



Universidad  
del País Vasco

Euskal Herriko  
Unibertsitatea



ZTF-FCT  
Zientzia eta Teknologia Fakultatea  
Facultad de Ciencia y Tecnología



Trabajo Fin de Grado  
Grado en Biología

**IMPACTO DE LAS AGUAS RESIDUALES  
URBANAS SOBRE LAS COMUNIDADES DE  
MACROALGAS INTERMAREALES  
CASO PRÁCTICO EN LA RESERVA DE LA BIOSFERA DE URDAIBAI**

Autora:

**Laura Sáinz de la Maza Romero**

Directores:

**Dra. Isabel Díez San Vicente y Dr. José María Gorostiaga Garai**

## Índice

Resumen .....	1
Abstract .....	1
1. Introducción .....	2
2. Material y métodos .....	4
2.1 Área de estudio .....	4
2.2 Identificación del material muestreado .....	6
2.3 Tratamiento estadístico de los datos .....	6
3. Resultados .....	8
3.1 Estructura de las comunidades intermareales .....	8
4. Discusión .....	15
5. Conclusiones .....	17
6. Agradecimientos .....	18
7. Bibliografía .....	18
Anexo .....	22

## Resumen

Las aguas residuales domésticas asociadas a los núcleos urbanos se encuentran entre los principales impactos antrópicos que amenazan la biodiversidad de los ecosistemas costeros. El presente trabajo tiene como objetivo evaluar el impacto de aguas residuales provenientes de la población de Bermeo sobre las comunidades intermareales de la parte mas externa de la Reserva de la Biosfera de Urdaibai. Para ello se ha contrastado la estructura de la vegetación bajo la influencia del emisario con la existente en cuatro localidades control en los años 2013 y 2014. Los resultados reflejan diferencias en la composición de la flora intermareal entre la localidad impactada y las localidades no afectadas por la contaminación. La localidad impactada queda caracterizada por la proliferación de algas filamentosas (*Bachelotia antillarum*) y clorófitos (*Ulva intestinalis*), así como de rodofíceas cespitosas con corticación simple (*Gellidium pusillum*, *Gellidium pulchellum* y *Caulacanthus ustulatus*). Por el contrario, en las localidades control son abundantes las especies perennes de gran porte y morfología compleja (*Bifurcaria bifurcata*, *Cystoseira tamariscifolia*, *Halopteris* spp. y *Gelidium corneum*). La calcárea *Coralina elongata*, estaba presente tanto en las localidades control como en la localidad impactada. Por otra parte, los análisis de la varianza realizados detectaron una elevada variabilidad espacio-temporal en la composición multivariable de la vegetación intermareal de las estaciones control, lo cual restó poder estadístico para detectar las diferencias entre la localidad impactada y los controles. Este resultado pone de manifiesto la dificultad e importancia de elegir controles apropiados para detectar impactos ambientales. Este estudio ha proporcionado la información necesaria sobre el estado ecológico de las comunidades en la situación pre-operacional de la EDAR de Lamiaran (Bermeo), lo cual permitirá evaluar en un futuro la eficacia del tratamiento de las aguas en términos de recuperación biológica.

**Palabras clave:** Aguas residuales, Estado ecológico, Impacto, Vegetación intermareal.

## Abstract

Domestic wastewaters associated to urban cores, are one of the principal anthropogenic impacts that threaten shoreline ecosystem biodiversity. The aim of this study is to evaluate the impact of Bermeo's wastewater on intertidal communities from the outside part of the

"Reserva de la Biosfera de Urdaibai". In order to fulfil this study, the structure of the vegetation impacted by the emissary has been contrasted with four control locations during years 2013 and 2014. The results reveal differences in the composition of the intertidal flora between the impacted location and those not affected by pollution. The impacted location is defined by the proliferation of filamentous algae (*Bachelotia antillarum*) and chlorophytes (*Ulva intestinales*), and also turf forming rhodophytes with simple cortication (*Gellidium pusillum*, *Gellidium pulchellum* and *Caulacanthus ustulatus*). On the other hand, control locations show an abundance of large perennial and complex morphological species (*Bifurcaria bifurcata*, *Cystoseira tamariscifolia*, *Halopteris* spp. and *Gelidium corneum*). The calcareous algae, *Coralina elongata* appeared both in control locations and the impacted location. Moreover, the analysis of variance performed, showed a high space-time variability in the multivariate composition of the intertidal vegetation from the control locations, which subtracted the statistical power to determinate differences between the impacted location and the control ones. This result demonstrates the difficulty and importance of choosing appropriate controls to detect environmental impacts. This study has provided the required information about the ecological status of the communities in the pre-operational state of the WWTP of Lamiaran (Bermeo), which will allow a future evaluation of the efficiency of the water treatment in terms of biological restoration.

**Keywords:** Ecological status, Impact, Intertidal vegetation, Wastewater.

## 1. Introducción

El aumento de los impactos antrópicos en las áreas costeras está dando lugar a una alarmante degradación de los ecosistemas en todo el mundo. En un estudio realizado a escala mundial sobre 20 ecosistemas marinos (Halpern et al. 2008), los autores concluyeron que todos los ecosistemas presentaban cierta influencia humana y que un 41 % se encontraba fuertemente impactado por causas múltiples. Entre los factores derivados de las actividades humanas que más afectan a los ecosistemas se encuentran la contaminación, la destrucción de hábitats, la sobreexplotación de recursos, la introducción de especies invasoras, y actualmente, el cambio climático (Crain et al., 2008). En el caso de las aguas residuales domésticas, éstas alteran las condiciones ambientales naturales al aumentar la disponibilidad de nutrientes y de materia orgánica, así como, la turbidez del agua, las tasas de

sedimentación y las concentraciones de elementos químicos tóxicos (Díez et al., 1999). El estrés ambiental que provoca el vertido de aguas residuales al medio marino influye profundamente la distribución de las especies vegetales (Fairweather, 1990). Concretamente para las comunidades de macroalgas marinas, numerosos estudios han documentado que las aguas residuales domésticas causan una disminución de la riqueza de especies (Brown et al., 1990; Munda, 1993; Díez et al., 1999), un descenso en algas perennes de gran tamaño (Eriksson et al., 2002; Thibaut et al., 2005), y un aumento de las algas cespitosas (Gorgula & Connell, 2004) y formas efímeras (Johansson et al., 1998; Eriksson et al., 2002).

La Directiva sobre el Tratamiento de las Aguas Residuales Urbanas (91/271/CEE, Directiva TARU) se estableció dentro del marco de la Unión Europea para proteger al medio ambiente de los efectos adversos de los vertidos de aguas residuales. Se han producido grandes avances en cuanto al control municipal de aguas de desecho ya que la proporción de población conectada a los sistemas de saneamiento ha aumentado y la tecnología destinada para su tratamiento ha mejorado. En los últimos diez años estos esfuerzos se han visto intensificados ya que una implementación completa de la Directiva TARU es un prerequisite para alcanzar los objetivos de la Directiva Marco del Agua (2000/60/CE, DMA) que persigue un buen estado ecológico de las masas de agua para 2015. Sin embargo, la restauración de hábitats degradados no finaliza con la construcción de infraestructuras de las que se espera mejoren el medioambiente. También se debe tener en cuenta si al llevar a cabo estas acciones se produce una mejora en la estructura y funcionamiento de los ecosistemas (Chapman, 1999). De hecho, aunque numerosos estudios han determinado que una mejora en la calidad del agua conlleva un aumento de la riqueza y diversidad de especies (Bonk et al., 1996; Soltan et al., 2001; Díez et al., 2009), diversos estudios señalan que la completa recuperación de las comunidades bentónicas podría no producirse (Díez et al., 2013; Pinedo et al., 2013). Si la contaminación ha ocasionado la pérdida de las algas formadoras de copa de la vegetación, estas comunidades podrían haber perdido su resiliencia ecológica, de tal forma que los ecosistemas degradados podrían cambiar a estados alternativos estables dominados por algas simples o mejillones (Perkol-Finkel & Airoidi, 2010). Estudiar la eficacia de las medidas correctoras de la contaminación es especialmente relevante en espacios con un elevado valor natural, como son las Reservas de la Biosfera.

En el caso de la Reserva de la Biosfera de Urdaibai, ésta constituye una de las áreas de mayor interés geomorfológico y biológico de la costa vasca. Se han realizado un gran número de proyectos para la protección de este área mediante diferentes normativas desde que fuera declarada como Reserva de la Biosfera en 1984. Estos proyectos se han llevado a

cabo gracias a la realización de numerosos estudios y la ejecución de diferentes proyectos de restauración. (<https://www.euskadi.net/r49-12892/es/>). Hasta fechas recientes, dos efluentes de aguas residuales domésticas se vertían en la parte externa del estuario (aguas residuales provenientes de las poblaciones de Bermeo y Mundaka). Estas aguas residuales están siendo tratadas en la actualidad (desde octubre 2014) en la EDAR de Lamiaran, tal como contemplaba el Plan de Acción Territorial de Saneamiento para la Comarca de Urdaibai como medida destinada a la mejora ambiental de la Reserva. Esta depuradora también recepcionará a medio plazo (hacia 2019) las aguas residuales procedentes de Gernika y poblaciones de la margen izquierda de Urdaibai.

El presente trabajo tiene como objetivo evaluar el impacto de aguas residuales provenientes de la población de Bermeo sobre las comunidades intermareales del medio receptor, así como, proporcionar la información necesaria sobre el estado ecológico de las comunidades en la situación pre-operacional de la EDAR de Lamiaran, con objeto de evaluar en un futuro la eficacia de la medida correctora de la contaminación (tratamiento de las aguas residuales) en términos de recuperación biológica.

## **2. Material y métodos**

### *2.1 Área de estudio*

El área de estudio queda localizado en la Reserva de la Biosfera de Urdaibai, situada en la costa vasca, en el Norte de España (Fig. 1).

Se trata de un área estuárica, en la que se pueden diferenciar dos zonas, de acuerdo con la localización en el estuario y el tipo de sustrato y vegetación. La zona interna presenta características de marisma, con un sustrato blando y la vegetación típica de estas zonas. La zona externa, en cambio, presenta un litoral rocoso, expuesto a un oleaje fuerte.

La temperatura media del agua superficial de la costa vasca es más elevada que la de regiones colindantes, alcanzando 23°C como promedio en el mes de agosto. Ésto hace que su vegetación bentónica sea rica en taxones meridionales. (Díez et al., 2012; Gorostiaga et al., 2004).



**Fig. 1.** Localización del área de estudio situada en la Reserva de la Biosfera de Urdaibai en la costa vasca (Norte de España).

La evaluación del impacto de aguas residuales provenientes de la población de Bermeo sobre las comunidades intermareales del medio receptor se realizó mediante un análisis asimétrico de la varianza, es decir, se realizó un contraste entre la zona afectada por el vertido (Localidad impactada) y el promedio de varias localidades control siguiendo el esquema general conocido como Diseño Control-Impacto (Murray et al., 2006). El grupo de localidades control está formado por cuatro localidades fuera del influjo del efluente (Fig. 2):

- 1) Control 1: Tonpoi (C1: 43°25'46"N, 2°43'29"O, Bermeo)
- 2) Control 2: Talaípe (C2: 43°25'28"N, 2°42'58"O, Bermeo)
- 3) Control 3: Antzoras (C3: 43°24'55"N, 2°40'27"O, Ibarangelu)
- 4) Control 4: Laga (C4: 43°24'59"N, 2°39'03"O, Ibarangelu)

La localidad impactada se encuentra situada a unos 50 m del punto de la descarga de las aguas residuales, en la parte exterior del puerto de Bermeo:

- 1) Impactada 1: Lamerapunte (I1: 43°25'14"N, 2°42'29"O, Bermeo)



**Fig.2.** Disposición de las 5 localidades estudiadas. En color verde las localidades Control (Tonpoi, Talaípe, Antzoras y Laga) y en color rojo la localidad Impactada (Lamerapunte).

En cada localidad se estudiaron dos niveles intermareales: nivel inferior (H1I, +0,5 m) y nivel superior (H1S, +1,2 m). En cada nivel batimétrico se seleccionaron aleatoriamente tres áreas separadas un mínimo de 10 m entre sí, y con las siguientes características: sustrato estable (rasa de roca continua), de muy expuestas a expuestas a la acción del oleaje, y con una pendiente de ligera a moderada (0° - 45°). Dentro de cada área se muestrearon tres superficies (cuadrados de 40x40 cm), lo que hace un total de nueve unidades muestrales por localidad y nivel intermareal.

El muestreo se llevó a cabo durante el periodo estival de los años 2013 y 2014, abarcando un total de 180 muestras (2 años x 5 localidades x 2 niveles x 3 áreas x 3 réplicas). En cada unidad de muestreo se determinó la cobertura vegetal de cada especie. La cobertura se define como el porcentaje del sustrato que ocupa una especie en su proyección vertical sobre la superficie. El valor de cobertura puede superar el 100 % ya que en hábitats naturales no sometidos a estrés la vegetación presenta estratificación vertical, es decir, las especies se disponen formando varias capas. La escala de medición utilizada fue de 0 a 100% con intervalos de 5%. Para estimas inferiores al 5% los intervalos fueron de 1% (1%, 2%...hasta 5%) y el 0,5% se utilizó para indicar la presencia de la especie.

## 2.2 Identificación del material muestreado.

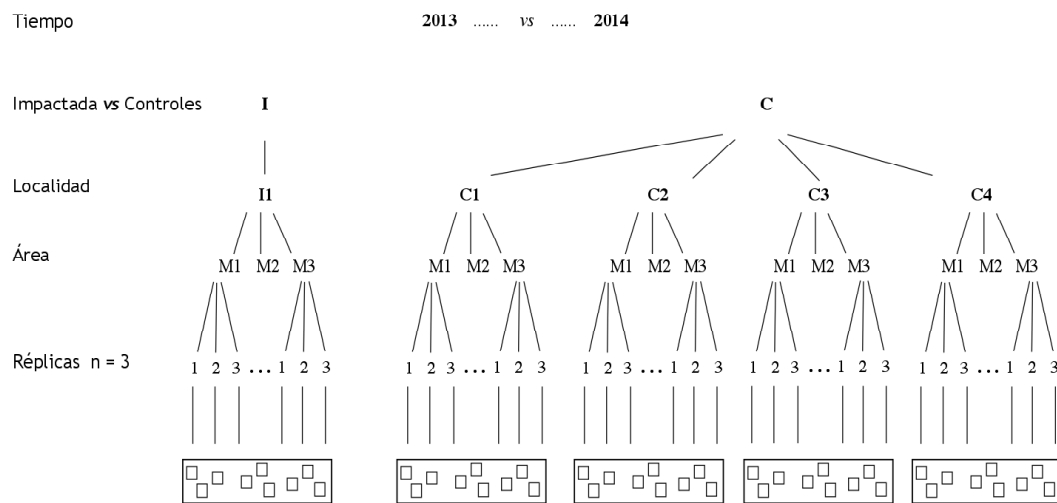
La identificación de la mayoría de las especies fue realizada *in situ*. Además, se recolectaron especímenes representativos de aquellos taxones que no podían ser identificados en el campo para su posterior identificación en el laboratorio. Una vez en el laboratorio las muestras se mantuvieron formoladas (4%) y guardadas en el frigorífico hasta su identificación. El equipo de investigación del laboratorio de Botánica de la UPV/EHU llevó a cabo la identificación de las especies mediante la utilización de un microscopio estereoscópico y otro óptico. La nomenclatura taxonómica fue asignada de acuerdo a AlgaeBase.org (Guiry & Guiry, 2015).

## 2.3 Tratamiento estadístico de los datos.

Se realizó un análisis permutacional multivariable de la varianza (PERMANOVA) de cuatro factores para probar la variación espacial y temporal de las comunidades fitobentónicas (Anderson 2001). Los factores considerados fueron (Fig. 3): tiempo (dos niveles: 2013 y 2014, fijo), impactada-vs-contróles (dos niveles: IvsCs, fijo), localidad (cinco niveles: C1, C2, C3, C4 e I, aleatorio y anidado en el factor impactada-vs-contróles), y área (tres niveles: M1, M2 y M3, aleatorio y anidado en el factor localidad). En cada área se realizaron tres réplicas (n = 3).



Dado que el PERMANOVA utiliza permutaciones (en el presente estudio el número de permutaciones fue 9999), el test no requiere supuestos específicos sobre el número de variables o la naturaleza de sus distribuciones o correlaciones individuales. El índice utilizado para calcular la matriz de similitud entre pares de muestras fue Bray-Curtis (Bray-Curtis, 1957). Los datos se transformaron mediante raíz cuadrada antes del cálculo de la matriz de similitud para reducir la influencia de las especies dominantes. El nivel de significancia establecido fue  $p < 0,05$ .



**Fig. 3.** Esquema del diseño experimental.

La variabilidad espacio-temporal se representó gráficamente mediante un análisis de ordenación (MDS, *Non-metric multidimensional scaling*). Debido al número elevado de muestras a visualizar, se optó por representar en el MDS los centroides de las muestras (Tiempo x Localidad x Área). Asimismo, se realizaron análisis de clasificación (CLUSTER) y de porcentaje de similitud (SIMPER) para explorar la similitud de los grupos detectados en los MDS e identificar a las especies que más contribuyen en su formación.

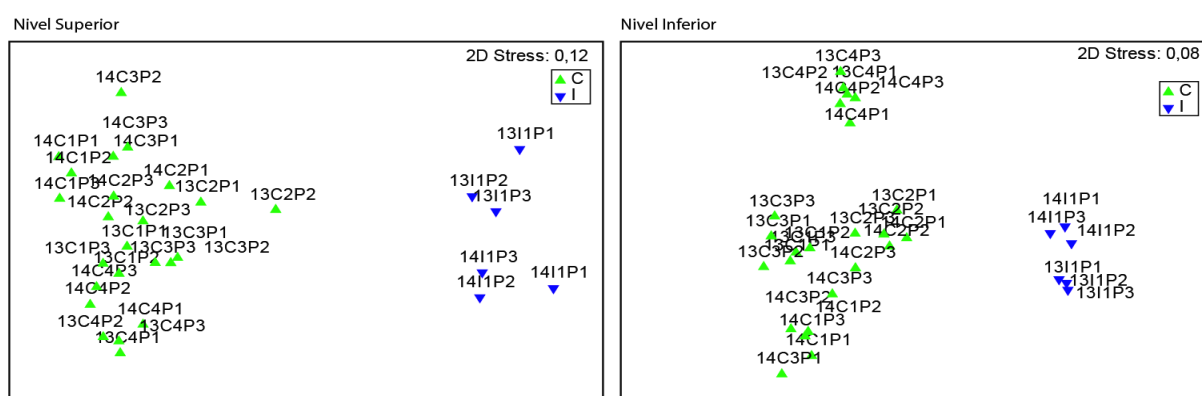
Para probar la hipótesis sobre la existencia de patrones espaciales y temporales en la riqueza de especies  $S$  y la diversidad de Simpson ( $1-\lambda$ ), se realizaron análisis de la varianza (PERMANOVA univariable) de cuatro factores siguiendo el mismo el diseño experimental utilizado para el análisis multivariable, pero en este caso, los análisis se basaron en las distancias euclídeas entre pares de muestras.

Todos los análisis se realizaron mediante el paquete estadístico PRIMER 6 + PERMANOVA (Plymouth Routines in Multivariate Ecological Research) (Clarke & Warwick, 2001; Anderson et al., 2008).

### 3. Resultados

#### 3.1 Estructura de las comunidades intermareales

En los análisis de ordenación (MDS) realizados con los inventarios del nivel intermareal superior e inferior (Fig. 4) se observa como las muestras correspondientes a la localidad impactada quedan separadas de las de los controles, lo cual refleja que la composición y abundancia de las especies que forman la vegetación que se encuentra bajo la influencia del efluente son diferentes en ambos niveles intermareales. Asimismo, se observa un pequeño desplazamiento entre los años 2013 y 2014 como consecuencia de ciertos cambios experimentados por el fitobentos de esta zona, principalmente un aumento de *Corallina elongata* y una disminución de *Bachelotia antillarum*. Sin embargo, el análisis permutacional multivariable de la varianza (PERMANOVA) (Tabla 1) no detectó el impacto del vertido en la zona intermareal inferior tal como indica la falta de significancia del factor IvsCs ( $p = 0,251$ ), mientras que para la zona intermareal superior el análisis mostró una significancia marginal ( $p=0,0855$ ) del factor IvsCs. Probablemente este resultado se debe a la significativa ( $p = 0,0102$  y  $p = 0,002$ , intermareal inferior y superior, respectivamente) y elevada variabilidad entre las localidades control, que hace perder poder estadístico para detectar las diferencias entre la localidad impactada y los controles. Por otra parte, las interacciones significativas TxLo(IvsCs) y TxA(Lo(IvsCs)) reflejan que las diferencias espaciales entre localidades y áreas no fueron consistentes entre años.

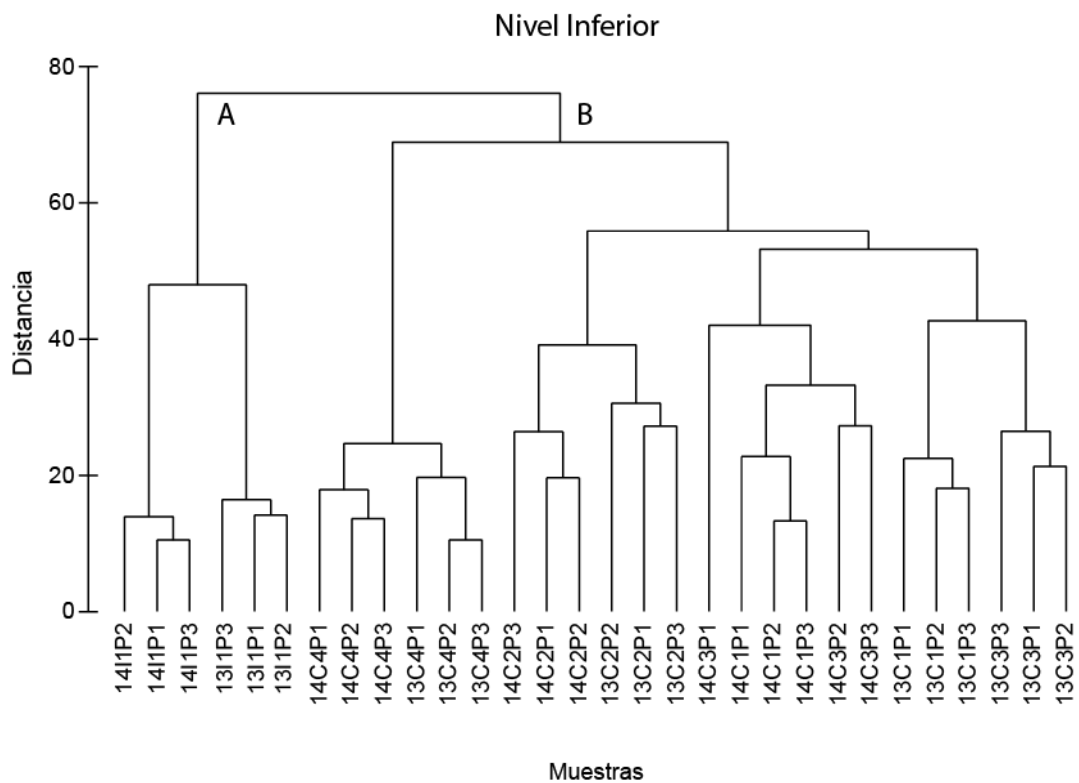
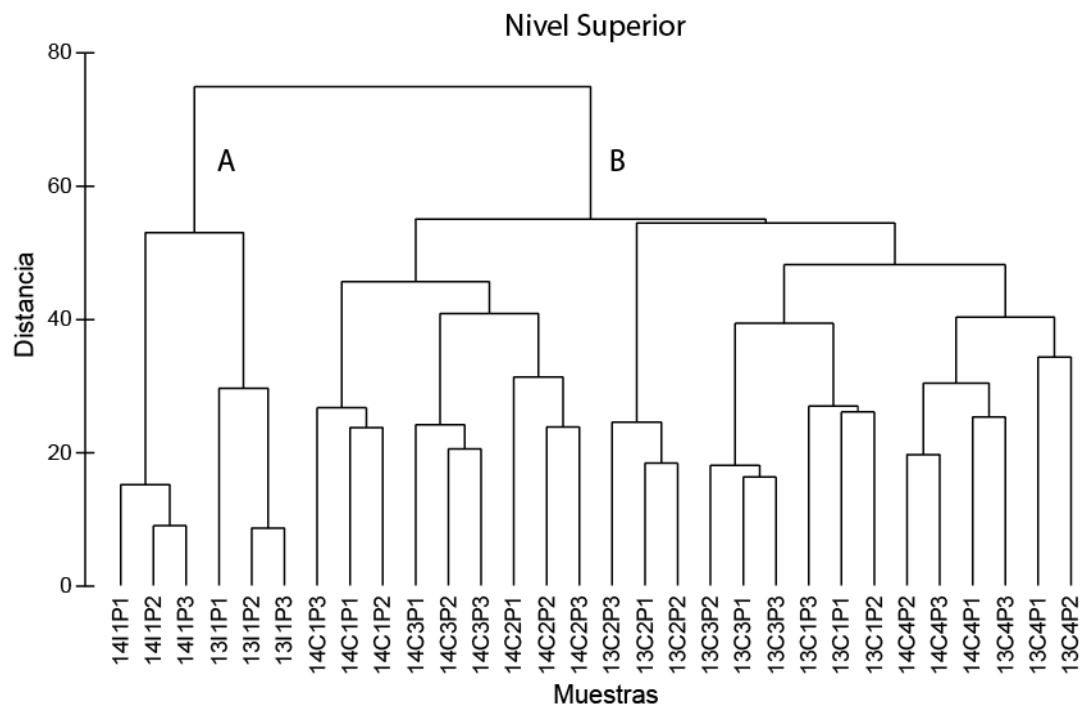


**Fig. 4.** Diagramas de ordenación (MDS) donde se observa la disposición espacial de los centroides Tiempo x Localidad x Área del nivel intermareal superior (1,2 m.; diagrama izquierdo) e inferior (0,5 m.; diagrama derecho) de las localidades control (triángulo verde) e la localidad impactada (triángulo azul). Análisis basado en la matriz de similitud de Bray-Curtis sobre datos transformados con raíz cuadrada. Los símbolos corresponden a centroides Tiempo x Localidad x Área.

**Tabla 1.** Resultados del PERMANOVA sobre el efecto de los factores Tiempo (T), Control vs. Impactada (IvsCs), Localidad (Lo) y Área (A) en la composición y abundancia de la vegetación de los niveles intermareales superior e inferior. Nivel de significancia ( $p < 0,05$ ).

PERMANOVA	Nivel superior				Nivel inferior			
	Source	df	MS	Pseudo-F p	df	MS	Pseudo-F p	
IvsCs	1	52379	2,3277	0,0855	1	52108	1,6406	0,251
T	1	13300	2,4652	0,0868	1	10377	2,1506	0,117
Lo(IvsCs)	3	13086	2,2111	0,0102	3	24416	4,4551	0,002
IvsCs x Año	1	11734	2,1751	0,1119	1	10286	2,1318	0,123
A(Lo(IvsCs))	10	945,19	1,0132	0,487	10	811,23	1,1675	0,238
TxLo(IvsCs)	3	5394,9	5,7833	0,0001	3	4825,1	6,9442	0,001
TxA(Lo(IvsCs))	10	932,85	4,2061	0,0001	10	694,84	1,6693	0,001
Res	60	221,79			60	416,25		
Total	89				89			

En el dendrograma resultante (Fig. 5) del análisis de clasificación (CLUSTER) de los inventarios de la zona intermareal superior, se identifican 2 grupos principales que difieren entre sí un 76,31%. El grupo A (similitud promedio entre muestras 62,43%) está constituido por los inventarios de la localidad impactada y el grupo B (similitud promedio entre muestras 48,27%) se compone de los inventarios de los controles.



**Fig. 5.** Dendrograma resultante del análisis de clasificación (CLUSTER) realizado con los inventarios del nivel intermareal superior (HIS: 1,2 m) y nivel intermareal inferior (HII: 0,5 m) de la localidad impactada (I) y las 4 localidades control (C1, C2, C3, y C4) de los años 2013 (13) y 2014 (14). Datos transformados con raíz cuadrada, fusión entre grupos ‘average linkage’, índice de similitud Bray-Curtis. Los muestras corresponden a los centroides Tiempo x Localidad x Área.

De acuerdo al análisis del porcentaje de similitud (SIMPER), un total de 26 taxones explica el 90% de las diferencias encontradas en la zona intermareal superior entre la localidad impactada y los controles (Tabla 2). La vegetación del entorno del vertido (Grupo A) se caracteriza según el análisis por una elevada cobertura de *Gelidium pusillum*, de las ectocarpáceas *Bachelotia antillarum* y *Feldmannia irregularis*, y de los clorófitos *Ulva intestinalis* y *Ulva compressa*. El Grupo B correspondiente a los controles presenta una mayor cobertura de algas calcáreas, la especie articulada *Corallina elongata* y la incrustante *Lithophyllum incrustans*, así como de la rodofícea *Laurencia obtusa* y el alga parda *Ralfsia verrucosa*.

**Tabla 2.** Resumen de los resultados de la prueba SIMPER donde se refleja la contribución (Contrib%) de los taxones más importante (Cum.%: contribución acumulada > 90 %) a la disimilitud promedio (en base a la similitud de Bray-Curtis) entre las comunidades de macroalgas de la zona intermareal superior de las localidades control y las del entorno del emisario (I). Diss/SD: desviación estándar de la contribución de las especies individuales; Av.Diss promedio de la contribución de las especies individuales. Cober. (%) Cobertura de los taxones en los controles (Cs) y en el vertido (I).

Nivel intermareal superior (1,2 m)						
Taxones	Cs Cober. (%)	I Cober. (%)	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
<i>Gelidium pusillum</i>	0,77	7,54	9,83	4,03	12,88	12,88
<i>Corallina elongata</i>	8,33	4,61	5,70	2,10	7,46	20,34
<i>Ulva intestinalis</i>	0,05	3,73	5,65	0,98	7,41	27,75
<i>Bachelotia antillarum</i>	0,07	3,77	5,33	1,87	6,99	34,73
<i>Feldmannia irregularis</i>	0,12	2,85	4,04	0,87	5,30	40,03
<i>Laurencia obtusa</i>	2,17	0,00	3,10	1,96	4,06	44,09
<i>Ulva compressa</i>	0,42	2,10	2,88	1,01	3,77	47,86
<i>Caulacanthus ustulatus</i>	1,96	1,01	2,87	1,00	3,75	51,62
<i>Colpomenia peregrina</i>	1,96	0,00	2,82	0,78	3,70	55,31
<i>Ralfsia verrucosa</i>	2,05	0,16	2,75	1,33	3,60	58,91
<i>Lithophyllum incrustans</i>	2,23	0,73	2,55	1,41	3,34	62,26
<i>Blidingia marginata</i>	0,00	1,80	2,47	0,95	3,24	65,49
<i>Codium adhaerens</i>	0,47	1,34	1,90	1,18	2,48	67,98
<i>Ulva rigida</i>	1,07	1,62	1,64	1,21	2,15	70,12
<i>Mesophyllum lichenoides</i>	1,19	0,00	1,63	0,73	2,13	72,26
<i>Cladophora laetevirens</i>	1,04	0,25	1,53	0,79	2,00	74,26
<i>Osmundea pinnatifida</i>	0,97	0,00	1,37	0,66	1,80	76,06
<i>Halopteris</i> spp.	0,98	0,00	1,33	0,76	1,75	77,81
<i>Ceramium ciliatum</i>	0,98	0,00	1,32	0,71	1,73	79,54
<i>Centroceras clavulatum</i>	0,96	0,00	1,28	0,55	1,68	81,22
<i>Phymatolithon lenormendii</i>	0,31	0,71	1,21	0,81	1,59	82,81
<i>Herposiphonia tenella</i>	0,74	0,00	1,19	0,40	1,57	84,37
<i>Boergeseniella fruticulosa</i>	0,74	0,00	1,15	0,50	1,50	85,88
<i>Sphacelaria</i> spp.	0,68	0,18	1,09	0,69	1,43	87,30
<i>Ceramium echinotum</i>	0,78	0,00	1,07	0,69	1,40	88,70
<i>Jania rubens</i>	0,33	0,66	1,04	0,98	1,36	90,06

Con respecto a la zona intermareal inferior, el análisis del porcentaje de similitud (SIMPER) identifica un total de 40 taxones que explican el 90% de las diferencias encontradas en la zona intermareal inferior entre la localidad impactada y los controles (Tabla 3). La vegetación del entorno del vertido (Grupo A) se caracteriza según el análisis por una elevada cobertura de *Gelidium pusillum*, *Bachelotia antillarum* y *Ulva intestinalis*. El Grupo B correspondiente a los controles presenta una mayor cobertura de *Mesophyllum lichenoides*, *Cystoseira tamariscifolia*, *Bifurcaria bifurcata*, *Gelidium corneum*

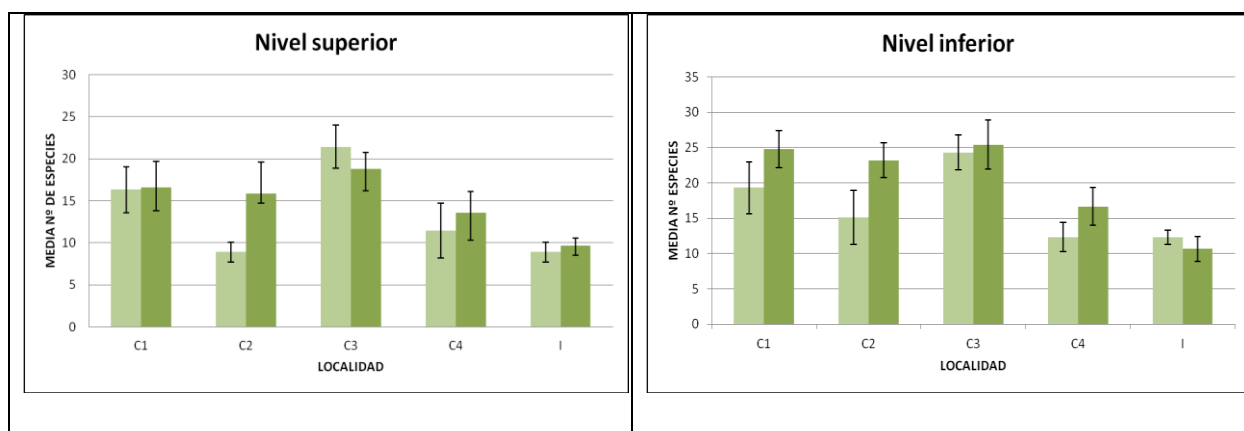
(=*sesquipedale*) y *Halopteris* spp.

**Tabla 3.** Resumen de los resultados de la prueba SIMPER donde se refleja la contribución (Contrib%) de los taxones más importante (Cum.%: contribución acumulada > 90 %) a la disimilitud promedio (en base a la similitud de Bray-Curtis) entre las comunidades de macroalgas de la zona intermareal inferior de las localidades control y las del entorno del emisario (I). Diss/SD: desviación estándar de la contribución de las especies individuales; Av.Diss promedio de la contribución de las especies individuales. Cober. (%) Cobertura de los taxones en los controles (Cs) y en el vertido (I).

Taxones	Nivel intermareal inferior (0,5 m)					
	Cs Cober. (%)	I Cober. (%)	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
<i>Gelidium pusillum</i>	0,10	5,08	6,12	2,86	7,79	7,79
<i>Bachelotia antillarum</i>	0,12	5,03	5,99	3,04	7,61	15,40
<i>Mesophyllum lichenoides</i>	3,84	0,61	4,30	1,46	5,47	20,87
<i>Ulva intestinalis</i>	0,10	3,29	4,17	0,99	5,30	26,17
<i>Corallina elongata</i>	5,16	7,85	3,83	1,62	4,87	31,04
<i>Cystoseira tamariscifolia</i>	3,14	0,00	3,64	1,07	4,63	35,67
<i>Bifurcaria bifurcata</i>	2,93	0,00	3,48	0,96	4,42	40,09
<i>Gelidium corneum</i>	2,11	0,00	2,86	0,59	3,64	43,73
<i>Halopteris</i> spp.	2,38	0,00	2,75	1,02	3,49	47,22
<i>Feldmannia irregularis</i>	0,00	1,86	2,19	0,78	2,78	50,01
<i>Codium adhaerens</i>	0,14	1,66	1,93	1,05	2,45	52,46
<i>Zanardinia typus</i>	1,42	0,00	1,81	0,84	2,30	54,76
<i>Jania rubens</i>	2,04	2,26	1,75	1,50	2,23	56,98
<i>Lithophyllum incrustans</i>	1,33	1,09	1,69	1,34	2,15	59,13
<i>Blidingia marginata</i>	0,00	1,36	1,60	0,94	2,04	61,17
<i>Cladostephus spongiosus</i>	1,38	0,00	1,58	0,79	2,01	63,18
<i>Chondracanthus acicularis</i>	1,34	0,04	1,52	1,10	1,94	65,11
<i>Ulva rigida</i>	0,83	1,73	1,48	1,41	1,88	66,99
<i>Cladophora laetevirens</i>	0,12	1,24	1,46	1,00	1,86	68,85
<i>Sphacelaria</i> spp.	0,86	0,68	1,41	0,80	1,79	70,64
<i>Gelidium attenuatum</i>	1,04	0,00	1,25	0,96	1,59	72,23
<i>Cladophora lehmanniana</i>	0,59	0,86	1,20	1,05	1,53	73,75
<i>Ceramium echionotum</i>	1,02	0,00	1,18	1,01	1,51	75,26
<i>Halurus equisetifolius</i>	0,89	0,00	1,15	0,77	1,46	76,71
<i>Ralfsia verrucosa</i>	0,92	0,00	1,06	0,78	1,35	78,06
<i>Pterosiphonia complanata</i>	0,83	0,00	1,04	0,87	1,32	79,39
<i>Polysiphonia denudata</i>	0,00	0,85	0,99	0,69	1,26	80,65
<i>Phymatolithon lenormendii</i>	0,27	0,65	0,92	0,81	1,17	81,82
<i>Colpomenia peregrina</i>	0,76	0,00	0,85	0,65	1,08	82,90
<i>Liagora viscida</i>	0,55	0,00	0,59	0,50	0,76	83,66
<i>Ceramium botryocarpum</i>	0,53	0,00	0,58	0,66	0,74	84,40
<i>Centroceras clavulatum</i>	0,53	0,00	0,58	0,43	0,73	85,13
<i>Falkenbergia rufolanosa</i>	0,47	0,00	0,58	0,85	0,73	85,87
<i>Cladophora hutchinsiae</i>	0,50	0,00	0,54	0,52	0,69	86,55
<i>Ceramium ciliatum</i>	0,45	0,00	0,52	0,37	0,67	87,22
<i>Derbesia tenuissima</i>	0,03	0,42	0,52	0,55	0,66	87,88
<i>Champia parvula</i>	0,45	0,00	0,52	0,56	0,66	88,54
<i>Gelidium spinosum</i>	0,40	0,00	0,49	0,44	0,62	89,17
<i>Acrosorium ciliolatum</i>	0,36	0,00	0,43	0,78	0,55	89,72
<i>Cryptopleura ramosa</i>	0,31	0,00	0,37	0,47	0,47	90,18

En relación a la riqueza de especies del nivel intermareal superior (1,2 m) (Fig. 7 izq.), la vegetación de la localidad impactada presenta, en general, valores inferiores a los registrados en las localidades control, con la única excepción del Control 2 en el año 2013, que mostraba el mismo número medio de especies por inventario. Por otra parte, los valores registrados en 2013 fueron superiores a los registrados en 2014 en todas las localidades, a excepción del Control 3. Asimismo, en la zona intermareal inferior (0,5 m) (Fig. 7 dcha.), la riqueza de especies del fitobentos de la localidad impactada era inferior a la de los controles,

con la excepción del Control 4 en el año 2013. En cuanto a la diferencias entre años, se registraron valores de riqueza de especies más elevados en 2014 en todos los controles, mientras que en la localidad impactada fueron ligeramente inferiores en el segundo año.



**Fig. 7.** Riqueza específica (media  $\pm$  SD) de la vegetación intermareal del nivel superior (1,2 m) e inferior (0,5 m) de las localidades control (C1, C2, C3 y C4) y localidad impactada (I) en los años 2013 (verde claro) y 2014 (verde oscuro).

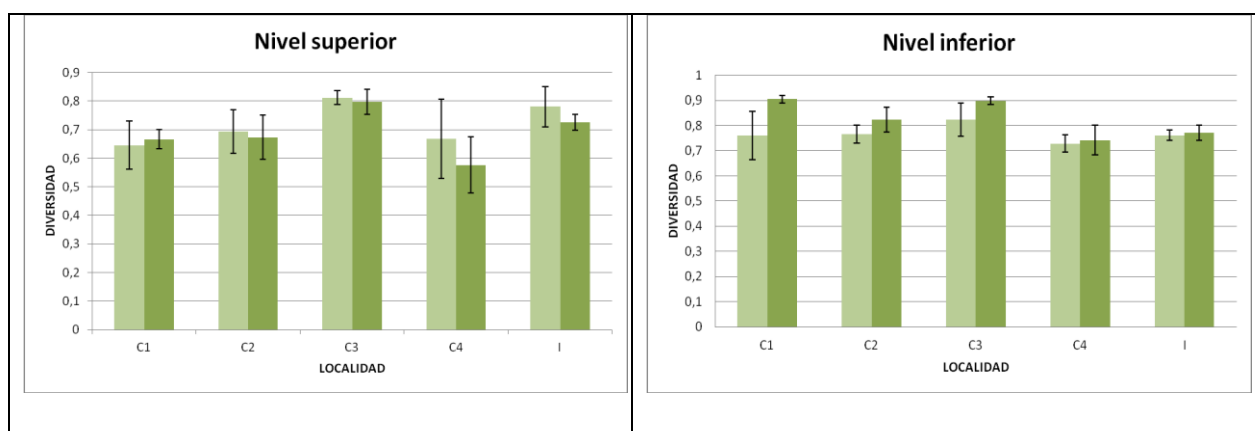
La significancia de las diferencias espaciales (entre localidades) y temporales (entre años) fue comprobada mediante un PERMANOVA univariable (Tabla 4) basado en la distancia euclídea. Para ambos niveles intermareales (1,2m y 0,5m), el análisis no detectó un efecto significativo del factor IvsCs, es decir, no detectó un efecto significativo del efluente sobre la riqueza de especies. Tampoco detectó diferencias entre años, ni para el nivel superior ( $p = 0,647$ ) ni para el inferior ( $p = 0,425$ ).

Probablemente, la elevada variabilidad entre las localidades control ( $p = 0,0485$  y  $p = 0,0018$ , para los niveles superior e inferior, respectivamente), resto poder estadístico para la detección de diferencias entre la localidad impactada y los controles. Por otra parte, las interacciones significativas  $TxA(Lo(IvsCs))$  ( $p = 0,0002$  y  $p = 0,0138$ ) y  $TxLo(IvsCs)$  (nivel superior:  $p = 0,0336$ ) reflejan una elevada variabilidad espacio-temporal de los controles a nivel de Área y Localidad. Estos resultados reflejan que las comunidades presentan una variabilidad natural elevada.

**Tabla 4.** Resultados del PERMANOVA sobre el efecto de los factores Tiempo (T), Control vs. Impactada (IvsCs), Localidad (Lo) y Área (A) en la riqueza específica de la vegetación de los niveles intermareales superior e inferior. Nivel de significancia ( $p < 0,05$ ).

PERMANOVA Source	Nivel superior				Nivel inferior			
	df	MS	Pseudo-F	p	df	MS	Pseudo-F	p
IvsCs	1	532,9	2,4543	0,2552	1	484,5	3,3212	0,1155
T	1	21,511	0,28968	0,647	1	30,199	0,425	0,425
Lo(IvsCs)	4	244,54	3,0917	0,0485	4	265,57	7,3782	0,0018
IvsCs x Año	1	2,8444	3,83E-02	0,8727	1	130,79	3,8365	0,1302
A(Lo(IvsCs))	11	10,378	0,60571	0,7822	11	6,2799	0,40959	0,9189
TxLo(IvsCs)	3	74,259	4,3342	0,0336	3	37,792	2,3214	0,1451
TxA(Lo(IvsCs))	10	17,133	46,306	0,0002	10	15,904	2,5135	0,0138
Res	58	3,7			58	6,3276		
Total	89				89			

La variabilidad espacio-temporal de la diversidad de Simpson fue elevada tanto en el nivel intermareal superior (Fig. 8 izq.) como inferior (Fig. 8 drcha.), sin que se observen patrones definidos. Así, de acuerdo a los resultados del PERMANOVA univariable (Tabla 5), la diversidad de Simpson no presentaba diferencias significativas entre la localidad impactada y los controles, en ninguno de los dos niveles intermareales estudiados. Tampoco detectó diferencias entre años ( $p = 0,2149$  y  $p = 0,295$  nivel intermareal superior e inferior, respectivamente). El análisis, sin embargo, detectó la elevada variabilidad entre localidades ( $p = 0,0023$  y  $p = 0,045$ , nivel intermareal superior e inferior, respectivamente). Asimismo, las diferencias espaciales a escala de área y localidad variaban con el tiempo, tal como reflejan las interacciones significativas  $TxA(Lo(IvsCs))$  ( $p = 0,0001$ , nivel superior) y  $TxLo(IvsCs)$  ( $p = 0,0149$ , nivel inferior).



**Fig. 9.** Índice de diversidad de Simpson (media  $\pm$  SD) de la vegetación intermareal del nivel superior (1,2 m) e inferior (0,5 m) de las localidades control (C1, C2, C3 y C4) y localidad impactada (I) en los años 2013 (verde claro) y 2014 (verde oscuro).



**Tabla 5.** Resultados del PERMANOVA sobre el efecto de los factores Tiempo (T), Control vs. Impactada (IvsCs), Localidad (Lo) y Área (A) en el índice de diversidad de Simpson de la vegetación de los niveles intermareales superior e inferior. Nivel de significancia ( $p < 0,05$ ).

PERMANOVA	Nivel superior				Nivel inferior			
	Source	df	MS	Pseudo-F p	df	MS	Pseudo-F p	p
IvsCs	1	0,0537	0,5444	0,6822	1	0,0083	0,5974	0,6435
T	1	0,0237	2,3832	0,2149	1	0,0215	1,8139	0,2951
Lo(IvsCs)	3	0,1140	6,5082	0,0023	3	0,0400	2,9733	0,045
IvsCs x Año	1	0,0030	0,3010	0,6315	1	0,0127	1,0736	0,3952
A(Lo(IvsCs))	10	0,0111	0,4836	0,8648	10	0,0032	1,4483	0,2871
TxLo(IvsCs)	3	0,0100	0,4353	0,7298	3	0,0131	5,7625	0,0149
TxA(Lo(IvsCs))	10	0,0229	11,7750	0,0001	10	0,0022	0,9874	0,4631
Res	60	0,0019			60	0,0023		
Total	89				89			

#### 4. Discusión

Este estudio forma parte de una serie de evaluaciones acerca del impacto de los vertidos residuales urbanos en las comunidades vegetales intermareales de la costa de la Reserva de la Biosfera de Urdaibai. Mediante este estudio se pretende analizar el estado de la flora intermareal antes de la entrada en funcionamiento de la EDAR de Lamiaran para poder determinar la eficacia de la EDAR una vez haya entrado en funcionamiento.

Los análisis multivariantes de ordenación y clasificación reflejan que la composición de la vegetación de la localidad impactada es muy diferente a la de las localidades control, presentando un elevado grado de alteración. Sin embargo, los análisis de la varianza no han detectado un efecto significativo del efluente de las aguas residuales en las comunidades intermareales de macroalgas, lo cual podría quedar explicado por la gran variabilidad existente entre las localidades control.

En todas las localidades control era abundante la especie *Cystoseira tamariscifolia*. Las algas del género *Cystoseira* son muy sensibles a las perturbaciones antropogénicas (Benedetti-Cecchi et al., 2001; Díez et al., 2003; Thibaut et al., 2005; Arévalo et al., 2007; Pinedo et al., 2007). En la costa vasca, *Cystoseira tamariscifolia* es muy común en la zona intermareal inferior de tramos costeros inalterados (excluyendo los lugares muy expuestos al

oleaje como puntas y cabos); su ausencia se podría considerar como una primera señal de la degradación de las comunidades naturales (Díez et al., 2012). Asimismo, *Halopteris spp.* (*Halopteris scoparia* principalmente) era abundante en las localidades control, aunque con coberturas inferiores a las de *C. tamariscifolia*. El alga parda *Bifurcaria bifurcata* era bastante abundante en las localidades control 1, control 2 y control 3 (Tonpoi, Talaipe y Antzoras respectivamente), mientras que la localidad control 4 (Laga) se caracterizaba por la elevada cobertura de *Gelidium corneum* (= *Gelidium sesquipedale*). Las especies *G. corneum*, *B. bifurcata*, *H. scoparia* y *C. tamariscifolia* son algas morfológicamente complejas y perennes, y se consideran buenas indicadoras de hábitats no contaminados ya que son especies que se deterioran rápidamente cuando se vierten contaminantes en el ambiente (Díez et al., 2012; Sales et al. 2011). Ninguna de ellas fue registrada en la localidad impactada. La disminución de grandes macrófitos perennes en respuesta a las perturbaciones antropogénicas ha sido ampliamente documentada (Brown et al., 1990; Benedetti-Cecchi et al., 2001; Eriksson et al., 2002; Thibaut et al., 2005; Pinedo et al., 2007; Connell et al., 2008). Estas especies son buenas competidoras en hábitats con niveles de perturbación bajos, pero son progresivamente reemplazada por especies tolerantes al estrés cuando los contaminantes se introducen en el medio ambiente. Inicialmente son reemplazadas por algas cespitosas de pequeño porte, principalmente por algas del género *Corallina* (Bellan & Bellan-Santini, 1972; North et al., 1972; Kindig & Littler, 1980; Arévalo et al., 2007; Mangialajo et al., 2008; Díez et al., 2009) y rodofíceas de corticación simple como *Gelidium pusillum* (Díez et al., 2009). Estas especies cespitosas han sido abundantes en la localidad impactada, principalmente *G. pusillum* que es indicadora de un estado de degradación más avanzado (Díez et al. 2012). Por el contrario la cobertura de *G. pusillum* en las localidades control ha sido testimonial.

Si la contaminación se intensifica, las algas filamentosas y los clorófitos (Fairweather, 1990; Schramm & Nienhuis, 1996; Bellgrove et al., 1997; Archambault et al., 2001; Eriksson et al., 2002; Díez et al., 2009.) proliferan llegando a ser dominantes. Estas especies se consideran oportunistas que ocupan áreas altamente perturbados (Arévalo et al., 2007). Los resultados del presente estudio muestran que las algas filamentosas *Bachelotia antillarum* y el clorófito *Ulva intestinalis* eran especies abundantes en la localidad impactada, lo cual denota un elevado grado de degradación de la misma.

En el presente estudio se ha observado que la riqueza específica en ambos niveles intermareales, tiende a presentar valores inferiores en la localidad impactada. Lo mismo ocurre con la diversidad, que se observan niveles inferiores en la localidad impactada.

Varios estudios han destacado que en hábitats con presencia de contaminación, la riqueza específica disminuye (Borowitzka, 1972; May, 1985; Murray & Littler, 1977; Munda, 1993) y la diversidad tiende a descender también (Brown et al., 1990; Fairweather, 1990; Munda, 1993; Díez et al., 2010).

## 5. Conclusiones

El presente estudio refleja diferencias en la composición de la flora intermareal entre la localidad impactada y las localidades no afectadas por la contaminación en la costa abierta de la Reserva de la Biosfera de Urdaibai. La localidad impactada queda caracterizada por la proliferación de algas filamentosas (*Bachelotia antillarum*) y clorófitos (*Ulva intestinalis*), así como de rodofíceas cespitosas con corticación simple (*Gellidium pusillum*, *Gellidium pulchellum* y *Caulacanthus ustulatus*). Por el contrario, en las localidades control son abundantes especies como *Bifurcaria bifurcata*, *Cystoseira tamariscifolia*, *Halopteris* spp. y *Gelidium corneum* (= *sesquipedale*), todas ellas especies perennes de gran porte y morfología compleja. En cuanto al alga roja calcárea *Coralina elongata*, es una especie que aparece tanto en las localidades control como en la localidad impactada, ya que es resistente a niveles moderados de contaminación. Los análisis de la varianza realizados detectaron una elevada variabilidad espacio-temporal en la composición multivariable de la vegetación intermareal de las estaciones control, lo cual restó poder estadístico para detectar las diferencias entre la localidad impactada y los controles. Este resultado pone de manifiesto la dificultad e importancia de elegir controles apropiados para detectar impactos ambientales.

Este estudio ha proporcionado la información necesaria sobre el estado ecológico de las comunidades en la situación pre-operacional de la EDAR de Lamiaran, lo cual permitirá evaluar en un futuro la eficacia del tratamiento de las aguas residuales de la EDAR de Lamiarán (Bermeo) en términos de recuperación biológica.

Asimismo, se recomienda completar el presente estudio con el análisis de otras características de la comunidad como la abundancia relativa de los diferentes grupos morfo-funcionales y ciclos vitales. Dicha información permitiría profundizar en el conocimiento del impacto de la contaminación sobre el funcionamiento de las comunidades.

## 6. Agradecimientos

Me gustaría dar las gracias a mis padres y a mi pareja por su eterna paciencia. Pero sobre todo quisiera agradecer a la Dra. Isabel Díez San Vicente por haberme guiado, haberme ayudado y haberme animado siempre y por haberlo hecho siempre con una sonrisa.

## 7. Bibliografía

- Anderson, M. J., Gorley, R. N. & Clarke, K. R., 2008. PERMANOVA+ for PRIMER: Guide to software and Statistical Methods. PRIMER-E, Plymouth, UK.
- Archambault, P., Banwell, K. & Underwood, A. J., 2001. Temporal variation in the structure of intertidal assemblages following the removal of sewage. *Marine Ecology Progress Series*, 222, 51-62.
- Arévalo, R., Pinedo, S. & Ballesteros, E., 2007. Changes in the composition and structure of Mediterranean rocky-shore communities following a gradient of nutrient enrichment: descriptive study and test of proposed methods to assess water quality regarding macroalgae. *Marine Pollution Bulletin* 55, 104-113.
- Bellan, G. & Bellan-Santini, D., 1972. Influence de la pollution sur les peuplements marins de la région de Marseille. In *Marine Pollution Sea Life*, ed. M. Ruivo, 396-401. FAO Fishing News (books), London.
- Bellgrove, A., Clayton, M. N. & Quinn, G. P., 1997. Effects of secondarily treated sewage effluent on intertidal macroalgal recruitment processes. *Marine and Freshwater Research*, 48, 137-146.
- Benedetti-Cecchi, L., Pannacciulli, F., Bulleri, F., Moschella, P. S., Airoidi, L., Relini, G., Cinelli, F., 2001. Predicting the consequences of anthropogenic disturbance: large-scale effects of loss of canopy algae on rocky shores. *Marine Ecology Progress Series*, 214, 137-150.
- Bonk, T. L., Moy, F. E., Walday, M., 1996. Improvement of the shallow water communities following reductions of industrial outlets and sewage discharge in the Hvaler estuary, Norway. *Hydrobiologia* 326 (327), 297-304.
- Borowitzka, M. A., 1972. Intertidal algal species diversity and the effect of pollution. *Australian Journal of Marine Freshwater Research* 23, 73-84.
- Bray, J. R. & Curtis, J. T., 1957. An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecological Monographs*, 22, 217-234.
- Brown, V. B., Davies, S. A. & Synnot, R. N., 1990. Long-term monitoring of the effects of treated sewage effluent on the intertidal macroalgal community near Cape Schanck,

- Victoria, Australia. *Botanica Marina*, 33, 85–98.
- Chapman, M.G., 1999. Improving sampling designs for measuring restoration in aquatic habitats. *Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery* 6, 235-251.
- Clarke, K. R. & Warwick, R. M., 2001. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation, PRIMER-E, Plymouth.
- Connell, S. D., Russell, B. D., Turner, D. J., Shepherd, S. A., Kildea, T., Miller, D., Airoldi, L. & Cheshire, A., 2008. Recovering a lost baseline: missing kelp forests from a metropolitan coast. *Marine Ecology Progress Series*, 360, 63-72.
- Crain, C. M., Kroeker, K., & Halpern, B. S., 2008. Interactive and cumulative effects of multiple human stressors in marine systems. *Ecology Letters*, 11 (12), 1304–1315.
- Díez, I., Muguerza, N., Santolaria, A., Ganzedo, U., Gorostiaga, J. M., 2012. Seaweed assemblage changes in the Eastern Cantabrian Sea and their potential relationship to climate change. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 99, 108-120.
- Díez, I., Santolaria, A., Gorostiaga, J.M., 2003. Relationships of environmental factors with the structure and distribution of subtidal seaweed vegetation of the western Basque coast (N. Spain). *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 56, 1041–1054
- Díez, I., Santolaria, A., Muguerza, N., Gorostiaga, J. M., 2013. Measuring restoration in intertidal macrophyte assemblages following wastewater treatment upgrade. *Marine Environmental Research*, 84, 31–42.
- Díez, I., Santolaria, A., Secilla, A., Gorostiaga, J. M., 2009. Recovery stages over a longterm monitoring of the intertidal vegetation in the ‘Abra de Bilbao’ area and on the adjacent coast (N Spain). *European Journal of Phycology*, 44, 1–14.
- Díez, I., Secilla, A., Santolaria, A. & Gorostiaga, J. M., 1999. Phytobentic intertidal community structure along an environmental pollution gradient. *Marine Pollution Bulletin*, 38, 463–472.
- Eriksson, B.K., Johansson, G. & Snoeijs, P., 2002. Long-term changes in the macroalgal vegetation of the inner Gullmar Fjord, Swedish Skagerrak coast. *Journal of Phycology*, 38, 284–296.
- Fairweather, P. G., 1990. Sewage and biota on seashores: assessment of impact in relation to natural variability. *Environmental Monitoring and Assessment*, 14, 197–210.
- Gorgula, S. K. & Connell, S. D., 2004. Expansive covers of turf-forming algae on human-dominated coast: the relative effects of increasing nutrient and sediment loads. *Marine Biology*, 145, 613–619.
- Gorostiaga, J. M., Santolaria, A., Secilla, A., Casares, C., Díez I., 2004. Check-list of Basque coast benthic algae (North of Spain). *Anales del Jardín Botánico de Madrid*, 61

(2), 155-180.

- Guiry, M. D., Guiry, G.M. 2015. AlgaeBase. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. <http://www.algaebase.org>.
- Halpern B. S, 2008. A global map of human impact on marine ecosystems. *Science* 319, 948–952.
- Johansson, G., Eriksson, B. K., Pederseén, M. & Snoeijs, P., 1998. Long-term changes of macroalgal vegetation in the Skagerrak area. *Hydrobiologia*, 385, 121–138.
- Kindig, A. C. & Littler, M. M., 1980. Growth and primary productivity of marine macrophytes exposed to domestic sewage effluents. *Marine Environmental Research*, 3, 81-100.
- Mangialajo, L., Ruggieri, N., Asnaghi, V., Chiantore, M., Povero, P. & Cattaneo-Vietti, R., 2007. Ecological status in the Ligurian Sea: the effect of coastline urbanisation and the importance of proper reference sites. *Marine Pollution Bulletin*, 55, 30-41.
- May, V., 1985. Observations on algal floras close to two sewerage outlets. *Cunninghamia*, 1, 385-394.
- Munda, I. M., 1993. Changes and degradation of seaweed stands in the Northern Adriatic. *Hydrobiologia*, 261, 239–253.
- Murray, S. N., Ambrose, R. F. & Dethier, M. N., 2006. *Monitoring Rocky Shores*. University of California Press, Berkley and Los Angeles, CA. 125–158.
- Murray, N. S. & Littler, M. M., 1977. Seasonal analyses of stand stock and community structure of macroorganisms. In *Influence of Domestic Wastes on the Structure and Energetics of Intertidal Communities near Wilson Cove, San Clemente Island*, eds. M. M. Littler and N. S. Murray, 7–32, Tech. compl. report 164, California Water Resources Center.
- North, W. J., Stephens, G. C. & North, B. B., 1972. Marine algae and their relations to pollution problems. In *Marine and Sea Life*, ed. M. Ruivo, 330-340, FAO Fishing News (books), London.
- Perkol-finkel, S. & Airoidi, L., 2010. Loss and recovery potential of marine habitats: An experimental study of factors maintaining resilience in subtidal algal forests at the Adriatic Sea. *Plos One*, 5, 1-11.
- Pinedo, S., Zabala, M. & Ballesteros, E., 2013. Long-term changes in sublittoral macroalgal assemblages related to water quality improvement. *Botanica Marina*, 56, 461–469.
- Sales, M., Cebrian, E., Tomas, F. & Ballesteros, E., 2011. Pollution impacts and recovery potential in three species of the genus *Cystoseira* (Fucales, Heterokontophyta). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 92, 347-357.

- Schramm, W. & Nienhuis, P. H., 1996. Marine Benthic Vegetation: Recent Changes and the Effects of Eutrophication. *Ecological Studies*, 123. Springer-Verlag, Berlin.
- Soltan, D., Verlaque, M., Boudouresque, C.F. & Francour, P., 2001. Changes in macroalgal communities in the vicinity of a Mediterranean sewage outfall after the setting up of a treatment plant. *Marine Pollution Bulletin*, 42, 59–70.
- Thibaut, T., Pinedo, S., Torras, X. & Ballesteros, E., 2005. Long-term decline of the populations of Fucales (*Cystoseira* spp. and *Sargassum* spp.) in the Albères coast (France, North-western Mediterranean) *Marine Pollution Bulletin*, 50, 1472–1489.

## ANEXO

**Tabla A.** Cobertura media de las especies identificadas en el año 2013 en el nivel superior de las localidades estudiadas.

ESPECIES	2013														
	Control 1			Control 2			Control 3			Control 4			Impactada		
	Área 1	Área 2	Área 3	Área 1	Área 2	Área 3	Área 1	Área 2	Área 3	Área 1	Área 2	Área 3	Área 1	Área 2	Área 3
<i>Antithamnionella ternifolia</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	0,17	.	.	.	.	.	.
<i>Bachelotia antillarum</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	23,33	31,67	.
<i>Bifurcaria bifurcata</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	3,33	.	.	.	.	.
<i>Boergeseniella fruticulosa</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	1,67	3,67	6	.	.	.	.
<i>Callithamnion granulatum</i>	0,33	0,33	0,5	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Callithamnion tetragonum</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0,17	0,33	.	.	.	.
<i>Caulacanthus ustulatus</i>	25	11	11	.	.	.	11,67	18,33	16,67	73,33	31,67	23,33	.	.	.
<i>Centroceras clavulatum</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1,67	.	.	.	.	.
<i>Ceramium brevizonatum</i>	1,67	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Ceramium ciliatum</i>	20	23,33	11,67	.	2	3,33	11,67	21,67	10	.	11,67	.	.	.	.
<i>Ceramium echionotum</i>	3,33	.	.	.	.	.	.	.	1,67	.	.	.	.	.	.
<i>Ceramium secundatum</i>	13,33	.	3,33	.	.	.	8,33	3,33	1,67	.	0,33	0,17	.	.	.
<i>Ceramium virgatum</i>	0	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Chaetomorpha linum</i>	0,33	.	0,17	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Chondracanthus acicularis</i>	5	2,67	.	0,5	1,33	.	.	.	1	.	1,67	.	.	.	.
<i>Chondria coerulescens</i>	.	.	.	.	.	.	1	1	.	.	.	.	.	.	.
<i>Cladophora spp.</i>	0,33	0,83	1,33	.	.	0,17	0,17	0,5	.	0,33	0,5	.	.	3,33	.
<i>Codium adhaerens</i>	.	.	.	.	1,67	.	2,33	2,33	2,67	.	.	.	6,67	5	3,33
<i>Codium decorticatum</i>	.	.	.	.	.	.	.	2	1	.	.	.	.	.	.
<i>Codium fragile</i>	.	0,67	0,67	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Colpomenia peregrina</i>	2,33	5	21,83	0,33	.	0,17	4,33	3,67	3	0,17	0,17	.	.	.	.
<i>Corallina elongata</i>	76,67	88,33	90	68,33	40	78,33	63,33	65	70	83,33	56,67	90	15	30	30
<i>Cryptopleura ramosa</i>	.	.	.	.	.	.	0,17	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Cutleria adpersa</i>	.	.	.	.	.	.	.	0,17	.	.	.	.	.	.	.
<i>Cystoseira tamariscifolia</i>	.	.	.	.	.	.	0,33	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Dasya hutchinsiae</i>	.	0,17	.	.	.	.	0,17	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Dictyota dichotoma</i>	0,33	.	.	.	.	.	0,17	0,33	0,67	.	.	.	.	.	.
<i>Falkenbergia rifolanosa</i>	0,17	0,17	0,33	.	.	.	20	5	10	.	0,17	0,17	.	.	.
<i>Feldmannia irregularis</i>	0,17	0,33	0,17	.	.	.	1,67	0,83	1,67	.	.	.	70	20	18,33
<i>Fucus spiralis var. limitaneus</i>	.	.	.	.	0,33	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Gastroclonium reflexum</i>	.	.	.	.	.	1,83	0,33	.	5	.	.	.	.	.	.
<i>Gelidium attenuatum</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1,17	2,33	.	.	.	.
<i>Gelidium pulchellum</i>	.	.	2	.	.	.	1,67	1,67	3,33	.	.	.	.	.	.
<i>Gelidium pusillum</i>	4,33	1,83	2	7,67	26,67	0,67	2,33	4,33	1,67	.	.	.	60	60	60
<i>Gelidium spinosum</i>	0,33	2,33	0,33	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Halopteris spp.</i>	.	.	.	.	.	.	1,5	0,67	1	0,17	1,67	.	.	.	.
<i>Herposiphonia tenella</i>	.	.	.	28,33	26,67	36,67	0,17	.	0,17	0,33	.	.	.	.	.
<i>Jania rubens</i>	.	.	.	1	.	.	0,17	.	1,17	.	1,67	.	1,67	1	2,33
<i>Laurencia obtusa</i>	1,33	0,67	.	8,33	6	10	7,67	8,33	7,67	0,33	4,33	3,67	.	.	.
<i>Lithophyllum incrustans</i>	3,33	4	2,67	9	6	10	1,67	8,33	5,33	10	6,67	2,67	2	3,33	2
<i>Lithophyllum tortuosum</i>	.	0,67	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Lomentaria articulata</i>	.	2	0,67	.	.	.	0,17	.	.	.	1,67	4,33	.	.	.
<i>Mesophyllum lichenoides</i>	.	0,83	1,67	.	.	.	2	1	3,33	1	35	.	.	.	.
<i>Nemalion helminthoides</i>	.	.	.	.	.	.	0,17	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Osmundea pinnatifida</i>	0,83	2,17	0,33	.	.	.	0,67	2,33	0,83	15	28,33	4	.	.	.
<i>Petalonia fascia</i>	.	0,17	0,17	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Peyssonnelia rubra</i>	.	.	.	0,67	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Plocamium cartilagineum</i>	.	0,17	.	.	.	.	.	.	.	0,33	.	0,5	.	.	.
<i>Polysiphonia denudata</i>	.	.	.	.	.	.	.	0,17	0,17	.	.	.	.	.	.
<i>Polysiphonia furcellata</i>	.	.	.	.	.	.	0,17	0,17	.	.	.	.	.	.	.
<i>Ralfsia verrucosa</i>	0,5	1,33	1,5	6,67	5	15	23,33	11,67	20	.	.	.	.	.	.
<i>Scytosiphon lomentaria</i>	.	.	0,33	.	.	.	0,17	0,17	1	.	.	.	.	.	.
<i>Sphacelaria spp.</i>	.	.	.	.	.	.	0,5	0,5	0,33	.	.	.	3,33	.	.
<i>Ulva clathrata</i>	4,33	.	.	.	0,17	0,17	3,67	4,33	4,33	1,5	0,5	.	.	.	.
<i>Ulva compressa</i>	0,17	0,67	0,5	0,17	1	0,67	1,67	1,17	0,33	.	0,17	.	5	28,33	26,67
<i>Ulva intestinalis</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	6,67	21,67	13,33
<i>Ulva rigida</i>	4,33	3,67	2,33	.	.	0,5	3,67	4,33	5	3	4,33	0,17	1,67	5	10



**Tabla B.** Cobertura media de las especies identificadas en el año 2014 en el nivel superior de las localidades estudiadas.

ESPECIES	2014														
	Control 1			Control 2			Control 3			Control 4			Impactada		
	Área 1	Área 2	Área 3	Área 1	Área 2	Área 3	Área 1	Área 2	Área 3	Área 1	Área 2	Área 3	Área 1	Área 2	Área 3
<i>Aphanocladia stichidiosa</i>	.	.	.	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Bachelotia antillarum</i>	1	1	0,67	3,33	0,17	.	.	.	.	.	.	.	18,33	10	25
<i>Bifurcaria bifurcata</i>	.	0,17	.	.	0,17	.	0,33	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Boergeseniella fruticulosa</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	21,67	16,67	8,33	.	.	.
<i>Caulacanthus ustulatus</i>	2	3,67	1,67	6,67	2	.	.	.	2	8,5	11,67	6,67	6,83	6,67	2
<i>Centroceras clavulatum</i>	.	.	.	3,5	.	.	11,67	25	30	.	.	.	.	.	.
<i>Ceramium botryocarpum</i>	.	.	.	0,17	.	.	10,17	11,67	6,67	.	.	.	.	.	.
<i>Ceramium ciliatum</i>	1	6,67	0,33	.	.	.	.	.	.	.	.	0,33	.	.	.
<i>Ceramium echionotum</i>	13,33	16,67	25	11,67	3,5	6,67	3,67	2	0,5	.	.	.	.	.	.
<i>Chaetomorpha linum</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	0,33	.	.	.	.	.	.
<i>Chondracanthus acicularis</i>	.	1,83	3,33	1,67	.	5,17	3,5	0,17	0,33	.	1,67	0,33	.	.	.
<i>Falkenbergia coerulea</i>	0,17	0,33	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Cladophora spp.</i>	5,33	5	8,33	3,5	3,5	5	3,5	8,67	5,33	.	0,5	0,5	2	0,5	0,5
<i>Cladostephus spongiosus</i>	.	.	.	.	0,17	0,17	1,67	0,33	.	.	.	0,17	.	.	.
<i>Codium adhaerens</i>	0,33	0,33	0,33	3,33	0,17	0,17	8,33	5,33	0,33	.	.	.	2	1,67	0,17
<i>Codium fragile</i>	0,5	0,5	.	.	.	.	0,17	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Colpomenia peregrina</i>	5,33	3,33	2	.	1,83	.	.	.	.	0,17	10	13,33	.	.	.
<i>Coralina elongata</i>	80	86,67	75	78,33	83,33	80	61,67	40	65	93,33	95	78,33	8,33	25	28,33
<i>Cutleria multifida</i>	.	.	.	0,17	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Dasya hutchinsiae</i>	0,5	0,67	0,17	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Dictyota dichotoma</i>	.	.	.	.	0,33	.	0,17	1,83	1,83	.	.	.	.	.	.
<i>Falkenbergia rufofasciata</i>	.	.	.	2	1,83	.	.	0,17	0,33	0,33	0,67	2,17	.	.	.
<i>Gelidium pulchellum</i>	2,33	3,67	3,33	1,83	1,83	.	.	.	.	.	.	0,33	0,17	0,17	0,17
<i>Gelidium pusillum</i>	.	.	0,5	5	.	.	0,33	2	2	.	.	.	56,67	48,33	56,67
<i>Halopteris spp.</i>	.	.	.	.	.	0,17	10	6,67	6,67	.	0,33	2,33	.	.	.
<i>Hildenbrandia rubra</i>	.	.	.	0,33	0,33	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Jania rubens</i>	.	0,67	0,17	.	1,67	1,83	.	.	.	0,83	0,5	2,33	.	0,5	0,5
<i>Laurencia obtusa</i>	0,67	0,83	2,33	2	6,67	6,67	8,33	11,67	13,33	3,83	0,83	5,33	.	.	.
<i>Lithophyllum incrustans</i>	21,67	18,33	13,33	6,67	6,67	6,67	3,5	5,17	0,5	0,5	3,67	6,67	.	.	.
<i>Lomentaria articulata</i>	.	0,17	.	.	.	.	.	.	.	0,17	.	.	.	.	.
<i>Mesophyllum lichenoides</i>	.	0,17	0,5	11,67	6,67	16,67	8,33	5	0,5	0,67	2,17	3,67	.	.	.
<i>Nemalion helminthoides</i>	.	.	.	.	.	.	.	0,17	.	.	.	.	.	.	.
<i>Osmundea pinnatifida</i>	.	1	0,17	0,33	0,17	.	0,33	0,17	0,17	0,5	5,33	15	.	.	.
<i>Phymatolithon lenormendii</i>	.	.	.	.	1,67	2	.	2	6,67	.	.	.	3,5	3,5	2
<i>Plocamium cartilagineum</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0,5	.	.	.	.	.
<i>Polysiphonia atlantica</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	0,17	.	.	.	.	.	.
<i>Polysiphonia fibrata</i>	.	.	.	5	0,5	.	1,67	0,33	0,5	.	.	.	.	.	.
<i>Ralfsia verrucosa</i>	2	1,67	5	11,67	5	5	15	11,67	15	0,67	0,17	0,33	.	.	1,83
<i>Scytosiphon lomentaria</i>	.	.	.	.	.	.	0,17	0,5	0,17	.	.	.	.	.	.
<i>Scytosiphon simplicissimus</i>	0,5	0,5	0,5	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Sphacelaria spp.</i>	0,17	0,67	0,33	13,5	12	.	2,17	0,17	1,83	0,17	0,83	1	.	.	.
<i>Ulva clathrata</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0,5	.	.	.
<i>Ulva intestinalis</i>	.	.	.	.	.	.	0,17	1,83	.	.	.	.	65	51,67	51,67
<i>Ulva prolifera</i>	0,33	0,5	0,5	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Ulva rigida</i>	3,67	6,67	2,33	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	2	0,17	0,67	0,5	3,5	2

**Tabla C.** Cobertura media de las especies identificadas en el año 2013 en el nivel inferior de las localidades estudiadas.

ESPECIES	2013														
	Control 1			Control 2			Control 3			Control 4			Impactada		
	Área 1	Área 2	Área 3	Área 1	Área 2	Área 3	Área 1	Área 2	Área 3	Área 1	Área 2	Área 3	Área 1	Área 2	Área 3
<i>Acosorium ciliolatum</i>	0,33	1,17	.	0,5	.	0,17	0,33	0,33	2,67	0,5	0,33	0,33	.	.	.
<i>Ahnfeltiopsis devoniensis</i>	0,33	0,67	.	.	.	.	.	0,17	0,83	1,33	0,33	0,17	.	.	.
<i>Anotrichium furcellatum</i>	.	0,17	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Apoglossum ruscifolium</i>	0,17	.	0,17	.	.	.	0,33	0,33	0,33	.	.	.	.	.	.
<i>Asparagopsis armata</i>	0,17	0,17	0,17	.	.	.	1,83	0,33	2,67	.	.	.	.	.	.
<i>Bachelotia antillarum</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	43,33	30	20
<i>Bifurcaria bifurcata</i>	61,67	30	38,33	.	8,33	51,67	43,33	53,33	33,33	.	.	.	.	.	.
<i>Boergeseniella thuyoides</i>	.	.	.	.	.	.	3,33	1	8,67	.	.	.	.	.	.
<i>Bornetia secundiflora</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0,67	.	.	.
<i>Bryopsis plumosa</i>	1,67	2	1,83	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Calliblepharis jubata</i>	.	.	.	.	.	.	0,33	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Ceramium botryocarpum</i>	.	.	.	.	.	.	2,83	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Ceramium ciliatum</i>	2	0,17	0,33	.	29	1,67	0,33	1,17	0,17	.	.	.	.	.	.
<i>Ceramium diaphanum</i>	.	.	.	.	0,17	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Ceramium echionotum</i>	4,33	4,67	1,33	.	1,33	1,17	0,17	0,17	.	.	0,67	.	.	.	.
<i>Ceramium secundatum</i>	.	.	.	.	.	0,17	0,17	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Champia parvula</i>	.	0,17	0,17	6,67	0,33	3,67	0,33	0,33	0,17	.	.	.	.	.	.
<i>Chondracanthus acicularis</i>	2,33	3	3,83	6,67	1,17	4,33	3,5	2,33	2	.	.	.	.	.	.
<i>Chondracanthus teedei</i>	3,33	1,67	1	.	.	.	0,67	0,17	0,33	1,67	.	.	.	.	.
<i>Cladophora spp.</i>	.	0,33	0,17	0,5	0,33	0,17	0,83	0,5	0,17	0,5	1,33	0,67	4,33	8,33	6,67
<i>Cladostephus spongiosus</i>	9,33	8,33	4	.	.	.	1,83	2,83	6,83	.	.	.	.	.	.
<i>Codium adhaerens</i>	.	.	.	1	1,67	1	.	.	0,17	.	.	.	10	15	3,33
<i>Codium fragile</i>	0,17	.	.	.	1,67	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Colpomenia peregrina</i>	0,67	0,17	0,17	.	0,83	0,67	0,17	0,5	0,33	.	.	.	.	.	.
<i>Corallina elongata</i>	11,67	12,67	15	78,33	80	61,67	5	8,33	16,67	45	30	20	80	80	80
<i>Cryptopleura ramosa</i>	.	0,83	0,33	.	.	.	2,83	0,5	8,33	0,33	0,33	0,17	.	.	.
<i>Cystoseira tamariscifolia</i>	14,33	12,67	20	83,33	32	28,33	10,67	0,67	7	.	.	.	.	.	.
<i>Cystoseira baccata</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	0,33	0,33	.	.	.
<i>Dasya hutchinsiae</i>	0,17	0,17	0,17	.	.	.	0,33	0,17	.	.	.	.	.	.	.
<i>Derbesia tenuissima</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2,33	.	2,67
<i>Dictyota dichotoma</i>	.	.	.	.	.	.	0,17	.	.	.	.	.	1	.	.
<i>Falkenbergia rufolanosa</i>	0,17	0,33	0,17	.	1	0,33	0,83	2,67	.	0,33	0,33	0,67	.	.	.
<i>Feldmannia irregularis</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	13,33	11	30
<i>Gastroclonium ovatum</i>	.	.	.	.	1	0,67	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Gastroclonium reflexum</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0,5	.	0,5
<i>Gelidium attenuatum</i>	1	3	2	2	0,33	0,17	.	.	.	.	5	2,33	.	.	.
<i>Gelidium corneum</i>	.	.	.	.	.	.	4,17	.	0,33	66,67	63,33	81,67	.	.	.
<i>Gelidium pulchellum</i>	.	.	.	.	1,67	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Gelidium pusillum</i>	2,67	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	13,33	15	15
<i>Gelidium spinosum</i>	2	1	1,33	5	10	4,33	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Gigartina pistillata</i>	0,33	.	.	.	.	.	0,17	.	0,17	.	0,67	1	.	.	.
<i>Gracilaria gracilis</i>	.	.	.	.	0,67	0,17	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Gymnogongrus crenulatus</i>	.	0,17	0,5	.	.	.	0,33	0,17	.	.	0,67	.	.	.	.
<i>Halicystis parvula</i>	.	.	.	.	.	.	0,17	0,17	.	.	0,33	.	.	.	.
<i>Halopieris spp.</i>	2,33	18,33	8	0,17	2,33	.	22,17	32,17	32,17	2	0,17	.	.	.	.
<i>Halurus equisetifolius</i>	.	0,67	1	.	.	.	6,67	1,5	3	3,33	4,33	4,67	.	.	.
<i>Herposiphonia tenella</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0,33	0,17	.
<i>Hypnea musciformis</i>	.	.	.	.	1,67	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Hypoglossum hypoglossoides</i>	.	.	.	.	.	.	0,17	0,33	0,33	.	.	.	.	.	.
<i>Jania rubens</i>	1,33	1	5,5	18,33	6	10	15	18,33	31,67	0,83	0,17	.	5	5	4
<i>Lithophyllum incrustans</i>	.	.	.	2,33	3,33	1,33	8,33	18,33	15	.	.	.	2,67	2,67	2,67
<i>Lomentaria articulata</i>	1	1,33	0,17	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Mesophyllum lichenoides</i>	15	10,33	6,33	28,33	35	41,67	20	5,33	35	26,67	36,67	38,33	.	1,67	.
<i>Nitophyllum punctatum</i>	.	.	.	.	.	.	2	0,83	0,83	.	.	.	.	.	.
<i>Osmundea pinnatifida</i>	0,17	.	.	.	.	.	.	.	0,17	.	.	.	.	.	.
<i>Petalonia fascia</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0,33	.	.	.	.
<i>Plocamium cartilagineum</i>	0,17	0,17	.	.	.	.	0,83	0,67	1,17	0,17	0,67	.	.	.	.
<i>Polysiphonia denudata</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	8,33	5
<i>Pterosiphonia ardreana</i>	0,17	0,33	0,33	.	.	.	0,17	0,17	0,33	0,33	.	.	.	.	.
<i>Pterosiphonia complanata</i>	1,33	0,67	1,67	0,17	.	.	4	1,5	10	3,5	5	3,33	.	.	.
<i>Pterothamnion crispum</i>	.	.	.	.	.	.	0,5	0,33	1,33	.	.	.	.	.	.
<i>Ralfsia verrucosa</i>	3,33	3,33	1,33	.	3,33	0,33	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Rhodomenia pseudopalmeta</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	5	4	.	.	.
<i>Sphacelaria spp.</i>	0,17	.	.	0,33	0,67	1	.	.	.	.	.	.	5	10,67	.
<i>Ulva intestinalis</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	5	6,67	11,67
<i>Ulva rigida</i>	2	0,83	0,5	0,17	2	.	1,83	0,83	0,67	.	0,33	.	6,67	5	4
<i>Zanardinia typus</i>	.	.	.	3	1,67	3,33	.	0,17	1,83	20	20	11,67	.	.	.

**Tabla D.** Cobertura media de las especies identificadas en el año 20 en el nivel inferior de las localidades estudiadas.

ESPECIES	2013														
	Control 1			Control 2			Control 3			Control 4			Impactada		
	Área 1	Área 2	Área 3	Área 1	Área 2	Área 3	Área 1	Área 2	Área 3	Área 1	Área 2	Área 3	Área 1	Área 2	Área 3
<i>Acrosorium ciliolatum</i>	.	.	.	0,5	0,5	0,33	.	0,17	0,17	.	.	.	.	.	.
<i>Aglaothamnion gallicum</i>	.	.	.	.	0,33	.	.	.	.	0,33	0,5	0,33	.	.	.
<i>Ahnfeltiopsis devoniensis</i>	.	.	0,17	.	.	.	.	.	0,17	2,17	2	0,17	.	.	.
<i>Antithamnionella breviramosa</i>	.	.	.	0,33	1,67	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Apoglossum ruscifolium</i>	.	.	0,17	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Asparagopsis armata</i>	.	1,67	1,83	.	.	.	.	.	1,67	.	.	.	.	.	.
<i>Bachelotia antillarum</i>	.	.	.	6,67	0,17	.	.	.	.	.	.	.	18,33	25	28,33
<i>Bifurcaria bifurcata</i>	8,33	10,17	10	8,5	3,33	8,33	18,33	11,67	6,67	.	.	.	.	.	.
<i>Boergeseniella fruticulosa</i>	.	0,17	1,67	.	.	.	.	3,83	3,5	.	.	.	.	.	.
<i>Bommemaisonia hamifera</i>	.	.	.	0,17	.	.	.	.	.	0,17	0,17	.	.	.	.
<i>Bryopsis plumosa</i>	.	.	.	.	0,33	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Caulacanthus ustulatus</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0,17	0,33	.
<i>Centroceras clavulatum</i>	21,67	6,67	5	.	.	.	3,33	2	3,5	.	.	.	.	.	.
<i>Ceramium arborescens</i>	.	.	.	5,17	5,17	3,5	.	0,17	.	.	.	.	.	.	.
<i>Ceramium botryocarpum</i>	0,17	3,5	5	0,5	0,33	.	2,17	0,5	6,67	.	0,67	0,33	.	.	.
<i>Ceramium ciliatum</i>	.	.	.	.	.	5	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Ceramium echinotum</i>	3,5	2	0,5	5,17	5,17	5,17	6,67	3,5	2	.	1,83	0,33	.	.	.
<i>Chaetomorpha linum</i>	.	.	0,17	.	.	.	0,5	0,33	0,33	.	.	.	0,17	0,17	0,17
<i>Champia parvula</i>	.	.	.	.	0,17	1,83	2	0,33	3,5	.	.	.	.	.	.
<i>Chondracanthus acicularis</i>	2	8,33	5,17	5	8,33	13,33	0,17	3,5	5,17	.	.	.	.	0,17	.
<i>Chondracanthus teedei</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0,67	.	1,67	.	.	.
<i>Chondria dasyphylla</i>	.	.	1,67	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Chlorella spp.</i>	5,5	8,83	9,33	0,5	0,5	2	8,83	11,83	10,33	1,5	1,17	0,5	2	5	3,5
<i>Cladostephus spongiosus</i>	13,5	18,33	18,33	.	0,17	3,5	16,67	10	3,67	0,33	0,33	0,17	.	.	.
<i>Codium adhaerens</i>	.	.	.	0,17	.	1,83	.	.	.	.	.	.	1,67	1,67	0,33
<i>Codium fragile</i>	.	.	.	.	.	.	.	1,67	.	.	.	.	0,17	.	1,67
<i>Colpomenia peregrina</i>	18,33	8,33	8,33	.	0,17	0,17	2	1,83	5,17	.	.	.	.	.	.
<i>Corallina elongata</i>	13,33	15	25	75	66,67	43,33	6,67	10	31,67	31,67	25	28,33	43,33	46,67	51,67
<i>Corallina officinalis</i>	0,17	1,67	.	.	.	.	.	0,17	.	.	.	.	.	.	.
<i>Cutleria multifida</i>	.	.	.	5	3,5	0,33	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Cystoseira tamariscifolia</i>	15	33,33	18,33	30	50	33,33	.	13,33	23,33	3,33	.	.	.	.	.
<i>Cystoseira baccata</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	1,67	1,83	0,17	0,5	.	.	.
<i>Dasya hutchinsiae</i>	.	.	.	.	0,17	1,83	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Dasya rigidula</i>	.	.	0,17	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Dasydiphonia japonica</i>	.	.	.	.	.	.	0,33	0,17	.	.	.	.	.	.	.
<i>Derbesia tenuissima</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0,17	0,17	0,17	.	.	.
<i>Dermocorynus dichotomus</i>	.	.	.	.	.	.	.	0,17	.	.	.	.	.	.	.
<i>Dictyota dichotoma</i>	.	.	0,33	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Dudresnaya verticillata</i>	10	3,5	5	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Falkenbergia rufolanosa</i>	0,17	0,33	0,17	0,5	0,17	1,67	0,17	.	0,17	1	0,5	0,83	.	.	.
<i>Gastroclonium ovatum</i>	.	.	.	.	0,17	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Gelidium attenuatum</i>	0,5	6,67	1,67	6,67	3,5	5,17	.	0,17	3,5	3,67	5	1,67	.	.	.
<i>Gelidium corneum</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	45	68,33	76,67	.	.	.
<i>Gelidium pulchellum</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0,5
<i>Gelidium pusillum</i>	.	.	.	.	0,17	.	.	.	.	.	.	.	41,67	36,67	45
<i>Gigartina pistillata</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0,33	.	.	.
<i>Haematocelis rubens</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0,5	.	.	.	.
<i>Halopteris spp.</i>	6,67	15	18,33	0,17	0,5	18,33	36,67	33,33	15	0,33	.	0,33	.	.	.
<i>Halurus equisetifolius</i>	.	.	.	.	.	.	.	0,5	0,33	10	10	3,67	.	.	.
<i>Hildenbrandia rubra</i>	.	.	.	.	.	.	.	0,17	.	.	.	.	.	.	.
<i>Hypnea musciformis</i>	.	.	.	.	1,67	13,33	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Hypoglossum hypoglossoides</i>	.	.	.	.	0,17	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Jania rubens</i>	2	2	0,33	5	10	8,33	2	6,67	13,33	2,33	0,67	0,67	5	6,83	6,67
<i>Laurencia obtusa</i>	0,33	0,5	0,33	.	.	.	0,17	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Liagora viscida</i>	10	1,83	5,17	.	.	.	3,67	8,33	6,83	0,33	.	.	.	.	.
<i>Lithophyllum incrustans</i>	8,33	10	5	.	0,17	1,67	16,67	10	5	.	.	.	0,33	.	2
<i>Mesophyllum lichenoides</i>	.	0,17	0,5	38,33	26,67	20	.	2	3,5	31,67	35	36,67	1,83	0,17	3,5
<i>Monosporus pedicellatus</i>	.	.	.	.	.	.	.	1,83	.	.	.	.	.	.	.
<i>Osmundea pinnatifida</i>	.	.	.	.	0,17	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Peyssonnelia atropurpurea</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0,33	.	.	.
<i>Phymatolithon lenormendii</i>	2	0,33	1,83	3,33	1,67	.	.	.	1,67	.	.	1,67	3,5	1,83	2
<i>Plocanium cartilagineum</i>	.	0,17	.	.	.	.	.	.	.	0,67	0,17	1,67	.	.	.
<i>Polysiphonia fibrata</i>	.	0,33	1,83	5	2	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Pterosiphonia complanata</i>	.	.	.	.	.	.	0,5	0,33	2	2,33	2,17	0,67	.	.	.
<i>Ralfsia verrucosa</i>	6,67	0,5	2	3,5	0,5	2	13,33	5	8,5	.	.	.	.	.	.
<i>Schizymenia dubyi</i>	.	.	.	0,17	3,5	0,17	.	.	.	0,33	0,5	.	.	.	.
<i>Scinaia furcellata</i>	.	0,17	0,17	.	.	.	5,17	0,5	0,33	.	.	.	.	.	.
<i>Scytosiphon lomentaria</i>	.	.	.	.	.	.	0,17	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Sphacelaria spp.</i>	5	3,5	3,5	2,17	7	16,83	2	13,33	0,33	.	.	.	.	.	.
<i>Taonia atomaria</i>	.	.	.	.	0,17	0,17	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Thuretella schousboei</i>	.	.	.	.	.	.	0,17	1,67	0,33	.	.	.	.	.	.
<i>Trailiella intricata</i>	.	0,17	0,5	0,33	0,33	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Ulva clathrata</i>	.	.	.	.	.	.	2	0,33	.	.	.	.	.	.	.
<i>Ulva compressa</i>	0,33	0,17	0,33	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Ulva intestinalis</i>	.	.	.	.	.	.	3,5	0,33	0,17	.	.	.	55	38,33	38,33
<i>Ulva rigida</i>	0,5	.	0,5	0,5	0,5	0,5	15	3,5	2	0,5	0,5	0,33	0,5	5	0,5
<i>Zanardinia typus</i>	5,17	5,17	8,33	.	.	.	.	1,67	0,33	6,67	7	13,67	.	.	.