

3-7-2017

Influencia de los afloramientos costeros en la estructura de las comunidades de *Zostera marina* en Galicia



Guadalupe García Blanco

DIRECTORAS: VERÓNICA GARCÍA REDONDO
Y PILAR DÍAZ TAPIA



Dña. Pilar Díaz Tapia, contratada postdoctoral de la Universidade da Coruña, y **Dña. Verónica García Redondo**, alumna de doctorado de la Universidade da Coruña y miembro del grupo de investigación BioCost (G255) de esa misma universidad

HACEN CONSTAR,

Que la presente memoria titulada “Influencia de los afloramientos costeros en la estructura de las comunidades de *Zostera marina* en Galicia” presentada por **Dña. Guadalupe García Blanco** para optar al grado de Máster en Biología Marina ha sido realizada bajo nuestra dirección en el grupo de investigación en Biología Costera (BioCost, G255) de la Universidade da Coruña.

Y considerando que representa Trabajo de Fin de Máster, autorizamos su presentación y defensa ante el Tribunal correspondiente.

En A Coruña a 23 de junio de 2017.

Pilar Díaz Tapia

Verónica García Redondo

Tabla de contenido

1. Resumen	3
2. Introducción	3
3. Material y Métodos	7
3.1 Área de estudio	7
3.2 Estrategia de muestreo	9
3.3 Estudio de las muestras.....	11
3.3.1 Biometrías de <i>Z. marina</i>	11
3.3.2 Cobertura de macroalgas acompañantes	11
3.4 Análisis de los datos	11
3.4.1 Análisis univariante de los datos biométricos.....	11
3.4.2 Análisis univariante de los datos de cobertura y densidad de <i>Z. marina</i>	12
3.4.3 Análisis multivariante de los datos de cobertura.....	12
3.4.4 Cálculo y análisis univariante de los índices de diversidad, riqueza y equidad.	12
4. Resultados	12
4.1 Biometrías de <i>Zostera marina</i>	12
4.2 Cobertura y densidad de <i>Zostera marina</i>	13
4.3 Macroalgas de la comunidad de <i>Zostera marina</i>	14
4.4 Índices de diversidad, riqueza y equidad	19
5. Discusión	20
6. Conclusiones	24
7. Agradecimientos	25
8. Bibliografía	25

1. Resumen

Las praderas marinas constituyen un hábitat de importancia reconocida en la conservación de la diversidad y recursos marinos, por lo que actualmente se encuentran protegidas a nivel europeo. En el Atlántico de la Península Ibérica, *Zostera marina* es una especie común y abundante cuando se dan las condiciones ambientales adecuadas. Las costas gallegas presentan la peculiaridad de estar influenciadas por procesos de afloramiento costero, que afectan predominantemente a la costa oeste de Galicia. Estos procesos mantienen niveles elevados de nutrientes durante todo el verano, por lo que los nutrientes no son limitantes para el crecimiento de los organismos fotosintéticos en las regiones donde el afloramiento es intenso. El objetivo de este proyecto es analizar la influencia de los afloramientos costeros en la estructura de la comunidad de *Zostera marina*. Para ello, se analizaron datos biométricos de *Z. marina* y estimas de abundancia de flora acompañante en las praderas de la costa oeste y alicia. Los resultados de este trabajo no proporcionan evidencias de que la diferencia entre los fenómenos de afloramiento entre la región norte y oeste de Galicia afecten a la composición florística y morfología de las comunidades de *Zostera marina*. En cambio, sí se han observado diferencias significativas entre las localidades en la mayoría de variables estudiadas, lo que puede explicarse por las diferencias en las condiciones ambientales

2. Introducción

Las fanerógamas marinas constituyen un grupo parafilético de plantas superiores que colonizaron independientemente los ambientes costeros marinos de todos los océanos y mares a excepción del Antártico. Las 60 especies que lo forman se incluyen dentro del orden Alismatales agrupándose en cuatro familias, tres de ellas con especies exclusivamente marinas (Posidoniaceae, Cymodoceaceae y Zosteraceae), mientras que la cuarta (Hydrocharitaceae), incluye únicamente tres géneros marinos. En cuanto a su morfología y ciclo de vida, son similares a muchas plantas herbáceas, presentando reproducción sexual y vegetativa mediante elongación del rizoma, siendo éste último el predominante. Ambos tipos de reproducción son muy importantes en las fanerógamas para mantener las poblaciones, que están formadas por una red de rizomas de los que nacen los haces de las plantas, ocupando amplias superficies de lecho marino (Fig.1).



Fig. 1: Pradera de *Zostera marina* (Fotografía: Ignacio Bárbara).

La distribución de estas praderas depende del patrón de crecimiento de cada especie y de los factores ambientales que delimitan su desarrollo (e.g. tipo de sedimentos, disponibilidad de nutrientes, perturbaciones). En general, las regiones templadas del Atlántico norte presentan una riqueza de fanerógamas marinas baja (1-2 especies, el Mediterráneo una riqueza media (5 especies), mientras que en las regiones tropicales es alta, especialmente en la Indo-Pacífica (14 especies). En las costas españolas podemos encontrar 6 especies de fanerógamas marinas: *Posidonia oceanica* (Linnaeus) Delile, *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson, *Zostera marina* Linnaeus, *Zostera noltii* Hornemann, *Halophila decipiens* Ostefeld y *Ruppia* spp. Estas especies son formadoras de hábitats, de los que dependen numerosas especies para fijarse, alimentarse, refugiarse y reproducirse, por lo que son denominadas como “Hotspot” o puntos calientes de biodiversidad marina. Además, son capaces de modificar el ambiente en el que viven favoreciendo la sedimentación de partículas, captación de nutrientes y reduciendo la turbidez del agua o la energía hidrodinámica (Billingham *et al.* 2003; Campanella *et al.* 2010; Esquete *et al.* 2011; Quintas *et al.* 2012; Ruiz *et al.* 2015).

En concreto, *Zostera marina* es la fanerógama marina más común en las zonas costeras templadas y estuarios del noroeste Atlántico y Europa occidental (Moore y Short 2006; Campanella *et al.* 2010). Se trata de una planta monocotiledónea de la familia Zosteraceae que forma praderas gracias a sus rizomas horizontales. Dichos rizomas presentan nudos, de los que nacen los haces que portan entre 3 y 8 hojas acintadas, cuya longitud y anchura puede llegar a valores de 120 cm y 120 mm respectivamente. No obstante, su plasticidad morfológica es muy amplia dependiendo del hábitat que ocupa y la región geográfica en

la que se encuentra. La floración está limitada principalmente por la luz y la temperatura, es frecuente entre los meses comprendidos entre abril y julio en las zonas templadas (Ruiz *et al.* 2015).

En el Atlántico de la Península Ibérica, *Zostera marina* es una especie común y abundante cuando se dan las condiciones ambientales adecuadas (Cacabelos *et al.* 2015). Galicia, presenta las mayores extensiones de praderas marinas de la costa cántabro-atlántica de la península ibérica. Esto se relaciona con la gran diversidad de hábitats disponibles asociados a la elevada complejidad geográfica del litoral gallego, donde las rías se alternan con zonas de costa abierta, así como a la característica morfología e hidrodinamismo de los fondos de las rías. Normalmente, las praderas de *Z. marina* se localizan en las zonas medias y externas de las rías, formando manchas en fondos someros de sustrato arenoso o fangoso. Además, puede formar extensas praderas mixtas junto con *Z. noltii* en las zonas medias e internas de las rías. (Ruiz *et al.* 2015).

Las praderas proporcionan numerosas ventajas a los hábitats circundantes, ya que son el área de cría de muchas otras especies marinas, proporcionan estabilidad a los sistemas costeros mediante la reducción de la velocidad del agua y la atenuación de las olas y actúa como un filtro del agua estuárica capturando y uniendo sedimentos (Moore y Short 2006; Campanella *et al.* 2010; Esquete *et al.* 2011; Quintas *et al.* 2012). Además, las praderas de *Z. marina* son importantes regulando el ciclo de nutrientes, ya que aumentan la descomposición en los sedimentos acelerando la regeneración de nutrientes (Moore y Short 2006). Tradicionalmente, se explotan recursos marinos de gran importancia económica en las zonas cercanas a las praderas gallegas mediante la pesca artesanal y el marisqueo, pero dichas actividades están provocando una continua erosión de las praderas (Esquete *et al.* 2011; Quintas *et al.* 2013; Cacabelos *et al.* 2015). Un ejemplo de ello es lo ocurrido en la Ría de O Burgo, donde la pradera está desapareciendo debido al acondicionamiento de bancos de almeja (Morales *et al.* 2009). Por todo ello, las praderas constituyen un hábitat de importancia reconocida para la conservación de la diversidad y de los recursos marinos, pero esa riqueza se encuentra en regresión de forma notable, principalmente a causa de las modificaciones de la línea costera, alteraciones ambientales y a las actividades asociadas al marisqueo intensivo y acuicultura (Moore y Short 2006; Morales *et al.* 2009; Campanella *et al.* 2010; Quintas *et al.* 2012, 2013; Cacabelos *et al.* 2008, 2015).

En la costa oeste de la península ibérica tienen lugar fenómenos de afloramiento costero o “upwelling” que sustentan una elevada productividad de recursos marinos. Dicho fenómeno es la causa de que las aguas gallegas sean particularmente ricas en nutrientes y la producción primaria sea alta lo que influye positivamente en la producción pesquera (López-Jamar *et al.* 1992; Santos *et al.* 2011; Cacabelos *et al.* 2015). Las rías gallegas, forman parte del extremo septentrional de una de las regiones de afloramiento más importantes del mundo: el sistema de afloramiento NO Africano (Míguez *et al.* 2003; Santos *et al.* 2011). Estos fenómenos de afloramiento, normalmente tienen lugar frente a las costas gallegas a lo largo de la primavera y el verano (de abril a octubre). Durante esos meses, el anticiclón de las Azores sigue su patrón migratorio estacional y se mueve hacia el norte, provocando altas presiones y vientos de componente N y NE (vientos Alisios), lo que retira el agua de la costa (transporte de Ekman) y a su vez origina el ascenso de agua profunda, más densa y rica en nutrientes, remplazando el agua superficial. En otoño e invierno, el anticiclón vuelve a descender y produce vientos de componente O y SO, provocando el hundimiento de las masas de agua (López-Jamar *et al.* 1992; Míguez *et al.* 2003; Torres y Barton 2007; Santos *et al.* 2011; Ruiz *et al.* 2015). Tradicionalmente, en Galicia se dividen las Rías Altas de las Rías Baixas en función de la situación que ocupan en torno al Cabo Finisterre y a la diferencia entre su geomorfología costera. En las aguas cercanas a dicho cabo, el fenómeno de afloramiento alcanza su punto máximo, donde el agua asciende desde 150 m de profundidad y enfría el agua superficial originando una diferencia entre las aguas sub-superficiales del oeste y norte de Galicia. La del oeste, correspondiente a las Rías Baixas, es el Agua Central del Atlántico Norte Oriental (ACNA). Mientras que la del norte, correspondiente a las Rías Altas, el ACNA se mezcla con agua superficial del Golfo de Vizcaya (Prego 1990; López-Jamar *et al.* 1992; Prego *et al.* 1999). Esta diferencia entre los patrones de afloramiento se ve remarcada por las diferencias en la geomorfología costera, que modula la dirección e intensidad del viento (Alvarez *et al.* 2010). Esto provoca que el agua aflorada en la zona norte permanezca alejada de la costa afectando a la plataforma continental pero no a las rías, mientras que en la zona oeste, el agua sub-superficial penetra en las rías (Mouriño *et al.* 1984; Prego 1990; López-Jamar *et al.* 1992; Prego *et al.* 1999, 2012; Torres y Barton 2007).

Durante los meses de primavera y verano se dan unas condiciones favorables para el afloramiento en la costa oeste de Galicia, pero no para la costa norte. No obstante, trabajos como el de Alvarez *et al.* (2010) o López-Jamar *et al.* (1992) han mostrado episodios de

afloramiento intensos y duraderos también en la zona norte, pero la carga de nutrientes de las aguas afloradas es inferior a la de las Rías Baixas. Esto se refleja en elevadas tasas de producción primaria en las Rías Baixas respecto a las Altas (Prego *et al.* 1999). En invierno sucede lo contrario, la capa de mezcla invernal es más gruesa en la zona norte de Galicia, lo que aumenta la concentración de nutrientes en la zona superficial y favorece el “bloom” primaveral de fitoplancton, aumentando su productividad en dicho período (Prego *et al.* 1999, 2012; Tilstone *et al.* 2000; Alvarez *et al.* 2010; Santos *et al.* 2011).

Las diferencias en la productividad primaria del fitoplancton asociadas a los diferentes niveles de nutrientes en la zona norte y oeste de Galicia durante el verano han sido estudiadas en varios trabajos (López-Jamar *et al.* 1992; Tilstone *et al.* 2000; Prego *et al.* 2012). Sin embargo, no existen trabajos que analicen cómo estas diferencias en los niveles de nutrientes afectan al crecimiento de otros productores primarios (macroalgas, fanerógamas marinas) en Galicia. El objetivo de este trabajo es analizar la influencia de los afloramientos costeros en la estructura de la comunidad de *Zostera marina* partiendo de las siguientes hipótesis:

- Las plantas de *Zostera marina* en la costa Oeste son de mayor tamaño que en la costa Norte de Galicia.
- La abundancia de macroalgas de las praderas de *Zostera marina* se relaciona positivamente con la intensidad del afloramiento, presentando mayor abundancia en el Oeste.

3. Material y Métodos

3.1 Área de estudio

El área de estudio comprende la costa de Galicia, la cual se caracteriza por presentar mareas semidiurnas con una amplitud de marea de hasta 3,8 m y la temperatura del agua del mar oscila entre 11°C y 18°C (Bárbara *et al.* 2005). En ella se ha seleccionado una ría de la costa norte (Ortigueira) y una ría de la costa sur (Vigo). La primera (Fig.2), situada al norte de la provincia de A Coruña, en la desembocadura de los ríos Mera y Ladrado, comprende una superficie de 34 km² y una longitud de 10 Km (Prego *et al.* 2012). La Ría de Ortigueira se encuentra protegida bajo cuatro figuras : Zona de Especial Protección de los Valores Naturales (ZEPVN), Zona Especial de Conservación (ZEC), Zona de Especial Protección para las Aves (ZEPA) y Zona de humedales Ramsar (Xunta de Galicia 2014).

La Ría de Ortigueira presenta una orientación N-NE abrigada del oleaje NO por el cabo del Ortegual y estaca de Bares. La costa que rodea a la ría está formada por acantilados en algunos tramos y con playas al pie de los mismos (Lorenzo *et al.* 2003). La Ría de Ortigueira, presenta una circulación estuárica similar a las de las Rías Baixas, pero la penetración de las aguas afloradas en la ría afectan únicamente a la plataforma continental, alcanzando su límite de influencia cerca de la desembocadura (Prego *et al.* 2012).



Fig.2: Foto aérea de la ría de Ortigueira indicando las localidades de muestreo. Sismundi 43° 42.029' N, 07° 52.393' O y Ortigueira 43° 40.398' N, 07° 51.510' O.

La Ría de Vigo (Fig.3), situada al sur de la Provincia de Pontevedra en la desembocadura de los ríos Oitavén, Verdugo, Alvedosa y Lagares, es la más meridional de las Rías Baixas cuya superficie y longitud son de 156 km² y 33 km respectivamente (Rubio *et al.* 2000) A diferencia de la Ría de Ortigueira, la Ría de Vigo presenta distintos espacios protegidos que afectan a zonas concretas: Costa da Vela, Illas Estelas, A Ramallosa y la Ensenada de San Simón (Real Decreto 37/2014). La ría presenta una circulación estuárica positiva donde el agua superficial toma su salida por la boca norte y el agua oceánica entra por el fondo de la boca sur. La salinidad en invierno ronda el 32 ‰, mientras que en verano aumenta hasta valores de 35‰. La brusca disminución en la temperatura y la riqueza de nutrientes que entra por el fondo de la ría muestra claros procesos de afloramientos en verano (Mouriño *et al.* 1984; Moreira *et al.* 2010).



Fig. 3: Foto aérea de la ría de Vigo indicando las localidades de muestreo. Portocelo 42° 08.507' N, 08° 50.197' O y Panxón 42° 08.322' N, 08° 49.238' O.

3.2 Estrategia de muestreo

En cada una de las dos rías se seleccionaron dos praderas (localidades; Fig.4). Los muestreos en la Ría de Ortigueira (Fig.2) se realizaron en Mayo del 2015 en Sismundi y Ortigueira. En cuanto a la Ría de Vigo (Fig.3), los muestreos se llevaron a cabo en Julio del 2016 en Panxón y Portocelo. Ambos se realizaron en la zona submareal mediante buceo autónomo.



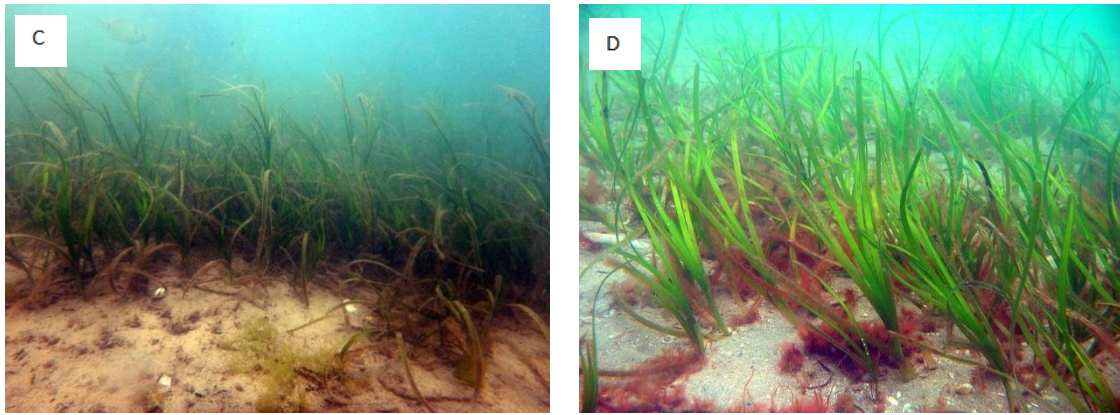


Fig. 4: Praderas de las regiones norte y oeste: A: Ortigueira; B: Sismundi; C: Panxón; D: Portocelo.

Para la toma de muestras se siguió el mismo procedimiento que se emplea generalmente en el estudio de praderas (Duarte y Kirkman 2001). En cada pradera se estimó la densidad y cobertura de *Zostera marina* así como la cobertura de la flora acompañante; además se recogieron datos de profundidad y tipo de sustrato. En cada localidad se consideraron 5 réplicas que se ubicaron al azar dentro de las praderas. Cada una de ellas consistió en un cuadrado de 0,25 m² (Fig.5). Para cada réplica se estimó visualmente la cobertura de *Zostera marina*, así como la cobertura de la flora acompañante sobre sustrato. La densidad de plantas se midió *in situ*, contando el número de haces vivos erguidos dentro de un subcuadrado de 0.0625 m², ubicado dentro de los cuadrados previamente utilizados para la estima de coberturas. En cada una de las réplicas se recolectaron 10 haces de *Zostera marina*. Éstos se conservaron en agua de mar formolada al 4% en frío y oscuridad para realizar posteriormente las biometrías y el estudio de la flora y epífitos acompañantes en el laboratorio de Botánica de la Universidade da Coruña. La recolección de las muestras fue llevada a cabo por V. García e I. Bárbara. No obstante es necesario describir la metodología empleada para poder entender los resultados de este estudio.

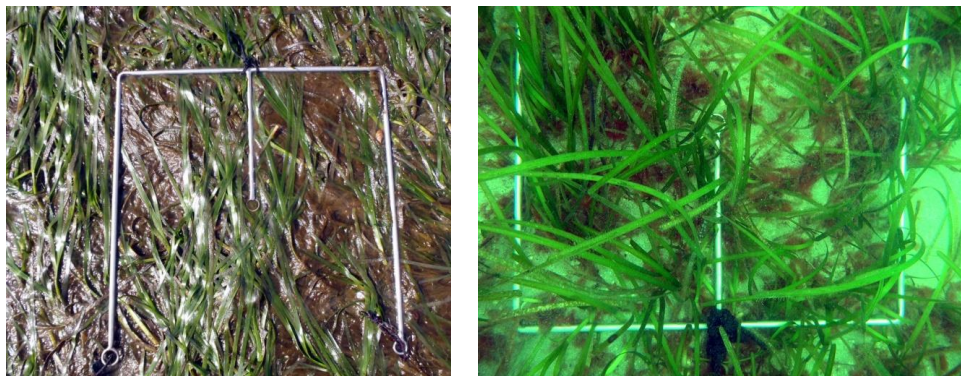


Fig.5: Cuadrado de muestreo para cobertura y densidad de *Zostera marina*. Izda: Pradera de Sismundi; Dcha: Pradera de Portocelo.

3.3 Estudio de las muestras

3.3.1 Biometrías de *Z. marina*

Para cada uno de los haces de *Zostera marina* recolectados en el campo se seleccionó la hoja más completa y alta de cada haz, y se midió la longitud y anchura empleando una cinta métrica y un calibre.

3.3.2 Cobertura de macroalgas acompañantes

Los mismos haces de *Zostera marina* que fueron recolectados para las biometrías, también se emplearon para el estudio de la flora acompañante y epífitos. La flora se clasificó dentro de los tres grupos principales de algas marinas (Rhodophyta, Ochrophyta y Chlorophyta) y se identificó a nivel de especie mediante el uso de claves taxonómicas (Dixon y Irvine 1995; Huisman 2008). Antes de realizar los análisis estadísticos se depuraron los datos, eliminando las especies típicas de roca que aparecían en las muestras y que estaban atrapadas en las praderas, como por ejemplo: *Jania rubens*, *Polysiphonia fucoides*, *Catenella caespitosa*, *Caulacanthus ustulatus*, *Halurus equisetifolius* y *Nemalion helmintoides*. Algunos de los ejemplares recolectados fueron conservados en pliegos de herbarios, que serán depositados en el herbario de la Universidad de Santiago de Compostela (SANT).

3.4 Análisis de los datos

El análisis de los datos se llevó a cabo utilizando el programa Primer v6 con el paquete PERMANOVA +, que permite el análisis univariante y multivariante de la varianza basado en permutaciones. La obtención de medias, varianzas, desviaciones típicas, así como las gráficas, fueron obtenidas con el programa ofimático Excel.

3.4.1 Análisis univariante de los datos biométricos

Para cada variable (altura y anchura) se calculó la matriz de disimilaridad, empleando distancias euclídeas. Se creó un modelo de 3 factores: región (fijo, 2 niveles, Norte y Oeste), sitio (aleatorio, 4 niveles o localidades) y cuadrante (aleatorio, 5 niveles o réplicas de muestreo), donde sitio está anidado a región y cuadrante está anidado a los dos anteriores. Posteriormente se llevó a cabo un análisis PERMANOVA para cada variable. Dicho análisis indica diferencias significativas cuando el valor de $P_{perm} < 0.05$.

3.4.2 Análisis univariante de los datos de cobertura y densidad de *Z. marina*

Para cada conjunto de datos se calculó la matriz de disimilaridad empleando distancias euclídeas. Se creó un modelo de 2 factores para realizar el PERMANOVA; región (fijo, 2 niveles, Norte y Oeste) y sitio (aleatorio, 4 niveles o localidades), donde sitio está anidado a región. Además de calcular la Pperm, se realizó el test de Montecarlo para aquellos factores en los que el número de permutaciones era inferior a 900.

3.4.3 Análisis multivariante de los datos de cobertura

Para los datos de cobertura, se calculó una matriz de disimilaridad de Bray-Curtis. En base a ella se construyó un diagrama de ordenación multidimensional, no métrica bidimensional (nMDS; Clarke 1993). Para el análisis PERMANOVA de las coberturas, se creó un modelo de 2 factores, igual al descrito en la sección anterior: región y sitio, donde sitio está anidado a región.

3.4.4 Cálculo y análisis univariante de los índices de diversidad, riqueza y equidad.

Se calcularon los índices de riqueza de especies (Riqueza específica e Índice de Margalef), diversidad (Índice de Shannon) y equidad (Índice de Pielou) para estudiar el efecto de los diferentes niveles de nutrientes en la diversidad de macroalgas de las praderas de *Zostera marina*. Para el análisis estadístico de estas variables se empleó el mismo modelo que en las dos secciones anteriores, pero basado en una matriz de distancias euclídeas.

4. Resultados

4.1 Biometrías de *Zostera marina*

El PERMANOVA para los datos biométricos no ha detectado diferencias significativas entre las praderas de la regiones norte y oeste de Galicia (Figs 6 y 7; Tabla 1). Sin embargo, la variabilidad a pequeña escala es relevante, ya que en las dos variables estudiadas se han detectado diferencias significativas entre cuadrantes dentro de una misma pradera. Además, en el caso de la anchura de las hojas, se han detectado diferencias significativas entre sitios, siendo las plantas de Ortigueira más estrechas que las de otras localidades.

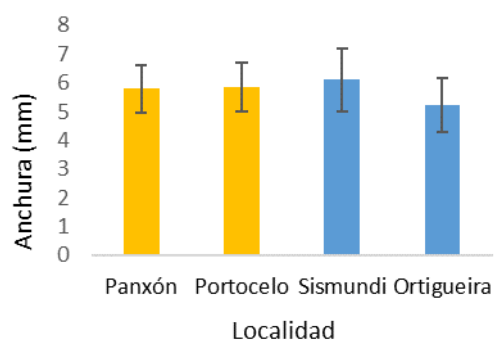


Fig.6: Anchura media \pm SD de las hojas de *Zostera marina* en cada localidad (Panxón: 5,79 \pm 5,94; Portocelo: 5,85 \pm 0,85; Sismundi: 6,10 \pm 1,10; Ortigueira: 5,22 \pm 0,93). Amarillo: región Norte, Azul: región Oeste.

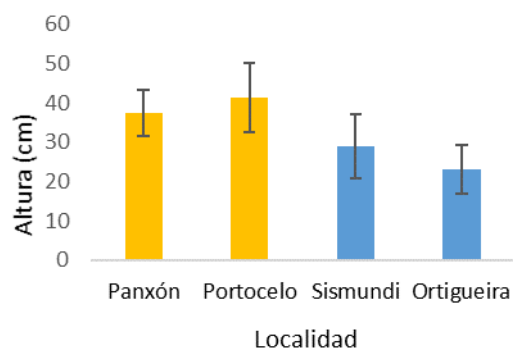


Fig.7: Altura media \pm SD de las hojas de *Zostera marina* en cada localidad (Panxón: 37,30 \pm 5,94; Portocelo: 41,33 \pm 8,88; Sismundi: 28,82 \pm 8,05; Ortigueira: 23,01 \pm 6,17). Amarillo: región Norte, Azul: región Oeste.

Tabla 1: Resultados del PERMANOVA para alturas y anchuras. n.s: no significativo; resultados con diferencias significativas en negrita. Re = Región; Si = Sitio; Cu = Cuadrante.

Factor	df	Altura			Anchura		
		MS	F	p-Perm	MS	F	p-Perm
Re	1	8861,6	15,735		2,4052	0,20843	
Si (Re)	2	563,71	2,4733	n.s	11,594	4,1569	< 0,05
Cu (Si (Re))	17	231,47	6,1845	< 0,001	2,6334	3,7382	< 0,001
Residuos	179	37,428			0,70444		

4.2 Cobertura y densidad de *Zostera marina*

La cobertura de *Zostera marina* es significativamente mayor en el oeste que en el norte (Fig. 8, Tabla 2). Por el contrario, el PERMANOVA no ha detectado diferencias significativas entre regiones para la densidad de *Z. marina*. Sin embargo, existen diferencias significativas entre las localidades, siendo Sismundi la localidad que presenta mayor densidad de *Z. marina* (Fig.9).

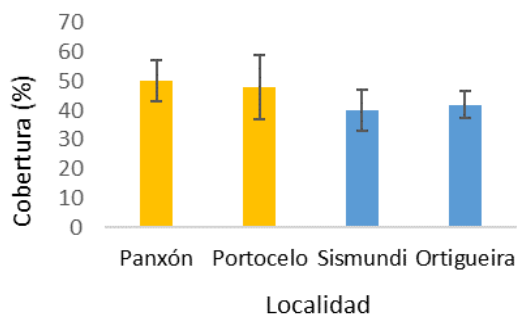


Fig. 8: Cobertura media \pm SD de *Zostera marina* en 0,25m² (Panxón: 50 \pm 7,07; Portocelo: 48 \pm 10,95; Sismundi: 40 \pm 7,07; Ortigueira: 42 \pm 4,4). Amarillo: región Norte, Azul: región Oeste.

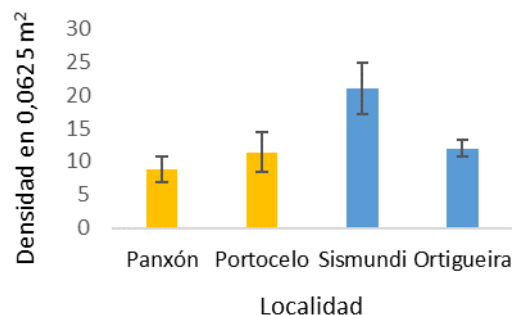


Fig.9: Densidad media \pm SD de *Zostera marina* en 0,0625 m² (Panxón: 8,8 \pm 1,92; Portocelo: 11,4 \pm 2,96; Sismundi: 21 \pm 3,80; Ortigueira: 12 \pm 1,22). Amarillo: región Norte, Azul: región Oeste.

Tabla 2: Resultados del PERMANOVA para las coberturas y densidades de *Zostera marina*. n.s: no significativo; resultados con diferencias significativas en negrita. Re = Región; Si = Sitio.

Factor	df	Cobertura				Densidad			
		MS	F	p-Perm	p-MC	MS	F	p-Perm	p-MC
Re	1	320	32		< 0,05	204,8	1,8669		n.s
Si (Re)	2	10	0,16667		n.s	109,7	15,396	< 0,001	
Residuos	16	60				7,125			

4.3 Macroalgas de la comunidad de *Zostera marina*

Se han observado un total de 79 especies de macroalgas en las praderas de *Zostera marina* (Tabla 4), de las cuales: 54 Rhodophyta, 13 Ochrophyta, 11 Chlorophyta y 1 Cyanophyta. Los valores de cobertura de especies acompañantes han sido bajos en todas las localidades, con valores del 1% en la mayor parte de las especies y localidades. Por otro lado, aunque no han sido incluidos en los análisis, se encontraron agregados de la diatomea *Navicula* sp en las hojas de las localidades de la región oeste.

Las especies más frecuentes fueron *Aglaothamnion hoockeri*, *Anotrichum furcelatum*, *Falkenbergia rufolanosa* (*Aparagopsis armata* stadium), *Ceramium secudatum*, *Cladophora laetevirens*, *Ectocarpus siliculosus*, *Erythrotrichia carnea*, *Rhizoclonium tortuosum* y *Ulva clathrata*, que se observaron en todas las localidades.

El PERMANOVA para los datos de cobertura de macroalgas no detectó diferencias significativas entre regiones, mientras que sí se encontraron diferencias significativas entre localidades (tabla 3). Estos resultados se ven reflejados en el nDMS (Fig.10), que

muestra que las réplicas correspondientes a cada localidad están agrupadas entre sí, indicando que tienen un grado elevado de similitud entre ellas. Además el nMDS muestra que la localidad de Ortigueira es notablemente diferente a las otras tres localidades, mientras que Sismundi es más similar a las localidades del oeste de Galicia que a Ortigueira.

Considerando que el PERMANOVA ha detectado diferencias significativas entre localidades de muestreo (factor aleatorio) he analizado la tabla con los datos de cobertura de las especies (Tabla 4) para detectar qué especies son las responsables de dichas diferencias. Las especies *Polysiphonia fibrillosa* y *Ulva prolifera* aparecieron únicamente en las localidades pertenecientes a la región norte de Galicia. Por otro lado, *Acrosorium ciliolatum*, *Aglaothamnion pseudobyssoides*, *Colpomenia peregrina*, *Cryptopleura ramosa*, *Dasysiphonia japonica*, *Dictyota dichotoma*, *Hincksia hincksiae*, *Plocamium cartilagineum*, *Pterocladia capillacea*, *Stylonema alsidii* y *Ulva rigida* sólo aparecieron en las localidades de la región oeste. Si examinamos con más detalle las localidades de la región oeste, las especies *Aglaothamnion gallicum*, *Asparagopsis armata*, *Ceramium echionotum*, *Halopteris filicina*, *Laminaria ochroleuca*, *Ophidocladus simpliciusculus*, *Pterosiphonia complanata* y *Sphacelaria plumula* aparecieron exclusivamente en Panxón, mientras que *Aglaothamnion cordatum*, *Bonnemaisonia hamifera*, *Bryopsis plumosa*, *Chondria coerulescens*, *Cladophora hutchinsiae*, *Hincksia granulosa*, *Pyropia leucosticta* y *Sphacelaria cirrosa* solamente aparecieron en Portocelo. En cuanto a las localidades de la región norte, *Liebmannia leveillei* aparece únicamente en Ortigueira. Por el contrario, Sismundi presenta mayor número de especies únicas que el resto de las localidades, con un total de 11 especies: *Apoglossum ruscifolium*, *Ceramium ciliatum*, *Ceramium cimbricum*, *Ceramium strictum*, *Chondria capillaris*, *Dasya sesilis*, *Lomentaria clavellosa*, *Nitophyllum punctatum*, *Polyneura bonnemaisonii*, *Ptilothamnion sphaericum* y *Streblacladia collabens*.

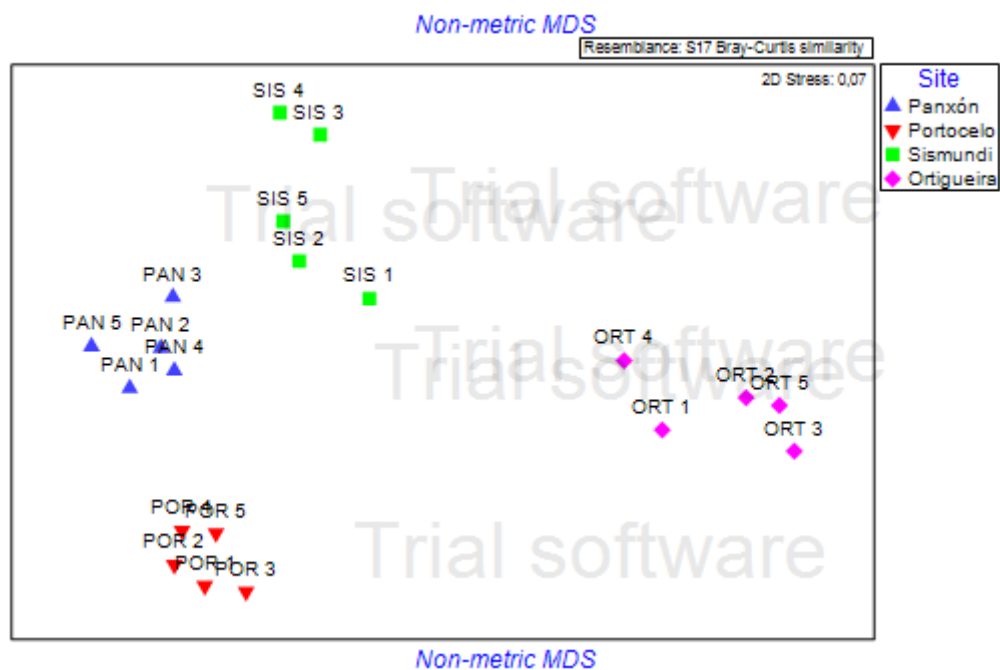


Fig. 10: Diagrama de ordenación bidimensional (nMDS) basado en abundancias relativas y similitudes de Bray-Curtis entre las regiones norte y oeste. El nivel de “stress” es el coeficiente de estrés para la solución bidimensional; valores < 0,2 corresponden a una buena ordenación.

Tabla 3: Resultados del PERMANOVA para las coberturas de macroalgas. n.s: no significativos; factores con diferencias significativas en negrita. Re = Región; Si = Sitio.

Factor	df	Cobertura			
		MS	F	p-Perm	p-MC
Re	1	14401	1,5103		n.s
Si (Re)	2	9535,4	18,566	< 0,001	
Residuos	16	513,6			

Tabla 4: Cobertura (%) de cada especie por cuadrante y localidad (R: Rhodophyta, P: Ochrophyta, C: Chlorophyta, Cy: Cyanophyta, M: Magnoliophyta), indicando además las variables ambientales estudiadas en las localidades.

Localidad Fecha		Panxón					Portocelo					Sismundi					Ortigueira				
		06/07/2016					06/07/2016					18/05/2015					18/05/2015				
Posición en la ría		Exterior					Exterior					Interior					Interior				
Sustrato		Arena					Arena					Fango					Arena-fango				
Temperatura (°C)		14	14	14	14	14	14	14	14	14	14	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15
Profundidad (m)		1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	4,2	4,2	4,2	4,2	4,2	0,5	0,5	1,0	1,0	0,5	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0
Cobertura Total (%)		50	50	50	50	70	40	60	75	60	60	80	80	80	80	70	50	60	50	50	50
Número de especies		32	33	32	29	27	23	24	28	27	26	32	28	24	28	26	13	10	8	13	9
División	Especies	PAN 1	PAN 2	PAN 3	PAN 4	PAN 5	POR 1	POR 2	POR 3	POR 4	POR 5	SIS 1	SIS 2	SIS 3	SIS 4	SIS 5	ORT 1	ORT 2	ORT 3	ORT 4	ORT 5
R	<i>Acrosorium ciliolatum</i>	1	1	1	1	1	1		1	1	1										
R	<i>Aglaothamnion cordatum</i>						1		1	1											
R	<i>Aglaothamnion gallicum</i>	1																			
R	<i>Aglaothamnion hookeri</i>	1	1			1	1	1		1	1	1			1					1	
R	<i>Aglaothamnion pseudobyssoides</i>	1				1				1											
R	<i>Aglaothamnion tenuissimum</i>	1	1	1	1	1			1		1				1						
R	<i>Aglaothamnion tripinnatum</i>	1					1	1						1							
R	<i>Anotrichium furcellatum</i>	1	1			1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		1				
R	<i>Antithamnion cruciatum</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1						
R	<i>Antithamnionella ternifolia</i>		1	1	1	1		1	1	1	1	1		1	1						
R	<i>Apoglossum ruscolifolium</i>												1	1	1						
R	<i>Asparagopsis armata</i>	1	1			1															
R	<i>Asparagopsis armata stadium</i>	1	1	1	1	1	10	10	10	10	10	1	1	1	1	1				1	
R	<i>Falkenbergia rufolanosa</i>																				
P	<i>Asperococcus bullosus</i>				1	1				1		1									
R	<i>Boergeseniella fruticulosa</i>				1							1									
R	<i>Bonnemaisonia asparagoides</i>	1	1	1	1				1				1	1	1						
R	<i>Bonnemaisonia hamifera</i>									1											
C	<i>Bryopsis plumosa</i>							1													
R	<i>Callithamnion tetragonum</i>				1						1										
R	<i>Ceramium ciliatum</i>													1							
R	<i>Ceramium cimbricum</i>											1	1								
R	<i>Ceramium echionotum</i>	1	1	1	1	1															
R	<i>Ceramium secundatum</i>	1			1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		1	1			1
R	<i>Ceramium strictum</i>														1						
R	<i>Champia parvula</i>	1	1												1						
R	<i>Chondracanthus acicularis</i>	1						1					1								
R	<i>Chondria capillaris</i>													1							
R	<i>Chondria coerulescens</i>								1												
R	<i>Chondria dasyphylla</i>	1										1									
C	<i>Cladophora hutchinsiae</i>				1					1											
C	<i>Cladophora laetevirens</i>	1	1	1	1	1				1		1	1	1	1					1	
R	<i>Colaconema daviesii</i>																1	1	1	1	1
P	<i>Colpomenia peregrina</i>	1	1	1	1	1					1										
R	<i>Compsothamnion thuyoides</i>	1	1	1	1	1	1	1		1			1		1						
R	<i>Cryptopleura ramosa</i>		1	1	1	1	1	1	1	1											
R	<i>Dasyphyllia japonica</i>	1	1			1	1	1	1	1	1										

R	<i>Dasya hutchinsiae</i>	1	1	1	1	1			1	1	1			1					
R	<i>Dasya sessilis</i>																		1
P	<i>Dictyota dichotoma</i>	1	1	1	1	1		1	5	1	1								
P	<i>Ectocarpus siliculosus</i>	1	1	1	1		1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
R	<i>Erythrogllossum laciniatum</i>											1						1	
R	<i>Erythrotrichia carnea</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
R	<i>Gayiella flaccida</i>	1	1	1	1		1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
R	<i>Gracilaria gracilis</i>			1	1	1						1	1	1	1	1	1	1	1
P	<i>Halopteris filicina</i>		1																
R	<i>Heterosiphonia plumosa</i>		1			1						1		1	1				
P	<i>Hincksia granulosa</i>						1	1	1	1	1								
P	<i>Hincksia hincksiae</i>				1		1		1										
P	<i>Hincksia mitchellae</i>						1		1								1	1	1
R	<i>Hypoglossum hypoglossoides</i>		1	1			1					1	1					1	1
P	<i>Laminaria ochroleuca</i>	1	1																
P	<i>Liebmannia levellei</i>																	1	1
P	<i>Lomentaria clavellosa</i>																		1
CY	<i>Lyngbya majuscula</i>				1								1	1	1				
R	<i>Neosiphonia harveyi</i>							1	1	1	1	1						1	
R	<i>Nitophyllum punctatum</i>											1	1						
R	<i>Ophidocladus simpliciusculus</i>					1													
R	<i>Plocamium cartilagineum</i>	1	1	1	1	1	1	1	1										
R	<i>Polyneura bonnemaisonii</i>														1				
R	<i>Polysiphonia fibrillosa</i>											1						1	1
R	<i>Pterocladia capillacea</i>		1					1		1									
R	<i>Pterosiphonia complanata</i>			1		1													
R	<i>Pterothamnion plumula</i>		1	1								1	1	1	1	1			
R	<i>Ptilothamnion sphaericum</i>											1							
R	<i>Pyropia leucosticta</i>													1					
C	<i>Rhizoclonium tortuosum</i>		1						1			1	1	1	1	1	1	1	1
R	<i>Spermothamnion repens</i>					1								1					
P	<i>Sphacelaria cirrosa</i>									1	1								
P	<i>Sphacelaria plumula</i>				1	1													
R	<i>Streblocladia collabens</i>											1							
R	<i>Stylonema alsidii</i>	1					1	1	1										
R	<i>Symphocladia parasitica</i>	1	1	1						1		1	1	1	1	1			
C	<i>Ulva australis</i>						1	1	1	1		1	1	1	1				1
C	<i>Ulva clathrata</i>	1	1	1	1	1	1				1	1	1	1	5				1
C	<i>Ulva compressa</i>									1		1	1	1	1				
C	<i>Ulva intestinalis</i>			1	1						1	1	1	5	5	1			
C	<i>Ulva torta</i>					1		1	1	1	1	1	1	5	5	5			
C	<i>Ulva prolifera</i>										1								
C	<i>Ulva rigida</i>	1	1	1	1	1		1									1	1	1
M	<i>Zostera marina</i>	50	40	50	50	60	30	50	60	50	50	40	40	40	30	50	40	50	40

4.4 Índices de diversidad, riqueza y equidad

Los resultados del PERMANOVA (Tabla 5) no detectan diferencias significativas entre regiones para ninguno de los índices, pero sí entre localidades. Tal y como podemos observar en la Fig.11, Ortigueira presenta una riqueza de especies (Riqueza específica y de Margalef) y diversidad (H') considerablemente más baja que las demás. Por último, los valores de equidad (J') obtenidos son considerablemente más bajos en Portocelo que en las otras tres localidades.

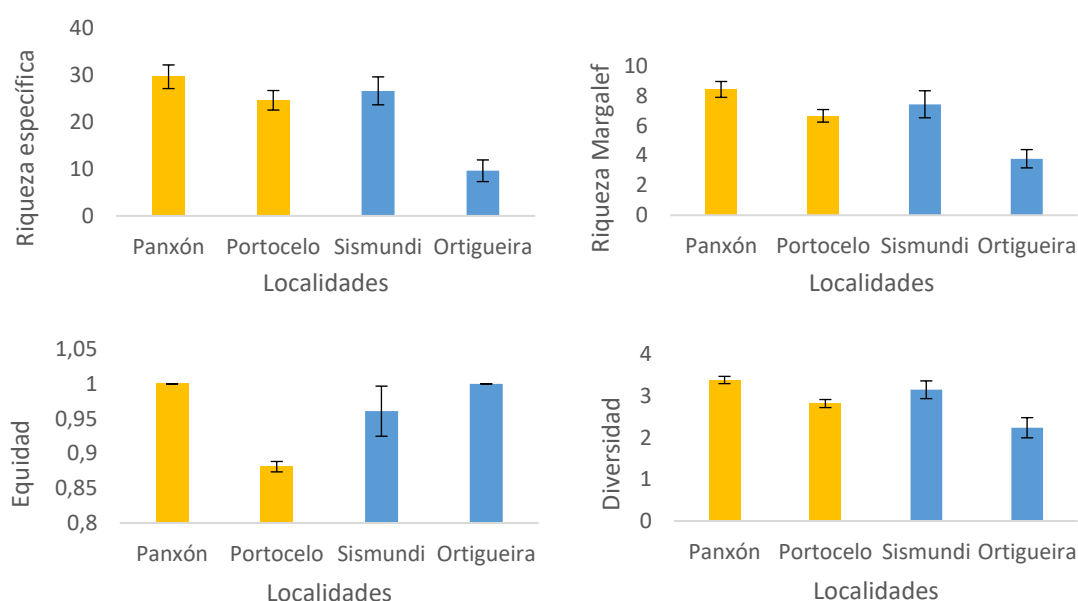


Fig.11: Media + SD de los índices de Riqueza específica (Panxón:29±2,51; Portocelo: 24,6±2,07; Sismundi: 26,6±2,96; Ortigueira: 9,6±2,30), Margalef (Panxón:8,43±0,53; Portocelo: 6,66±0,41; Sismundi: 7,44±0,90; Ortigueira:3,78±0,61), Equidad de Pielou (Panxón:1±0; Portocelo: 0,88±0,007; Sismundi: 0,96±0,03; Ortigueira:1±0) y Diversidad de Shannon (Panxón:3,38±0,08; Portocelo: 2,81±0,09; Sismundi: 3,15±0,21; Ortigueira: 2,23±0,24) para cada localidad.

Tabla 5: Resultados del PERMANOVA para los índices de Riqueza específica (S), Margalef (d), diversidad de Shannon (H') y Equidad de Pielou (J') de macroalgas. n.s: no significativos; factores con diferencias significativas en negrita. Re = Región; Si = Sitio; Cu = Cuadrante.

Factor	df	S				d			
		MS	F	p-Valor	p-MC	MS	F	p-Valor	p-MC
Re	1	405	1,031		n.s	18,797	0,9124		n.s
Si (Re)	2	192,5	63,563	< 0,001		20,591	49,574	< 0,001	
Residuos	16	6,175				0,4153			

Factor	df	H'				J'			
		MS	F	p-Valor	p-MC	MS	F	p-Valor	p-MC
Re	1	0,8311	0,577		n.s	0,0079	0,408		n.s
Si (Re)	2	1,4389	47,777	< 0,001		0,0163	58,042	< 0,001	
Residuos	16	0,0311				0,0003			

5. Discusión

La hipótesis inicial de este trabajo consiste en testar si existen diferencias en la estructura de praderas de las regiones norte y oeste de Galicia asociadas a los diferentes patrones de afloramiento. Estudios similares llevados a cabo en las costas de California han mostrado la influencia de la intensidad de los afloramientos en la estructura de las comunidades de praderas de fanerógamas marinas (Jorgensen *et al.* 2007; Hessing-Lewis and Hacker 2013). Sin embargo, en nuestro estudio la única variable que ha mostrado diferencias significativas entre regiones ha sido la cobertura de *Zostera marina*, mientras que no se han detectado diferencias para las demás variables estudiadas (densidad, largo y ancho de *Z. marina*, y cobertura de especies de macroalgas). Por el contrario, se han detectado diferencias significativas entre localidades para la mayoría de variables. Estas diferencias posiblemente estén relacionadas con las condiciones ambientales específicas de cada localidad (profundidad, tipo de sustrato, exposición al oleaje), las cuales discutiremos más abajo. Por tanto, esa variabilidad entre localidades podría estar enmascarando el efecto de las diferencias en disponibilidad de nutrientes entre regiones. Posiblemente un estudio similar considerando un mayor número de localidades de muestreo con condiciones ambientales similares podrían reflejar otros resultados.

Una explicación alternativa a nuestros resultados es que las diferencias en los patrones de afloramiento entre ambas regiones no son suficientemente grandes como para que se vean reflejadas en el crecimiento de *Z. marina* y la flora acompañante, a diferencia de lo que ocurre con las comunidades fitoplanctónicas (López-Jamar *et al.* 1992; Prego *et al.* 1999, 2012; Tilstone *et al.* 2000). No obstante, a diferencia del fitoplancton, *Z. marina* es una planta perenne con capacidad para acumular sustancias de reserva, por lo que habría que cuestionar si estas plantas pueden mantener el crecimiento en verano gracias a las sustancias acumuladas durante el invierno y primavera cuando tienen lugar procesos de mezcla de las masas de agua sumados al aporte de nutrientes continental. Por otro lado, las muestras en la región norte y oeste han sido recolectadas con dos meses de diferencia, mayo y julio, respectivamente. Aunque la variabilidad temporal de las comunidades de algas asociadas a *Z. marina* no se conoce bien en Galicia (Cacabelos *et al.* 2015), el desajuste temporal de nuestros muestreos podría influir en los resultados.

El análisis de los valores biométricos obtenidos muestra que las plantas de *Zostera marina* presentan una altura similar entre regiones y localidades, mientras que la anchura difiere

entre las localidades, siendo menor en Ortigueira. Los valores observados se encuentran dentro del intervalo descrito para la especie (den Hartog, 1970; Moore y Short 2006; Ruiz *et al.* 2015). En ambas variables, se han detectado diferencias significativas entre cuadrantes, reflejando la relevancia de la variabilidad espacial a pequeña escala que se asocia con diferencias ambientales a nivel de microhábitat.

La cobertura de *Z. marina* es la única variable que mostró diferencias significativas entre las regiones norte y oeste, siendo mayores en la última en consonancia con las hipótesis planteadas en este trabajo. Por tanto, estas praderas pueden verse favorecidas por el patrón de entrada de aguas afloradas en la boca sur de la Ría de Vigo. Alternativamente, el patrón observado puede estar relacionado con las características hidrodinámicas de las localidades, ya que las praderas de las Rías Baixas se encuentran en la zona externa de la Ría de Vigo donde hay una menor turbidez del agua y mayor circulación que podrían favorecer un mayor crecimiento de las praderas. Además, las praderas del oeste se encuentran a una mayor profundidad que las del norte y las praderas de zonas con mayor irradiancia suelen mostrar un desarrollo más prolífero que las de zonas más someras (Davidson y Hughes 1998).

La densidad de plantas de *Z. marina* presenta patrones diferentes a la cobertura, ya que fue similar entre regiones. Sin embargo se detectaron diferencias entre localidades, siendo la pradera de Sismundi la que muestra densidades notablemente superiores. Dicha pradera se encuentra protegida por la orografía de la ría y en una zona intermedia, donde la turbidez es alta debido a la presencia de sustrato fangoso. La disminución de la disponibilidad de luz normalmente se refleja en una reducción de la capacidad de fotosintetización, densidad de los brotes y del número de hojas de las plantas de *Z. marina* (Mouriño *et al.* 1984; Ruiz *et al.* 2015). Sin embargo, en Sismundi se ha observado lo contrario. Esto puede ser debido a que la pradera de esa localidad es somera (0,5-1 m de profundidad) y las hojas se elevan hasta la superficie, por lo que la turbidez no limita la captación de luz (Fig.4B). Además, las aguas afloradas en el norte de Galicia, no llegan a penetrar en la ría, pero las praderas pueden verse influenciadas por la carga de nutrientes que aportan las aguas continentales (Prego *et al.* 2012), lo que puede favorecer su crecimiento. Asimismo, estos valores de densidad pueden reflejar el buen estado de conservación de la pradera, cuya zona está protegida por diversas figuras de protección como se ha comentado en material y métodos. Al igual que en el caso de las biometrías,

tanto los datos de densidad como de cobertura obtenidos para cada pradera se encuentran dentro del intervalo descrito para la especie (Moore y Short 2006; Ruiz *et al.* 2015).

En cuanto a la cobertura, riqueza y diversidad de macroalgas asociadas a las praderas de *Zostera marina*, tampoco se han encontrado diferencias significativas entre las regiones norte y oeste, pero sí entre localidades. La composición de especies de macroalgas en las praderas de *Z. marina* parece estar determinada por factores que operan a pequeña escala, por lo que las diferencias en profundidad, tipo de sustrato y calidad del agua entre las praderas de las diferentes localidades podrían ser las responsables de que cada pradera presente una composición de especies distintiva respecto a las demás. Por tanto, a pesar de que se ha demostrado que los afloramientos pueden influir en la composición florística de las praderas (Jorgensen *et al.* 2007; Helsing-Lewis and Hacker 2013), nuestros resultados no proporcionan evidencias de que esto ocurra en Galicia.

La composición de especies de macroalgas presente en las cuatro praderas estudiadas (79 especies) es similar a la descrita para las praderas del Parque Nacional Marítimo Terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia (87 especies, García-Redondo *et al.* 2017). Esta diversidad es muy superior a la registrada en toda Galicia hasta muy recientemente (30 especies (Cacabelos *et al.* 2015)). Por tanto, el trabajo desarrollado en el PNIAG y el aquí presentado muestran el escaso conocimiento previo de la flora asociada a las praderas de fanerógamas marinas de Galicia, ya que apenas se han llevado a cabo trabajos específicos sobre ello. Las localidades con mayor riqueza y diversidad fueron Panxón y Sismundi (30 y 27 especies respectivamente) mientras que Ortigueira presentó los valores más bajos (10 especies). La posición de Panxón en la zona externa de la ría, abrigado por el puerto de Panxón, y la profundidad a la que se encuentra pueden ser el motivo por el cual la diversidad de macroalgas es mayor. Por otro lado, Sismundi vuelve a presentar mayor cobertura de algas, riqueza y diversidad. La baja diversidad de macroalgas de Ortigueira podría relacionarse con el sustrato fangoso de esta localidad. Este tipo de sustrato podría favorecer la resuspensión de sedimentos en la columna de agua (respecto a sustratos de granulometría más gruesa) e incrementar la exposición de las macroalgas asociadas a las praderas de *Z. marina* a los efectos de la sedimentación. La sedimentación es un factor que afecta negativamente a la mayoría de especies de macroalgas (Airoldi 2003). Además, la baja diversidad de especies de Ortigueira puede estar relacionada con la menor cobertura de *Zostera marina*, ya que el sustrato disponible para las macroalgas es menor. Alternativamente, otros estudios sugieren que praderas muy similares a la de

Ortigueira cuentan con un número reducido de especies debido a la poca capacidad de algunas macroalgas a resistir el herbivorismo (Jorgensen *et al.* 2007). En cambio, Sismundi, aunque también está en la Ría de Ortigueira presenta una composición de sustrato más arenosa y se encuentra en la zona intermedia de la ría donde la circulación del agua es mayor. Esto podría explicar valores más altos en densidad, cobertura, riqueza específica y diversidad, en relación a la localidad de Ortigueira.

Los valores de cobertura para cada especie fueron bajos en todas las localidades y especies (1%). Las únicas excepciones fueron *Falkenbergia rufolanosa*, fase esporófitica de *Asparagopsis armata* (10%) en Portocelo y *Ulva spp* (5%) en Sismundi. La primera especie, es un alga exótica que muestra altas tasas de crecimiento en forma de “blooms” durante ciertas épocas del año, cubriendo y afectando negativamente a las praderas Real (Decreto 630/2013; Ruiz *et al.* 2015). En este trabajo, sólo la localidad de Portocelo se vió afectada por dicho bloom (Fig.12). El segundo grupo de especies está formado por algas verdes nativas oportunistas (asociadas a “blooms verdes”) que toleran un amplio rango de condiciones ambientales. Dichas especies aparecen con frecuencia donde hay un aporte elevado de nutrientes y ocupan las zonas de estuario donde la mezcla de agua da lugar a unas condiciones ambientales que favorecen su desarrollo (Hirakoa *et al.* 2004; Heesch *et al.* 2009; Ruiz *et al.* 2015). Aunque las localidades presenten dichos blooms o una gran biomasa de macroalgas, no significa que se reduzca la producción de las praderas de fanerógamas marinas (Hessing-Lewis y Hacker 2013).



Fig.12: Bloom de *Falkenbergia rufolanosa* en Portocelo.

Entre las especies registradas, cabe destacar *Aglaothamnion cordatum* (Børgesen) Feldmann- Mazoyer, ya que su registro en Portocelo constituye la primera cita provincial de esta especie para Pontevedra y segunda para Galicia. *A. cordatum* fue citada por

primera vez en Galicia en praderas de *Zostera marina* de la Ría de Ferrol, A Coruña (Bárbara *et al.* 2016). Se trata de una especie críptica típica de climas templados, muy similar a *Aglaothamnion pseudobyssoides* y *Aglaothmanion tenuissimum* (Fig.13), diferenciándose principalmente por presentar una disposición pseudodicotómica en los ápices y células isodiamétricas en la base. Esta especie se encuentra normalmente en cubetas arenosas, paredes o epífita sobre otras especies de la zona intermareal inferior y de la zona submareal hasta 4 m de profundidad (Secilla 2012). Su distribución en Galicia es probablemente mucho más amplia, pero había pasado desapercibida hasta la fecha.

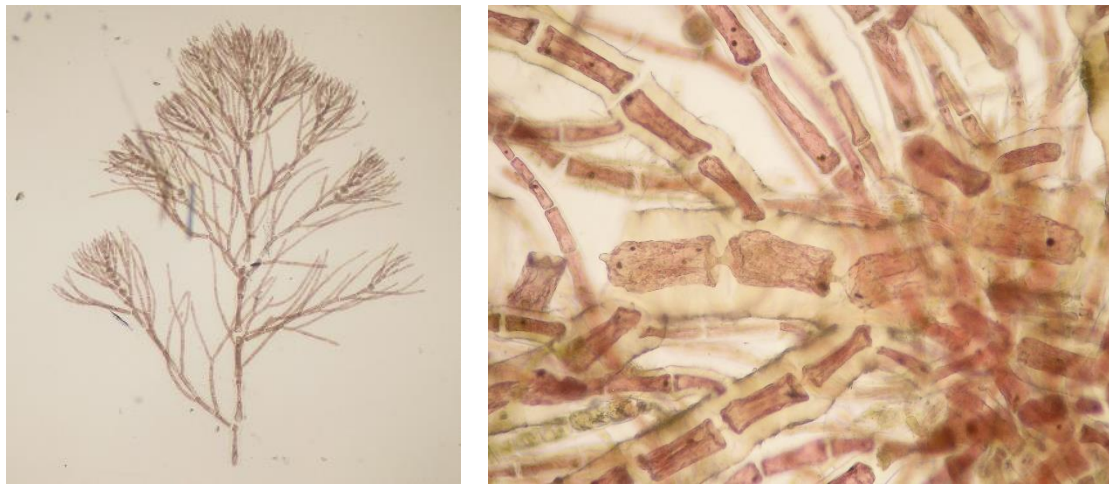


Fig.13: Imagen al microscopio de *A.cordatum* (izda, 4x), detalle de las células isodiamétricas (dcha; 40x)

6. Conclusiones

Los resultados de este trabajo no proporcionan evidencias de que la diferencia entre los fenómenos de afloramiento entre la región norte y oeste de Galicia afecten a la composición florística y morfología de las comunidades de *Zostera marina*. En cambio, sí se han observado diferencias significativas entre las localidades en la mayoría de variables estudiadas, lo que puede explicarse por las diferencias en las condiciones ambientales (tipo de sustrato, exposición al oleaje, profundidad) particulares de cada una de las localidades. Por tanto, sería necesario profundizar más en los factores que intervienen y afectan al crecimiento de *Z. marina* y su flora acompañante para poder llevar a cabo este estudio comparando localidades con condiciones ambientales similares y así poder testar si los procesos de afloramiento influyen en las praderas. No obstante, cada localidad se caracteriza por una compleja combinación de múltiples características ambientales por lo que identificar localidades similares no parece una tarea sencilla.

7. Agradecimientos

Agradecimientos a Vero y Pilar por darme la oportunidad de realizar este trabajo, enseñarme y transmitirme esa alegría y ganas al hacer el trabajo, pero más aún por su infinita paciencia. Agradecer también a Ignacio Bárbara y Miguel Candelas por esas pequeñas ayudas que marcaron la diferencia.

8. Bibliografía

- Airoldi, L. (2003) The effects of sedimentation on rocky coast assemblages. *Oceanography and Marine Biology* 41, 161–236.
- Alvarez, I., Gomez-Gesteira, M., DeCastro, M., Gomez-Gesteira, J.L. y Dias, J.M. (2010) Summer upwelling frequency along the western Cantabrian coast from 1967 to 2007. *Journal of Marine Systems* 79, 218–226.
- Bárbara, I., Cremades, J., Calvo, S., López-Rodríguez, M.C. y Dosil, J., (2005) Checklist of the benthic marine and brackish Galician algae (NW Spain). *Anales del Jardín Botánico de Madrid* 62, 69-100.
- Bárbara, I., Peña, V., García-Redondo, V., Díaz Tapia, P., García-Fernández, A., Lugilde, J. y Piñeiro-Corbeira, C. (2016) Fragmentos taxonómicos, corológicos, nomenclaturales y fitocenológicos (237-245). *Acta Botanica Malacitana* 41, 247–289.
- Billingham, M.R., Reusch, T.B.H., Alberto, F. y Serrao, E.A. (2003) Is asexual reproduction more important at geographical limits? A genetic study of the seagrass *Zostera marina* in the Ria Formosa, Portugal. *Marine Ecology Progress Series* 265, 77–83.
- Cacabelos, E., Quintás, P., Troncoso, J.S., Sánchez, J., Amigo, J., Romero, I., García, V., Cremades, J. y Bárbara, I. (2015) Praderas de angiospermas marinas de Galicia. En: Ruiz, J.M., Guillén, J.E., Ramos Segura, A. & Otero, M.M. (Eds.). Atlas de las praderas marinas de España. 489-530 pp IEO/IEL/UICN, Murcia- Alicante-Málaga, 681 pp.
- Campanella, J.J., Bologna, P.A., Smalley, J. V., Rosenzweig, E.B. y Smith, S.M. (2010) Population structure of *Zostera marina* (Eelgrass) on the Western Atlantic Coast is characterized by poor connectivity and inbreeding. *Journal of Heredity* 101, 61–70.

- Clarke, K.R. (1993) Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Austral Ecology* 18, 117–143.
- Davison, D. M., y Hughes, D. J. (1998). *Zostera* biotopes. Volume I. *An overview of dynamics and sensitivity characteristics for conservation management of marine SACs*. Marine SACs Project, UK, Scottish Association for Marine Science
- Den Hartog C. (1970) *The Sea-Grasses of the World*. North Holland Publishing Company. Amsterdam.
- Dixon, P. S., e Irvine, L. M. (1995). *Seaweeds of the British Isles*. The Naturel History Museum.
- Duarte, C.M. y Kirkman, H. (2001) Methods for the measurement of seagrass abundance and depth distribution. *Global Seagrass Research Methods*, 141–153.
- Esquete, P., Moreira, J. y Troncoso, J.S. (2011) Peracarid assemblages of *Zostera* meadows in an estuarine ecosystem (O Grove inlet, NW Iberian Peninsula): Spatial distribution and seasonal variation. *Helgoland Marine Research* 65, 445–455.
- García-Redondo, V., Bárbara, I. y Díaz-Tapia, P. (2017) Las praderas de *Zostera marina* L . del Parque Nacional Marítimo Terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia y territorios adyacentes : distribución , abundancia y flora asociada. *Nova Acta Científica Compostelana (Biología)* 24, 1–12.
- Heesch, S., Broom, J. E. S., Neill, K. F., Farr, T. J., Dalen, J. L. y Nelson, W. A. (2009) *Ulva*, *Umbraulva* and *Gemina*: genetic survey of New Zealand taxa reveals diversity and introduced species. *Eur. J. Phycol.* 44,143–54.
- Hessing-Lewis, M.L. y Hacker, S.D. (2013) Upwelling-influence, macroalgal blooms, and seagrass production; temporal trends from latitudinal and local scales in northeast Pacific estuaries. *Limnology and Oceanography* 58, 1103–1112.
- Hiraoka, M., Shimada, S., Uenosono, M., y Masuda, M. (2004) A new green-tide-forming alga, *Ulva ohnoi* Hiraoka et Shimada sp. nov.(Ulvales, Ulvophyceae) from Japan. *Phycological Research*, 52(1), 17-29
- Huisman, J. (2008). Green Seaweeds of Britain and Ireland. *Journal of Phycology*, 44(4), 1093-1095.
- Jorgensen, P., Ibarra-Obando, S.E. y Carriquiry, J.D. (2007) Top-down and bottom-up stabilizing mechanisms in eelgrass meadows differentially affected by coastal upwelling. *Marine Ecology Progress Series* 333, 81–93.

- López-Jamar, E., Cal, R.M., González, G., Hanson, R.B., Rey, J., Santiago, G. y Tenere, K.R. (1992) Upwelling and outwelling effects on the benthic regime of the continental-shelf off Galicia, Nw Spain. *Journal of Marine Research* 50, 465–488.
- Lorenzo, F., Alonso, A. y Pagés, J.L. (2003) Evolución Y Erosion Comparada De Tres Sistemas Playa/Flecha En Las Rías De Ortigueira, O Barqueiro Y Viveiro (Galicia, España). *Rev. C & G* 17, 79–89.
- Míguez, B.M., Fariña-Busto, L. y Pérez, F.F. (2003) Descripción dinámica de la circulación en dos Rías Baixas: Vigo y Pontevedra. *Departamento de Xeociencias Mariñas e Odenación do Territorio*, 182.
- Moore, K.A. y Short, F.T. (2006) *Zostera: Biology, ecology and conservation. Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation*, 361–386.
- Morales, J.A., Borrego, J., Gracia, F.J. & Peralta, G. (2009) Llanuras mareales. En: VV.AA., Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino, 68 pp.
- Moreira, J., Aldea, C. y Troncoso, J.S. (2010) Temporal dynamics of gastropod fauna on subtidal sandy sediments of the Ensenada de Baiona (NW Iberian Peninsula). *Helgoland Marine Research* 64, 311–320.
- Mouriño, C., Pérez, F.F., Ríos, A.F. y Fraga, F. (1984) Datos hidrográficos de la ría de Vigo. *Instituto de Investigaciones Pesqueras de Vigo*, 1–120.
- Prego, R. (1990) Las sales nutrientes en las Rías Gallegas. Informes Técnicos Scientia Marina, no. 157, 33pp.
- Prego, R., Barciela, M.D.C. y Varela, M. (1999) Nutrient dynamics in the Galician coastal area (Northwestern Iberian Peninsula): Do the Rías Baixas receive more nutrient salts than the Rías Altas? *Continental Shelf Research* 19, 317–334.
- Prego, R., Varela, M., de Castro, M., Ospina-Alvarez, N., Garcia-Soto, C. y Gómez-Gesteira, M. (2012) The influence of summer upwelling at the western boundary of the Cantabrian coast. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 98, 138–144.
- Quintas, P., Cacabelos, E. y Troncoso, J.S. (2012) Inventario de los moluscos y poliquetos asociados a las praderas de *Zostera marina* y *Zostera noltei* de la Ensenada de O Grove (Galicia, N-O España). *Bol. R. Soc. Esp. Hist. Nat. Sec. Biol* 106, 113–126.

- Quintas, P., Moreira, J. y Troncoso, J.S. (2013) Distribution patterns of molluscan fauna in seagrass beds in the Ensenada de O Grove (Galicia, north-western Spain). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 93, 619–630.
- Real Decreto 630/2013, de 2 de agosto, Catálogo de especies invasoras. Boletín Oficial del Estado nº 185, de 3 de Agosto de 2013
- Real Decreto 37/2014, de 27 de Marzo, por el que se declaran zonas especiales de conservación los lugares de importancia comunitaria de Galicia y se aprueba el Plan director de la Red Natura 2000 de Galicia. *Diario Oficial de Galicia* nº 62, de 31 de marzo de 2014.
- Rubio, B., Nombela, M.A. y Vilas, F. (2000) Geochemistry of major and trace elements in sediments of the Ria de Vigo (NW Spain): An assessment of metal pollution. *Marine Pollution Bulletin* 40, 968–980.
- Ruiz, J.M., Guillén, J.E., Ramos Segura, A. y Otero, M.M. (2015) *Atlas de las praderas marinas de España*.
- Santos, F., Gómez-Gesteira, M., De Castro, M. y Álvarez, I. (2011) Upwelling along the western coast of the Iberian Peninsula: Dependence of trends on fitting strategy. *Climate Research* 48, 213–218.
- Secilla, A. (2012) La familia Ceramiaceae *sensu lato* en la costa de Bizkaia. *Guineana*, 18.
- Tilstone, G.H., Miguez, B.M., Figueiras, F.G. y Fermin, E.G. (2000) Diatom dynamics in a coastal ecosystem affected by upwelling: Coupling between species succession, circulation and biogeochemical processes. *Marine Ecology Progress Series* 205, 23–41.
- Torres, R. y Barton, E.D. (2007) Onset of the Iberian upwelling along the Galician coast. *Continental Shelf Research* 27, 1759–1778.
- Xunta de Galicia (2014) Consellería de Medio Ambiente e Ordenación do Territorio. Espazos protexidos de Galicia. Recuperado de: http://cmaot.xunta.gal/seccion-tema/c/CMAOT_Conservacion?content=Direccion_Xeral_Conservacion_Natureza/Espazos_protexidos/seccion.html&std=presentacion.html