



**Universitat de les
Illes Balears**

Facultat de Ciències

Memòria del Treball de Fi de Grau

Temperatura y erosión como factores de influencia en el proceso de oxidación del carbono fijado en el sustrato marino por praderas de *Posidonia oceanica* en retroceso

Javier Palacios Botejara

Grau de Biologia

Any acadèmic 2017-2018

Treball tutelat per Núria Marbà Bordalba
Departament de Biologia

S'autoritza la Universitat a incloure aquest treball en el Repositori Institucional per a la seva consulta en accés obert i difusió en línia, amb finalitats exclusivament acadèmiques i d'investigació

Autor		Tutor	
Sí	No	Sí	No
X		X	

Paraules clau del treball:
Cambio climático, erosión, CO2, mediterráneo,

Agradecimientos

Este trabajo fue apoyado por el Instituto Mediterráneo de Estudios Avanzados (IMEDEA). Agradezco a Sergio Ruiz, Iris Hendricks, Alex Morell y a Guillem Roca por su ayuda en las tareas de campo y/o laboratorio. Agradezco también a Núria Marbà y Guillem Roca por su ayuda en el apartado estadístico.

Índice

Resumen	4
Introducción	5
Importancia del medio marino	5
Reservorios de carbono	5
Pérdida de los reservorios del Mediterráneo	6
Objetivos del estudio	7
Métodos	8
Lugar de estudio	8
Diseño experimental	8
Protocolo para estimar porcentaje y densidad de materia orgánica y carbono	9
Protocolo para estimar las emisiones de CO₂	10
Análisis estadístico	10
Resultados	11
Discusión	16
Conclusión	17
Bibliografía	17

Resumen

Desde la época de la Revolución Industrial, los gases de efecto invernadero han ido aumentando, destacando entre ellos el CO₂ por su papel en el calentamiento global y en la acidificación de los océanos. Estas emisiones ponen en peligro los grandes ecosistemas de absorción de carbono, entre los que destacan las praderas submarinas por su crecimiento vertical y alta capacidad de precipitar sedimentos, constituyendo uno de los reservorios más grandes de carbono del planeta. De este ecosistema destaca *Posidonia oceanica*, angiosperma marina endémica del Mar Mediterráneo que registra una de las mayores tasas de enterramiento de carbono del mundo. El Mar Mediterráneo es uno de los mares del planeta con mayor tasa de calentamiento por su reducido tamaño, lo que provoca una degradación acelerada de las praderas de *P. oceanica* y expone los grandes almacenes de carbono a la erosión, empezando un proceso de retroalimentación positiva. La pérdida de praderas de *P. oceanica* está también provocada por la fuerte presión antrópica en la línea de costa, tanto mediante perturbaciones mecánicas como químicas y/o biológicas. Debido a la falta de modelos que determinen la interrelación y magnitud de factores implicados en la degradación de estos almacenes de carbono, en este trabajo hemos querido estudiar la variación en las tasas de evasión del carbono orgánico en un contexto de aumento de temperatura y diferente grado de erosión (agitación/reposo), representando el sustrato marino mediante mesocosmos en condiciones de laboratorio. La cantidad de sustrato en cada mesocosmo se corresponde con la fracción de sustrato potencialmente erosionable, estimada en 1 cm. Se ha medido la materia orgánica y las emisiones de CO₂ a lo largo de 98 días. En los resultados se observa una gran variación entre el peso seco de los diferentes botes (± 3.99 g) que enmascara las pérdidas de materia orgánica, estimadas en 116.87-305.11 g/m² a partir de las lecturas de las tasas de emisión de CO₂ realizadas en paralelo, que muestran una relación significativa ($p < 0.05$) en la interacción tratamiento*temperatura, mientras que en un escenario de calma observa una relación significativa ($p < 0.05$) del aumento del CO₂ con la temperatura. Los resultados obtenidos en 1.1 cm de sustrato muestran unas tasas de emisión de 0.73-0.51 $\mu\text{moles/m}^2\text{s}$ inferiores a las de manglares que han sido eliminados (7.6-2.1 $\mu\text{moles/m}^2\text{s}$), pero comparables a las de descomposición de *Posidonia* (0.8 $\mu\text{moles/m}^2\text{s}$), sin embargo, la fracción de sustrato con emisiones de CO₂ puede llegar a los 50 cm de profundidad, multiplicando drásticamente las tasas de evasión de CO₂ que ya de por sí son alarmantemente altas (33.72-63.42 gC/m²trimestre) en comparación con las tasas de enterramiento de la zona de muestreo (52 gC/m² año) perdiendo en un verano el equivalente a casi un año de captación de materia orgánica y acumulación de sedimento.

Introducción

Desde 1700, las concentraciones atmosféricas de gases de efecto invernadero como el dióxido de carbono, el metano y el óxido nitroso han aumentado notablemente como resultado de las actividades humanas y ahora superan con creces los valores preindustriales (IPCC, 2007; CDC, 2016). Las causas de este aumento son fundamentalmente la actividad agrícola y ganadera, la deforestación, los cambios de uso del suelo y el uso de combustibles fósiles (IPCC, 2007). De estos tres grandes gases de efecto invernadero, el aumento del CO₂ es uno de los más preocupantes por sus grandes tasas de emisión y la gran dificultad de revertir sus efectos (Doney et al. 2011). Entre 1995 y 2005, la tasa de emisión de CO₂ llegó a la alarmante cifra de 1.9 ppm por año (IPCC, 2007). Como consecuencia de estas emisiones, se ha pasado de un valor preindustrial de 280 ppm hasta las 401 ppm de dióxido de carbono en 2015, lo que se traduce en un aumento del 40% en la cantidad de CO₂ atmosférico desde 1700 (CDC, 2016).

Este aumento en los gases de efecto invernadero tiene como consecuencia principal el aumento de la temperatura global, registrando un ~0.2°C por década durante los últimos 30 años (Hoegh-Guldberg y Bruno, 2010). Ello genera un mayor riesgo de aparición de tormentas tropicales, altera los patrones de precipitación y provoca el aumento de la entrada de agua dulce al océano por el deshielo (CDC, 2016), el declive de poblaciones biológicas y la migración (y extinción) de especies.

Importancia del medio Marino

En este proceso, el océano juega un papel fundamental, al actuar como sumidero natural de carbono y absorber un tercio de la producción mundial (Hoegh-Guldberg y Bruno, 2010). Esta absorción continua de CO₂ ha provocado una bajada total de 0.1 unidades de pH desde el periodo preindustrial. Además, en los últimos 100 años la temperatura en las capas superficiales se ha elevado 0.6 °C, lo que conduce a una mayor estratificación, y, por tanto, la disponibilidad de nutrientes y producción primaria se ve afectada (Hoegh-Guldberg y Bruno, 2010).

En última instancia, la suma de estos factores genera un gran riesgo para la vida marina que hasta ahora se consideraba difícilmente perturbable (Doney et al. 2011).

Reservorios de carbono

En este marco entran en juego los ecosistemas vegetales, que reducen la presencia de este gas en la atmósfera almacenándolo en forma de biomasa. Destacan principalmente los bosques terrestres que han sido ampliamente estudiados en los últimos años y la biomasa almacenada en el sedimento marino por marismas, manglares y praderas denominado carbono azul (Linwood et al. 2012; Arias-Ortiz et al. 2018). Los almacenes de carbono azul llegan a cubrir 490.000 Km², excediendo fácilmente los almacenes terrestres por unidad de área debido a su mayor estabilidad (Fourqurean et al. 2012).

De los tres ecosistemas principales que constituyen los sumideros de carbono azul, las praderas, debido a su amplia distribución a lo largo de las zonas costeras de todos los continentes, excepto en la Antártida, suponen alrededor del 50-64% del

carbono orgánico secuestrado anualmente por ecosistemas costeros vegetales y constituyendo el 20% del carbono almacenado en el océano global (Mazarrasa et al. 2017).

Pérdida de los reservorios del Mediterráneo

Dentro de las praderas marinas destaca *Posidonia oceanica*, con una extensión de 50.000 Km² (Jordà et al. 2012). Es una fanerógama marina extremadamente longeva, con prados que persisten durante varios milenios. Se propaga principalmente de forma vegetativa, aunque posee reproducción sexual (Marbà N. y Duarte C. 2010). Debido a su crecimiento lento, estimado como máximo en 6 cm al año (Marbà y Duarte 1998) y a la producción limitada de reclutas sexuales, los prados de esta especie requieren de siglos a milenios para recuperarse de forma natural ante un impacto ambiental, lo que los convierte en ecosistemas altamente vulnerables a la degradación (Marbà et al. 2015).

A pesar de su fragilidad, *P. oceanica* es la especie con mayores tasas de enterramiento de C a nivel global (Lavery et al. 2013), estimadas entre 6–112 g Corg/m² año (Mateo et al. 1997), con una tasa de 52 g C m²/año (± 2) en la zona de estudio (Mazarrasa et al. 2017). Esta eficacia se explica en base a las propiedades intrínsecas de la especie, incluyendo su larga vida útil, alta productividad, alta biomasa subterránea y naturaleza recalcitrante de sus tejidos. Además, constituye doseles densos que amortiguan la resuspensión y captura de partículas con altas tasas de sedimentación y, por lo tanto, alta capacidad de enterramiento generando una acumulación masiva de carbono en el sedimento (Mazarrasa et al. 2017).

Esta planta es endémica del mediterráneo, una de las regiones que más ha incrementado su temperatura en este último siglo, debido a su aislamiento. Entre 2002 y 2010 la temperatura máxima superó en 1.5° C (± 0.37) la registrada entre 1980 y 2000. Los modelos predicen un aumento de 3.4° C (± 1.3) para finales de siglo (Jordà et al. 2012). Este aumento de las temperaturas es altamente perjudicial para *P. oceanica*, ya que es extremadamente sensible, triplicando su tasa de mortalidad con un aumento de 3° C en la temperatura máxima anual. Si al aumento de la temperatura le sumamos la presión antropogénica, *P. oceanica* podría caer al 10% de su densidad actual para el año 2049 (± 10) (Jordà et al. 2012). Si se consiguiera detener la presión antrópica consistente en uso industrial, eutroficación de aguas superpuestas y desarrollo urbano, principalmente (Short y Echeverría 1996) podríamos posponer el retroceso de *P. oceanica* al 10% para 2061 (± 13) (Jordà et al. 2012).

Esta degradación de la cubierta vegetal deja expuesto a la erosión y a la actividad microbiana en condiciones óxicas el carbono que se ha ido depositando durante miles de años. Bajo estas condiciones, parte de los depósitos de carbono orgánico de las praderas puede remineralizarse, liberando grandes cantidades de CO₂ a la atmósfera o columna de agua (Fourqurean et al. 2012). Esta remineralización es llevada a cabo principalmente por los microorganismos presentes en la pradera, cuya actividad tiene una correlación positiva con la cantidad de carbono orgánico del sedimento (Cole et al. 1998) y con el aumento de la temperatura, observándose que en climas fríos y templados las temperaturas óptimas de los microorganismos están muy por encima del rango de las temperaturas ambientales (Arnosti et al. 1998).

La pérdida de *P. oceánica*, por lo tanto, además de resultar en una pérdida de capacidad sumidero de CO₂ en el planeta, puede provocar la emisión de parte de los depósitos de carbono orgánico milenarios enterrados por la pradera. Además, debido a la importancia de esta fanerógama en el ciclo de los nutrientes, en la protección costera contra la erosión (Jordà et al.2012) y a que constituye la base en la que se sustentan múltiples especies amenazadas, es poco probable que otras especies de pastos marinos la reemplacen (Marbà y Duarte 2010).

Por tanto, debido a la sensibilidad de las praderas de *P. oceanica* y su importante papel como sumidero de CO₂, en un contexto de cambio climático de aumento de la temperatura y acidificación de los océanos, la supervivencia de esta especie se vería altamente amenazada al entrar en un proceso de retroalimentación positiva donde el retroceso de las praderas fomentaría la liberación de los grandes almacenes de CO₂. Por ello, los meses más calurosos de verano son la época de mayor riesgo, con la adición del aumento de contaminación por vertidos de nutrientes y materia orgánica desde tierra a mar y anclaje (Mazarrasa et al. 2017).

Mientras que la capacidad sumidero de CO₂ de las praderas de angiospermas marinas está cuantificada y hay evidencia de que el depósito de carbono orgánico enterrado históricamente se erosiona al desaparecer la pradera, se da por hecho, aunque no está corroborado, que el carbono orgánico erosionado resulta en emisiones de CO₂. Este conocimiento es clave para el desarrollo de estrategias de mitigación del cambio climático mediante la conservación de los ecosistemas de carbono azul.

Objetivo del estudio

El objetivo de este trabajo consiste en conocer y cuantificar las posibles tasas de emisión de CO₂ de sedimentos que han perdido la pradera de *P. oceanica*, considerando: a) que los sedimentos superficiales se erosionan y se mantienen en suspensión o permanecen en reposo, y b) el rango térmico del agua en verano proyectado a lo largo del siglo 21 bajo un escenario de calentamiento climático moderado (hasta 3.5° C, Jordà et al. 2012).

El diseño experimental consistió en 2 tratamientos de agitación: agitado, gracias al bombeo continuo de aire, y reposo (Figura 2). Hemos simulado los tres meses más calurosos del año (01/6-14/09) mediante 5 temperaturas sucesivas con una diferencia de 1.5° C entre ellas de 26-32° C mantenidas en 5 baños con agua. La temperatura de cada baño se controlaba y registraba con un IKS, obteniendo unos valores de 26° C (± 0.13 ° C), 27.5 ° C (± 0.09 ° C), 29° C (± 0.14 ° C), 30.5° C (± 0.15 ° C) y 32° C (± 0.21 ° C). La temperatura del tratamiento menos cálido representa el promedio anual de temperatura del agua del mar en 2017 mientras que las temperaturas más altas representan un escenario de cambio climático con emisiones moderadas de gases con efecto invernadero (Jordà et al 2012)

Al inicio del experimento, colocamos un total de 160 botes con sedimento en los baños: 10 son las muestras control de las condiciones iniciales del sedimento, y 25 botes por temperatura y tratamiento de agitación (Figura 2). Realizamos los análisis en 5 botes de cada temperatura y tratamiento (réplicas) cada vez, analizamos el contenido en materia orgánica al transcurrir 7, 21, 43, 67 y 98 días desde el inicio del experimento, también realizamos lecturas de CO2 en paralelo transcurridos 5, 14, 56 y 91 días desde el inicio del experimento.

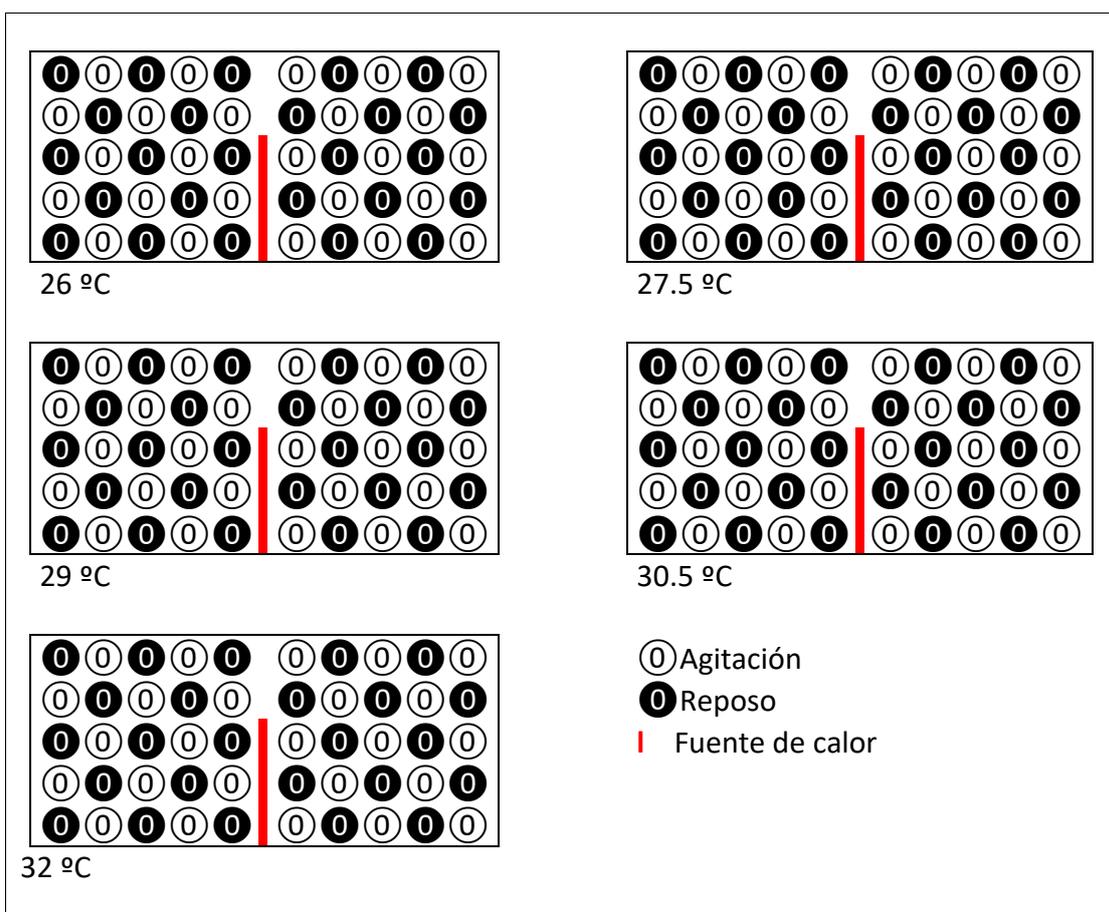


Figura 2. Representación gráfica de la distribución de los botes en barreños función de la temperatura.

Protocolo para estimar porcentaje y densidad de materia orgánica y carbono

Mantuvimos los 10 botes control a 21° C (temperatura del mar en el momento del muestreo) durante 24 horas marcando el inicio del experimento. Transcurrido este tiempo procedimos al análisis de contenido en materia orgánica. Para ello, extrajimos la mayor cantidad de agua posible sin comprometer el sedimento y

obtuvimos el peso seco tras 72 horas a 60° C, estimamos el contenido en materia orgánica como el porcentaje de peso perdido en 5g de sedimento seco muflado a 550° C durante 4 horas (Mozarrasa et al. 2017).

A partir de los estos datos de materia orgánica se ha estimado la cantidad de carbono orgánico, mediante la siguiente ecuación (Mazarrasa et al. 2017):

$$\text{Corg} = -0.601 (\pm 0.090) + 0.290 (\pm 0.009) \text{ OM} \\ (R^2 = 0.91, p < 0.001)$$

Protocolo para estimar las emisiones de CO2

Realizamos las lecturas de las tasas de emisión de CO2 en ppm. Para ello conectamos un IRGA a la fracción aérea del bote generando un circuito cerrado. A partir de estas medidas estimamos las tasas de producción molar de CO2 en función de la cantidad de agua, la presión, la salinidad y la temperatura (Garcias-Bonet et al. 2017).

Análisis estadístico

Examinamos la distribución de los datos con el test Shapiro–Wilks y comprobamos la homogeneidad de varianzas con el test de Bartlett. Las asunciones de normalidad y homogeneidad de varianzas entre las muestras no se cumplieron para todas las variables y tests. Sin embargo, los análisis de varianza son robustos respecto a estos problemas en particular, especialmente en diseños grandes (Underwood, 1981). Toda la estadística fue realizada con el software R), con el uso de los paquetes plyr, ggplot2, lme4, grid, nlme y car (R Development Core Team, 2012).

Para establecer la existencia de diferencias en la concentración de materia orgánica al inicio y al final del experimento realizamos el test ANOVA de un factor comprobando las asunciones del modelo de normalidad y homogeneidad.

Analizamos la variabilidad de las emisiones de CO2 y los factores que afectan a esta variabilidad mediante un modelo general lineal mixto (GLMM); de esta forma podemos deducir el valor esperado de las emisiones de CO2 mediante las variables conocidas de temperatura, tiempo y tratamiento, aplicando, además, una variable aleatoria (el número asignado a cada réplica). Este modelo nos ha permitido estudiar las relaciones lineales entre los factores, tratamiento:temperatura, tratamiento:tiempo, temperatura:tiempo y tratamiento:temperatura:tiempo.

Utilizamos modelos de regresión lineal, para estudiar la respuesta de las emisiones de CO2 a la temperatura, analizada independientemente en cada tratamiento.

Por último, realizamos un test de Wilcoxon para comprobar en el global del experimento si las emisiones de CO2 en condiciones agitadas exceden a las emitidas en condición de reposo.

Resultados

Los análisis de contenido en materia orgánica muestran un promedio de 16.55% (± 0.99) al inicio del experimento, lo que se traduce en 239.66 (± 86.43) gramos de carbono orgánico por metro cuadrado. Al final del experimento no se observan cambios significativos en ninguna de las temperaturas ni tratamientos, como puede observarse en los p-valores de la Tabla 1. Por otro lado, las diferencias en el contenido de sedimento en cada mesocosmos tienen una gran variabilidad, con desviaciones típicas de ± 3.99 -0.89 gramos de sedimento por mesocosmos, lo que se traduce en ± 1098.57 -245.04 g sedimento/m².

Tabla 1. Contenido promedio de sedimento, materia orgánica y carbono orgánico al inicio del estudio (control) y en cada uno de los tratamientos (agitado: "a" y reposo: "r") y temperaturas (26-32) transcurridos 98 días desde el inicio del estudio. Se han comparado los valores al cabo de los 98 días de duración del estudio con los valores al inicio mediante el test ANOVA de un factor, tras comprobar la homogeneidad y la normalidad de los datos: Shapiro MO% p-valor=0.01243; Bartlett p-valor = 0.7509; Shapiro MOg/m² p-valor = 0.01479; Bartlett p-valor = 0.7509.

Referencia	g. sediment/m ²	MO%	g. MO/m ²	%Corg	Corg/m ²	P-valor MO%	P-valor gMO/m ²
Control	4897.73	16.92	828.50	4.31	239.66	-	-
26a	4990.20	18.46	921.20	4.75	266.55	0.59	0.78
26r	5002.48	21.21	1061.40	5.55	307.21	0.87	0.53
27.5a	4962.16	19.49	967.20	5.05	279.89	0.91	0.72
27.5r	4895.20	19.11	937.20	4.94	271.19	0.28	0.53
29a	4854.06	17.44	847.40	4.46	245.15	0.82	0.46
29r	4767.21	20.03	954.20	5.21	276.12	0.86	0.28
30.5a	4698.82	19.28	906.00	4.99	262.14	0.55	0.65
30.5r	4815.13	17.51	843.40	4.48	243.99	0.85	0.81
32a	5063.55	21.31	1072.60	5.58	310.45	0.65	0.6
32r	4956.82	19.06	943.80	4.93	273.10	0.19	0.72

Como puede observarse en la Tabla 2, a lo largo del experimento (98 días) se estiman pérdidas de carbono orgánico entre 33.72-65.01 g/m² en el tratamiento reposo y 63.42-88.31 g/m² en el agitado. Por otra parte, las medidas promedio para cada temperatura son siempre superiores en el tratamiento agitado, pero con mayor variabilidad.

Tabla 2. Pérdidas estimadas de carbono orgánica y materia orgánica en cada mesocosmos (mesoc) y por metro cuadrado a partir de las emisiones de CO₂ a lo largo del estudio. Se representan los promedios de cada temperatura (26-32) en función del tratamiento agitado ("a") o reposo("r").

Ref	gCorg/mesoc	gMO/mesoc	gCorg/m ²	gMO/m ²
26a	0.019 \pm 0.012	0.67 \pm 0.64	63.42 \pm 39.82	219.29 \pm 137.92
26r	0.010 \pm 0.005	0.64 \pm 0.62	33.72 \pm 15.45	116.87 \pm 53.87
27.5a	0.020 \pm 0.007	0.67 \pm 0.63	65.20 \pm 23.65	225.42 \pm 82.15
27.5r	0.014 \pm 0.003	0.65 \pm 0.61	47.47 \pm 11.38	164.29 \pm 39.85
29a	0.027 \pm 0.014	0.69 \pm 0.65	88.31 \pm 47.09	305.11 \pm 163.00
29r	0.018 \pm 0.006	0.66 \pm 0.62	58.34 \pm 21.34	201.78 \pm 74.20
30.5a	0.026 \pm 0.007	0.69 \pm 0.63	85.48 \pm 24.16	295.35 \pm 83.93
30.5r	0.020 \pm 0.008	0.67 \pm 0.63	65.01 \pm 26.38	224.76 \pm 91.58
32a	0.020 \pm 0.009	0.67 \pm 0.63	66.72 \pm 31.02	230.67 \pm 107.58
32r	0.017 \pm 0.007	0.66 \pm 0.62	57.24 \pm 21.88	198.00 \pm 76.04

Como puede verse en la Tabla 3, tanto la temperatura como el tratamiento (agitado/reposo) afectan de forma significativa a las emisiones de dióxido de carbono, además de una fuerte interacción entre los factores tiempo y tratamiento.

Respecto a estas emisiones de CO₂, diferenciamos los mesocosmos en continua agitación con lecturas de 0.09-2.31 μmoles/m²s y los mesocosmos en reposo con lecturas de 0.07-1.46 μmoles/m²s, observándose más variabilidad en el tratamiento en agitación. Las emisiones promedio para cada uno de los tratamientos son de 0.73 (± 0.34) μmoles/m²s para los agitados y 0.51 (± 0.02) μmoles/m²s para los de reposo, lo que equivale a un aumento del 43.14% del tratamiento en agitación respecto al de reposo.

Para determinar que factores influyen en la emisión de CO₂ hemos utilizado un Modelo General Lineal Mixto (GLMM). En el que hemos introducido como factores fijos temperatura, tratamiento (agitado, reposo), tiempo y sus interacciones (temperatura*tratamiento), (temperatura*tiempo), (tratamiento*tiempo), la interacción triple (temperatura*tratamiento*tiempo) y replica como factor aleatorio.

Tabla 3. El modelo lineal generalizado mixto (GLMM) analiza la influencia de los factores tiempo, temperatura y tratamiento (agitación/reposo) sobre la variable respuesta de emisiones de CO₂. También se tienen en cuenta las interacciones entre estos factores, así como una variable aleatoria correspondiente al número asignado a cada réplica del experimento.

	Chisq	Df	Pr(>Chisq)
temp	24.7936	4	5.535e-05 ***
tratamiento	32.7245	1	1.062e-08 ***
timex	3.6342	1	0.05660 .
temp:tratamiento	2.4753	4	0.64907
temp:timex	8.3415	4	0.07984 .
tratamiento:timex	25.6026	1	4.195e-07 ***
temp:tratamiento:timex	4.9862	4	0.28872

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1			

La variabilidad en ambos tratamientos es mayor a los 26° C y a los 32 °C, sin embargo, a pesar de que las diferencias no son significativas entre tratamientos ni entre temperaturas, se observa una relación significativa del aumento del CO₂ con la temperatura (Figura 3), aunque la regresión lineal solo es aplicable al tratamiento en reposo (Figura 3) aumentando 0.04 μmoles/m²s por cada grado centígrado.

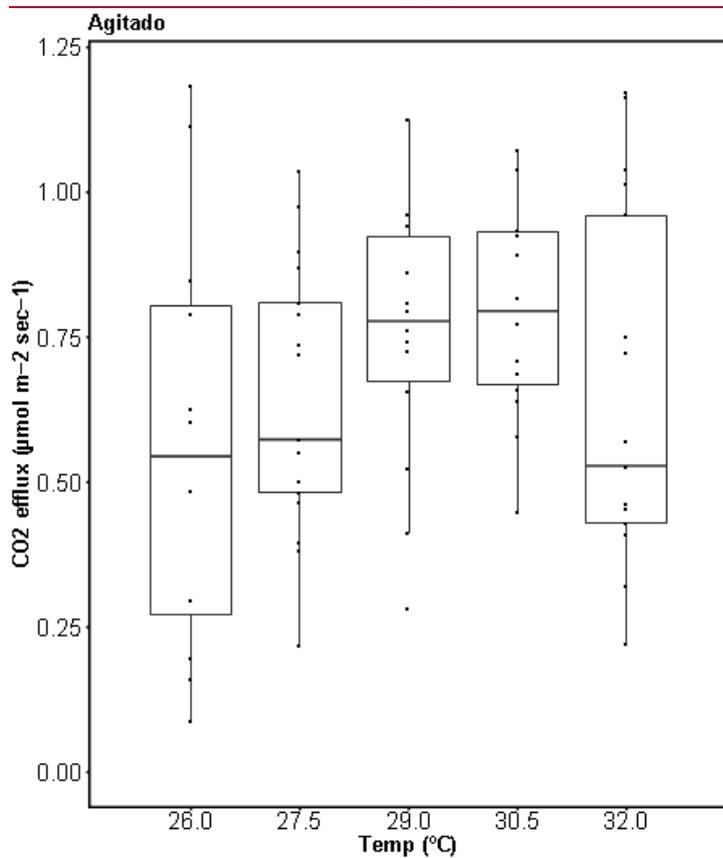
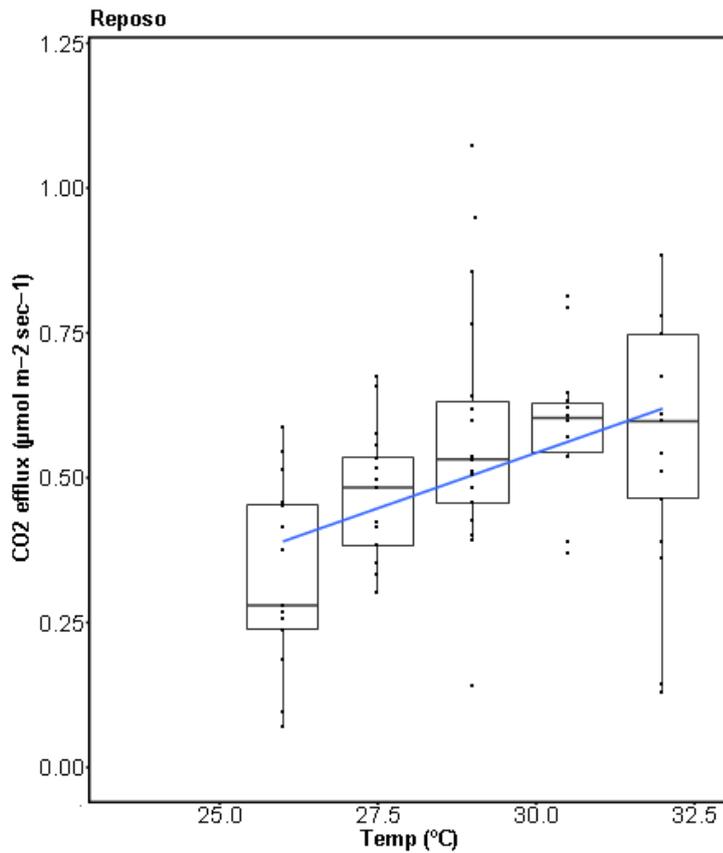


Figura 3. Representación de las variaciones en las emisiones de CO₂ de cada tratamiento en función de la temperatura durante 91 días. La regresión lineal muestra un aumento significativo de las emisiones de CO₂ con la temperatura ($p > 0.05$) en el tratamiento en reposo.

La interacción entre los factores tratamiento y tiempo (Tabla 3) se ha representado gráficamente en la Figura 4, donde se observa una tendencia decreciente de las emisiones de CO₂ en función del tiempo especialmente en la temperatura de 26° C de ambos tratamientos y en la temperatura de 32° C del tratamiento en agitación.

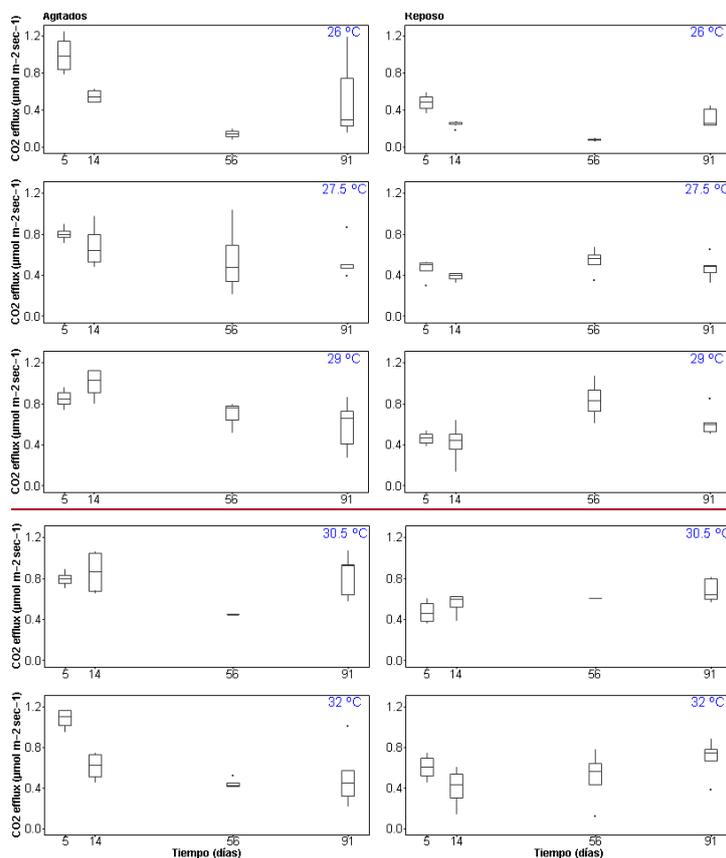


Figura 4. Variación en las emisiones de CO₂ a lo largo de 91 días en cuatro medidas puntuales.

La comparación de los dos tratamientos mediante una recta de regresión genera una pendiente de 0.47 ± 17 significativamente ($p < 0.05$) menor a 1 Figura 5. Este valor implica que cuando tenemos en cuenta los valores promedio a lo largo del experimento, las emisiones de CO₂ en condiciones de agitación son el doble que en condiciones de reposo.

Lo mismo se observa con el test de Wilcoxon (Figura 5), donde la diferencia entre los dos tratamientos comparando los valores por parejas (las emisiones de todas las temperaturas de un tratamiento con todas emisiones de las temperaturas del otro) es significativamente ($p < 0.0005$) negativa (emisiones agitación > emisiones reposo).

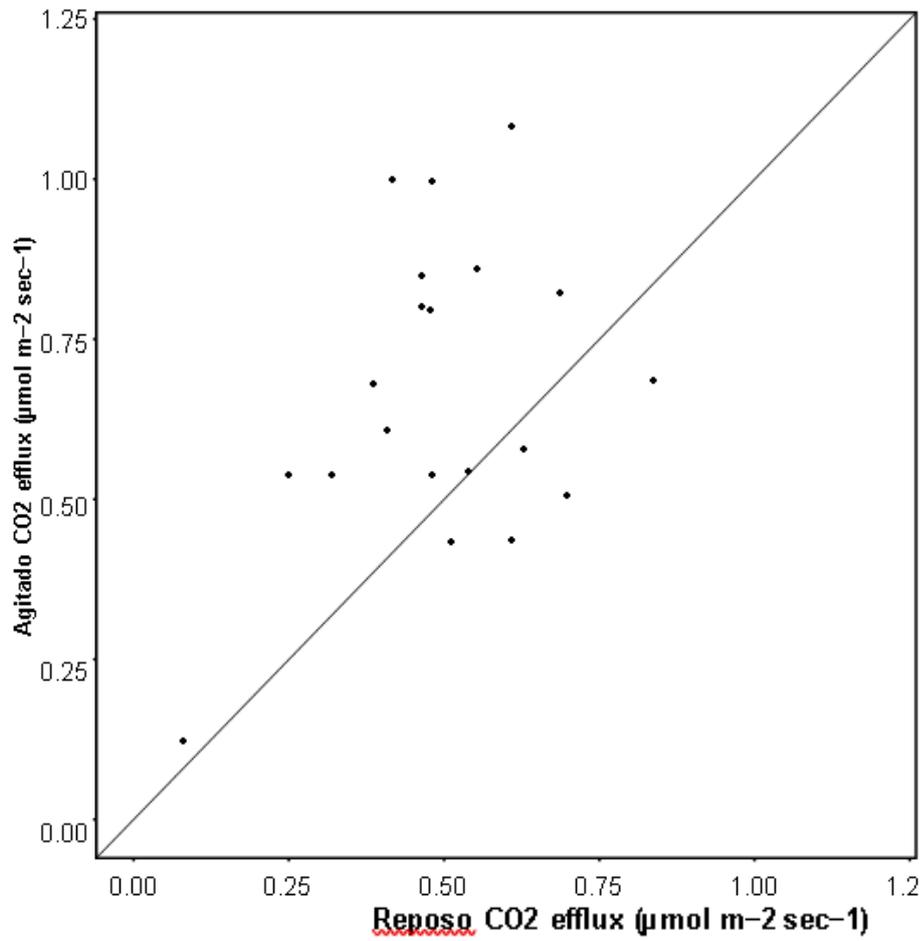


Figura 5. Correlación entre los tratamientos agitado y reposo. Se observa que el 75% de las mediciones se encuentran por encima de la línea de relación 1:1.

Discusión

La cantidad de materia orgánica al inicio del experimento no es significativamente diferente de la cantidad restante en ninguna de las temperaturas ni tratamientos. Este resultado se debe a que las pérdidas de carbono estimadas durante 98 días a partir de las emisiones de CO₂ son, en promedio (63.09 gCorg/m²), inferiores a la variabilidad del sedimento al inicio del experimento (± 86.43 gCorg/m²). Por otro lado, el GLMM muestra que, tanto los factores de temperatura y tratamiento, como la interacción entre los tratamientos y el tiempo del experimento afectan a las emisiones de CO₂, aunque solo el tratamiento de reposo muestra un aumento significativo de las emisiones de CO₂ con la temperatura ($p > 0.05$). Sin embargo, las emisiones del tratamiento agitado se mantienen por encima de las de reposo en todas las temperaturas. Aunque con más variabilidad, la recta de regresión entre estos tratamientos genera una pendiente de 0.47 ± 17 significativamente ($p < 0.05$) menor a 1, lo que indica que las emisiones de CO₂ en condiciones de agitación son el doble que en condiciones de reposo. A lo largo del estudio, solo a 26 °C se ve una disminución progresiva de las emisiones de CO₂ (Figura 4).

Estas emisiones de CO₂ con promedios de $0.73 (\pm 0.34)$ $\mu\text{moles/m}^2\text{s}$ para los agitados y $0.51 (\pm 0.02)$ $\mu\text{moles/m}^2\text{s}$ para los que están en reposo son comparables a las registradas en la descomposición de algas marinas en la bahía de Causeway, Rockingham (0.8 ± 0.3 $\mu\text{moles/m}^2\text{s}$) (Coupland et al. 2007), siendo estas de las más bajas registradas en la descomposición de algas en el estudio de Coupland et al. 2007, con máximas de 20.9 ± 5.1 $\mu\text{moles/m}^2\text{s}$ en la bahía de Herring, Garden Island.

Sin embargo, se encuentran muy por debajo de las de manglares que han sido eliminados, con emisiones iniciales de 7.6 $\mu\text{moles/m}^2\text{s}$, (Lovelock et al. 2011). En este mismo escenario, la relación de las emisiones de CO₂ respecto al tiempo sigue una curva logarítmica que pasa de 7.6 a 2.1 $\mu\text{moles/m}^2\text{s}$ en 20 años a temperaturas de entre 28 y 34 °C (Lovelock et al. 2011). La corta duración del presente estudio explicaría la ausencia de una relación significativa emisiones:tiempo.

A diferencia de estas medidas *in situ* hechas en manglares, en los mesocosmos solo se consideró 1.1 cm de sedimento potencialmente erosionable y con emisiones de CO₂, aunque se han registrado emisiones de carbono a 50 cm de profundidad (Serrano et al. 2016), considerando las emisiones en 1.1 cm de sedimento, las tasas de emisión de 5 cm de sedimento se estimarían de 153.27 - 401.41 gCorg/m² en un solo verano, pudiendo alcanzar emisiones de 2789.78 - 7298.35 gCorg/m² si consideramos los primeros 20 cm de sedimento.

Comparando las emisiones de CO₂ a lo largo de 91 días en 1.1 cm de sedimento (33.72 - 88.31 Corg/m²) con la tasa de enterramiento de la zona de estudio estimada en $52 (\pm 2)$ g C m²/año (Mazarrasa et al. 2017), deducimos que en un verano estaríamos perdiendo entre el 64.85 - 169.83 % del carbono orgánico fijado en un año, esta cifra aumenta drásticamente si consideramos los 5 primeros centímetros de sedimento, superando con el valor mínimo esperado en las emisiones de carbono en un verano (153.27 gCorg/m²) el valor máximo de enterramiento en un año en Baleares estimado en 112 g Corg/m² (Mateo et al. 1997).

Conclusión

Actualmente las tasas de emisión de CO₂ suponen un gran porcentaje del carbono fijado en un año, pudiendo incluso llegar a superar esta cifra, en un escenario de cambio climático, la subida de 1.5 °C en la temperatura del mar provocaría que las emisiones en un verano superaran el enterramiento de materia orgánica en un año. Siendo, por tanto, necesaria la conservación de los espacios poblados por *P. oceanica* evitando su retroceso.

Bibliografía

- Arias-Ortiz, A. *et al.* (2018) 'A marine heatwave drives massive losses from the world's largest seagrass carbon stocks', *Nature Climate Change*, 8(4), pp. 338–344.
- Center for Disease Control and Prevention (CDC) (2016) 'HIV in the United States'. Available at: <https://www.cdc.gov/hiv/statistics/overview/ataglance.html>.
- Climate, W. G. I. C. to the F. A. R. of the I. P. on (2014) 'Climate Change 2013: The Physical Science Basis', *Climate Change 2013 - The Physical Science Basis*, 1542, pp. 1–30. doi: 10.1017/CBO9781107415324.
- Cole, J., Findlay, S., & Pace, M. (1988) 'Bacterial production in fresh and saltwater ecosystems: A cross-system overview'. *Marine Ecology Progress Series*, 43(1/2), 1-10.
- Coupland, G. T., Duarte, C. M. and Walker, D. I. (2007) 'High metabolic rates in beach cast communities', *Ecosystems*, 10(8), pp. 1341–1350. doi: 10.1007/s10021-007-9102-3.
- Doney, S. C. *et al.* (2012) 'Climate Change Impacts on Marine Ecosystems', *Annual Review of Marine Science*, 4(1), pp. 11–37. doi: 10.1146/annurev-marine-041911-111611.
- Ecol, M., Ser, P. and May, P. (1998) 'Temperature dependence of microbial degradation of organic matter in marine sediments: polysaccharide hydrolysis, oxygen consumption, and sulfate reduction'.
- Fourqurean, J. W. *et al.* (2012) 'Seagrass ecosystems as a globally significant carbon stock', *Nature Geoscience*. Nature Publishing Group, 5(7), pp. 505–509. doi: 10.1038/ngeo1477.
- Garcias-bonet, N. and Duarte, C. M. (2017) 'Methane Production by Seagrass Ecosystems in the Red Sea', 4(November). doi: 10.3389/fmars.2017.00340.
- Hoegh-guldberg, O. (2012) 'The Impact of Climate Change on the', *Ecological Research*, 1523(2010), pp. 1523–1529. doi: 10.1126/science.1189930.
- Jordà, G., Marbà, N. and Duarte, C. M. (2012) 'Mediterranean seagrass vulnerable to regional climate warming', *Nature Climate Change*. Nature Publishing Group, 2(11), pp. 821–824. doi: 10.1038/nclimate1533.

- Lavery, P. S. *et al.* (2013) ‘Variability in the Carbon Storage of Seagrass Habitats and Its Implications for Global Estimates of Blue Carbon Ecosystem Service’, *PLoS ONE*, 8(9). doi: 10.1371/journal.pone.0073748.
- Lovelock, C. E., Ruess, R. W. and Feller, I. C. (2011) ‘Co₂ efflux from cleared mangrove peat’, *PLoS ONE*, 6(6), pp. 1–4. doi: 10.1371/journal.pone.0021279.
- Marbà, N. *et al.* (2015) ‘Impact of seagrass loss and subsequent revegetation on carbon sequestration and stocks’, *Journal of Ecology*, 103(2), pp. 296–302. doi: 10.1111/1365-2745.12370.
- Marbà, N. and Duarte, C. M. (2010) ‘Mediterranean warming triggers seagrass (*Posidonia oceanica*) shoot mortality’, *Global Change Biology*, 16(8), pp. 2366–2375. doi: 10.1111/j.1365-2486.2009.02130.x.
- Marbà, N. and Duarte, C. M. (1998) ‘Rhizome elongation and seagrass clonal growth’, *Marine Ecology Progress Series*, 174, pp. 269–280. doi: 10.3354/meps174269.
- Mateo, M. A., J. Romero, M. P?erez, M. M. Littler, and D. S. Littler. (1997) ‘Dynamics of millenary organic deposits resulting from the growth of the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica*’. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 44, pp. 103–110. doi:10.1006/ecss.1996.0116
- Mazarrasa, I. *et al.* (2017) ‘Effect of environmental factors (wave exposure and depth) and anthropogenic pressure in the C sink capacity of *Posidonia oceanica* meadows’, *Limnology and Oceanography*, 62(4), pp. 1436–1450. doi: 10.1002/lno.10510.
- NOAA (2017) ‘Coastal Blue Carbon’, *Habitat Conservation*, p. 860. Available at: <http://www.habitat.noaa.gov/coastalbluecarbon.html>.
- Pendleton, L. *et al.* (2012) ‘Estimating Global “Blue Carbon” Emissions from Conversion and Degradation of Vegetated Coastal Ecosystems’, *PLoS ONE*, 7(9). doi: 10.1371/journal.pone.0043542.
- Serrano, O. *et al.* (2016) ‘Impact of mooring activities on carbon stocks in seagrass meadows’, *Scientific Reports*. Nature Publishing Group, 6(March), pp. 1–10. doi: 10.1038/srep23193
- Short, F. T. and Wyllie-Echeverria, S. (1996) ‘Natural and human-induced disturbance of seagrasses’, *Environmental Conservation*, 23(1), p. 17. doi:10.1017/S0376892900038212.
- Underwood, A.J. (1981). Techniques of analysis of variance in experimental marine biology and ecology. *Oceanography and Marine Biology Annual Review*, 19(1), pp. 513–605.

