



17(1)

Estudio del hábitat idóneo para *Zostera noltii* y su modificación bajo un escenario de cambio climático en el estuario del Oka



Mireia Valle
Angel Borja
Ibon Galparsoro
Joxe Mikel Garmendia
Guillem Chust

Valle, M., Borja, Á., Galparsoro, I., Garmendia, J.M., Chust, G., 2010. Estudio del hábitat idóneo para *Zostera noltii* y su modificación bajo un escenario de cambio climático en el estuario del Oka. '*Revista de Investigación Marina*'. 17(1): 1-12.

La serie '*Revista de Investigación Marina*', editada por la Unidad de Investigación Marina de Tecnalia, cuenta con el siguiente Comité Editorial:

Editor: Dr. Ángel Borja

Adjunta al Editor: Dña. Mercedes Fernández Monge e Irantzu Zubiaur (coordinación de las publicaciones)

Comité Editorial: Dr. Lorenzo Motos
Dr. Adolfo Uriarte
Dr. Michael Collins
Dr. Javier Franco
D. Julien Mader
Dña. Marina Santurtun
D. Victoriano Valencia
Dr. Xabier Irigoien
Dra. Arantza Murillas
Dr. Josu Santiago

La '*Revista de Investigación Marina*' de Tecnalia edita y publica investigaciones y datos originales resultado de la Unidad de Investigación Marina de Tecnalia. Las propuestas de publicación deben ser enviadas al siguiente correo electrónico aborja@azti.es. Un comité de selección revisará las propuestas y sugerirá los cambios pertinentes antes de su aceptación definitiva.



Edición: 1.ª Enero 2010

© AZTI-Tecnalia

ISSN: 1988-818X

Unidad de Investigación Marina

Internet: www.azti.es

Edita: Unidad de Investigación Marina de Tecnalia

Herrera Kaia, Portualdea

20010 Pasaia

Foto portada: © Iñigo Onandia (AZTI-Tecnalia)

Estudio del hábitat idóneo para *Zostera noltii* y su modificación bajo un escenario de cambio climático en el estuario del Oka

Mireia Valle^{1*}, Angel Borja¹, Ibon Galparsoro¹, Joxe Mikel Garmendia¹, Guillem Chust²

Resumen

La fanerógama marina *Zostera noltii* está presente en 3 de los 12 estuarios de la costa vasca. La contaminación y fuerte presión antrópica ejercida sobre los ecosistemas estuáricos durante los últimos dos siglos han podido ser las causas de su declive. Debido a que los diferentes hábitats en los que se desarrolla están incluidos en la lista de hábitats naturales de interés comunitario de la Directiva Hábitats (92/43/CEE) y a su importancia como elemento biológico según la Directiva Marco del Agua (2000/60/CE), se ha comenzado a estudiar la posibilidad de recuperar la especie en aquellos estuarios del País Vasco en los que actualmente no está presente. Mediante la aplicación del Análisis Factorial de Nicho Ecológico (ENFA), que produce modelos de hábitat idóneo a partir de la caracterización del nicho ecológico de la especie, se han podido establecer las principales variables ambientales que determinan la distribución de *Z. noltii* en el estuario del Oka: media granulométrica, potencial redox, altura topográfica, selección del sedimento, pendiente, porcentaje de contenido en gravas del sedimento e Índice Topográfico de Posición a escala fina. Por otro lado, al estar inmersos en un proceso de cambio climático, se ha tenido en cuenta el ascenso del nivel medio del mar previsto en la costa vasca para finales de este siglo (49 cm). Bajo este escenario se ha estimado que, en el área de estudio, la superficie actual del hábitat más idóneo de las praderas de *Z. noltii* se podrá reducir hasta un 50%. En un futuro se realizará la validación del modelo a partir de los datos de los estuarios del Bidasoa y del Lea; los dos estuarios restantes donde en la actualidad se pueden encontrar poblaciones de *Z. noltii*. De esta manera se podrá comprobar el grado de fiabilidad del modelo y extrapolarlo a aquellos estuarios donde la especie actualmente no está presente. Los resultados obtenidos a partir de este estudio permitirán realizar una selección precisa de las zonas más idóneas para la restauración las praderas, mejorando así, los hábitats estuáricos y consecuentemente, el estado ecológico de las masas de aguas de transición.

Abstract

Zostera noltii seagrass is only present in 3 of the 12 estuaries of the Basque coast. Pollution and human pressures upon these estuarine ecosystems, throughout the last two centuries, could be the reason of its decline. The different habitats where this species can live are included in the Habitats Directive (92/43/EEC) list of sites of community importance and, according to the European Water Framework Directive (2000/60/EC), *Z. noltii* has strong importance as biological quality element. Due to this regulatory framework, a restoration programme is being planned to be undertaken for this species within those estuaries in which the species is not present nowadays. Using the Ecological Niche Factor Analysis (ENFA), which allows providing habitat suitability models and maps, the main environmental variables explaining the distribution of *Z. noltii* within the Oka estuary have been determined: mean grain-size, redox potential, intertidal height, sediment selection, slope, percentage of gravels and small-scale Topographic Position Index. On the other hand, taking into account climate change and sea-level rise (49 cm within the Basque coast along 21st Century), a reduction of 50% of the *Z. noltii* meadows is expected for the Oka estuary. In the near future, the model will be applied in Bidasoa and Lea estuaries, the other two estuaries where populations of *Z. noltii* are present nowadays, serving as calibration and external validation. Thus, the model could be used within those estuaries in which the species is not currently present. Hence, a better selection of the suitable areas for transplanting and recovery could be made. This recovery will contribute to the ecological status improvement of these areas.

¹ AZTI-Tecnalia, Itsas Ikerketa Saila - Unidad de Investigación Marina. Herrera Kaia Potualdea z/g, 20110 Pasaia (Gipuzkoa).

* Correspondencia: Tel: +34 943004800 (Ext. 839), Correo electrónico: mvalle@azti.es

² AZTI-Tecnalia, Itsas Ikerketa Saila - Unidad de Investigación Marina. Txatxarramendi ugartea z/g - 48395 Sukarrieta (Bizkaia).

Introducción

La fanerógama marina *Zostera noltii* Hornem., 1832, es una especie de amplia distribución en las zonas intermareales de la costa del nordeste atlántico, desde Noruega a Mauritania, así como en gran parte del mar Mediterráneo y mar Negro (Vermaat *et al.*, 1993; Philippart, 1995; Auby y Labourg, 1996; Milchakova, 1999; Pérez Llorens, 2004). Se encuentra a lo largo de toda la costa del mar Cantábrico (Laborda *et al.*, 1997); pero en lo referente a los estuarios del País Vasco la especie tan sólo está presente en 3 (Oka, Lea y Bidasoa) de los 12 estuarios de su costa (Figura 1) (Uribe-Etxebarria *et al.*, 2006; Otxoa *et al.*, 2007; Borja *et al.*, 2008; Garmendia *et al.*, 2008). Los estuarios vascos han estado tradicionalmente degradados (fuerte contaminación y presión humana), lo que presumiblemente ha provocado la desaparición de algunas especies características de éstos como *Z. noltii* (Short y Burdick, 1996; Silván y Campos, 2002), siendo muy difícil su recuperación de manera natural (Garmendia *et al.*, 2008).

Teniendo en cuenta que los diferentes hábitats donde puede establecerse están incluidos en la lista de hábitats naturales de interés comunitario de la Directiva Hábitats (92/43/CEE) y su importancia como elemento biológico según la Directiva Marco del Agua (2000/60/CE) (Borja, 2005), se ha comenzado a estudiar la posibilidad de recuperar la especie en aquellos estuarios del País Vasco en los que en la actualidad no está presente (Garmendia *et al.*, 2008). Para llevar a cabo con éxito esta tarea es preciso conocer cuáles son las condiciones ambientales más favorables para su desarrollo (Moore y Short, 2006; Short *et al.*, 2002), de manera que estudiando los lugares donde actualmente aparece se pueda determinar cuáles son las zonas más idóneas para su recuperación en aquellos estuarios en los que actualmente no está presente. Para ello, existen métodos como el Análisis Factorial de Nicho Ecológico (ENFA), implementado en el software *BioMapper* (<http://www2.unil.ch/biomapper/>). Este análisis permite producir modelos de Hábitat Idóneo (HI) (*Habitat Suitability*) y obtener Mapas de Hábitat Idóneo (MHI) (*Habitat Suitability*

Map) (Hirzel *et al.*, 2002). El ENFA, que no requiere datos de ausencia, utiliza los datos de presencia de la especie y los compara con las condiciones ambientales disponibles en todo el área de estudio (Hirzel *et al.*, 2002; Braunisch *et al.*, 2008). Este tipo de análisis ha sido aplicado mayoritariamente en la modelización de hábitats terrestres (Estrada-Peña y Venzal, 2007; Viña *et al.*, 2008); aunque, recientemente, también se ha utilizado en ecosistemas marinos (Oviedo, 2007; Galparsoro *et al.*, 2008; Praca y Gannier, 2008; Skov *et al.*, 2008). También se han empleado otras técnicas de análisis, como Análisis de Componentes Principales y regresiones logísticas (multivariado), para predecir el hábitat disponible para *Zostera spp.* en el norte de Europa (van der Heide *et al.*, 2009).

Para llevar a cabo esta investigación, se ha seleccionado el estuario del Oka, ya que en él se desarrollan extensas poblaciones de *Z. noltii* que han sido cartografiadas recientemente (Uribe-Etxebarria *et al.*, 2006; Otxoa *et al.*, 2007; Garmendia *et al.*, 2008). Además, debido a su alto grado de interés ecológico, en este estuario se cuenta con abundante información sobre variables ambientales, al haber sido objeto de estudio en varios proyectos (ver más adelante). Todo ello permite la integración de los datos en un Sistema de Información Geográfica (SIG) y la aplicación del método ENFA para la obtención del modelo de HI y el correspondiente MHI para *Z. noltii*.

Por tanto, el objetivo de la presente investigación, es estudiar los factores ambientales que determinan la distribución de *Z. noltii* en el estuario del Oka. Esto sentará las bases que permitirán, en el futuro, determinar las zonas más idóneas para realizar tareas de restauración de sus praderas en aquellos estuarios donde actualmente no está presente.

Por último, esta investigación pretende evaluar la modificación que sufrirá la distribución del HI obtenido para la especie en el área de estudio debido al ascenso del nivel medio del mar provocado por el cambio climático global en el Golfo de Vizcaya (Chust *et al.*, 2009a). Así, podrán tenerse en cuenta los efectos causados por este proceso y adecuar la selección de las zonas a recuperar a este nuevo escenario ambiental.

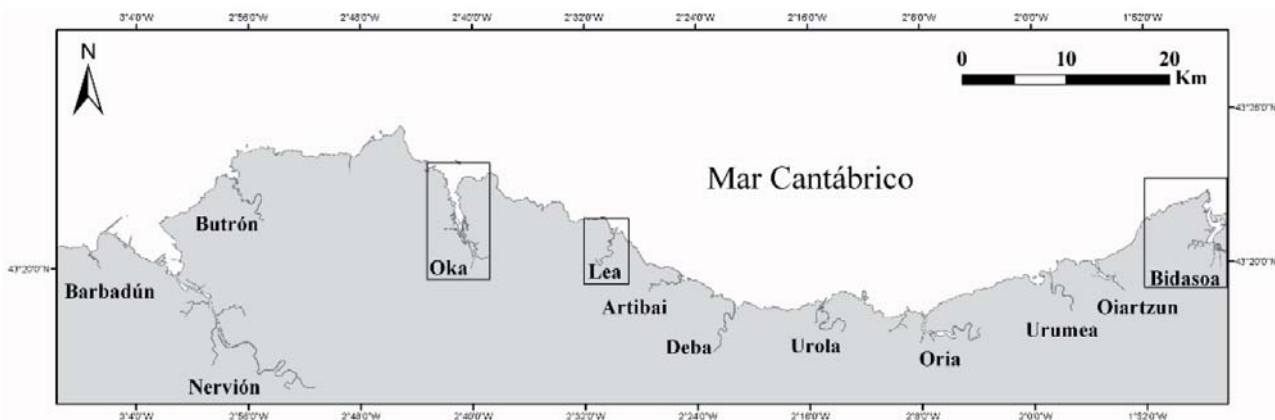


Figura 1. Distribución de los estuarios de la costa vasca. Se resaltan con un recuadro negro los tres estuarios donde actualmente se desarrollan poblaciones de *Zostera noltii*.

Material y métodos

Área de estudio

El área de estudio de la presente investigación se centra en el estuario del Oka, ubicado en la zona centro-occidental de la costa del País Vasco. Sus características hidromorfológicas más relevantes pueden verse en Borja *et al.* (2006). Este estuario es uno de los biológicamente más diversos y mejor conservados del País Vasco, junto con el del Bidasoa (Borja *et al.*, 2004). Debido a ello, se encuentra amparado bajo diferentes figuras de protección y conservación de ámbito autonómico e internacional (Castro *et al.*, 2004). En sus marismas se desarrolla un número considerable de especies incluidas en el Catálogo Vasco de especies amenazadas (Otxoa *et al.*, 2007), entre ellas *Z. noltii*, especie objeto de la presente investigación.

Recopilación de datos

En este apartado se describen los diferentes tipos de datos recopilados para la elaboración del trabajo y sus fuentes.

a) Localización geográfica de las poblaciones de *Z. noltii*

La distribución geográfica de la especie se obtuvo a partir del Informe ‘Trabajos de restauración de *Zostera noltii* en la Costa Vasca’, realizado por AZTI-Tecnalia para la Agencia Vasca del Agua (Garmendia *et al.*, 2008) y partir del trabajo de cartografiado a escala 1:5.000 de las poblaciones vizcaínas de plantas incluidas en el Catálogo Vasco de Especies Amenazadas (Otxoa *et al.*, 2007).

El día 24 de junio de 2009 se realizó un muestreo complementario para comprobar el correcto posicionamiento de las manchas y georreferenciar manchas nuevas. Durante este muestreo se cartografió un nuevo polígono de *Z. noltii*. Las coordenadas X e Y (en Proyección UTM y Datum WGS84) del contorno de los polígonos se recogieron mediante un GPS modelo Magellan MobileMapper 6.

b) Características del sedimento

Las características del sedimento se obtuvieron a partir del informe antes mencionado (Garmendia *et al.*, 2008) y de la base de datos del SIG ItsasGis de AZTI-Tecnalia, la cual contiene datos generados por estudios de contaminación de sedimentos (Solaun *et al.*, 2009a). Además, también se emplearon datos procedentes del muestreo complementario citado anteriormente.

Se recopilaron datos referentes a las características del sedimento para un total de 171 puntos de muestreo georreferenciados. Las variables adquiridas para cada punto fueron las siguientes: media granulométrica y selección sedimentaria en unidades phi, potencial redox, porcentaje de contenido en materia orgánica y porcentaje de contenido en gravas, arenas y pelitas. La metodología, referente a la recogida de muestras y su posterior tratamiento para el análisis

granulométrico y contenido en materia orgánica, puede verse en Garmendia *et al.* (2008).

c) Altura topográfica

Los datos relativos a la variable altura topográfica se obtuvieron a partir del Modelo Digital del Terreno (MDT) generado en el proyecto ‘Aplicación de sensores de alta resolución para la evaluación de cambios recientes y escenarios futuros del cambio climático en los hábitats de la Reserva de la Biosfera de Urdaibai (Vizcaya)’ (Chust *et al.*, 2009b), elaborado para la Secretaría de Estado de Medio Rural y Agua del Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino.

El MDT del estuario del Oka, generado mediante el altímetro láser LiDAR aerotransportado, cubrió 13 km² a 2 m de resolución horizontal en el medio terrestre (resolución vertical: $\pm 0,15$ m) y a 4 m en el submareal. Todas las cotas fueron referidas al Nivel Medio del Mar en Alicante y se alcanzó la profundidad de 21 m (resolución vertical en fondos sedimentarios: 0,38-0,62 m, resolución vertical en fondo rocoso: 0,55-1,77 m).

d) Corrientes de marea

Los datos referentes a las corrientes de marea en vaciante y llenante se obtuvieron a partir del modelo desarrollado en el ‘Estudio de impacto ambiental del dragado de la zona contigua a Astilleros de Murueta’ realizado por personal de AZTI-Tecnalia para Astilleros de Murueta, S.A (Solaun *et al.*, 2009b). La modelización se realizó a partir del módulo MAREAS del software Trimodena.

Tratamiento de los datos

Se procedió al tratamiento de los datos sobre la información espacial recopilada (variables ecogeográficas y datos de presencia de la especie), con el objeto de generar mapas adecuados para trabajar con el *software* BioMapper. Todos los mapas se procesaron a una resolución horizontal de análisis de 2 m.

Sobre los datos referentes a las características sedimentológicas y velocidades de corrientes se aplicó una interpolación mediante el algoritmo *kriging* del *software* Surfer 8 (Golden Software Inc. ©). Este es un método geoestadístico, que se basa en la premisa de que la variación espacial del fenómeno, representado por los valores Z de la serie, es estadísticamente homogénea a lo largo de la superficie. Su formulación matemática aplica un algoritmo de mínimos cuadrados, utilizando variogramas como funciones de ponderación. Como resultado, se obtuvieron siete mapas ecogeográficos referentes a las características sedimentológicas del sustrato (uno por cada característica antes mencionada); y dos referentes a las condiciones hidrográficas (velocidad de la corriente de marea en vaciante y llenante).

Para la obtención de los mapas ecogeográficos, referentes a las características topográficas, se recurrió a la extensión ‘3D Analyst’ implementada en ArcGis 9.2 (ESRI ®). A partir del MDT, y mediante esta herramienta, se produjeron los

mapas de pendiente y orientación. Por otro lado, a partir de la extensión 'Benthic Terrain Modeler' (BTM, versión 1.0) (Wright *et al.*, 2005) se generaron las capas de rugosidad del terreno, y el Índice de Posición Topográfica (IPT) a escala gruesa y fina. La rugosidad se define como una medida de complejidad del terreno, la cual representa, a partir del grupo de datos batimétricos introducidos, la proporción de superficie respecto al área plana de cada celda. La medida de rugosidad que realiza el BTM se basa en la extensión de ArcView (ESRI®) 'Surface Areas and Elevation Grids' (Jenness, 2006). Los IPT se utilizan para identificar zonas de elevaciones o depresiones del terreno. Ambos índices se calcularon con un factor de escala de 100 m.

Por último, mediante el *software* ArcGis 9.2. se generaron dos mapas de presencia de la especie. Uno en formato de polígonos (generados a partir de las coordenadas geográficas del contorno de las poblaciones) y otro en formato de puntos distribuidos al azar sobre los polígonos de presencia. El primer mapa se utilizó en la generación del modelo de HI y el segundo (con un número de celdas de información menor) se utilizó en la validación cruzada del modelo de HI.

Integración de datos

Para el correcto funcionamiento del ENFA es preciso enmascarar cada uno de los mapas ecogeográficos obtenidos a partir de cada una de las variables, ya que el área cubierta por cada mapa debe ser exactamente la misma para poder realizar el análisis. Por lo tanto, se creó una máscara delimitando la zona intermareal del estuario, zona potencial de distribución de la especie (Garmendia *et al.*, 2008). El proceso de enmascarado se realizó mediante la opción 'Raster calculator' de la extensión 'Spatial Analyst', implementada en el programa ArcGis 9.2.

Análisis Factorial de Nicho Ecológico y Mapa de Hábitat Idóneo

Para elaborar el modelo de HI y obtener el MHI, se utilizó el *software* BioMapper versión 4 (<http://www2.unil.ch/biomapper/>), dentro del cual está implementada la herramienta ENFA, desarrollada por Hirzel *et al.* (2002). El ENFA calcula funciones de idoneidad de hábitat comparando la distribución de la especie en el área cubierta por las variables ecogeográficas. Este método selecciona, por un procedimiento de análisis factorial, la información relevante del hábitat mediante la obtención de los factores de Marginalidad (M) y de Especialización (E). La M representa la distancia ecológica entre el óptimo de la especie y el promedio del hábitat en el área de referencia. Su valor global se sitúa generalmente entre 0 y 1, aunque puede alcanzar valores mayores (Hirzel *et al.*, 2002). Un valor de M alto indica que la especie tiene requerimientos de hábitat que difieren de las condiciones medias disponibles. Por otro lado, el factor de E, que varía entre 0 e infinito, mide cuán estrecho es el rango de la variable para la especie. Su inverso, la Tolerancia, con valores entre 0 y 1, permite interpretar la amplitud del nicho de la

especie. Una especie que presenta una Tolerancia cercana a 1 muestra un nicho más amplio, unos requerimientos ecológicos menos estrictos que una especie con una Tolerancia cercana a 0. A parte de los valores globales de cada factor el ENFA produce una tabla de varianza, donde otorga un coeficiente a cada variable ecogeográfica. Los coeficientes del factor M expresan la marginalidad de la especie en cada variable ecogeográfica. La variable que presenta el valor absoluto más alto será aquella que se aleja más de las condiciones medias disponibles en el área de estudio. Valores negativos indican que la especie prefiere valores más bajos que la media, valores positivos indican que la especie aparece en aquellas celdas que presentan valores más altos que la media en el área de estudio. Respecto a los coeficientes del resto de factores, la variable con el valor absoluto más alto será aquella que es más restrictiva para la aparición de la especie. Con los factores extraídos, aquellos que expliquen la mayor parte de la varianza, el programa construye el Mapa predictivo de HI.

En un principio se añadieron todos los mapas que representaban las características ambientales. Mediante las diferentes opciones del *software* BioMapper, estos mapas fueron verificados y se construyeron las matrices de covarianza y correlación entre todas las variables ecogeográficas, junto con su correspondiente árbol de correlación. Para la construcción del modelo se excluyeron aquellas variables altamente correlacionadas debido a que resultan redundantes, no aportan información adicional al modelo y pueden provocar problemas de multicolinealidad. Una vez seleccionadas las variables, se procedió a ejecutar el ENFA. A partir del modelo obtenido se elaboró el MHI para *Z. noltii*. Este mapa se generó en base al algoritmo de medianas (Hirzel *et al.*, 2002; Hirzel y Arlettaz, 2003) incluyendo los factores que explicaban la mayor parte de la varianza. Una vez realizado el mapa, se evaluó su eficacia predictiva por medio del procedimiento de la validación cruzada aplicable en BioMapper, siguiendo el método descrito por Boyce *et al.* (2002). Este tipo de validación genera un intervalo de confianza (generalmente entre 0 y 1) acerca de la eficacia predictiva del modelo (Skov *et al.*, 2008). El índice de Boyce produce una curva de proporción entre lo predicho y lo esperado, esta curva ofrece más información sobre la calidad del modelo: robustez, resolución HI y desviación de la aleatoriedad. Dicha información permite la reclasificación del mapa predicho en clases o intervalos significativos de HI.

Extrapolación del modelo al escenario de cambio climático

Se generó el modelo de extrapolación a partir del modelo de HI ya obtenido y por otro lado se transformó el mapa de la variable altura topográfica con el objeto de simular el escenario de cambio climático. Esta transformación consistió en disminuir las cotas del mapa 49 cm, ascenso del nivel medio del mar previsto para el Golfo de Vizcaya a lo largo del siglo 21 (Caballero *et al.*, 2009). Una vez transformado este mapa, se procedió a la extrapolación del modelo en la misma área de estudio con la variable de altura topográfica modificada.

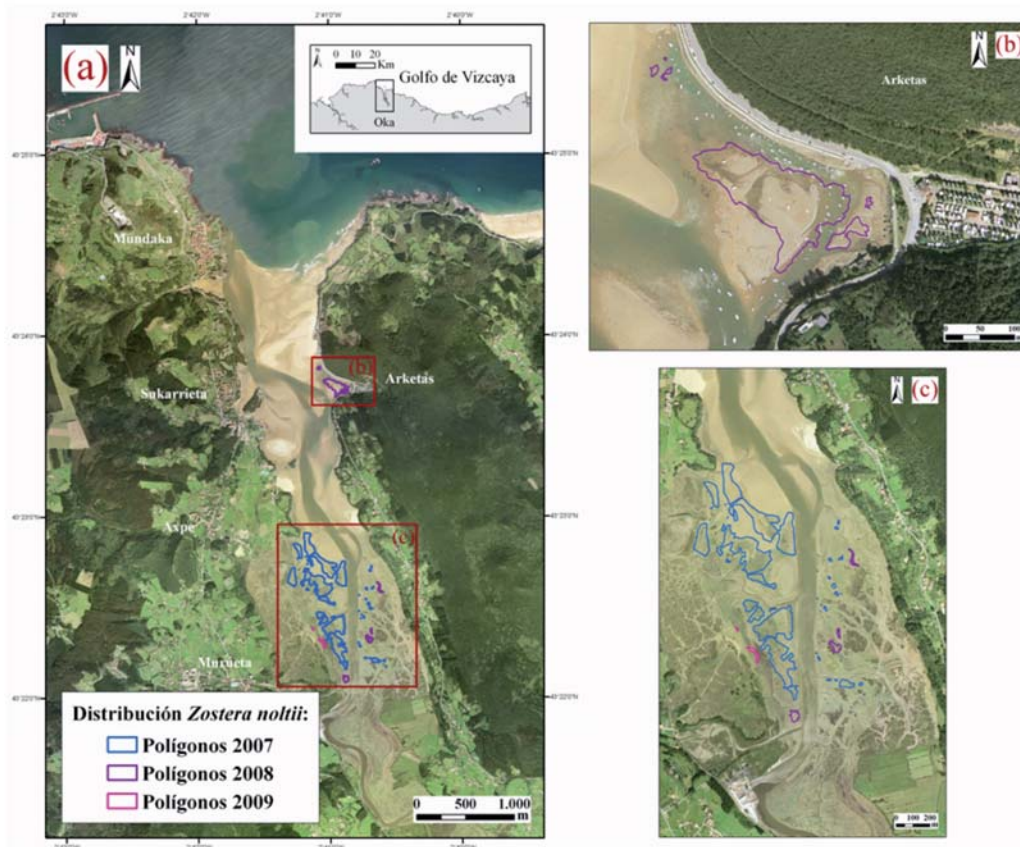


Figura 2. Distribución de los polígonos de presencia de *Zostera noltii* en el estuario del Oka (a). Detalle de la zona de Arketas (b) y Murueta (c).

Resultados

El área total caracterizada dentro del estuario fue de 4,16 km², con 1.040.644 celdas. De ella, el área ocupada por los polígonos de *Z. noltii* fue de 0,21 km², con 53.503 celdas (Figura 2). La capa de puntos aleatorios creados sobre el área ocupada por los polígonos, presentó una superficie de 0,014 km², compuesta por 5.081 celdas.

Análisis Factorial de Nicho Ecológico

Para aplicar el ENFA de los 15 mapas ecogeográficos (generados a partir de cada una de las variables antes mencionadas) se excluyeron aquellos que procedían de variables con una correlación mayor al 0,724. Por lo que para la construcción del modelo se utilizaron finalmente un total de 11 mapas ecogeográficos (Tabla 1).

El análisis ENFA realizado para *Z. noltii* en el estuario del Oka dio como resultado un valor de M global de 1,008, lo que indica que el hábitat de la especie difiere considerablemente de la media de las condiciones ambientales en el área de estudio; un valor de E global de 3,455, valor que se traduce en un nicho ecológico estrecho; y por último, un valor de Tolerancia global de 0,289, valor cercano a cero que confirma la especialización de la especie, siendo ésta restrictiva en el rango de condiciones en las que vive.

A partir de los resultados obtenidos con el ENFA, se retuvieron cuatro factores para la producción del MHI, los cuales explican el 90% de la especialización. El primer eje seleccionado o de Marginalidad (que maximiza la diferencia absoluta entre la media global ambiental y la media de la especie) explica el 19% de la variabilidad. Los otros tres factores seleccionados (factores de Especialización) explican, respectivamente, el 36%, el 27% y el 8% (Tabla 2).

Las variables con coeficientes de M mayores (que determinan la presencia de *Z. noltii*) fueron: media granulométrica (0,71), potencial redox (-0,55), altura topográfica (0,26), selección sedimentaria (0,24), pendiente (-0,15), contenido en gravas (-0,13) e IPT a escala fina (0,11). Las variables ecogeográficas materia orgánica, orientación, rugosidad del terreno y velocidad de la corriente vaciante, presentan coeficientes de M inferiores, por lo que su importancia es menor a la hora de determinar el nicho de la especie (Tabla 2).

Con el objetivo de interpretar el valor de los coeficientes de las diferentes variables que explican el factor de M, se comparó la distribución de los valores de las variables en aquellas zonas donde la especie está presente y en el área de estudio (Tabla 3).

El coeficiente positivo de la media granulométrica indica la preferencia de la especie hacia valores mayores que los valores medios disponibles en la zona de estudio; esto es, tendencia

Tabla 1. Listado de las variables ecogeográficas y comentarios. Abreviaturas: IPT_fino, Índice de Posición Topográfico a escala fina, IPT_grosso, Índice de Posición Topográfico a escala gruesa.

Tipo de variable	Variabes ecogeográficas	Comentarios
Características del sustrato	Media granulométrica (ϕ)	Utilizada en el análisis
	Selección sedimentaria (ϕ)	Utilizada en el análisis
	Contenido en gravas (%)	Utilizada en el análisis
	Contenido en arenas (%)	Eliminada ($r= 0,973$ con media)
	Contenido en pelitas (%)	Eliminada ($r= 0,977$ con media)
	Contenido en materia orgánica (%)	Utilizada en el análisis
	Potencial redox (mV)	Utilizada en el análisis
Características del terreno	Altura (m)	Utilizada en el análisis
	Orientación	Utilizada en el análisis
	IPT_fino	Utilizada en el análisis
	IPT_grosso	Eliminada ($r= 1$ con IPT_fino)
	Pendiente ($^{\circ}$)	Utilizada en el análisis
	Rugosidad	Utilizada en el análisis
Condiciones hidrográficas	Velocidad de la corriente de marea en llenante ($m.s^{-1}$)	Eliminada ($r= 0,804$ con vaciante)
	Velocidad de la corriente de marea en vaciante ($m.s^{-1}$)	Utilizada en el análisis

Tabla 2. Varianza explicada por los cuatro primeros factores ecológicos y, entre paréntesis, valores de los coeficientes de las diferentes variables. Abreviaturas: Espec., Especialización; Pot. redox, Potencial redox; IPT_fino, Índice de Posición Topográfica a escala fina; Mat.org., porcentaje de contenido en materia orgánica.

Marginalidad (19%)	Espec. (36%)	Espec. (27%)	Espec. (8%)
Media (0,71)	Rugosidad (-0,98)	Altura (-0,90)	IPT_fino (-0,87)
Pot. redox (-0,55)	Altura (-0,13)	Rugosidad (0,25)	Pot. redox (-0,30)
Altura (0,26)	Pendiente (0,13)	IPT_fino (0,24)	Gravas (-0,27)
Selección (0,24)	Gravas (-0,04)	Pot. redox (-0,22)	Altura (-0,21)
Pendiente (-0,15)	Pot. redox (0,03)	Media (0,09)	Mat. org. (0,15)
Gravas (-0,13)	Media (0,02)	Pendiente (-0,09)	Vaciantes (0,07)
IPT_fino (0,11)	Vaciantes (-0,02)	Mat. org. (-0,08)	Media (-0,06)
Mat. org. (-0,08)	Selección (0,01)	Gravas (-0,06)	Pendiente (-0,04)
Orientación (-0,06)	Orientación (0,01)	Vaciantes (-0,06)	Orientación (-0,03)
Rugosidad (-0,05)	Mat. org. (-0,01)	Selección (0,03)	Selección (0,01)
Vaciantes (-0,02)	IPT_fino (-0,01)	Orientación (0,00)	Rugosidad (-0,01)

hacia materiales más finos. Como se muestra en la Tabla 3, *Z. noltii* se desarrolla sobre sustratos de tipo arena muy fina (valor de media granulométrica de 3,76 ϕ). En lo que respecta a la variable potencial redox, *Z. noltii* encuentra su hábitat apropiado sobre sedimentos reducidos, el valor medio de esta variable en las áreas de presencia de la especie es de -6,07 mV, valor mucho menor que el valor medio en el área de estudio (194,46 mV). El rango altitudinal cubierto por *Z. noltii* varía de -1,38 a 1,48 m, siendo su valor medio de 0,54 m, valor medio mayor que el encontrado en el área estudiada. Por otro lado, el valor de selección sedimentaria en el que están las manchas de la especie también es mayor que el valor medio de la zona de estudio. La siguiente variable que determina la presencia de la especie es la pendiente del terreno; el rango de

pendiente cubierto por la especie varía de 0,01 a 8,36°, siendo el valor medio de 1,31°, lo que indica que *Z. noltii* se desarrolla sobre terrenos llanos o de poca pendiente. El valor medio de porcentaje de gravas asociado a la presencia de la especie es de 0,81%, demostrando nuevamente, su preferencia por sustratos de grano fino. Por otro lado, las zonas de presencia de la especie están asociadas a un valor de IPT a escala fina cercano a 0 (0,06), mostrando que la especie está presente en zonas planas homogéneas o de baja rugosidad y evita establecerse en zonas deprimidas o elevaciones del terreno. Las últimas variables que influyen en la distribución de la especie presentan valores muy semejantes en las zonas de presencia y en el área de estudio, estas son: contenido en materia orgánica, orientación, rugosidad del terreno y velocidad de la corriente vaciante.

Tabla 3. Distribución de los valores de cada una de las variables ecogeográficas utilizadas para la elaboración del modelo de distribución potencial de *Zostera noltii* en el estuario del Oka. Para cada variable se calculó, mínimo, máximo, media y desviación estándar (D.S.) para las áreas de presencia de la especie y para el área de estudio. Abreviaturas: D.S., desviación estándar; IPT_fino: Índice de Posición Topográfico a escala fina.

	Áreas de presencia				Área de estudio			
	Mínimo	Máximo	Media	D.S.	Mínimo	Máximo	Media	D.S.
Media granulométrica (phi)	1,47	5,91	3,76	1,20	1,26	5,92	2,21	1,10
Potencial redox (mV)	-185,37	331,24	-6,07	70,13	-188,14	548,92	194,46	184,08
Altura (m)	-1,38	1,48	0,54	0,45	-10,27	8,96	-0,48	1,98
Selección sedimentaria (phi)	0,59	2,23	1,72	0,44	0,43	2,35	1,61	0,22
Pendiente (°)	0,01	8,36	1,31	0,98	0,00	65,64	2,06	2,58
Gravas (%)	0,05	8,91	0,81	0,94	0,00	17,56	1,12	1,24
IPT_fino	-4,00	1,00	0,06	0,45	-15,00	6,00	-0,24	1,31
Materia orgánica (%)	1,11	10,60	4,25	1,28	0,97	17,46	4,45	1,35
Orientación	0,00	360,00	162,05	103,72	-1,00	360,00	175,93	108,98
Rugosidad	1,00	1,04	1,00	0,00	1,00	3,03	1,00	0,02
Velocidad de la corriente (cm.s ⁻¹)	0,00	35,81	13,12	8,77	0,00	101,34	13,74	12,77

El valor del Índice de Boyce, obtenido a partir de la validación cruzada, fue de $0,9 \pm 0,2$ (ajustado a 3 intervalos de igual anchura), lo que ratifica el poder predictivo del modelo. El MHI se reclasificó y como resultado se obtuvo un mapa con un rango de valores de HI de 0 a 100 dividido en tres diferentes intervalos de idoneidad: de 0 a 33 (valor medio=16; idoneidad

baja; 806.487 celdas ocupadas), de 33 a 67 (valor medio=50; idoneidad media; 82.878 celdas ocupadas) y de 67 a 100 (valor medio=84; idoneidad alta; 151.207 celdas ocupadas). Se calculó el porcentaje de área ocupada por cada intervalo con respecto al área de estudio total siendo, respectivamente, de 77,5%, 8,0%, 14,5% (Figura 3).

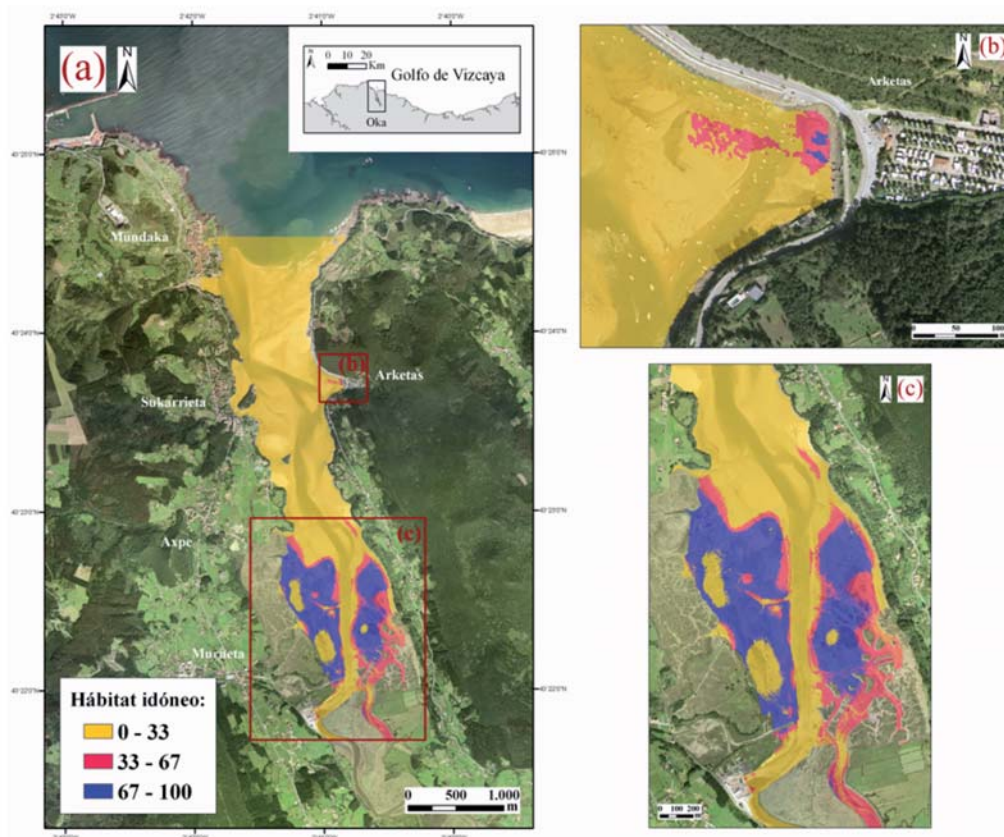


Figura 3. Mapa actual de Hábitat Idóneo para *Zostera noltii* en el estuario del Oka (a). Detalle de la zona de Arketas (b) y Murueta (c).

Extrapolación del modelo al escenario de ascenso del nivel medio del mar

Como resultado de la extrapolación del modelo se obtuvo un nuevo MHI, reclasificado también en tres intervalos de idoneidad (Figura 4): de 0 a 33, (80 % del área total; 808.477 celdas ocupadas); de 33 a 67 (13,8% del área total; 141.651 celdas ocupadas); y de 67 a 100 (7,2% del área total; 73.564 celdas ocupadas). Comparando los nuevos porcentajes de área ocupa por cada intervalo con los obtenidos en el MHI actual, se predijo la modificación que sufrirán los HI actuales bajo el escenario de ascenso del nivel medio del mar. Así, para las zonas que actualmente presentan un grado de idoneidad de hábitat bajo (intervalo de 0 a 33), las nuevas condiciones implicarán un aumento leve de su superficie (de 77,5% a 80%); para las zonas clasificadas con un grado de idoneidad medio el aumento será mucho mayor (de 8,0% a 13,8%); mientras que las zonas de grado de idoneidad alta se reducirán drásticamente pasando de ocupar un 14,5% del área total a un 7,2% (Figura 4).

Tal y como se observa en la Figura 4 (b), en la zona de Arketas desaparecen las áreas de alto grado de idoneidad y la superficie ocupada por las áreas de grado de idoneidad medio se reduce. En la Figura 4 (c), se aprecia el aumento de las áreas de grado de idoneidad medio a ambos lados del canal. En la

margen derecha del canal la disminución de las áreas de alta idoneidad es casi completa, aunque cabe destacar que en la zona baja aparece una mancha de este tipo de grado que en el MHI actual se clasificaba como de grado de idoneidad bajo. Por último, en la margen izquierda del estuario se aprecia un desplazamiento hacia el interior del área de idoneidad alta, lo que provoca una disminución de la superficie ocupada por este tipo de hábitat más idóneo, y permite un aumento de la superficie del tipo de hábitat de grado de idoneidad media.

Discusión

Actualmente, las fanerógamas marinas constituyen uno de los elementos de la Directiva Marco del Agua (2000/60/CE) a evaluar para establecer el estado ecológico (Krause Jensen *et al.*, 2005; Foden y Brazier, 2007; Foden y de Jong, 2007; Selig *et al.*, 2007; García *et al.*, 2009). Sin embargo, diversos factores, entre los que se encuentra la contaminación, contribuyen al declive de estas especies en los estuarios y costas (Short *et al.*, 2006; Cabaço *et al.*, 2008). Esto es lo que, presumiblemente, ha podido suceder en la costa vasca para que actualmente sólo exista *Z. noltii* en 3 de los 12 estuarios. En los últimos años se está detectando una mejora en la calidad de las aguas de los estuarios (Borja *et al.*, 2008) y es en este contexto

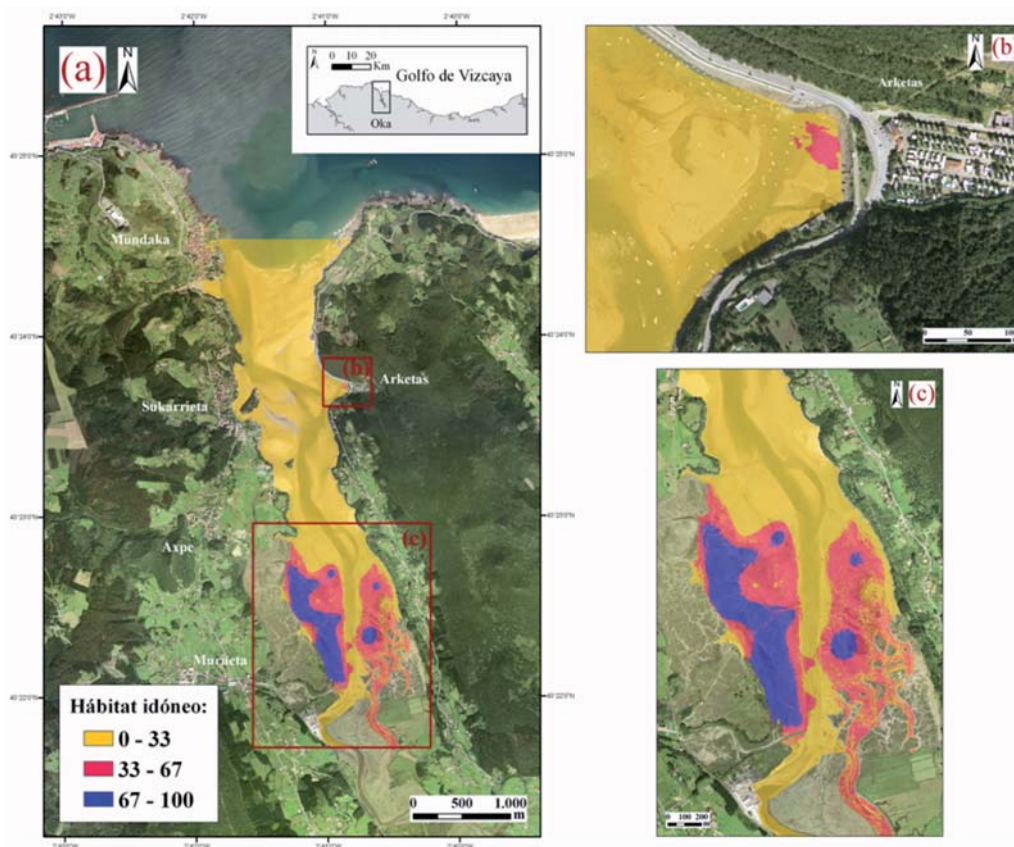


Figura 4. Mapa de Hábitat Idóneo para *Zostera noltii* bajo condiciones de ascenso del nivel medio del mar de 49 cm en el estuario del Oka (a). Detalle de la zona de Arketas (b) y Murcheta (c).

donde el estudio del HI adquiere una gran importancia, ya que se está estudiando la posibilidad de recuperar las praderas de esta especie (Garmendia *et al.*, 2008). Así, se ha observado que el éxito en el transplante de diversas especies de *Zostera* depende, en buena medida, de un buen control y conocimiento de las características ambientales que rigen su asentamiento y distribución (Martins *et al.*, 2005; Park y Lee, 2007). De hecho, van Katwijk *et al.* (2009) concluyen que el éxito en el transplante, para la restauración, se da cuando se hace en hábitats conocidos de la especie. Debido a que no se cuenta con esta información, la única forma que existe actualmente para determinar esos lugares es mediante herramientas tipo ENFA o *habitat suitability* (van der Heide *et al.*, 2009).

De esta manera, los resultados obtenidos con el ENFA en el Oka muestran que *Z. noltii* se asienta sobre sustrato de grano muy fino, de carácter reducido y a lo largo de un rango de altura determinado. Estos resultados son comparables a los del estudio realizado por Garmendia *et al.* (2008), estudio que caracterizó las zonas de presencia de la especie en los tres estuarios donde actualmente se desarrollan sus praderas. Por otro lado, la influencia de la velocidad de la corriente de marea en la distribución de *Z. noltii*, que se ha visto en este estudio, también ha sido descrita por Fonseca y Kenworthy (1987). En lo que se refiere a la especialización de la especie, se ha visto que las variables que muestran las características del terreno son de gran importancia. *Z. noltii* se desarrolla sobre terrenos de rugosidad baja, a una altura topográfica media de 0,54 m, lo que indica que la especie se establece sobre llanuras que quedan al descubierto durante las bajamares diarias. Esta información se corresponde con la caracterización del hábitat descrita en los trabajos de Silván y Campos (2002) y Garmendia *et al.* (2008).

Las principales variables que, a partir de este trabajo, se ha visto que determinan el hábitat idóneo para *Z. noltii* en el estuario del Oka coinciden con las determinadas por van der Heide (2009) para esta misma especie en los trabajos realizados en el norte de Europa.

No obstante, cabe destacar que algunos autores han descrito una gran plasticidad de esta especie en diferentes hábitats a lo largo del intermareal (Cabaço *et al.*, 2009). Así, aunque la calidad del modelo derivado de la presente investigación se pueda considerar buena de acuerdo con el test estadístico aplicado (Índice de Boyce (Boyce *et al.*, 2002)), sería muy adecuado realizar su validación, en un futuro, a partir de los datos de presencia existentes para los estuarios del Bidasoa y del Lea. De esta manera, se podrá comprobar con datos reales, el grado de fiabilidad del modelo y extrapolarlo a aquellos estuarios donde actualmente no está presente la especie, permitiendo una selección de mayor precisión de las zonas más adecuadas para recuperar sus praderas.

Los resultados referentes a la extrapolación al escenario de ascenso del nivel medio del mar, esperado para finales de este siglo, muestran una posible reducción de hasta el 50% de las áreas idóneas actuales para el desarrollo de las praderas de *Z. noltii* en el estuario del Oka. Short y Neckles (1998), estudiaron los efectos del cambio climático viendo que, entre los cambios

causados por el aumento del nivel del mar, el mayor impacto sobre las praderas marinas radica en la redistribución de sus hábitats. Por ejemplo, algunos autores como Kairis y Rybczyk (2009) predicen una expansión de *Zostera marina*, debido a que es una fanerógama submareal. Cabe destacar que en la presente investigación, además de tan solo evaluar como efecto del cambio climático el incremento del nivel medio del mar, se ha delimitado el área de estudio a aquellas zonas que en la actualidad, son estrictamente intermareales. Sin tener en cuenta que, en el periodo que transcurre hasta que el nivel del mar ascienda los 49 cm predichos (Caballero *et al.*, 2009), se darán procesos de abrasión que provocarán un desplazamiento de las zonas intermareales hacia el interior. Dichas zonas han quedado fuera del área de estudio delimitada, por lo que el porcentaje de reducción calculado por esta investigación podría ser una sobreestima. En el caso de un estuario donde esas zonas estuviesen ocupadas por infraestructuras, el cálculo sería acertado, ya que no podría darse ese desplazamiento. Pero, en la margen izquierda del estuario del Oka, se ha visto que sí existen zonas intermareales potenciales y, debido a la delimitación estricta del área de estudio, no se ha podido determinar su grado de idoneidad. Por otro lado, la subida del nivel del mar provocará cambios en la dinámica del estuario considerando también la dinámica sedimentaria y, por tanto, se darán cambios en la distribución de los sedimentos. Debido a ello, una de las líneas de investigación que debe abrirse a partir de este estudio, radica en la modelización de la redistribución de los hábitats bajo el escenario de cambio climático; esto permitirá hacer una evaluación más fiable de los cambios causados por el ascenso del nivel medio del mar. También podrá tenerse en cuenta que el calentamiento global producirá otros efectos que influirán sobre la distribución, como la alteración de las corrientes (Short y Neckles, 1998) o el aumento de la temperatura (Sheppard y Rioja-Nieto, 2005). Sin olvidar que los efectos del ascenso del nivel medio del mar se consideran no lineales, existiendo numerosos procesos que pueden interactuar, cambiando los hábitats disponibles para esta especie (Kairis y Rybczyk, 2009).

Como conclusión, los datos obtenidos en esta investigación, mediante herramientas para determinar el HI para *Z. noltii*, han servido para caracterizar las variables ambientales más relevantes (entre las tenidas en cuenta para el estudio) que determinan la presencia de la especie en un lugar determinado. Por otro lado, los datos aportados por la investigación preliminar realizada para el escenario futuro demuestran la vulnerabilidad de la especie frente al ascenso del nivel medio del mar, en caso de que este ascenso no cree nuevos hábitats similares para la especie (por ejemplo, en estuarios muy canalizados, donde el ascenso del nivel medio del mar impida una nueva distribución de su hábitat). Este es un aspecto más que justifica el hecho de llevar a cabo tareas de transplante en aquellos estuarios donde actualmente no se desarrolla *Z. noltii* con la intención de evitar su desaparición, mejorando así, los hábitats estuáricos y consecuentemente, el estado ecológico de las masas de aguas de transición.

Agradecimientos

Este trabajo es el resultado de una Tesis de Máster (BEZ: Biodiversidad, Funcionamiento y Gestión de Ecosistemas, de la Universidad del País Vasco), realizada en AZTI-Tecnalia.

Debemos agradecer al grupo de analistas de AZTI-Tecnalia, por los protocolos diseñados para el análisis de muestras de sedimento y a Germán Rodríguez por la ayuda en la interpretación y tratamiento de los resultados obtenidos en estos análisis. A Manuel González por los datos de modelización de corrientes aportados y a todo el personal de AZTI-Tecnalia cuyas investigaciones han servido para realizar esta Tesis de Máster. Agradecimientos también hacia Alexandre Hirzel por sus comentarios y consejos en la aplicación e interpretación de los resultados del ENFA. Y por último, nuestro agradecimiento a los revisores del documento, Iñigo Muxika y Raúl Castro, cuyos comentarios han contribuido a su mejora.

Esta es la contribución número 482 de AZTI-Tecnalia (Unidad de Investigación Marina).

Referencias

- Auby, I., P.J. Labourg, 1996. Seasonal dynamics of *Zostera noltii* Hornem. in the bay of Arcachon (France). *Journal of Sea Research*, 35: 269-277.
- Borja, A., 2005. The European Water Framework Directive: a challenge for nearshore, coastal and continental shelf research. *Continental Shelf Research*, 25(14): 1768-1783.
- Borja, A., F. Aguirrezabalaga, J. Martínez, J.C. Sola, L. García-Arberas, J.M. Gorostiaga, 2004. Benthic communities, biogeography and resources management. In: Borja, A., Collins, M. (Eds.), *Oceanography and Marine Environment of the Basque Country*. Elsevier Oceanography Series 70, pp. 455-492.
- Borja, A., I. Galparsoro, O. Solaun, I. Muxika, E. M. Tello, A. Uriarte, V. Valencia, 2006. The European Water Framework Directive and the DPSIR, a methodological approach to assess the risk of failing to achieve good ecological status. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 66: 84-96.
- Borja, A., J. Bald, M.J. Belzunce, J. Franco, J.M. Garmendia, J. Larreta, I. Muxika, M. Revilla, G. Rodríguez, O. Solaun, A. Uriarte, V. Valencia, I. Adarraga, F. Aguirrezabalaga, I. Cruz, A. Laza, M.A. Marquiegui, J. Martínez, E. Orive, J.M^a Ruiz, S. Seoane, J.C. Sola, J.M^a Trigueros, A. Manzanos, 2008. Red de seguimiento del estado ecológico de las aguas de transición y costeras de la Comunidad Autónoma del País Vasco. Informe de AZTI-Tecnalia para Agencia Vasca del Agua, Gobierno Vasco. 20 Tomos, 624 pp.
- Boyce, M., P.R. Vernier, S.E. Nielsen, F.K. Schmiegelow, 2002. Evaluating resource selection functions. *Ecological Modelling*, 157, 281-300.
- Braunisch, V., K. Bollmann, R.F. Graf, A.H. Hirzel, 2008. Living on the edge- Modelling habitat suitability for species at the edge of their fundamental niche. *Ecological Modelling*, 214 (2-4), 153-167.
- Cabaço, S., R. Machás, V. Vieira, R. Santos, 2008. Impacts of urban wastewater discharge on seagrass meadows (*Zostera noltii*). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 78: 1-13.
- Cabaço, S., R. Machás, R. Santos, 2009. Individual and population plasticity of the seagrass *Zostera noltii* along a vertical intertidal gradient. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 82: 301-308.
- Caballero, A., M. Marcos, G. Chust, 2009. Regional sea level change: projections and impacts in the Basque coast. 33rd International Symposium on Remote Sensing of Environment (ISRSE), 4-8 May 2009, Stresa (Italy).
- Castro, R., A. Uriarte, A. Martínez de Murguía, A. Borja, 2004. Biodiversity and conservation of wildlife and natural habitats. Borja, A. and Collins, M. (Eds.). *Oceanography and Marine Environment of the Basque Country*, Elsevier Oceanography Series, 70: 531-547.
- Chust, G., A. Borja, P. Liria, I. Galparsoro, M. Marcos, A. Caballero, R. Castro, 2009a. Human impacts overwhelm the effects of sea-level rise on Basque coastal habitats (N Spain) between 1954 and 2004. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 84(4): 453-462.
- Chust, G., A. Borja, J. Franco, P. Liria, I. Galparsoro, A. Caballero, 2009b. Aplicación de sensores de alta resolución para la evaluación de cambios recientes y escenarios futuros del cambio climático en los hábitats de la Reserva de la Biosfera de Urdaibai (Vizcaya). Informe relativo a las actividades realizadas durante 2008. Informe inédito elaborado por AZTI-Tecnalia para la Secretaría de Estado de Medio Rural y Agua (Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino), 53 pp.
- Estrada-Peña, A., J.M. Venzal, 2007. Climate niches of tick species in the Mediterranean region: modelling of occurrence data, distributional constraints, and impact of climate change. *Journal of Medical Entomology*, 44, 1130-1138.
- Foden, J., D.P. Brazier, 2007. Angiosperms (seagrass) within the EU water framework directive: A UK perspective. *Marine Pollution Bulletin*, 55: 181-195.
- Foden, J., D.J. de Jong, 2007. Assessment metrics for littoral seagrass under the European Water Framework Directive; outcomes of UK intercalibration with the Netherlands. *Hydrobiologia*, 579: 187-197.
- Fonseca, M.S., W.J. Kenworthy, 1987. Effects of current on photosynthesis and distribution of seagrasses. *Aquatic Botany*, 27: 59-78.
- Galparsoro, I., A. Borja, J. Blad, P. Liria, G. Chust, 2008. Predicting habitat suitability for European Lobster (*Homarus gammarus*), on the Basque continental shelf (Bay of Biscay), using Ecological-Niche Factor Analysis. *Ecological Modelling*, 220: 556-567.
- García, P., E. Zapico, A. Colubi, 2009. An angiosperm quality index (AQI) for Cantabrian estuaries. *Ecological Indicators*, 9: 856-865.
- Garmendia, J.M., A. Borja, J. Franco, 2008. Trabajos de restauración de *Zostera noltii* en la costa vasca. Informe elaborado por AZTI-Tecnalia para la Agencia Vasca del Agua. 94 pp.
- Hirzel, A.H., R. Arletaz, 2003. Modelling habitat suitability for complex species distributions by the environmental-distance geometric mean. *Environmental Management*, 32: 614-623.
- Hirzel, A.H., J. Hausser, D. Chessel, N. Perrin, 2002. Ecological Niche Factor Analysis: How to compute habitat suitability maps without absence data? *Ecology*, 83(7): 2027-2036.
- Jenness, J., 2006. Topographic Position Index (tpi_jen.avx) extension for ArcView 3.x 1.3a. Jenness Enterprises. www.jennessent.com/arcview/tpi.htm
- Kairis, P.A., J.M. Rybczyk, 2009. Sea level rise and eelgrass (*Zostera marina*) production: A spatially explicit relative elevation model for Padilla Bay, WA. *Ecological Modelling*. DOI:10.1016/j.ecolmodel.2009.01.025.
- Krause Jensen, D., T.M. Greve, K. Nielsen, 2005. Eelgrass as a bioindicator under the European Water Framework Directive. *Water Resources Management*, 19: 63-75.
- Laborda, A.J., I. Cimadevilla, L. Capdevila, J.R. García, 1997. Distribución de las praderas de *Zostera noltii* Hornem., 1832, en el litoral del norte de España. *Publicaciones Especiales del Instituto Español de Oceanografía*, 3: 273-282.
- Martins, I., J.M. Neto, M.G. Fontes, J.C. Marques, M. A. Pardo, 2005. Seasonal variation in short-term survival of *Zostera noltii* transplants in a declining meadow in Portugal. *Aquatic Botany*, 82: 132-142.
- Milchakova, N.A. 1999. On the status of seagrass communities in the Black Sea. *Aquatic Botany*, 65: 21-32.
- Moore, K.A., F.T. Short, 2006. *Zostera*: biology, ecology and management. Cap. 16, pp.361-386. In: Larkum, A.W.D., Orth, R.J. & Duarte, C.M. (Eds), *Seagrasses: biology, ecology and conservation*. Springer, Dordrecht, The Netherlands, 648pp.
- Otxoa, E., T. Oyanarte, S. Patino, J. Valencia, E. Miguel, A. Prieto, J. Elorza, 2007. Cartografiado a escala 1:5000 de las poblaciones vizcaínas de plantas incluidas en el catálogo vasco de especies amenazadas. Departamento de Botánica, Sociedad de Ciencias Naturales de Sestao, pp. 71.

- Oviedo, L., 2007. Dolphin sympatric ecology in tropical fords: habitat bathymetry and topography as a strategy to coexist. *Journal of the Marine Biological Association of the UK.*, 87: 1327-1335.
- Park, J.I., K.S. Lee, 2007. Site-specific success of three transplanting methods and the effect of planting time on the establishment of *Zostera marina* transplants. *Marine Pollution Bulletin*, 54: 1238-1248.
- Pérez Llorens, J.L., 2004. Las praderas de *Zostera noltii*. En: Luque, Á. A., y Templado, J. (Coords.). Praderas y bosques marinos de Andalucía, pp. 173-180. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla, 366 pp.
- Philippart, C.J.M. 1995. Seasonal variation in growth and biomass of an intertidal *Zostera noltii* stand in the dutch Wadden Sea. *Netherlands Journal of Sea Research*, 33: 205-218.
- Praca, E., A. Gannier, 2008. Ecological niches of three teuthophageous odontocetes in the northwestern Mediterranean Sea. *Ocean Science*, 4(1): 49-59.
- Selig, U., A. Eggert, D. Schories, M. Schubert, C. Blumel, H. Schubert, 2007. Ecological classification of macroalgae and angiosperm communities of inner coastal waters in the southern Baltic Sea. *Ecological Indicators*, 7: 665-678.
- Sheppard, C., R. Rioja-Nieto, 2005. Sea surface temperature 1871-2099 in 38 cells in the Caribbean region. *Marine Environmental Research*, 60: 389-396.
- Short, F.T., D.M. Burdick, 1996. Quantifying eelgrass habitat loss in relation to housing development and nitrogen loading in Waquoit Bay, Massachusetts. *Estuaries*, 19: 730-739.
- Short, F.T., H.A. Neckles, 1998. The effects of global climate change on seagrasses. *Aquatic Botany*, 63(3-4): 169-196.
- Short, F.T., R.C. Davis, B.S. Koop, C.A. Short, D.M. Burdick, 2002. Site selection model for optimal transplantation of eelgrass *Zostera marina* in the northeastern US. *Marine Ecology Progress Series*, 227: 253-267.
- Short, F.T., E.W. Koch, J.C. Creed, K.M. Magalhaes, E. Fernández, J.L. Gaeckle, 2006. SeagrassNet monitoring across the Americas: case studies of seagrass decline. *Marine Ecology*, 27: 277-289.
- Silván, F., J.A. Campos, 2002. Estudio de la flora vascular amenazada de los estuarios de la Comunidad Autónoma del Pas Vasco. Dpto. de Medio Ambiente y Ordenacion del Territorio, Gobierno Vasco, 100 pp.
- Skov, H., E. Humphreys, S. Garthe, K. Geitner, D. Gremillet, K.C. Hamer, J. Hennicke, H. Parner, S. Wanless, 2008. Application of habitat suitability modelling to tracking data of marine animals as a means of analyzing their feeding habitats. *Ecological Modelling*, 212(3-4): 504-512.
- Solaun, O., M.J. Belzunce, J. Franco, V. Valencia, A. Borja, 2009a. Estudio de la contaminación en los sedimentos de los estuarios del País Vasco (1998-2001). *Revista de Investigación Marina*. 10: 47pp.
- Solaun, O., A. Borja, A. del Campo, J. Franco, J. Mader, M. González, 2009b. Estudio de impacto ambiental del dragado de la zona contigua a Astilleros de Murueta. Informe inédito elaborado por AZTI-Tecnalia para Astilleros de Murueta. 100 pp.
- Uribe-Etxebarria, P.M., J.A. Campos, I. Zorrakin, A. Dominguez, 2006. Flora vascular amenazada en la Comunidad Autónoma del País Vasco. Dpto. de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio, Gobierno Vasco, 389 pp.
- van der Heide, T., E.T.H.M. Peeters, D.C.R. Hermus, M.M. van Katwijk, J.G.M. Roelofs, A.J.P. Smolders, 2009. Predicting habitat suitability in temperate seagrass ecosystems. *Limnology and Oceanography*, 54: 2018-2024.
- van Katwijk, M.M., A.R. Bos, V.N. de Jonge, L.S.A.M. Hanssen, D.C.R. Hermus, D.J. de Jong, 2009. Guidelines for seagrass restoration: Importance of habitat selection and donor population, spreading of risks, and ecosystem engineering effects. *Marine Pollution Bulletin*, 58: 179-188.
- Vermaat, J.E., J.A.J. Beijer, R. Gijlstra, M.J.M. Hootsmans, C.J.M. Philippart, N.W. van den Brink and W. van Vierssen, 1993. Leaf dynamics and standing stocks of intertidal *Zostera noltii* Hornem. and *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson on the Banc d'Arguin (Mauritania). *Hydrobiologia*, 258: 59-72.
- Viña, A., S. Bearer, H.M. Zhang, Z.Y. Ouyang, J.G. Liu, 2008. Evaluating MODIS data for mapping wildlife habitat distribution. *Remote Sensing of Environment*, 112(5): 2160-2169.
- Wright, D.J., E.R. Lundblad, R.W. Rinehart, E.M. Larkin, J. Murphy, L. Cary-Kothera, 2005. Benthic Terrain Modeller Toolbar. Oregon State University Davey Jones Locker Seafloor Mapping/Marine GIS Lab. http://dusk.geo.orst.edu/esri04/p1433_ron.html

