_2$, comme observé ci-dessus (figure 13).

Les différences de $p\text{CO}_2$ mesurées dans L1 et dans L2 peuvent donc être expliqués par des processus biologique. En effet, en mai par exemple, où L1 était observé en tant que puits de CO_2 atmosphérique, et L2 en tant que source, les concentrations en oxygènes (figure 8), ont été mesurées plus élevées dans L1 (14,98 mg/L) que dans L2 (12,12 mg/L) et de même pour le pH (8,86 dans L1 et 8,5 dans L2). Ces différences sont issues des variations dans les réseaux trophiques planctoniques.

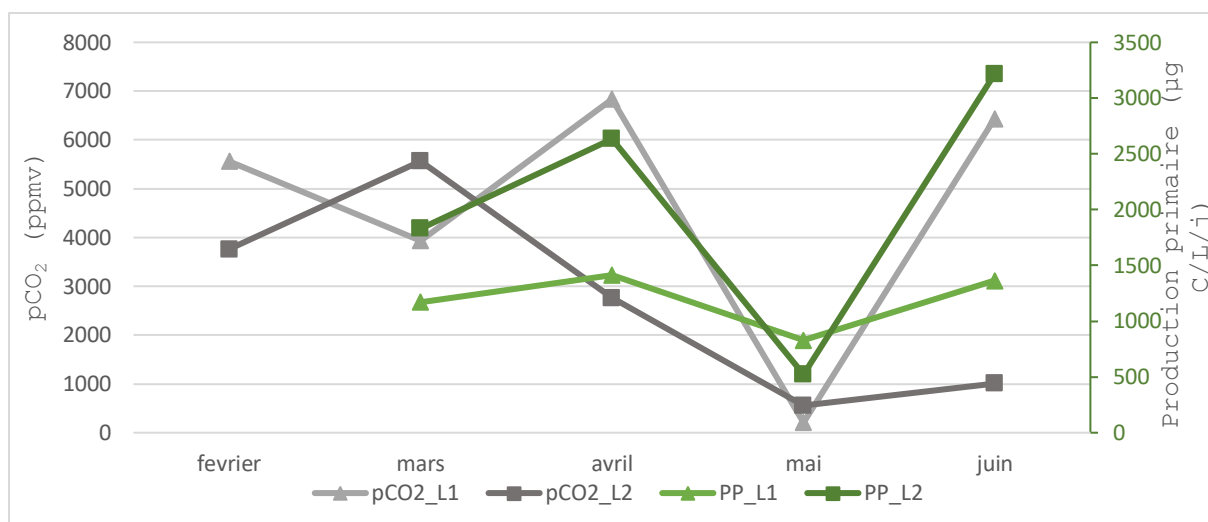


Figure 14 : Evolution des pressions partielles de CO_2 (pCO_2) dans l'eau mesurées à partir du couple TA/pH et des productions primaires ($\mu\text{g C/L/j}$) dans L1 et L2.

En mai, dans L1 et L2, malgré que les chaînes alimentaires soient considérées comme les mêmes, il est observé une plus grande production primaire par les organismes autotrophe dans L1 que dans L2 (figure 14). Cette même observation peut être faite pour d'autres mois comme en avril et en juin, où les pCO_2 ont été observées plus élevées dans L1 et la production primaire a été plus faible dans ce même fossé. Seul le mois de mars montre une relation contraire, avec une production primaire plus élevée dans L2 et des pCO_2 plus grand dans ce dit fossé. Afin de compléter l'analyse, une étude des phytoplanctons par classe de taille ainsi que des zooplanctons est nécessaire dans l'objectif de caractériser de manière plus approfondie les relations entre le réseau trophique planctonique et les pCO_2 .

Dans l'étude du marais de Tasdon (Xaus et al., under review), les trois points d'observation (TA, TB et TC) montrent des réseaux trophiques sensiblement similaires à ceux obtenus dans le marais de Saint Laurent de la Prée. Au mois de mars (mesure hivernale dans l'étude du marais de Tasdon), dans TB, un réseau trophique herbivore est observé, similairement à L1 et L2. En avril (mesure printanière dans l'étude du marais de Tasdon), TA et TC sont caractérisées d'un réseau omnivore comme L2 dans le marais de Saint Laurent de la Prée.

De plus, dans à Tasdon les réseaux trophiques hiver biologique (TB en avril et TC en mars) étaient associé à de hautes valeurs de pCO_2 comme dans L1 en février et en avril (5565 et 6834 ppmv). Contrairement aux observations faites dans L1 et L2, à la station TB des pCO_2 très faible ont été obtenue (299ppmv) lors des chaînes alimentaires herbivores. Enfin, dans TA, les valeurs minimales et maximales de pCO_2 mesurées ont été réalisées dans les moments où le réseau trophique était qualifié omnivore, comme dans L1.

Il est, une nouvelle fois difficile de comparer les résultats obtenus avec ceux d'un autre marais, d'autant plus, que peu d'étude se concentrent sur les relations entre les réseaux trophiques et les dynamique carbone dans ces milieux. Cependant, des relations concordantes aux deux zones d'étude apparaissent, notamment sur des pCO_2 élevées lors des réseaux « hiver biologique », et plus faible lors ce que les chaînes se diversifient (« omnivore »). Au contraire, plusieurs différences ont été observées, comme par exemple lors des chaînes « herbivore ».

Conclusion

Le marais doux rétro-littoral de Saint Laurent de la Prée, est un site expérimental permettant de comprendre le fonctionnement de ce type d'écosystème afin de mieux gérer les pratiques agropastorales itinérant à ces milieux.

Un suivi carbone complet a été réalisé grâce aux trois méthodes qui ont été mis en place : des mesures directes des flux eau-atmosphère via la technique des chambres flottantes (relevé saisonnier) et via des estimations de pression partielle de CO₂ des fossés i) par des sonde autonomes (relevé continue), ii) à partir de l'alcalinité totale et du pH de l'eau (relevé mensuel). Les chambres flottantes ont mesurés des flux eau-atmosphère très faibles (<1 mmol/m²/h) par rapport aux deux autres méthodes de suivi. En effet, les mesures de pCO₂ de l'eau issues de la sonde autonome et les estimations à partir du couple TA/pH ont donné des valeurs proches (pas de différence significative, selon un t-test). Ces valeurs étaient globalement élevées (>2500 ppmv), sauf en mai dans les deux fossés et en juin dans L2 (proche de l'équilibre atmosphérique).

Des corrélations négatives entre les pCO₂ avec la concentration en oxygène et le pH étaient attendues et ont été observé dans les deux fossés du marais. D'autres corrélations négatives avec les pCO₂ de l'eau, ont été trouvées seulement dans L2, comme la température de l'eau, le COD et la salinité. Pour les réseaux trophiques, des pCO₂ élevés ont été constaté au même moment que les chaînes « fin d'hiver biologique », « herbivore » et « mix biologique hivernal », au contraire au moment des réseaux « omnivore », de faible pCO₂ de l'eau ont été mesurées. Par ailleurs, dans L1, une augmentation soudaine des pCO₂ a été observé lors de la stabilisation de la chaîne « omnivore », tendance qui n'a pas été visible dans L2.

La comparaison de L1 et L2, n'a montré aucune différence significative pour les paramètres biogéochimiques de l'eau mesurés ponctuellement. Cependant, lors de la détermination des réseaux trophiques des différences ont été constatés ; avec dans L1 une succession de cinq types de chaîne alimentaire alors que dans L2, seulement trois d'entre elles ont été identifiées.

Cette étude, ancrée dans un projet de trois ans (la thèse d'Anaïs Perdrau), a permis de dégager des pistes à approfondir, notamment sur les relations entre les chaînes alimentaires et les dynamiques de pCO₂, qui sont très peu documentées, et semblent, dans les marais rétro-littoraux, avoir un réel impact sur leur comportement en tant que source ou puits de CO₂ atmosphérique.

Bibliographie

- Abril, G., Commarieu, M., Sottolichio, A., Bretel, P., & Guérin, F. (2009). Turbidity limits gas exchange in a large macrotidal estuary. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 83(3), 342–348. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2009.03.006>
- Abril, G., Bouillon, S., Darchambeau, F., Teodoru, C. R., Marwick, T. R., Tamooch, F., Omengo, F. O., Geeraert, N., Deirmendjian, L., Polsenaere, P., & Borges, A. V. (2015). Technical Note: Large overestimation of pCO₂ calculated from pH and alkalinity in acidic, organic-rich freshwaters. *Biogeosciences*, 12(1), 67–78. <https://doi.org/10.5194/bg-12-67-2015>
- Aminot, A., Kérouel, R. (2004). Hydrologie des écosystèmes marins: paramètres et analyses. *Méthodes d'analyse en milieu marin*. Editions IFREMER: Plouzané. ISBN 2-84433-133-5. 336 pp
- Bauer, J. E., Cai, W., Raymond, P. A., Bianchi, T. S., Hopkinson, C. S., & Regnier, P. a. G. (2013). The changing carbon cycle of the coastal ocean. *Nature*, 504(7478), 61–70. <https://doi.org/10.1038/nature12857>
- Borges, A. V., Delille, B., Schiettecatte, L., Gazeau, F., Abril, G., & Frankignoulle, M. (2004). Gas transfer velocities of CO₂ in three European estuaries (Randers Fjord, Scheldt, and Thames). *Limnology and Oceanography*, 49(5), 1630–1641. <https://doi.org/10.4319/lo.2004.49.5.1630>
- Borges, A., & Abril, G. (2011). Carbon dioxide and methane dynamics in estuaries. In *Elsevier eBooks* (pp. 119–161). <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-374711-2.00504-0>
- Climatologie de l'année 2024 à Châtelailon-Plage - Hippodrome - Infoclimat*. (n.d.). <https://www.infoclimat.fr/climatologie/annee/2024/chatelaillon-plage-hippodrome/valeurs/STATIC0124.html>
- Coignot, E., (2020, January 1). *Variabilité spatio-temporelle des nutriments et du carbone et flux associés le long d'un continuum terrestre-aquatique tempéré (Marais poitevin – Baie de l'Aiguillon – Pertuis Breton)*. <https://archimer.ifremer.fr/doc/00618/73003/>
- C-Sense PCO₂ Sensor | Turner Designs | United States*. (n.d.). Turner Designs. <https://www.turnerdesigns.com/c-sense-in-situ-pco2-sensor>
- Dai, M., Lu, Z., Zhai, W., Chen, B., Cao, Z., Zhou, K., Cai, W., & Chenc, C. A. (2009). Diurnal variations of surface seawater pCO₂ in contrasting coastal environments. *Limnology and Oceanography*, 54(3), 735–745. <https://doi.org/10.4319/lo.2009.54.3.0735>
- Dickson, A., & Millero, F. (1987). A comparison of the equilibrium constants for the dissociation of carbonic acid in seawater media. *Deep Sea Research Part a Oceanographic Research Papers*, Lavergne, C. (2014, December 11). *Rôle (structure et fonction) des communautés procaryotes (bactéries et archées) dans le cycle de l'azote d'une vasière littorale du Pertuis Charentais : influence des facteurs biotiques et abiotiques par une approche multi-échelle*. [https://theses.hal.science/tel-01334705/34\(10\),](https://theses.hal.science/tel-01334705/34(10),) 1733–1743. [https://doi.org/10.1016/0198-0149\(87\)90021-5](https://doi.org/10.1016/0198-0149(87)90021-5)
- Dickson, A. G. (1990). Standard potential of the reaction: , and and the standard acidity constant of the ion HSO₄⁻ in synthetic sea water from 273.15 to 318.15 K. *The Journal of Chemical Thermodynamics*, 22(2), 113–127. [https://doi.org/10.1016/0021-9614\(90\)90074-z](https://doi.org/10.1016/0021-9614(90)90074-z)

- Duarte, C. M. (2017). Reviews and syntheses: Hidden forests, the role of vegetated coastal habitats in the ocean carbon budget. *Biogeosciences*, 14(2), 301–310. <https://doi.org/10.5194/bg-14-301-2017>
- Friedlingstein, P et al., (2022). Global Carbon Budget 2022. *Earth System Science Data*, 14(11), 4811–4900. <https://doi.org/10.5194/essd-14-4811-2022>
- Gruber, N., Bakker, D. C. E., DeVries, T., Gregor, L., Hauck, J., Landschützer, P., McKinley, G. A., & Müller, J. D. (2023). Trends and variability in the ocean carbon sink. *Nature Reviews Earth & Environment*, 4(2), 119–134. <https://doi.org/10.1038/s43017-022-00381-x>
- Jimenez, K. L., Starr, G., Staudhammer, C. L., Schedlbauer, J. L., Loescher, H. W., Malone, S. L., & Oberbauer, S. F. (2012). Carbon dioxide exchange rates from short- and long-hydroperiod Everglades freshwater marsh. *Journal of Geophysical Research Atmospheres*, 117(G4). <https://doi.org/10.1029/2012jg002117>
- Kernéis, E. (2024, October 17). *Agriculture et biodiversité : unité expérimentale INRAE de Saint Laurent de la Prée*. <https://hal.inrae.fr/hal-04741510v1>
- Lucila, X., Raphaël, M., Jérémy, M., Lauriane, B., Bénédicte, D., Philippe, P., Claire, E., Marie, V., Francois-Xavier, R., Frédéric, A., Michèle, T., Christine, D., & Pierre, P. (under review). Atmospheric CO₂ flux and planktonic food web relationships in temperate marsh systems: Insights from in situ water measurements. *Research Square (Research Square)*. <https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-4768272/v1>
- Kostyrka, P. (2021). Dynamique Des Échanges de CO₂ Atmosphérique Mesurés Par Covariance Des Turbulences et Facteurs de Contrôle Associés Dans Un Marais Salé Tempéré. Thèse de Master.
- Macreadie, P. I., Costa, M. D. P., Atwood, T. B., Friess, D. A., Kelleway, J. J., Kennedy, H., Lovelock, C. E., Serrano, O., & Duarte, C. M. (2021). Blue carbon as a natural climate solution. *Nature Reviews Earth & Environment*, 2(12), 826–839. <https://doi.org/10.1038/s43017-021-00224-1>
- Mannich, M., Fernandes, C. V. S., & Bleninger, T. B. (2017). Uncertainty analysis of gas flux measurements at air–water interface using floating chambers. *Ecohydrology & Hydrobiology*, 19(4), 475–486. <https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2017.09.002>
- Mayen, J. (2020, June 1). *Spatial and temporal variations in pCO₂ and atmospheric CO₂ exchanges in a temperate salt marsh system*. <https://archimer.ifremer.fr/doc/00636/74772/>
- Mayen, J., Polsenaere, P., De Gioux, A. R., Dupuy, C., Vagner, M., Lemesle, J., Poitevin, B., & Souchu, P. (2023). Influence of typology and management practices on water pCO₂ and atmospheric CO₂ fluxes over two temperate shelf–estuary–marsh water continuums. *Regional Studies in Marine Science*, 67, 103209. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2023.103209>
- Mayen, J. (2024). *Échanges de CO₂ atmosphérique dans les marais Charentais : processus, dynamique et facteurs de contrôle associés*. <https://theses.hal.science/tel-04745693/>
- Mcleod, E., Chmura, G. L., Bouillon, S., Salm, R., Björk, M., Duarte, C. M., Lovelock, C. E., Schlesinger, W. H., & Silliman, B. R. (2011). A blueprint for blue carbon: toward an improved understanding of the role of vegetated coastal habitats in sequestering CO₂. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9(10), 552–560. <https://doi.org/10.1890/110004>
- Moreau, S., Di Fiori, E., Schloss, I. R., Almandoz, G. O., Esteves, J. L., Paparazzo, F. E., & Ferreyra, G. A. (2013). The role of phytoplankton composition and microbial community metabolism in

- sea–air $\Delta p\text{CO}_2$ variation in the Weddell Sea. *Deep Sea Research Part I Oceanographic Research Papers*, 82, 44–59. <https://doi.org/10.1016/j.dsr.2013.07.010>
- Polsenaere, P., Savoye, N., Etcheber, H., Canton, M., Poirier, D., Bouillon, S., & Abril, G. (2012). Export and degassing of terrestrial carbon through watercourses draining a temperate podzolized catchment. *Aquatic Sciences*, 75(2), 299–319. <https://doi.org/10.1007/s00027-012-0275-2>
- Polsenaere, P., Deborde, J., Detandt, G., Vidal, L. O., Pérez, M. a. P., Marieu, V., & Abril, G. (2013). Thermal enhancement of gas transfer velocity of CO_2 in an Amazon floodplain lake revealed by eddy covariance measurements. *Geophysical Research Letters*, 40(9), 1734–1740. <https://doi.org/10.1002/grl.50291>
- Raymond, P. A., & Cole, J. J. (2001). Gas exchange in rivers and estuaries: Choosing a gas transfer velocity. *Estuaries*, 24(2), 312. <https://doi.org/10.2307/1352954>
- Regnier, P., Resplandy, L., Najjar, R.G., Ciais, P., (2022). The land-to-ocean loops of the global carbon cycle. *Nature* 603, 401–410. <https://doi.org/10.1038/s41586-021-04339-9>
- The Long-Term Strategy of the United States: Pathways to Net-Zero Greenhouse Gas Emissions By 2050 - United States Department of State*. (2021, November 18). United States Department of State. <https://www.state.gov/longtermstrategy-3/>
- Ternon, Q., & Polsenaere. (s. d.). *Etude des pressions partielles et flux de CO_2 au sein de la communauté d'agglomération de la Rochelle*.
- Visualiseur InfoTerre. (n.d.). <https://infoterre.brgm.fr/viewer/MainTileForward.do#>
- Yentsch, C. S., & Menzel, D. W. (1963). A method for the determination of phytoplankton chlorophyll and phaeophytin by fluorescence. *Deep Sea Research and Oceanographic Abstracts*, 10(3), 221–231. [https://doi.org/10.1016/0011-7471\(63\)90358-9](https://doi.org/10.1016/0011-7471(63)90358-9)

PRI – DAE 5, option IMA

2024-2025

Directeurs de recherche : Pierre POLSENAERE et Stéphane RODRIGUES

Autrice : Rozenn RAPHALEN

ETUDE DE LA DYNAMIQUE CARBONE D'UN MARAIS DOUX TEMPERE : Cas du marais rétro littoral doux de Saint Laurent de la Prée

Résumé : L'unité expérimentale de l'INRAE de Saint Laurent de la Prée est marais doux rétro-littoral typique de Charente Maritime. Ce sont des écosystèmes composés d'une mosaïque d'habitats, avec à la fois des zones submergées (bassins et canaux) et des surfaces émergées (prairie humide, zone de culture, pâturage...). Ces marais doux peuvent à la fois se comporter comme des sources (eau sur saturée en CO₂) ou des puits (eau sous saturée) selon leur typologie, la temporalité associée et l'état de fonctionnement du milieu. Les objectifs de cette étude sont de déterminer la dynamique carbone dans deux fossés d'un marais doux (L1 et L2) entre février et juin, et de relier ces variations avec les paramètres physico-chimique mesurés et les réseaux trophiques observés. Ainsi, trois méthodes de suivi de carbone ont été mises en place : des mesures directes des flux eau-atmosphère via la technique des chambres flottantes (relevé saisonnier) et des estimations de pression partielle de CO₂ des fossés i) par des sondes autonomes (relevé continu), ii) de manière indirecte, à partir de l'alcalinité totale et du pH de l'eau (relevé mensuel). Mensuellement, les réseaux trophiques ont également été analysés afin de nommer les chaînes alimentaires présentes dans les deux fossés. Les résultats n'ont pas montré de différence significative entre les deux fossés sur la biogéochimie de l'eau, mais bien dans les chaînes alimentaires (L1 plus diversifié que L2). Une corrélation forte a été obtenue entre la dynamique de pCO₂ et les processus biologiques. De plus, de fortes pCO₂ ont été observées dans des réseaux trophiques « herbivore », « mix biologique hivernal » et « fin d'hiver biologique », alors que de plus faibles valeurs ont été mesurées lorsque les chaînes se diversifiaient et devenaient « omnivore ». Ces résultats montrent qu'il existe bien des liens entre la dynamique carbone et les paramètres physico-chimique et surtout biologique dans les fossés des marais rétro-littoraux. Cependant, ces relations restent peu étudiées et sont une piste de recherche importante pour l'amélioration de la connaissance de ces milieux et leur protection.

Mots Clés : Carbone, marais rétro-littoraux, fossés, réseaux trophiques