



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

GRADO EN BIOLOGÍA

TRABAJO DE FIN DE GRADO

**Valoración del estado ecológico de la costa
rocosa de Urdaibai (Bizkaia), mediante el
estudio del fitobentos intermareal**

Izaskun Alberdi Landaluze

Leioa, Septiembre 2014

eman ta zabal zazu



Universidad
del País Vasco

Euskal Herriko
Unibertsitatea

Valoración del estado ecológico de la costa rocosa de Urdaibai (Bizkaia), mediante el estudio del fitobentos intermareal

Autora: Izaskun Alberdi Landaluze

Director: Dr. José María Gorostiaga Garai

Departamento de Biología Vegetal y Ecología, Facultad de Ciencia y Tecnología/ZTF, Universidad País Vasco/EHU, Apdo. 644, E-48080 Bilbao. Correo electrónico: izaskun.ial@gmail.com

Resumen

Dentro de las medidas protectoras sobre la Reserva de la Biosfera de Urdaibai se encuentra el EDAR (Estación Depuradora de Aguas Residuales) de Lamiaran (Bermeo), que entrará en funcionamiento próximamente (otoño 2014). Para evaluar su impacto sobre el medio costero, el presente estudio realiza una primera valoración del estado ecológico de la costa abierta de la reserva mediante diversos parámetros del fitobentos intermareal. Se estableció una red de muestreo compuesta por dos localidades impactadas y cuatro control. En cada localidad se eligieron aleatoriamente dos estaciones y se muestrearon dos niveles en la zona intermareal inferior. Las localidades impactadas por aguas residuales reflejaban valores bajos de riqueza específica, cobertura, diversidad y cobertura de perennes junto a una mayor abundancia de especies estacionales de morfología simple. Sin embargo los análisis estadísticos no detectaron diferencias significativas entre ambos grupos de localidades (impactadas vs control) detectando únicamente diferencias significativas a nivel de estación, debido en gran medida al efecto de la dispersión de las unidades muestrales para los parámetros estudiados.

Palabras clave: estado ecológico, intermareal, macroalgas, aguas residuales

Abstract

The WWTP (Waste Water Treatment Plant) of Lamiaran (Bermeo) is within the protective measures on the Biosphere Reserve of Urdaibai, which shortly will become operational (autumn 2014). This study makes an initial assessment of the ecological status of the open coast of the Reserve, using various parameters of the intertidal phytobenthos, in order to assess their impact on the coastal environment. A sampling network composed of two

impacted locations and four control was established. Two sites were chosen randomly at each location, and two levels were sampled in the lower intertidal zone. The locations that were impacted by sewage reflected low values of species richness, coverage, diversity and perennial coverage, with a greater abundance of seasonal species with simple morphology. However, statistical analyzes did not detect significant differences between groups of locations (Control vs. Impacted), whereas significant differences were detected at the site level, largely due to the effect of the dispersion of the sampling units for the parameters studied.

Key words: ecological status, intertidal, macroalgae, sewage

1.Introducción

La Reserva de la Biosfera de Urdaibai constituye una de las áreas de mayor interés geomorfológico y biológico de la costa vasca. Desde que fue declarada Reserva de la Biosfera por la UNESCO en el año 1984, se han realizado numerosos estudios para la mejora del conocimiento de la biodiversidad y los diferentes hábitats, asimismo la ejecución de normativas y proyectos de restauración (Gobierno Vasco, https://www.euskadi.net/r4912872/es/contenidos/informacion/patronato_urdaibai/es_1078/patronato.html).

Entre las medidas destinadas a la mejora ambiental de la Reserva, consta un Plan de Acción Territorial de Saneamiento para la Comarca de Urdaibai. En la actualidad cuenta con las depuradoras de aguas residuales de Gernika e Ibarangelu y próximamente entrará en funcionamiento la EDAR de Lamiaran, en el municipio de Bermeo, la cual realizará un tratamiento físico-químico y biológico de las aguas residuales procedentes de Bermeo y Mundaka. Para evaluar la eficacia de la aplicación de esta medida, es ineludible conocer el impacto que los vertidos de esta depuradora causan en el medio receptor. La perturbación de las macroalgas del intermareal, por efecto del impacto de las aguas residuales, ha sido estudiada desde hace tiempo (Litter & Murray, 1975; May, 1985). Muchos de estos estudios han demostrado una respuesta de las algas frente a las perturbaciones humanas, revelando que las macroalgas son bioindicadoras de la calidad del agua y nos proporcionan información para poder evaluar el estado ecológico de las costas rocosas (Borja *et al.*, 2013). Por ello, la nueva directiva Marco del Agua (DMA, 2000/60/EC) establece el uso de diferentes organismos, tales como fitoplancton, macroalgas, angiospermas y macroinvertebrados, como elementos de calidad biológica (BQEs) para la evaluación del estado de las comunidades biológicas, siendo de obligada aplicación en el ámbito de la Unión Europea.

Un incremento del estrés medioambiental puede inducir respuestas bioquímicas, ecofisiológicas, morfológicas, y un decrecimiento de la población en comunidades de macroalgas (Wahl *et al.*, 2004; Bischof *et al.*, 2006). Múltiples presiones humanas afectan en el medio marino (Halpern *et al.*, 2008), y los efectos provocados por los humanos, combinados entre ellos (en gran parte sinérgicos), pueden provocar que los ecosistemas se vuelvan más vulnerables a los cambios que inicialmente podrían soportar (Borja *et al.*, 2013). Aguas residuales, vertidos industriales y otras actividades antropogénicas alteran las condiciones medioambientales naturales, incrementando las concentraciones de nutrientes y materia orgánica, químicos tóxicos así como la turbidez del agua. El enriquecimiento de nutrientes provoca la proliferación de algas efímeras y estacionales, en detrimento de las especies perennes (Díez *et al.*, 1999; Cloern, 2001). Incluso en las zonas más degradadas, la comunidad queda constituida en gran parte por invertebrados filtradores (mejillones), (Kautsky *et al.*, 1992; Díez *et al.*, 1999). La turbidez del agua provoca un empeoramiento en el desarrollo algal debido a la reducción de la penetración de la luz en la columna de agua (Eriksson *et al.*, 1998).

En general, estudios de las comunidades fitobentónicas demuestran que un alto grado de polución provoca una reducción en la riqueza de las especies (May, 1985; Brown *et al.*, 1990; Munda, 1993) y un declive en algas perennes frente a un aumento de estacionales (Gorgula & Connell, 2004). En contraste, en ambientes no perturbados, las formas morfológicas de la vegetación dominante son las algas grandes perennes (Eriksson *et al.*, 2002; Thibaut *et al.*, 2005). Cuando la contaminación aumenta, éstas son reemplazadas por algas calcáreas, las cuales alcanzan su mayor crecimiento en situaciones moderadas de polución; y por último, en condiciones severamente alteradas, éstas son sustituidas por formas simples o cespitosas (Díez *et al.*, 1999; Gorgula & Connell, 2004).

Por otro lado, se ha visto que los ambientes marinos están cambiando rápidamente por causa de varios eventos climáticos (Philippart *et al.*, 2011; Harley *et al.*, 2012), asociados al calentamiento global (IPCC, 2007). La interacción del cambio climático con los demás factores no-climáticos (previamente citados) puede ser una relación importante para determinar las respuestas ecológicas de la especies a nivel regional y local (Heikkinen *et al.*, 2006; Austin & Van Niel, 2011). En el caso específico de la costa vasca, el incremento de la temperatura de la superficie del mar (SSTs), y la reducción significativa de precipitaciones en primavera y verano en las últimas décadas, parecen estar implicados en los numerosos cambios registrados en la estructura de la vegetación submarina (Díez *et al.*, 2012b).

El objetivo principal del presente estudio es hacer una primera valoración del estado ecológico de las comunidades marinas de la costa abierta de Urdaibai, mediante el estudio de diversos parámetros estructurales de la vegetación intermareal (composición y abundancia relativa, riqueza específica, cobertura, diversidad) y otros descriptores de la comunidad (estrategia vital y grupos morfo-funcionales). Mediante este estudio se creará una red de monitorización, la cual permitirá en los próximos años evaluar la evolución biológica de las comunidades como consecuencia de la aplicación de las medidas correctoras así como la posible incidencia con el cambio climático.

2. Material y métodos

2.1. Área de estudio

El área de estudio está localizada en el norte de la Península Ibérica, en la parte más occidental de la costa vasca, en la Reserva de la Biosfera de Urdaibai (Fig. 1). En este área se pueden apreciar dos zonas: la interna estuárica (en la desembocadura el río Oka), la cual está caracterizada por sustratos blandos y otra externa, caracterizada por fondos rocosos y amplias playas. La costa vasca se denomina como costa abierta, y está expuesta principalmente al oleaje del noroeste (CEPYC-CEDEX, 2000). Los fondos rocosos son casi continuos en aguas poco profundas, y en cambio los fondos blandos son escasos (Díez *et al.*, 2003). La costa vasca recibe la influencia de la corriente cálida del Golfo (Díez *et al.*, 2000), y esta peculiaridad hace que la costa vasca presente, dentro de su flora, numerosas especies de distribución meridional (Gorostiaga *et al.*, 2004). La media de la temperatura del agua en superficie oscila entre 12°C en febrero y 22°C en agosto (Valencia *et al.*, 2004), aunque desde comienzos de los 80 se ha producido un incremento anual de la temperatura del agua superficial (SST) de alrededor de 0.24°C por década (Goikoetxea *et al.*, 2009; Díez *et al.*, 2012b).

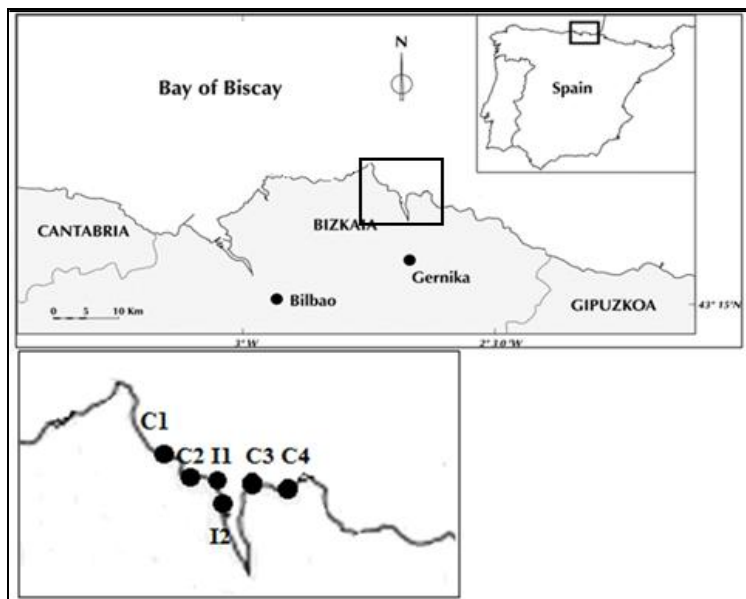


Fig. 1. Área de estudio. Disposición de las 6 localidades control (C) e impactadas (I) a lo largo de la costa de la Reserva de la Biosfera de Urdaibai en Bizkaia. C1: Tonpoi, C2: Talaie, I1: Lamerapunte, I2: Sta. Catalina, C3: Antzoras y C4: Laga

2.2 Diseño de muestreo

Los muestreos se efectuaron durante la primavera/verano del 2013, entre Mayo y Agosto, en 6 localidades distintas situadas en el área de costa abierta de Urdaibai. Se establecieron dos grupos de localidades (Control vs. Impactadas) siguiendo el esquema general conocido como Diseño Control-Impacto (Murray *et al.*, 2006). El grupo de las impactadas tuvo dos localidades: Lamerapunte (Lp), 43°25'14"N, 2°42'29"O, próximo a la depuradora de Lamiaran y Santa Catalina (Sc), 43°24'48"N, 2°41'56", próximo al vertido del pueblo de Mundaka. Por otro lado, el grupo de las control abarcó 4 localidades: Tonpoi (To), 43°25'46"N, 2°43'29"O, Talaie (Tp) 43°25'28"N, 2°42'58"O, próximo al futuro punto de vertido del emisario submarino de la depuradora de Lamiaran, Antzoras (Az), 43°24'55"N, 2°40'27"O y Laga (Lg) 43°24'59"N, 2°39'03"O.

En cada localidad se tomaron muestras en dos sitios (estación 1 y estación 2) distintos separados por decenas de metros, elegidos aleatoriamente. A su vez, en cada estación se tomaron muestras en dos niveles del intermareal: el inferior (+ 0,5 m) y el superior (+ 1,2 m). Por último, dentro de cada nivel se tomaron aleatoriamente 9 unidades muestrales (cuadrados de 40x40 cm). Por lo tanto, se obtuvieron 18 unidades muestrales en cada estación, 36 unidades muestrales en cada localidad y 216 unidades muestrales en total. Se anotaron las diferentes especies de macroalgas presentes con su correspondiente cobertura, siguiendo una escala discontinua con incrementos del 5% (5%, 10%, 15% ... 100%). Para estimas inferiores

del 5% los valores fueron dados a intervalos del 1% (1%, 2% ... 5%) y el 0,5% indicó la presencia del taxón (+). Paralelamente se obtuvo información sobre la pendiente, naturaleza del sustrato (plataforma/roca estable), sedimento (arena/limo) y nivel de sedimentación (escala: += presencia; 1= bajo; 2= medio; 3= alto; 4; muy alto).

Una vez estimada la cobertura de las especies, se recogieron aquellos taxones que no se podían identificar en el campo para llevarlos al laboratorio e identificarlos correctamente. Las muestras se depositaron en bolsas de plástico con cierre hermético, y se formularon (4%) para que las algas se conservaran en buen estado. Después, las bolsas se guardaron en el frigorífico del laboratorio hasta el día de su identificación, para que su conservación fuera óptima.

2.3. *Procesamiento de laboratorio e identificación*

Una vez recopiladas todas las muestras, en octubre del 2013 se inició la identificación de la flora mediante una lupa binocular y un microscopio óptico. Las algas se identificaron con la ayuda de diferentes claves y guías en el laboratorio de Botánica de la Universidad UPV/EHU de Leioa.

2.4. *Tratamiento de los datos (herramientas y métodos estadísticos)*

Se calculó la riqueza específica (S), la abundancia (C) y el índice de diversidad Shannon (H') (Shannon & Weaver, 1949) aplicando la rutina DIVERSE del paquete de software PRIMER (Clarke & Gorley, 2006). Después los datos se testaron mediante un análisis multivariable utilizando el paquete estadístico PERMANOVA+ for PRIMER6 (Plymouth Routines in Multivariate Ecological Research) (Anderson *et al.*, 2008) con un nivel de significancia previamente elegido $\alpha = 0,05$. Se consideraron 3 factores: Control/Impactado (fijo), Localidad (aleatorio y anidado a Control/Impactado) y Estación (aleatorio y anidado a Localidad). Para comprobar la homogeneidad o dispersión de los datos para los niveles de cada factor se utilizó el test PERMDISP del paquete de software de PRIMER (Clarke & Gorley, 2006).

3.Resultados

3.1. *Parámetros estructurales*

Se registraron un total de 110 taxones (Tabla 1), siendo *Rhodophyceae* la clase dominante (70), seguido de clorofíceas (21), feofíceas (18) y finalmente cianofíceas con un único representante.

Tabla 1. Cobertura media de los taxones identificados en los niveles inferior (I) y superior (S) de cada localidad (n=18), ordenadas por familias y alfabéticamente. Localidades: Lp: Lamerapunte, Sc: Sta. Catalina, To: Tonpoi, Tp: Talaie, Az: Antzoras, Lg: Laga).

Lista de Taxones	Nivel Inferior						Nivel Superior					
	LpI	ScI	ToI	TpI	AzI	LgI	LpS	ScS	ToS	TpS	AzS	LgS
CYANOPHYCEAE												
<i>Lyngbya</i> sp.	.	0,72
CHLOROPHYCEAE												
<i>Blidingia marginata</i> (J.Agardh)	3,89	3,89	6,94	.	.	0,28	.	.
<i>Bryopsis duplex</i> De Notaris	0,22
<i>Bryopsis hypnoides</i> J.V. Lamouroux	.	0,06
<i>Bryopsis plumosa</i> (Hudson) C.Agardh	.	0,56	0,94
<i>Chaetomorpha linum</i> (O.F.Müller) Kützing	0,08	.	.	.
<i>Cladophora hutchinsiae</i> (Dillwyn) Kützing	.	.	0,08	.	0,03	0,31	0,03
<i>Cladophora laetevirens</i> (Dillwyn) Kützing	3,22	4,17	.	.	0,06	0,11	1,06	0,44	.	1,22	0,08	0,31
<i>Cladophora lehmanniana</i> Kützing	1,19	4,44	0,42	0,31	0,25	0,28	0,72	.	0,72	.	0,22	.
<i>Cladophora pellucida</i> (Hudson) Kützing	0,06	.	0,14	0,06	.	0,31	.	0,06
<i>Cladophora prolifera</i> (Roth) Kützing	0,06	.	.	.	0,03
<i>Cladophora rupestris</i> (Linnaeus) Kützing	0,11
<i>Codium adhaerens</i> C.Agardh	5,61	.	0,83	0,61	0,03	.	2,50	1,61	0,03	0,89	4,17	.
<i>Codium decorticatum</i> M.A.Howe	.	.	1,22	.	0,06	0,58	.
<i>Codium fragile</i> (Suringar) Hariot	0,28	.	0,03	0,28	.	0,44	0,50	0,83	0,22	0,17	.	0,03
<i>Derbesia tenuisima</i> P.L. & H.M Crouan	1,28	0,83	0,28	0,28
<i>Halicystis parvula</i> F.schmitz ex Murray	0,22	.	.	.	0,06	0,08
<i>Ulva clathrata</i> (Roth) C.Agardh	0,28	.	.	2,28	2,89	3,39	1,28
<i>Ulva compressa</i> Linnaeus	1,28	10,17	2,92	0,47	0,31	0,69	0,03
<i>Ulva intestinales</i> Linnaeus	.	0,06
<i>Ulva prolifera</i> O.F. Müller	.	4,06
<i>Ulva rigida</i> C.Agardh	5,17	3,72	1,75	0,36	0,61	2,50	7,50	12,78	3,47	0,86	4,61	6,42
PHAEOPHYCEAE												
<i>Bachelotia antillarum</i> (Grunow) Gerloff	15,56	15,00	9,17
<i>Bifurcaria bifurcata</i> R.Ross	.	.	48,9	19,44	26,78	5,83	.	.	0,03	2,22	0,03	6,94
<i>Cladostephus spongiosus</i> C.Agardh	.	0,17	4,72	0,44	1,92	7,56	.	.	.	0,06	.	0,56
<i>Colpomenia peregrina</i> Sauvageau	.	0,22	0,25	0,31	0,17	0,56	.	0,17	16,31	0,22	2,61	0,58
<i>Cutleria adpersa</i> De Notaris	.	.	1,14	0,03	.
<i>Cystoseira baccata</i> (S.G Gmelin)P.C.Silva	0,28
<i>Cystoseira tamariscifolia</i> (Hudson)	.	.	7,83	49,50	17,94	6,17	.	.	.	0,36	0,06	.
<i>Dictyota dichotoma</i> (Hudson)J.V.Lamouroux	0,50	.	0,28	.	0,06	.	.	.	0,06	.	0,31	0,11
<i>Ectocarpus confervoides</i> Le Jolis	0,03
<i>Feldmannia irregularis</i> (Kützing) G.Hamel	9,06	13,61	18,06	.	0,11	.	1,03	.
<i>Fucus spiralis</i> var. <i>limitaneus</i> IM.Prez -Ruzafa	0,06	.	.
<i>Halopteris filicina</i> (Grateloup) Kützing	0,39	0,25	.	.	0,06	0,08	3,14	1,31
<i>Halopteris scoparia</i> (L.) Kütz	.	.	6,44	2,72	33,89	10,08	.	.	1,58	2,50	2,97	10,03
<i>Petalonia fascia</i> (O.F.Müller) Kuntze	0,06	.	.	0,06	.	.	.
<i>Ralfsia verrucosa</i> (Areschoug) Areschoug	.	.	1,33	0,61	1,83	5,75	21,00	0,06
<i>Scytosiphon lomentaria</i> (Lynbye) Link	0,06	.	0,22	.
<i>Sphacelaria cirrosa</i> (Roth) C.Agardh	2,61	.	0,03	2,83	.	0,11	0,56	0,08	0,08	4,39	0,36	0,06
<i>Zanardinia typus</i> (Nardo) G.Furnari	0,11	0,89	.	2,17	0,72	9,11
RHODOPHYCEAE												
<i>Acrosorium ciliolatum</i> (Harvey) Kylin	.	0,61	0,39	0,14	0,83	0,22	0,14	0,14
<i>Aglaothamnion hookeri</i> Maggs Hommersand	0,17
<i>Ahnfeltiopsis devoniensis</i> P.C. Silva	0,22	.	0,28	.	0,47	0,33	.	0,78
<i>Anotrichium furcellatum</i> (J. Agardh) Baldock	.	.	0,03
<i>Antithamnionella boergesenii</i> Athanasiadis	0,06
<i>Antithamnionella terniflora</i> Lyle	0,03
<i>Apoglossum ruscifolium</i> (Turner) J. Agardh	.	.	0,22	0,11	0,36	.	.	.	0,06	.	.	.

(Tabla 1.Continuación)

Lista de Taxones	Nivel Inferior						Nivel Superior					
	LpI	ScI	ToI	TpI	AzI	LgI	LpS	ScS	ToS	TpS	AzS	LgS
<i>Asparagopsis armata</i> Harvey	.	.	1,19	.	5,14	0,06	.
<i>Boergeseniella fruticulosa</i> (Wulfen) Kylin	1,89
<i>Boergeseniella thuyoides</i> (Harvey) Kylin	6,06	1,00
<i>Bonnemaisonia asparagoides</i> Agardh	0,03	.	.	.
<i>Bonnemaisonia hamifera</i> Hariot	0,33
<i>Bornetia secundiflora</i> (Agardh) Thur	0,11
<i>Calliblepharis jubata</i> (Huds.)Kütz	0,28
<i>Callithamnion granulatum</i> C.Agardh	0,19	.	.	.
<i>Callithamnion tetragonum</i> S.F.Gray	0,08
<i>Caulacanthus ustulatus</i> Kützing	8,22	27,28	8,75	0,08	9,11	41,39
<i>Centroceras clavulatum</i> Montagne	5,28	.	0,28
<i>Ceramium botryocarpum</i> A.W.Griffiths ex Harv.	0,47
<i>Ceramium brevizonatum</i> H.E.Petersen	3,06	1,00	2,56	.	0,28	.	.	.
<i>Ceramium ciliatum</i> Ducluzeau	1,06	0,72	1,53	5,78	0,58	0,94	0,28	.	11,08	8,94	8,81	3,17
<i>Ceramium diaphanum</i> Roth	0,28	.	0,28	0,03
<i>Ceramium echionotum</i> J.Agardh	0,28	1,72	11,44	0,97	0,08	0,11	0,28	0,25	1,22	3,50	0,72	1,22
<i>Ceramium secundatum</i> C.Agardh	1,72	0,06	1,11	0,14	0,08	.	0,06	0,58	3,11	.	2,44	0,19
<i>Champia parvula</i> (C.Agardh)Harvey	.	0,42	0,08	3,08	0,31	0,44
<i>Chondracanthus acicularis</i> (Roth)Fredericq	.	1,50	1,92	3,44	2,00	1,00	0,28	0,64	1,53	0,72	3,11	7,89
<i>Chondracanthus teedei</i> (Mertens) Kützing	.	.	7,94	.	1,64	0,28
<i>Chondria coerulescens</i> (J.Agardh) Falkenberg	.	1,00	0,31	0,11	.	0,11	.	0,17	.	0,03	0,61	.
<i>Chylocladia verticillata</i> (Lightfoot)Bliding	.	.	.	0,06	.	0,28
<i>Corallina elongata</i> J.Ellis & Solander	68,61	47,94	33,78	60,00	13,89	32,50	49,44	76,11	73,61	58,89	63,61	63,06
<i>Cryptopleura ramosa</i> (Hudson) L.Newton	.	.	5,19	.	3,83	0,56	0,03	0,08
<i>Dasya hutchinsiae</i> (Harvey)	.	.	0,17	.	0,19	0,14	.	.	0,06	.	0,06	0,00
<i>Falkenbergia rufolanosa</i> (Harvey)F.Schmitz	.	.	0,64	0,28	0,86	0,28	.	.	0,39	0,14	7,81	0,28
<i>Gastroclonium ovatum</i> (Hudson) Papenfuss	.	0,17	.	0,33	0,03	0,06	0,03
<i>Gastroclonium reflexum</i> (Chauvin) Kützing	0,53	0,11	.	.	.	0,08	1,83	1,06	.	1,11	2,89	0,22
<i>Gelidium attenuatum</i> (Turner)Thuret	0,11	3,50	2,17	1,53	.	2,89	.	.	.	0,03	.	1,14
<i>Gelidium corneum</i> (Hudson) J.V. Lamouroux	.	.	1,11	.	1,58	35,39
<i>Gelidium pulchellum</i> (Turner) Kützing	.	.	.	0,28	0,50	0,58	2,33	.
<i>Gelidium pusillum</i> (Stackhouse) Le Jolis	10,67	4,06	0,61	.	.	.	37,22	11,94	1,50	6,42	4,50	.
<i>Gelidium spinosum</i> (S.G.Gmelin)P.C.Silva	0,39	1,83	2,19	3,97	.	.	.	0,53	0,50	0,28	.	.
<i>Gigartina pistillata</i> (S.G.Gmelin) Stackhouse	.	.	0,06	.	0,28	1,31
<i>Gracilaria gracilis</i> M.Steentoft et al.	.	.	.	0,14
<i>Grateloupia dichotoma</i> J.Agardh	0,03
<i>Gymnogongrus crenulatus</i> (Turner) J.Agardh	.	.	0,39	.	0,22	0,25
<i>Halopithys incurva</i> (Hudson) Batters	0,17
<i>Halurus equisetifolius</i> (Lightfoot) Kützing	.	.	1,78	.	4,36	2,06
<i>Herposiphonia tenella</i> (C.Agardh) Ambronn	0,39	0,25	0,44	0,14	0,08	15,28	0,11	0,06
<i>Hypnea musciformis</i> (Wulfen) J.V.Lamouroux	.	.	.	2,56	5,56	.	.
<i>Hypoglossum hypoglossoides</i> Collins & Herv.	0,17
<i>Jania rubens</i> (Linnaeus) J.V.Lamouroux	2,83	0,36	2,86	13,50	18,61	7,67	1,42	0,06	0,08	1,72	0,69	0,81
<i>Laurencia obtusa</i> (Hudson) J.V.Lamouroux	0,17	1,86	4,67	8,50	2,78
<i>Lithophyllum incrustans</i> Philippi	17,44	3,19	0,28	8,11	7,94	10,00	9,00	5,11	8,61	7,78	6,00	5,67
<i>Lithophyllum tortuosum</i> (Esper) Foslie	0,11	.	.	.
<i>Lomentaria articulata</i> (Hudson) Lyngbye	.	.	0,42	0,44	.	0,08	1,11
<i>Mesophyllum lichenoides</i> (J.Ellis)Me.Lemoine	2,67	7,61	8,06	32,78	13,11	21,28	0,39	0,17	0,42	7,22	2,89	7,28
<i>Nemalion helminthoides</i> (Velley) Batters	0,06	.	0,47	.
<i>Nitophyllum punctatum</i> (Stackhouse)Greville	.	.	0,03	.	1,92
<i>Osmundea pinnatifida</i> (Hudson) Stackhouse	.	.	0,08	.	0,19	.	.	.	0,94	.	1,31	9,25
<i>Peyssonnelia rubra</i> (Greville) J.Agardh	0,19	.	.
<i>Plocamium cartilagineum</i> (Linnaeus) Dixon	.	.	0,06	.	0,50	0,14	.	.	0,03	.	.	0,17
<i>Polysiphonia denudata</i> (Dillwyn) Greville ex	2,22	0,14	.	0,03	0,06	.
<i>Polysiphonia furcellata</i> (C.Agardh) Harvey	0,06	.
<i>Polysiphonia opaca</i> (C.Agardh) Moris & De Notaris	0,03	.

(Tabla 1. Continuación)

Lista de Taxones	Nivel Inferior						Nivel Superior					
	LpI	ScI	ToI	TpI	AzI	LgI	LpS	ScS	ToS	TpS	AzS	LgS
<i>Pterosiphonia ardreana</i> Maggs & Hommers	.	.	0,25	0,28	0,22	0,97
<i>Pterosiphonia complanata</i> Falkenberg	.	0,19	4,44	0,03	9,81	3,50	.	.	0,06	.	.	0,03
<i>Pterothamnion crispum</i> (Ducluz.) Nägeli	1,14
<i>Rhodothamniella floridula</i> (Dillwyn)	0,78	0,11
<i>Rhodymenia pseudopalmata</i> P.C. Silva	1,50
<i>Scinaia furcellata</i> (Turner) J. Agardh	0,06
<i>Trailiella intricada</i> Batters	0,17	.	0,06	0,17

El nivel inferior del intermareal fue el que presentó una mayor heterogeneidad dentro de las localidades control, quedando caracterizada por macrófitos formadores de copa (*Bifurcaria bifurcata*, *Halopteris scoparia*, *Cystoseira tamariscifolia*, *Gelidium corneum*). Esta vegetación fue sustituida por formas filamentosas (*Bachelotia antillarum*, *Feldmannia irregularis*) en las localidades impactadas. En el caso del nivel superior, *Corallina elongata* y *Caulacanthus ustulatus* fueron dominantes en las localidades control, mientras que en las localidades impactadas predominaban formas filamentosas y cespitosas (*Gelidium pusillum*).

La riqueza específica fue menor en las localidades impactadas (Lamerapunte y Santa Catalina) en relación a las localidades control (Fig.2). En ambos casos, la riqueza específica fue moderadamente superior en el nivel inferior del intermareal (en Lamerapunte esta diferencia fue significativa, Tabla 2). Dentro de las localidades control, Antzorras presentó el valor máximo de riqueza (ambos niveles). El análisis PERMANOVA (Tabla 3) sólo detectó diferencias para el factor estación, tanto en el nivel inferior como en el superior. En cambio, el test PERMDISP mostró diferencias significativas en ambos niveles en el factor control vs. impactada ($F:12,691$; $p:0,0008$ y $F:18,679$; $p:0,0001$, respectivamente). Esto puede explicarse por el efecto de la dispersión en los dos niveles entre ambos grupos de localidades (mayor en las localidades control).

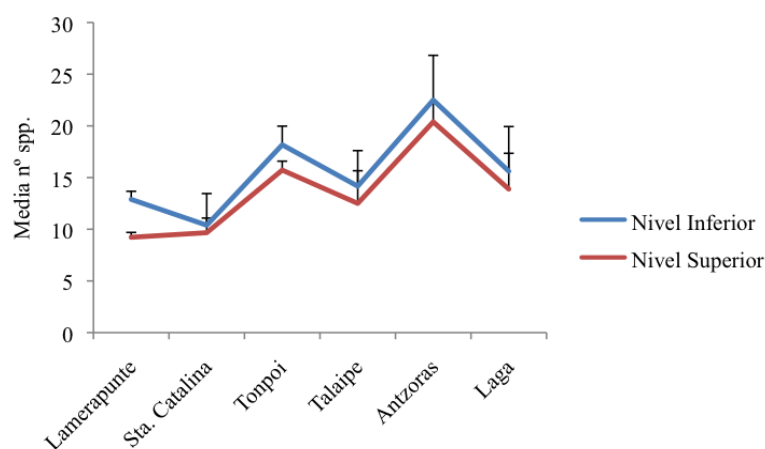


Fig.2. Riqueza específica (media \pm SD, n= 18) del nivel inferior (azul) y superior (rojo) de las localidades estudiadas.

Tabla 2. Resumen de los resultados del PERMANOVA para testar el efecto de los factores Localidad (Lo) y Nivel (Ni) sobre la riqueza específica de la vegetación. Nivel de significancia $p < 0,05$.

	Source	df	MS	Pseudo- F	p
PERMANOVA	Lo (localidad)	5	629,55	52,311	0,0001
	Ni (nivel)	1	228,17	18,959	0,0001
	LoxNi	5	8,6222	0,71644	0,6057
	Residual	204	12,035		
	Total	215			
PAIR WISE	Localidad	p			
	Lamerapunte	0,0001			
	Sta. Catalina	0,5537			
	Tonpoi	0,0657			
	Talaipe	0,2015			
	Antzoras	0,0915			
	Laga	0,2465			

Tabla 3. Resumen de los resultados del PERMANOVA para testar el efecto de los factores Control vs. Impactada (C vs. I), Localidad (Loc) y Estación sobre la riqueza específica de la vegetación en el nivel inferior y superior de la zona intermareal. Nivel de significancia $p < 0,05$.

Source	Nivel Inferior				Nivel Superior			
	df	MS	Pseudo- F	p	df	MS	Pseudo- F	p
Control vs. Impactada	1	856,02	4,4035	0,1295	1	916,78	5,7255	0,1458
Localidad (C vs.I)	4	194,4	2,4524	0,1474	4	160,12	2,4115	0,1816
Estación [Loc (C vs.I)]	6	79,269	9,2777	0,0001	6	66,398	8,3773	0,0001
Residual	96	8,544			96	7,9259		
Total	107				107			

En el caso de la cobertura (Fig. 3), las localidades impactadas (Lamerapunte, Sta. Catalina) presentaron los valores más bajos de este parámetro, aunque únicamente en el nivel inferior. El nivel inferior reflejó las mayores diferencias de este parámetro entre las localidades impactadas vs. control, presentando una mayor variabilidad dentro del grupo de localidades control. En el grupo de las impactadas el porcentaje de cobertura en ambos niveles fue similar, siendo el menor en Santa Catalina. Por el contrario, en las localidades control, en el nivel inferior el máximo valor fue el de Talaipe, mientras que en el nivel superior fue el de Laga. El análisis multivariable (Tabla 4) obtuvo los mismos resultados que en el caso de la riqueza, obteniendo diferencias significativas únicamente en el factor estación. Sin embargo, el test PERMDISP no detectó diferencias significativas (no existe efecto de la dispersión).

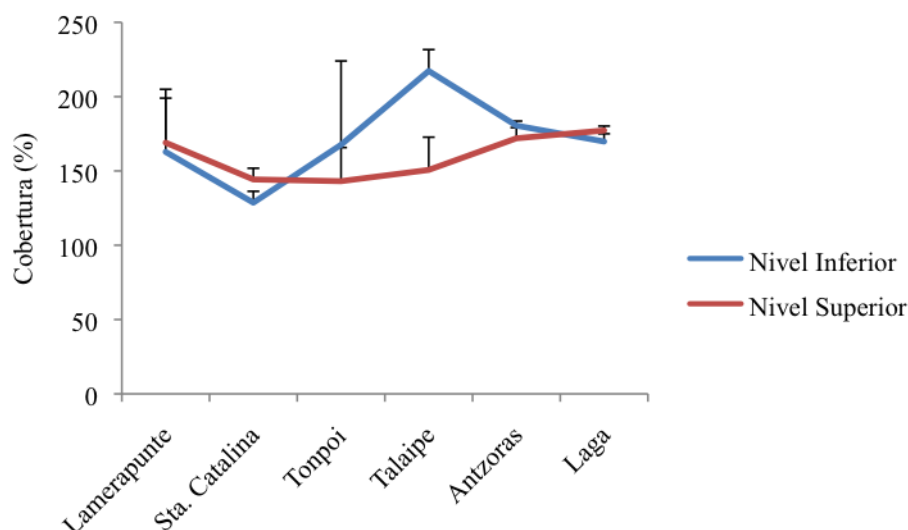


Fig.3. Cobertura (media \pm SD, n= 18) del nivel inferior (azul) y superior (rojo) de las localidades estudiadas.

Tabla 4. Resumen de los resultados del PERMANOVA para testar el efecto de los factores Control vs. Impactada (C vs. I), Localidad (Loc) y Estación sobre la cobertura de la vegetación en el nivel inferior y superior de la zona intermareal. Nivel de significancia $p < 0,05$.

Source	Nivel Inferior				Nivel Superior			
	df	MS	Pseudo- F	p	df	MS	Pseudo- F	p
Control vs. Impactada	1	34808	3,5595	0,1336	1	404,26	0,080446	0,6003
Localidad (C vs.I)	4	9778,8	1,2392	0,4015	4	5025,2	1,664	0,2764
Estación [Loc (C vs.I)]	6	7891,3	13,249	0,0001	6	3020	4,9469	0,0003
Residual	96	595,59			96	610,49		
Total	107				107			

El índice de diversidad Shannon (Fig.4) muestra los valores más bajos en las localidades impactadas, especialmente en el nivel inferior. Este parámetro presentó, en general, valores ligeramente superiores en el nivel inferior (en Tonpoi la diferencia era más ostensible). El análisis PERMANOVA (Tabla 5) detectó las mismas diferencias significativas que en los dos parámetros anteriores, es decir, únicamente en el factor de estación. Sin embargo, el test PERMDISP mostró diferencias para este factor únicamente en el nivel superior ($F:5,7371$; $p:0,0163$). Por lo tanto, en dicho nivel esas diferencias se debieron al efecto de la dispersión.

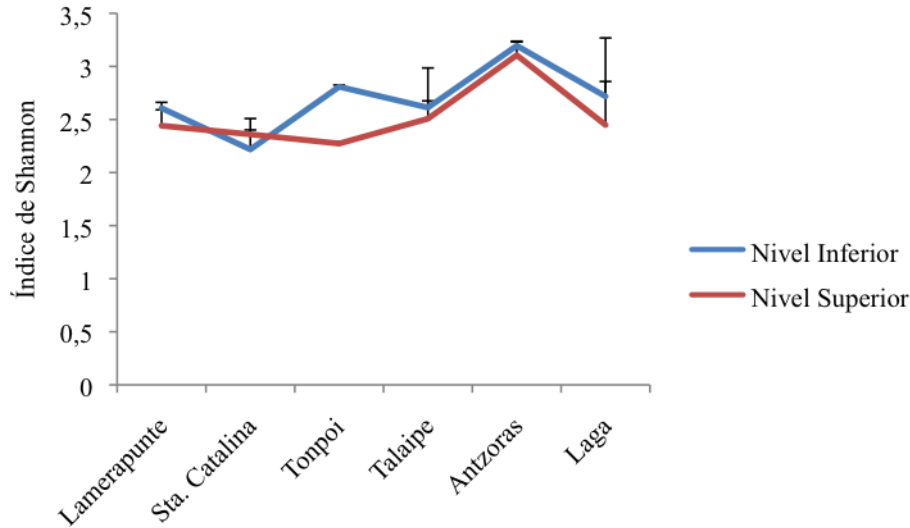


Fig.4. Índice de Shannon (media \pm SD, n= 18) del nivel inferior (azul) y superior (rojo) de las localidades estudiadas.

Tabla 5. Resumen de los resultados del PERMANOVA para testar el efecto de los factores Control vs. Impactada (C vs. I), Localidad (Loc) y Estación sobre el índice de Shannon de la vegetación en el nivel inferior y superior de la zona intermareal. Nivel de significancia $p < 0,05$.

Source	Nivel Inferior				Nivel Superior			
	df	MS	Pseudo- F	p	df	MS	Pseudo- F	P
Control vs. Impactada	1	4,2571	3,5119	0,118	1	3,0313	1,3913	0,3365
Localidad (C vs.I)	4	1,2122	2,3333	0,165	4	2,1788	2,6468	0,1452
Estación [Loc (C vs.I)]	6	0,51953	3,187	0,004	6	0,82318	5,4714	0,0003
Residual	96	0,16301			96	0,15045		
Total	107				107			

3.2. Estrategia vital y grupos morfo-funcionales

En lo referente a la estrategia vital de las especies (Fig.5), la cobertura de especies perennes fue mayor que el de estacionales en todas las localidades. Este parámetro mostró valores más bajos en las localidades impactadas, especialmente en el nivel inferior del intermareal (Santa Catalina mostró el valor mínimo). En este mismo nivel, la cobertura aportada por especies estacionales era mayor en las localidades impactadas (Santa Catalina mostró el valor máximo) mientras que en el nivel superior, las diferencias entre ambos grupos de estaciones fueron menos patentes. Dentro de las localidades control, Talaípe destacó por los valores altos de cobertura de especies perennes en el nivel inferior (principalmente *Cystoseira tamariscifolia* y *Corallina elongata*).

El análisis PERMANOVA (Tabla 6) detectó diferencias significativas en el factor estación, al igual que en los análisis anteriores. El test PERMDISP, del mismo modo que anteriormente, sólo mostró diferencias para este factor únicamente en el nivel superior ($F:10,791$; $p:0,0012$). Por lo tanto, la interpretación es idéntica que en el caso del índice de Shannon.

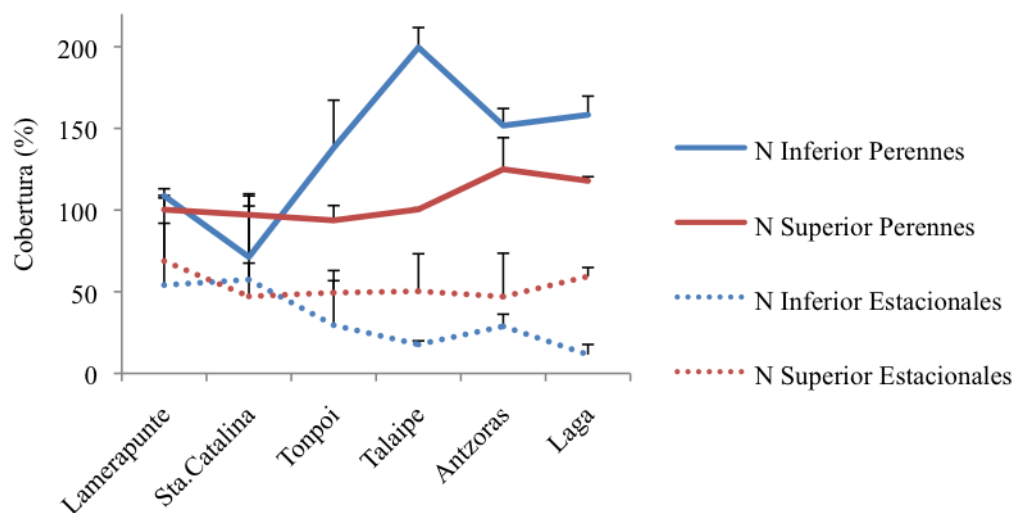


Fig.5. Cobertura (media \pm SD, n= 18) aportada por especies perennes (líneas continuas) y estacionales (líneas discontinuas) del nivel inferior (azul) y superior (rojo) de las localidades estudiadas.

Tabla 6. Resumen de los resultados del PERMANOVA para testar el efecto de los factores Control vs. Impactada (C vs. I), Localidad (Loc) y Estación sobre la cobertura (perennes vs estacionales) en el nivel inferior y superior de la zona intermareal. Nivel de significancia $p < 0,05$.

Source	Nivel Inferior				Nivel Superior			
	df	MS	Pseudo- F	p	df	MS	Pseudo- F	p
Control vs. Impactada	1	124200	9,8486	0,0728	1	2677,6	0,92002	0,3372
Localidad (C vs.I)	4	12611	3,163	0,1001	4	2910,4	2,7563	0,1158
Estación [Loc (C vs.I)]	6	3987,1	5,4324	0,0001	6	1055,9	2,5175	0,0228
Residual	96	733,94			96	419,43		
Total	107				107			

Todos los grupos morfo-funcionales estudiados estaban presentes en ambos niveles, excepto las cianofíceas que solamente aparecieron en nivel inferior (Fig. 6). En las localidades de control, los grupos mayoritarios fueron las filamentosas corticadas y correosas, mientras que en las impactadas la más representativa fue el grupo de foliosas simples. El grupo de corticación compleja, que incluye entre otros taxones como *Gelidium corneum*, *Gelidium pusillum* o *Halopteris scoparia*, únicamente fue más abundante en el nivel inferior de las

control. En el caso del nivel superior, no fue apreciable tal diferencia, presentando incluso la localidad impactada de Lamerapunte el valor mayor del área de estudio, cuya vegetación presentó una alta cobertura de la rodofícea cespitosa *Gelidium pusillum*. Dentro de las localidades control, Laga destacó por presentar la mayor abundancia de especies con corticación compleja en el nivel inferior, principalmente *Gelidium corneum*, especie bien adaptada a la topografía particularmente abrupta de esta localidad. Por último, el test PERMANOVA de las especies con corticación compleja (tabla 7) mostró diferencias para el factor localidad únicamente en el nivel inferior y para el factor estación en ambos niveles. Sin embargo, el test PERMDISP detectó diferencias en el inferior ($F:55,416; p:0,0001$). Así el nivel inferior estaba influido por la dispersión mientras que el superior estaba libre de efectos.

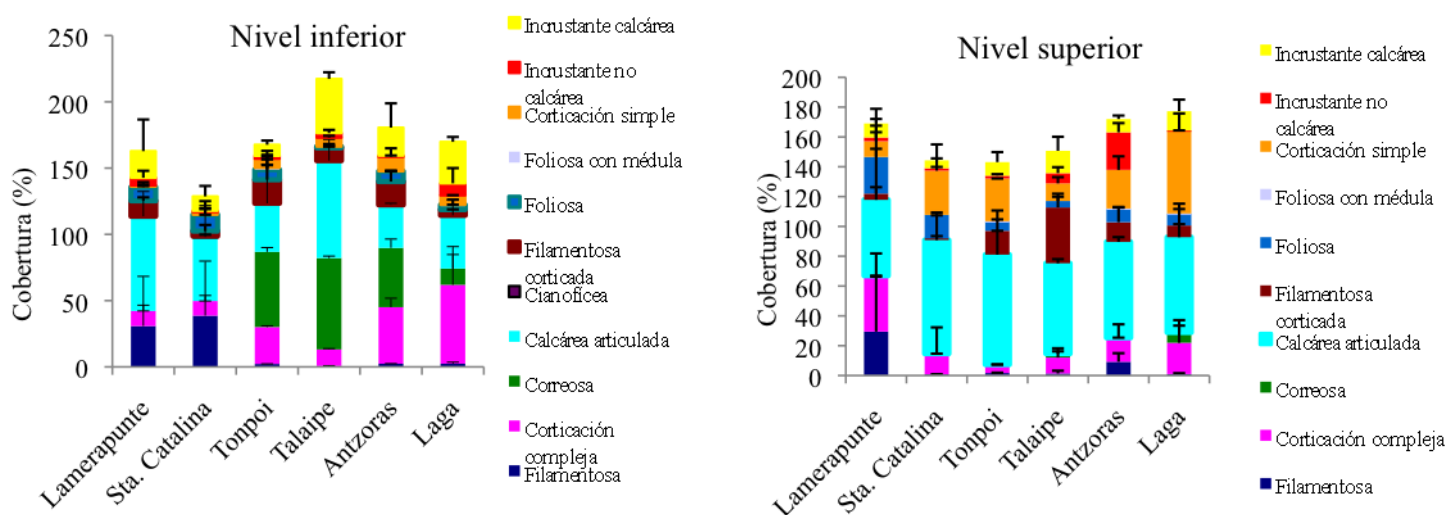


Fig.6. Cobertura (media \pm SD, n= 18) aportada por especies de los distintos grupos morfo- funcionales en los niveles inferior (izquierda) y superior (derecha) de las localidades estudiadas

Tabla 7. Resumen de los resultados del PERMANOVA para testar el efecto de los factores Control vs. Impactada (Cs vs. I), Localidad (Loc) y Estación sobre la forma funcional de corticación compleja de la vegetación en el nivel inferior y superior de la zona intermareal. Nivel de significancia $p < 0,05$.

Source	Nivel Inferior				Nivel Superior			
	df	MS	Pseudo- F	p	df	MS	Pseudo- F	p
Control vs. Impactada	1	14300	2,6179	0,1378	1	3667,1	1,9877	0,2661
Localidad (C vs.I)	4	5462,3	6,0119	0,0183	4	1844,9	0,64394	0,6794
Estación [Loc (C vs.I)]	6	908,59	5,5219	0,0001	6	2865	16,848	0,0001
Residual	96	164,54			96	170,05		
Total	107				107			

Discusión

Los resultados del presente estudio revelan que las localidades impactadas (Lamerapunte y Santa Catalina) presentan valores de los parámetros estudiados menores que en las localidades control. En general, un alto grado de polución provoca una reducción en la riqueza de las especies (Brown *et al.*, 1990; Munda, 1993) y un declive en algas perennes frente a un aumento de estacionales (Gorgula & Connell, 2004) en las comunidades fitobentónicas. A pesar de que la polución influye negativamente en la riqueza, cobertura y diversidad de las especies (Littler & Murray, 1975), los resultados del análisis multivariable PERMANOVA no muestran diferencias significativas entre las localidades control e impactadas, detectando únicamente diferencias significativas entre estaciones. Este resultado podría explicarse en gran medida por el efecto de la dispersión de las unidades muestrales para los parámetros estudiados, ya que las diferencias son mayores dentro de cada localidad que entre las localidades entre sí, y este hecho disminuye las diferencias entre control e impactadas. En general, el estudio de parámetros estructurales revela que la mayoría de los valores registrados en el horizonte inferior, tanto en riqueza, cobertura como en el índice de Shannon, son mayores que los valores del horizonte superior. Éste último horizonte está expuesto a un mayor estrés ambiental, el cual influye negativamente en la diversidad (Williams *et al.*, 2013). En el área de estudio, también los parámetros estudiados alcanzan valores más altos en el nivel inferior, aunque en las localidades impactadas, los valores de algunos parámetros son mayores en el nivel superior (Cobertura en Lamerapunte y Sta. Catalina; diversidad en Sta. Catalina). Al ser localidades impactadas por el vertido de aguas residuales, posiblemente el mayor contenido de materia orgánica particulada en la columna de agua produzca unos mayores niveles de sedimentación sobre el sustrato rocoso, amortiguando el efecto de la desecación en el nivel superior (Cloern, 2001). Particularmente, Santa Catalina muestra en el nivel inferior los valores más bajos de riqueza, cobertura y diversidad mostrando así el mayor nivel de degradación biológica en el área de estudio.

En cuanto a las formas de vida, las cuatro localidades control presentan una mayor abundancia de especies perennes, con un máximo en Talaípe (Control 2) donde dominan taxones como *Cystoseira tamariscifolia*, *Corallina elongata* y *Mesophyllum lichenoides* (Tabla 1). Las especies perennes, debido a que requieren un periodo de tiempo más largo para completar su ciclo vital son más vulnerables ante las alteraciones en el medio causadas por la contaminación. Diversos estudios han reportado una disminución de macrófitos perennes, en respuesta a las perturbaciones antropogénicas (Brown *et al.*, 1990; Pinedo *et al.*, 2007; Connell *et al.*, 2008). En general, se considera la pérdida de algas perennes como la primera

señal de degradación de la vegetación (Brown *et al.*, 1990; Connell *et al.*, 2008). Por lo tanto, aunque estadísticamente las diferencias no son significativas según los resultados del análisis de PERMANOVA (probablemente debido a la alta variabilidad de los valores de este parámetro en varias localidades) los valores bajos de abundancia de especies perennes en las localidades impactadas (Lamerapunte y Santa Catalina) son un claro reflejo de su elevado deterioro ecológico.

En relación a los grupos morfo-funcionales, la mayor abundancia de formas correosas, como *Cystoseira tamariscifolia*, y de corticación compleja, como *Gelidium corneum*, en el nivel inferior de las localidades control sirve para discriminar claramente ambos grupos de localidades (control vs impactadas). Estas especies, formadoras de copa, han sido señaladas como bioindicadoras de aguas limpias (Díez *et al.*, 1999). Sin embargo, en el nivel superior se detecta la tendencia opuesta ya que la mayor abundancia de formas con corticación compleja se produce en el nivel superior de las localidades impactadas, debido al recubrimiento cespitoso de *Gelidium pusillum*. Este taxón es dominante cuando el estado ecológico de las asociaciones de algas intermareales es pobre (Díez *et al.*, 2012a), por lo tanto en la localidad de Lamerapunte la polución es bastante elevada.

Conclusiones

El estudio de los parámetros estructurales (riqueza, cobertura e índice de Shannon) y de otros descriptores de la comunidad (estrategia vital y grupos morfo-funcionales) del fitobentos intermareal ha permitido realizar una primera evaluación del estado ecológico de la costa abierta de Urdaibai. En contraste con las poblaciones control, las poblaciones impactadas por los vertidos de aguas residuales no tratadas (Lamerapunte en Bermeo y Santa Catalina en Mundaka) presentan una reducción de la riqueza específica, cobertura y diversidad, siendo más abundantes especies estacionales y foliosas de morfología simple. Sin embargo, estas diferencias no fueron estadísticamente significativas (PERMANOVA) debido a la alta variabilidad espacial de la vegetación existente entre las localidades control en el área de estudio. En contraste, el factor estación tuvo una influencia mayor que la localidad debido a la existencia de un gradiente de contaminación entre las estaciones de las poblaciones impactadas y la heterogeneidad de la vegetación dentro de la propia localidad en las localidades control.

El presente estudio, realizado antes de la puesta en funcionamiento de la depuradora de Lamiaran (Bermeo), permitirá comparar mediante estudios de monitorización la eficacia de

las medidas correctoras aplicadas así como evaluar la posible incidencia del cambio climático en la Reserva de Urdaibai.

Agradecimientos

En primer lugar quisiera expresar mi gratitud a mi director del proyecto, el Dr. José María Gorostiaga, por su generosa ayuda en la elaboración del proyecto, mostrándome siempre una sonrisa y su disponibilidad ante cualquier duda y/o problema.

También quisiera mostrar mi agradecimiento a cada uno de los miembros del grupo de Bentos Marino de la Universidad del País Vasco, Nahiara, Isabel, Alberto y Endika, por estar siempre dispuestos a ayudarme; en particular quisiera agradecer a Alberto, por ayudarme a comprender la estadística estar siempre dispuesto a ayudarme en mis dudas en cuanto a la identificación de la algas. Por último, no quisiera terminar sin agradecer a Rocío Antolín y Ekaitz Enjamio, por todo este tiempo que hemos pasado juntos en la identificación de las especies, ya que sin ellos este trabajo no hubiera sido posible.

Bibliografía

- Anderson, M.J., Gorley, R.N., Clarke, K.R., 2008. PERMANOVA+ for PRIMER: Guide to software and Statistical Methods. PRIMER-E, Plymouth, UK.
- Austin, M. & Van Niel, K.P., 2011. Improving species distribution models for climate change studies: variable selection and scale. *Journal of Biogeography*, 38:1-8
- Bischof, K., Gómez, I., Molis, M., Hanelt, D., Karsten, U., Lüder, U., Roleda, M.Y., Zacher, K., Wienke, C., 2006. Ultraviolet radiation shapes seaweed communities. *Environmental Science and Biotechnology*, 5:141–166.
- Borja, A., Fontán, A., Muxika, I., 2013. Interactions between climatic variables and human pressures upon a macroalgae polulation: Implications for management. *Ocean & Coastal Management*, 76:85-95.
- 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. *Bot. Mar.*, 33:85–98.
- CEPYC-CEDEX, 2000. Informe anual 1999 de la boya de la red EMOD de Bilbao para Puertos del Estado (157 pp.). Madrid: Centro de Estudios de Puertos y Costas del Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas.

- Clarke, K.R. & Gorley, R.N., 2006. PRIMER v6: Manual/Tutorial. PRIMER-E, Plymouth, UK.
- Cloern, J., 2001. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 210:223–253.
- Connell, S.D., Russell, B.D., Turner, D.J., Shepherd, S.A., Kildea, T., Miller, D., Airoidi, L., Cheshire, A., 2008. Recovering a lost baseline: missing kelp forests from a metropolitan coast. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 360:63–72.
- Díez, I., Secilla, A., Santolaria, A., Gorostiaga, J. M., 1999. Phytobenthic Intertidal Community Structure Along a Environmental Pollution Gradient. *Marine Pollution Bulletin* Vol. 38, 6:463-472.
- Díez I., Secilla, A., Santolaria, A., Gorostiaga, J.M., 2000. The North coast of Spain. In C. Sheppard (Ed.), *SEAS AT THE MILLENIUM. An environmental evaluation*. Elsevier: 135-150.
- Díez, I., Santolaria, A., Gorostiaga, J.M., 2003. The relationship of environmental factors to 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., Bustamante, M., Santolaria, A., Tajadura, J., Mugerza, N., Borja, A., Muxika, I., Saiz-Salinas, J.I., Gorostiaga, J.M., 2012a. Development of a tool for assessing the ecological quality status of intertidal coastal rocky assemblages, within Atlantic Iberian coasts. *Ecological Indicators*, 12:58-71.
- Díez, I., Mugerza, N., Santolaria, A., Ganzedo, U., Gorostiaga, J.M., 2012b. Seaweed assemblage changes in the eastern Cantabrian Sea and their potential relationship to climate change. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 99:108-120.
- Eriksson, B.K., Johansson, G., Snoeijs, P., 1998. Long-term changes in the sublittoral zonation of brown algae in the southern Bothnian Sea. *Eur. J. Phycol.*, 33:241–249.
- Eriksson, B.K., Johansson, G., Snoeijs, P., 2002. Long-term changes in the macroalgal vegetation of the inner Gullmar Fjord. Swedish Skagerrak Coast. *J. Phycol.*, 38:284-296.
- Gobierno Vasco:
https://www.euskadi.net/r4912872/es/contenidos/informacion/patronato_urdaibai/es_1078/patronato.html
- Goikoetxea, N., Borja, A., Fontán, A., Gonzalez, M., Valencia, V., 2009. Trends and anomalies in sea-surface temperature, observed over the last 60 years, within the southeastern Bay of Biscay. *Cont. Shelf Res.* 29: 1060-1069.

- Gorgula, S.K. & Connell, S.D., 2004. Expansive covers of turfforming algae on human-dominated coast: the relative effects of increasing nutrient and sediment loads. *Mar. Biol.*, 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.
- Halpern, B.S., McLeod, K.L., Rosenberg, A.A., Crowder, L.B., 2008. Managing for cumulative impacts in ecosystem-based management through ocean zoning. *Ocean Coast. Manag.*, 51:203-211.
- Heikkinen, R.K., Luoto, M., Araújo, M.B., Virkkala, R., Thuiller, W., Sykes, M.T., 2006. Methods and uncertainties in bioclimatic envelope modelling under climate change. *Progress in Physical Geography*, 30:751-777
- IPCC, 2007. Cambio climático 2007: Informe de síntesis. Contribución de los Grupos de trabajo I, II y III al Cuarto Informe de evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático
- Kautsky, H., Kautsky, L., Kautsky, N., Kautsky, V. & Lindblad, C., 1992. Studies on the *Fucus vesiculosus* community in the Baltic Sea. *Acta Phytogeogr. Suec.*, 78:33–48.
- Littler, M.M. & Murray, S.N., 1975. Impact of sewage on the distribution, abundance and community structure of rocky intertidal macro-organisms. *Marine Biology*, 30:277-291.
- May, V. 1985. Observations on algal floras close to two sewage 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, Ltd. London, England, 220 pp.
- Philippart, C.J.M., Anadón, R., Danovaro, R., Dippner, J.W., Drinkwater, K.F., Hawkins, S.J., Oguz, T., O'Sullivan, G. , Reid, P.C., 2011. Impacts of climate change on European marine ecosystems: Observations, expectations and indicators. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 400: 52-69
- Pinedo, S., García, M., Satta, M.P., De Torres, M., Ballesteros, E., 2007. Rocky-shore communities as indicators of water quality: a case study in the Northwestern Mediterranean. *Mar. Pollut. Bull.*, 55:126–135.

- 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). *Mar. Pollut. Bull.*, 50: 1472-1489
- Shannon, C.E. & Weaver, W., 1949. *The Mathematical Theory of Communication*. Univ. Of Illinois Press. Urbana. 119 pp.
- Wahl, M., Molis, A., Davis, S., Dobretsov, S.T., Dürr, J., Johansson, J., Kinley, D., Kirugara, M., Langer, H.K., Lotze, M., Thiel, J.C., Thomasson, B., Worm, D., Zeevi, B.Y., 2004. UV effects that come and go: a global comparison of marine benthic community level impacts. *Global Change Biology*, 10:1962–1972.
- Williams, S.L., Bracken, M.E.S., Jones, E., 2013. Additive effects of physical stress and herbivores on intertidal seaweed biodiversity. *Ecology*, 94(5):1089-1101.