

UNIVERSIDAD DE LAS PALMAS DE GRAN CANARIA

DEPARTAMENTO DE BIOLOGÍA



TESIS DOCTORAL

**CARACTERIZACIÓN DEL PAISAJE SUMERGIDO COSTERO PARA
LA GESTIÓN DE ÁREAS MARINAS PROTEGIDAS**

GIL MARCELO REUSS STRENZEL

Las Palmas de Gran Canaria, 2004

Caracterización del paisaje sumergido para la gestión de áreas marinas protegidas

TESIS DOCTORAL

Gil Marcelo Reuss Strenzel

Dirección
Dr. Angel Luque Escalona

Doctorado en Medio Ambiente
Departamento de Biología
Universidad de Las Palmas de Gran Canaria
Julio de 2004





UNIVERSIDAD DE LAS PALMAS DE GRAN CANARIA
Departamento de Biología
DOCTORADO EN MEDIO AMBIENTE

Caracterización del paisaje sumergido costero para la gestión de áreas marinas protegidas

Tesis doctoral presentada por Gil Marcelo Reuss Strenzel
Dirigida por el Dr. Angel Luque Escalona

El Director,

El Doctorando,

Las Palmas de Gran Canaria,
Julio de 2004

Hay un cuento que ha recorrido la geografía y las épocas: el de los navegantes que desembarcan en una isla sin nombre, que luego se abisma y los pierde porque está viva.

Jorge Luis Borges

A meu pai e a minha mãe.

Agradecimentos

*E*m Canárias gostaria de agradecer a meu orientador, Dr. Angel Luque, pela confiança e apoio em todas as fases de execução deste trabalho. Agradeço também a Jose Antonio Martin pela colaboração durante o processo de amostragem em Lobos; a Fernando Bordes e a Jose Luis Hernandez, pesquisadores do Centro Canario de Ciencias del Mar (ICCM), pela realização da campanha hidroacústica; a Beatriz Peña Molino, François Lopez Menviel, Rocío Bustos e a Dra. Lidia Medina pela participação em uma das campanhas ao ilhote; e ao Dr. José María Lorenzo Nespereira pela revisão final do trabalho escrito.

No Brasil agradeço a Sérgio de Magalhães Rezende pelo apoio prestado para obtenção das fotografias aéreas sobre a baía de Tamandaré e por sua colaboração no processo de amostragem e a Ana Paula Leite, servidora do Ministério do Meio Ambiente, por haver cedido as imagens de satélite do litoral Sul de Pernambuco. Agradeço igualmente ao Dr. Mauro Maida, a Dra. Beatriz Padovani Ferreira, a Fabiana Cava e a toda equipe do Projeto Recifes Costeiros pela cooperação e apoio durante o período de duração dos trabalhos de campo em Tamandaré.

Agradeço especialmente a Agencia Española de Cooperación Internacional (AECI) pela bolsa de estudos concedida. Agradeço ao Projeto Recifes Costeiros, em conjunto com o Centro de Pesquisa e Gestão Recursos Pesqueiros do Litoral Nordeste (CEPENE) e o Departamento de Oceanografía da Universidade Federal de Pernambuco pelo apoio infraestrutural e operacional prestado para consecução dos trabalhos de campo em Tamandaré. Por fim, agradeço à Viceconsejería de Pesca de la Consejería de Agricultura Ganadería y Pesca del Gobierno de Canarias pelo financiamento do projeto de pesquisa em Corralejo e Lobos e à Fundación Universitaria de Las Palmas, em conjunto com o Departamento de Biología da Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, pelo apoio administrativo e logístico.

Índice

Resumen	13
1. Introducción.....	15
1.1. Cartografía digital del paisaje sumergido.....	23
1.2. La distribución de las especies en el espacio.....	40
1.3. α , β , y γ -biodiversidad.....	44
1.4. Modelado espacial	45
1.5. Objetivos.....	45
2. Material y métodos	47
2.1. Introducción.....	48
2.2. Sistemas de información geográfica.....	48
2.3. Realce de estructuras sumergidas en imágenes multi-espectrales.....	50
2.4. Verificación <i>in situ</i>	65
2.5. Geoestadística.....	66
2.6. Análisis multivariante de comunidades ecológicas.....	70
3. Cambios recientes en la bahía de Tamandaré (Brasil) y algunas de sus consecuencias para la degradación de arrecifes de coral.....	89
3.1. Introducción.....	90
3.2. Localización y caracterización ambiental.....	94
3.3. Evaluación de la precisión del GPS.....	97
3.4. Batimetría	99
3.5. Cartografiado de los arrecifes.....	108
3.6. Discusión	112

4. Caracterización del paisaje submarino próximo al islote de Lobos (Fuerteventura, Islas Canarias): apoyo a la creación de una reserva marina.....	119
4.1. Introducción.....	120
4.2. Localización	122
4.3. Modelado digital del relieve submarino	123
4.4. Hidroacústica.....	124
4.5. Cartografía biónómica	134
4.6. Comunidad íctica.....	151
5. Conclusiones.....	165
6. Referencias bibliográficas	169

Resumen

Las crecientes pérdidas en la biodiversidad costera, causadas principalmente por procesos relacionados con la contaminación, la sobrepesca y los cambios climáticos globales, han provocado la necesidad de tomar decisiones de carácter urgente con relación a la creación y gestión de áreas marinas protegidas. Actualmente, las nuevas tecnologías en el ámbito de la electrónica e informática permiten la toma, manipulación y análisis de una gran cantidad de datos ecológicos en la escala del paisaje. Considerando las características de la información necesaria para la conservación de la biodiversidad marina, se plantea contribuir a la formación de una base metodológica mediante técnicas visuales y acústicas de evaluación rápida del paisaje sumergido, con la finalidad de favorecer iniciativas concretas de gestión integrada de la zona costera y conservación de recursos vivos en áreas marinas protegidas, asequibles a países en desarrollo. La aplicabilidad de técnicas de teledetección, de hidroacústica, de geoestadística y de ordenación de datos ecológicos se verificó para hábitats marinos situados en aguas someras, por medio de dos estudios de caso. En el primero se evaluaron las alteraciones recientes en la bahía de Tamandaré y sus consecuencias para la supervivencia de los corales en arrecifes costeros, con el objetivo de apoyar la gestión del *Área de Proteção Ambiental Costa dos Corais*, ubicada en el litoral nordeste de Brasil. En el segundo estudio de caso se realizó una caracterización del paisaje submarino en las inmediaciones del islote de Lobos, situado en la costa norte de Fuerteventura (Islas Canarias), con el propósito de apoyar la creación de una reserva marina de interés pesquero.

1. Introducción

El reciente descubrimiento de que, en alguna época lejana, hubo agua en Marte indica la posible existencia de una extinta biosfera en el vecino planeta rojo. Mientras tanto, aquí en la Tierra, la humanidad parece empeñada en equiparar el paisaje de ambos planetas, induciendo el desarrollo de un nuevo período de extinción masiva de la biodiversidad que nos acompaña. En el siglo XX, las tasas de extinción estimadas para el grupo de los mamíferos, por ejemplo, alcanzaron niveles cien veces mayores que la media estimada a lo largo de toda historia evolutiva del *Filum*. Para los próximos 25 años, se espera que las tasas de extinción de especies tropicales lleguen a superar entre mil y diez mil veces las medias históricas (UNEP, 1995).

Las zonas costeras se encuentran entre los ambientes más valiosos y más amenazados de la Tierra. Se estima que más de la mitad de la biomasa marina se produce en las proximidades de la costa (Salm y Clark, 2000), de modo que prácticamente toda la captura pesquera mundial ocurre a menos de 320 Km del litoral (Barlett, 1991, 1993). Según Roberts *et al.* (2002), los diez principales centros de endemismos de especies marinas se localizan sobre áreas de arrecifes de coral cercanas a la costa, las cuales representan un 0,012% de la superficie de los océanos y donde habitan cerca de la mitad de las especies conocidas de hábito bentónico. Cerca de dos tercios de la población mundial vivía en zonas costeras en la década de los 80 (Inman y Brush, 1983) y no hay indicios de que esta situación haya cambiado. Además, los valores ambientales inherentes a las zonas litorales atraen una gran parte de la población mundial a la costa en épocas de verano, creando una intensa fluctuación demográfica de carácter estacional en las ciudades balneario.

Entre los procesos que amenazan de manera creciente a los ambientes costeros durante las tres últimas generaciones destacan la eutrofización y la sobrepesca.

La eutrofización, proceso de contaminación por nutrientes que induce al incremento excesivo de la producción orgánica, es capaz de llevar los procesos ecológicos que mantienen la biodiversidad costera al colapso (Stachowitsch y Avcin, 1988). Sus síntomas incluyen el aumento de la turbidez y de la sedimentación, el déficit de oxígeno, las mareas rojas, las bioinvasiones, etc. La hipoxia, la turbidez y la sedimentación excesivas son responsables de eventos de mortalidad masiva en aguas someras estratificadas y de baja hidrodinámica (Stachowitsch, 2003). El número de

zonas costeras “muertas” por estas causas se ha triplicado en los últimos treinta años (Malakoff, 1998). Las mareas rojas ocasionan graves problemas de intoxicación en las comunidades marinas, acumulándose en depredadores y poblaciones humanas, causando enfermedades como diarrea, amnesia, parálisis, etc. (GEOHAB, 2001). Los ambientes marinos estresados son susceptibles de invasiones por parte de especies exóticas (bioinvasiones), que suelen afectar a especies autóctonas y causar pérdidas de biodiversidad. Uno de los ejemplos es la invasión de la macroalga del género *Caulerpa* en el Mediterráneo (Occhipinti-Ambrogi y Savini, 2003). Se especula que éste puede ser el caso del erizo marino *Diadema antillarum* en el archipiélago canario, cuyo descontrol demográfico está correlacionado con perturbaciones en la estructura trófica de la comunidad íctica (Tuya *et al.*, 2004a).

Más graves aún son los efectos derivados de la sobrepesca (Dayton *et al.*, 1995). En situaciones más extremas, la sobrepesca genera la sobreexplotación de los recursos vivos hasta su extinción (Jackson *et al.*, 2001). En el caso de la pesca de arrastre, las consecuencias son aún más graves, produciéndose además la desestabilización del fondo marino y la supresión de las comunidades bentónicas (Stachowitsch, 2003).

Los arrecifes de coral son particularmente susceptibles a las alteraciones medioambientales causadas en las plataformas continentales e insulares donde se desarrollan. Cerca del 58% de los arrecifes de coral de todo el mundo se encuentran amenazados (Stachowitsch, 2003). Los impactos se deben a una amplia gama de actividades directas e indirectas, entre las cuales se encuentran aquellas que originan la eutrofización y sedimentación excesiva (Malakoff, 1998). El turismo desordenado, el buceo y las pesquerías insostenibles también son responsables de alteraciones radicales de las especies dominantes en los arrecifes (Jackson, 1997; Barker y Roberts, *in press*). Estos factores, actuando conjuntamente con el proceso de calentamiento global de la atmósfera, son los responsables de las enfermedades observadas en los corales, incluyendo el fenómeno del blanqueamiento masivo (*bleaching*) (Wilkinson, 2000). Desde 1980 este fenómeno es cada vez mas frecuente (Goreau y Hayes, 1994), alcanzando niveles globales durante el evento El Niño de 1998, en el que se observaron tasas de mortalidad de entre el 17% y el 80% en los sitios afectados (Goreau *et al.*, 2000).

Las soluciones teóricamente más adecuadas para afrontar estos graves problemas se apoyan en enfoques en las escalas de ecosistema y paisaje (Franklin, 1993), normalmente denominados como gestión integrada de la zona costera (Clark, 1996; Mokhtar y Ghani Aziz, 2003; Tagliani *et al.*, 2003), cuyas herramientas de conservación más efectivas son las redes de áreas protegidas costeras y marinas (Salm y Clark, 2000; Sala *et al.*, 2002). Sin embargo, las áreas marinas protegidas (AMPs), muchas veces, se crean sin formar parte de una red de áreas protegidas y tampoco de un programa de gestión integrada de la zona costera (Reuss-Strenzel, 1997).

Las AMPs gestionadas con éxito proporcionan oportunidades para la reproducción, el desove y el reclutamiento de los recursos vivos marinos. Además, los hábitats internos de un AMP no están sujetos a daños físicos causados por actividades como la pesca de arrastre, dragado, construcciones, etc., ni a ruidos, movimientos y sombras causados por muelles, embarcaderos y embarcaciones (Pearce, 2002). Tal protección, en teoría, permite que los *stocks* más saludables se desarrollen en estas áreas y se diseminen hacia áreas no protegidas. Las especies que sirven de alimento pueden prosperar e incrementar la dieta de las especies depredadoras y, por lo tanto, contribuir al mantenimiento de su biomasa. Cuando estos procesos realmente ocurren, las AMPs son capaces de proteger de forma efectiva a la biodiversidad y a las especies amenazadas (Dodd, 2001; Pearce, 2002).

Existen bastantes evidencias de que las AMPs promueven la conservación y recuperación de los recursos marinos vivos (NRC, 2001). Côté *et al.* (2001) analizando datos publicados a partir de la evaluación de 19 AMPs, concluyeron que éstas mejoran consistentemente la riqueza de especies en un promedio de un 11%, cuando se consideran todas las especies, y de un 28%, cuando se consideran solamente las especies objetivo de las pesquerías.

También existe una serie de evidencias que ponen en duda la efectividad de las AMPs (Pastoors *et al.*, 2000; Pearce, 2002). Christie *et al.* (2002), por ejemplo, tras cinco años de investigación en dos pequeñas AMPs en las islas de Balicasag y Pamilacan (Filipinas), implementadas con amplio apoyo de la comunidad, observaron incrementos en las coberturas de coral tanto dentro como fuera de zonas protegidas en una de las islas, mientras en la otra, donde hubo un evento de *bleaching*, se detectaron

disminuciones dentro y fuera de la zona protegida. En el mismo estudio, no se detectaron diferencias significativas entre las AMPs y los puntos de control en cuanto a la abundancia de especies ícticas de interés y a la riqueza de ictiofauna. Un caso similar tuvo lugar en Kenia, donde [McClanahan y Mangi \(2001\)](#) siguieron durante cinco años la pesca realizada cerca del parque marino de Mombaza. Sus observaciones ponen de manifiesto que, si bien los desembarques anuales por unidad de esfuerzo disminuyeron de forma general, independientemente de las distancias entre los caladeros y las zonas de exclusión, las mayores capturas correspondían a los caladeros más cercanos a las zonas protegidas.

A pesar de los esfuerzos empleados en la gestión de las AMPs mencionadas en los ejemplos anteriores, los procesos de degradación ambiental fuera de las zonas de protección se hicieron sentir en el interior de las reservas, provocando una tendencia de disminución de biodiversidad y de la abundancia de las especies de interés. Las alteraciones en las tramas tróficas y la degradación de los hábitats sumergidos, provocados por contaminación, sobreexplotación, actividades turísticas desordenadas y cambios globales, se consideraron como los responsables de la incapacidad de las AMPs para cumplir con sus objetivos de conservación de la biodiversidad marina en ambos casos ([McClanahan y Mangi, 2001](#); [Christie *et al.*, 2002](#)).

La creación de una AMP se propone, casi siempre, en función de las características estructurales bióticas y abióticas de un determinado espacio costero. Pero, al contrario de los componentes abióticos, la biodiversidad no se puede conservar a lo largo del tiempo, a menos que se garantice la persistencia de los procesos ecológicos que la mantienen. Se espera que las reservas demasiado pequeñas, incapaces de garantizar que las especies que desempeñan un papel clave en las redes tróficas (*keystone species*) completen sus ciclos de vida, sufran una pérdida de biodiversidad ([Basset, 1999](#)). Estos argumentos apoyan la tendencia al establecimiento de redes de AMPs, o bien grandes AMPs con múltiples usos, en detrimento de AMPs aisladas y de tamaño reducido ([Clark, 1996](#)). A pesar de eso, hay una serie de incertidumbres relacionadas con las variaciones locales en las estrategias de vida de las especies de interés, con las características oceanográficas regionales, con los patrones de uso, etc., que afectan la capacidad de una red de AMPs para proteger efectivamente la biodiversidad inherente a un espacio costero. Tales incertidumbres podrían ser ejemplificadas por las

interrelaciones entre el tiempo medio de permanencia en el plancton de las larvas pertenecientes a especies clave, las direcciones e intensidades de las corrientes y las distancias entre zonas de exclusión (Botsford, 1999).

Algunos análisis teóricos coinciden en señalar que, de manera general, son necesarios cuarenta años de investigación y seguimiento de la evolución de los recursos biológicos para reunir la información, que se requiere para garantizar la efectividad de una AMP o redes de AMP, con relación a la conservación y recuperación de la biodiversidad perteneciente a un determinado espacio sumergido (Basset, 1999; Pearce, 2002). No obstante, la frecuencia con que se suceden las perturbaciones es muy superior a la capacidad de recuperación de los ecosistemas, lo que induce a una progresiva aceleración de las pérdidas de biodiversidad (Stachowitsch, 2003). Tal proceso dificulta sobremanera la definición de una línea de base (*baseline*) que permita el contraste de las alteraciones detectadas en un trabajo de seguimiento ambiental. Sheppard (1995) denominó este fenómeno como síndrome de la línea de base cambiante (*shifting baseline syndrome*), con lo cual no hay garantías que los procesos que controlan la biodiversidad sigan inalterados a medio o a largo plazo. A estos problemas teóricos se suman los altos presupuestos necesarios para la ejecución de trabajos de investigación y seguimiento ambiental a largo plazo. Este hecho obstaculiza profundamente la posibilidad de que los países en desarrollo, poseedores de gran parte de la biodiversidad marina aún existente (Roberts *et al.*, 2002), puedan implementar programas de seguimiento adecuados a las necesidades de conservación de los ecosistemas (Reuss-Strenzel, 1997).

Una de las alternativas propuestas recientemente para afrontar este dilema son los protocolos de evaluación rápida (*RAPs – Rapid Assessment Protocols*). Los *RAPs* son, básicamente, herramientas de gestión, constituidas por programas balanceados de muestreo sobre aspectos de las estructuras bióticas, abióticas y socioeconómicas de los sistemas ecológicos (Chutter, 1994; Ward *et al.*, 1998). Mediante su aplicación, se busca optimizar al máximo los datos obtenidos *in situ*, con el objetivo de suministrar informaciones destinadas a orientar la toma de decisiones relacionadas con la gestión ambiental. Tales informaciones se podrán validar, complementar y, en caso necesario, rectificar por medio de investigaciones subsecuentes. Con relación a los ambientes marinos, la aplicación más común de los *RAPs* es la evaluación de la salud y

composición biótica de los arrecifes de coral (Ginsburg *et al.*, 1996; Steneck *et al.*, 2000; Bunce *et al.*, 2000; Costa Jr. *et al.*, 2001).

El reciente desarrollo de nuevas tecnologías en el campo de la electrónica y de la informática, como por ejemplo los ordenadores personales, los receptores de *GPS* y ecosondas portátiles, la teledetección, los programas de procesamiento de imágenes y sistemas geográficos de información (SIGs), los bancos de datos y paquetes estadísticos, etc., han permitido la adquisición, manipulación, integración y análisis de una gran cantidad de datos, a costes relativamente reducidos. Estas nuevas tecnologías indujeron el surgimiento de una nueva era en las ciencias ambientales, que hasta mediados de los años setentas, sufrían una severa limitación impuesta por la dificultad de manipular la cantidad de datos necesaria para la evaluación de las complejas interacciones existentes en los ecosistemas (Johnson y Gage, 1997). Estas nuevas tecnologías, utilizadas como herramientas para la obtención y el análisis de datos, poseen el potencial necesario para incrementar en gran manera las informaciones obtenidas mediante la ejecución de *RAPs*.

Según Margalef (1993), la estructura de los ecosistemas acuáticos se organiza verticalmente a lo largo del eje definido por la penetración de la luz y la gravedad. Las variaciones horizontales en el espacio se deben a la variabilidad espacio-temporal en los patrones de energía incidente. Cuando estos patrones actúan de manera constante, los gradientes estructurales tienden a amplificarse. Eso ocurre porque los sistemas más complejos en cuanto a la información (diversidad) adquirida hacen un mejor uso de la energía incidente y consiguen acumular más diversidad por unidad de área que los sistemas menos complejos. Este proceso contribuye a la compartimentación del espacio, a través de la formación de mosaicos de manchas homogéneas que ejercen distintas funciones en el mantenimiento de la complejidad del ecosistema. Los ambientes sometidos a fuertes fluctuaciones de la energía incidente, por ejemplo, tienden a mantener una baja complejidad estructural (diversidad), compensada por grandes tasas de renovación de estas estructuras. Los ecosistemas así son grandes productores, como por ejemplo, marismas, manglares o estuarios. Por otro lado, los ecosistemas más estables son capaces de acumular más información mediante la reducción de sus tasas de renovación y funcionan como reserva de recursos genéticos. Un ejemplo serían los arrecifes de coral.

El término ecosistema define las características estructurales y funcionales de los ambientes y suele ser empleado para denominar tanto las manchas que forman los mosaicos por separado, como el mosaico como un todo, independientemente de la escala; no obstante, en la práctica, los ecólogos suelen buscar espacios relativamente homogéneos como objeto de estudio (Odum, 1971). Las transferencias de energía y materia entre los componentes estructurales que forman los ecosistemas (minerales, plantas, animales, etc.) pueden ser internas (verticales) o entre distintos ecosistemas (horizontales). Éstas son responsables de la manifestación de propiedades emergentes en los sistemas ecológicos, como la sucesión, la estabilidad y la resiliencia, las cuales son el resultado de la capacidad de los sistemas vivos de auto-organizarse y auto-mantenerse a lo largo del tiempo (Lugo y Morris, 1982; Odum, 1983; Margalef, 1993).

El paisaje (*landscape*) se conforma como un espacio heterogéneo formado por un conjunto de ecosistemas (elementos del paisaje) interactuantes, que se repiten a lo largo del paisaje y que están bajo la misma influencia climática e historia geomorfológica. La ecología del paisaje, al contrario de otras ramas de la ecología, enfoca sobretudo las interacciones entre los ecosistemas que forman un paisaje. Las unidades funcionales del paisaje son los ecosistemas (Forman y Godron, 1986). El término paisaje marino (*seascape*) fue introducido por Barlett (1991) para designar conjuntos de ecosistemas ubicados en aguas someras cercanas a la costa.

Las subdivisiones observadas en los ecosistemas en función de variaciones como la densidad de las especies dominantes o del tipo de sustrato, las cuales forman las menores unidades homogéneas cartografiables en la escala del paisaje, son designadas *tessera* por Forman y Godron (1986). No obstante, estas unidades se designan comúnmente como hábitats en la literatura relativa a temas como el cartografiado, la teledetección y la gestión del paisaje marino sumergido (Sheppard, 1995; McRea *et al.*, 1999; Mumby y Harborne, 1999; Green *et al.*, 2000; Sala *et al.*, 2002; Frielander *et al.*, 2003; Mumby *et al.*, 2004). El término hábitat, en ecología, se refiere al lugar donde se distribuye una especie, sus poblaciones, o aún toda una comunidad, incluyendo sus componentes abióticos (Odum, 1971). Su empleo, en el contexto de este trabajo, corresponde al espacio donde están distribuidas las comunidades bentónicas y sus condicionantes geomorfológicos e hidrodinámicos. El concepto de nicho, detallado en la

Sección 1.2, engloba las variables abióticas y las relaciones interespecíficas que controlan la distribución de las especies y, por lo tanto, la formación de los hábitats.

Las diferencias en las funciones que los ecosistemas ejercen en el mantenimiento de la biodiversidad dependen, en gran parte, de sus tasas de renovación estructural, las cuales varían según cada hábitat. Así, las actividades humanas desarrolladas en cada hábitat deben adecuarse a su capacidad de renovación y a sus funciones ecológicas, para que se garantice el mantenimiento de la diversidad a lo largo del paisaje (Lugo y Morris, 1982; Odum, 1983). De este modo, se espera que las acciones de gestión aplicadas directamente sobre hábitats costeros y que consideren sus características ecológicas sean más efectivas que aquéllas definidas por límites arbitrarios (Forman y Godron, 1986; Clark, 1996; Salm y Clark, 2000).

1.1. Cartografía digital del paisaje sumergido

El cartografiado de hábitats costeros se considera un requisito fundamental para la implementación de los planes de gestión de la zona costera (Cendrero, 1989; Clark, 1996), principalmente cuando la estrategia de gestión se vincula a espacios restringidos, como es el caso de áreas marinas protegidas (AMPs) o redes de AMPs (Clark, 1996; Salm y Clark, 2000; Sala *et al.*, 2002), pues posibilita la visualización de la distribución espacial del mosaico formado por los hábitats en un paisaje submarino.

Recientemente, la cartografía submarina realizada por medio de buceo ha adquirido nuevas perspectivas con el creciente uso de la fotografía y el vídeo submarino, incluyendo técnicas estereoscópicas de vídeo usadas para estimación de la talla de organismos (Ruff *et al.*, 1995). En aguas profundas, se pueden tomar las imágenes submarinas desde vehículos de control remoto (*Remote Operation Vehicle – ROV*) (Kenny *et al.*, 2003) o sistemas de video a remolque (*drop-down video system*) (Holt y Sanderson, 2001). La tecnología de posicionamiento bajo el agua también ha sufrido un importante avance con el desarrollo de boyas inteligentes *GPS (GPS Intelligent Buoy – GIB)*, aptas a seguir la posición de un buzo o un *ROV* en un área superior a 1,6 Km² con una precisión de 0,5 m (Sgorbini *et al.*, 2002).

La combinación de nuevas tecnologías, como los sistemas de información geográfica (SIGs), la teledetección, la hidroacústica, la geoestadística y el análisis multivariante, dan una nueva perspectiva al término cartografía, pues las relaciones complejas entre los ecosistemas que integran un paisaje submarino pueden ser elucidadas (Johnson y Gage, 1997; Goodchild, 2003). En el contexto de la conservación y gestión de los recursos costeros, estas técnicas aplicadas al modelado espacial de los paisajes sumergidos han posibilitado, por ejemplo, la identificación, la clasificación (Lyzenga, 1978, 1981; Khan *et al.*, 1992; McFeeters, 1996; Sheppard, *et al.*, 1995; Mumby *et al.*, 1997, 1998; McRea *et al.*, 1999; Mumby y Harborne, 1999; Green *et al.*, 2000; Kenny *et al.* 2003) y el inventario de hábitats marinos y sus cualidades numéricas o nominales (Armstrong, 1993; Stanburry y Starr, 1999; Tsontos, y Kiefer, 2003; Mumby *et al.*, 2004), la localización y el seguimiento de zonas vulnerables, de interés, o de gran diversidad (Biña, 1982; Loubersac *et al.*, 1989; Roberts *et al.*, 2002; Sgorbini *et al.*, 2002), la selección de sitios para instalación de arrecifes artificiales (Tseng *et al.*, 2001), y la demarcación de fronteras en esquemas de zonificación para áreas protegidas de múltiples usos (Kenchington y Claasen, 1988; Frieland *et al.*, 2003), entre otras muchas aplicaciones.

1.1.1. Hidroacústica

Las técnicas hidroacústicas se aplican con éxito en el reconocimiento de las características físicas del fondo oceánico desde los años setentas (Werdell y Roesler, 2003). Asimismo, el desarrollo en las últimas décadas de equipos electrónicos y programas de post-proceso han perfeccionado el control de la señal acústico, posibilitando la obtención de imágenes de alta resolución del fondo del mar con calidad casi fotográfica. Algunos de los principales tipos de aparatos hidroacústicos empleados en cartografía submarina, batimetría y evaluación de recursos pesqueros son el sonar de barrido lateral (*Side Scan Sonar – SSS*), los sistemas acústicos de discriminación del fondo (*Acoustic Ground Discrimination Systems – AGDS*), las ecosondas multihaz (*Multibeam Echosounder – MBES*), los perfiladores del subsuelo marino (*Sub-Botton Profilers – SBP*) (Kenny *et al.*, 2003) y las ecosondas de haz dividido (*splitbeam echosouder*) (Kongsberg Simrad, 1998).

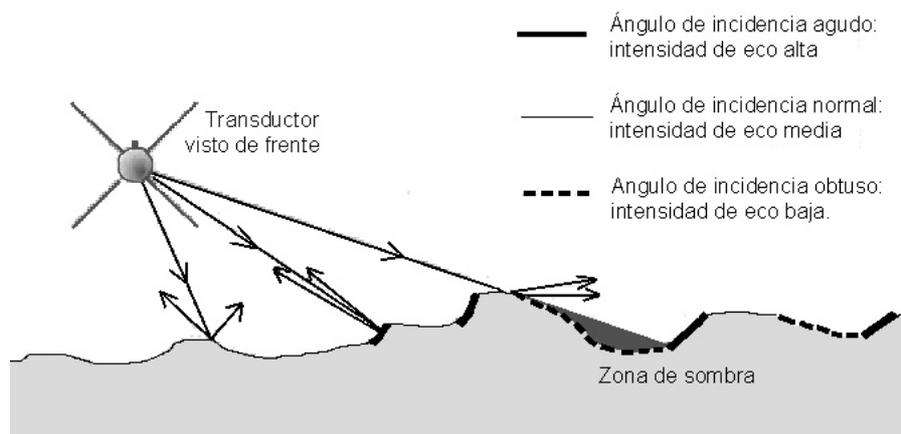


Fig. 1.1: Intensidad de eco en función del ángulo de orientación del transductor de un sonar de barrido lateral con relación al fondo marino. Fuente: [Kenny et al. \(2001\)](#).

El SSS es un dispositivo acústico diseñado para producir imágenes de alta resolución del relieve submarino. La señal sonora es emitida y su eco es recibido por un transductor remolcado (*townfish*) que trabaja a una distancia constante del fondo marino. El relieve queda evidenciado por la intensidad del eco, que depende de la dureza del fondo y del ángulo de incidencia de la señal (Fig. 1.1). La resolución y alcance (anchura) de las imágenes dependen de la frecuencia del transductor: frecuencias más altas permiten resoluciones también más altas, pero alcances más cortos. Una de las desventajas del SSS es que no genera cartas batimétricas ([Kenny et al., 2001](#); [Kenny et al., 2003](#)).

El AGDS es un sistema integrador de eco adaptado a una ecosonda *single-beam* montada en el casco de la embarcación, el cual es capaz de medir las propiedades acústicas del fondo del mar ([Foster-Smith et al. 2001](#)). El eco se convierte en formato digital y se clasifica usando una serie de algoritmos que analizan las características de las ondas sonoras ([Kenny et al., 2003](#)). Se trata de un método barato, en comparación con otros sistemas hidroacústicos, pero debe estar basado en extensos trabajos de verificación *in situ*. Los ecogramas son integrados en puntos trazados sobre el rumbo de la embarcación. Éstos deberán interpolarse (Sección 2.5) para la confección de capas de información continuas, como modelos digitales de elevación (MDEs) e incluso mapas de hábitats submarinos ([Foster-Smith et al., 2001](#)).

Las MBESs son relativamente recientes. Mediante post-proceso digital, sus datos generan mapas topográficos de relieve sombreado, mientras la intensidad de eco exhibe

información sobre los tipos de sustrato marino. Los mapas geomorfológicos y batimétricos resultantes, asociados a las informaciones sobre los procesos existentes en el paisaje submarino, ayudan a proveer la base para la evaluación y cartografiado de los hábitats marinos (Kenny *et al.*, 2003).

Los *SBP* son ecosondas cuya señal penetra en el sedimento, produciendo un perfil de alta resolución que puede alcanzar los 50 m en fondos blandos. Estos dispositivos ofrecen la posibilidad de cartografiar el grosor del sedimento, las comunidades de la infauna y examinar las interacciones entre la fauna bentónica y el sedimento (O'Connor, 2001; Kenny *et al.*, 2003).

La evaluación de recursos pesqueros se suele realizar con ecosondas denominadas *splitbeam*, cuyos transductores están divididos en cuatro sectores. El instrumento es capaz de medir las diferencias de amplitud y fase entre cada sector del haz sonoro. Cuando se detecta un objetivo menor que el volumen de muestreo, las diferencias de fase indican su dirección. En el caso de objetivos mayores, como un cardume o el fondo marino, las diferencias de fase todavía se miden, pero la dirección indicada no tiene necesariamente un significado (Kongsberg Simrad, 1998). Las ecosondas *splitbeam* se han convertido en una herramienta estándar para la investigación pesquera y trabajos subacuáticos en los cuales la localización del objetivo es importante. Las mediciones generadas por este tipo de ecosonda proporcionan la situación tridimensional del objetivo en el haz, permitiendo así una estimación eficaz del objetivo en función de la intensidad del eco (Traynor, 1986; Traynor y Ehrenberg, 1990; Kiesera *et al.*, 2000). El principio *splitbeam* se aplica también en trabajos de hidrografía, donde son necesarias medidas batimétricas exactas. Esencialmente, las medidas de fase se usan para corregir la amplitud del eco para el direccionamiento del transductor, permitiendo así una detección más precisa del fondo (Kongsberg Simrad, 1998).

1.1.2. Teledetección

Aunque la hidroacústica se fundamente en técnicas basadas en teledetección activa de una señal sonora (Kenny *et al.*, 2003), en el ámbito de este trabajo el término teledetección será usado únicamente para designar la captación pasiva de la luz solar

por detectores orbitales o aerotransportados. Los radares son otra técnica de teledetección activa, pero no serán tratados aquí. Éstos también pueden ser orbitales, como el *SAR (Synthetic Aperture Radar)*, aerotransportados o fijos en la costa, y proporcionan importante información sobre los procesos que actúan en la rugosidad de la superficie marina, mediante la emisión y captación de una señal de microondas.

Los detectores pasivos captan la radiación solar reflejada por la superficie terrestre en la parte visible e infrarroja del espectro electromagnético. De modo general, estos detectores están diseñados para adaptarse a los niveles de reflectancia de los ambientes terrestres. En los ambientes acuáticos, los niveles de reflectancia se reducen bastante a partir de los primeros metros de profundidad, resultando una señal pobre con relación al ruido (van Hengel y Spitzer, 1991; Louchard *et al.*, 2003), la cual debe ser realizada para que pueda ser empleada de forma más eficiente en la cartografía del paisaje sumergido.

El agua de mar absorbe la luz de manera exponencial y es más intensa sobre las longitudes de ondas más largas del espectro electromagnético. La profundidad máxima de visualización del fondo en aguas transparentes (visibilidad horizontal superior a 30 m) por detectores multiespectrales es de, aproximadamente, 25 metros para el azul, 15 metros para el verde y 5 metros para el rojo (Jupp, 1988). Los algoritmos desarrollados para batimetría y cartografía de hábitats (Lyzenga, 1978, 1981) se basan en esta capacidad de absorción diferenciada del espectro electromagnético por parte del agua de mar (Sección 2.3.6). Ahora bien, la cantidad de fitoplancton, sustancias amarillas y sedimento en suspensión puede cambiar la tendencia de absorción hacia el azul (Green *et al.*, 2000)

Con relación a los ambientes marinos, la teledetección se aplica con mayor frecuencia a la estimación de la biomasa fitoplanctónica y de la temperatura superficial del agua de mar. Los detectores más comúnmente usados para esta finalidad producen imágenes con resolución espacial superior a 1 Km, como por ejemplo el *Sea-viewing Wide Field-of-view Sensor (SeaWiFS)*, que produce medidas de clorofila, y el *Advanced Very High Resolution Radiometer (AVHRR)*, capaz de producir medidas de temperatura de la superficie del mar (Louchard *et al.*, 2003). No obstante, estos detectores sufren limitaciones cuando se utilizan en estudios de zonas costeras, además de aquellas compartidas con las aplicaciones terrestres, como la nubosidad o el polvo en suspensión.

La luz reflejada por el fondo marino y la contaminación causada por los elevados niveles de reflectancia de la costa son difíciles de separar de la señal relativa a las propiedades ópticas de la columna de agua (Hu *et al.*, 1998).

1.1.2.1. Detectores digitales usados en cartografía submarina

Los detectores más empleados en cartografía submarina son de media y alta resolución espacial y se pueden dividir en dos grupos (Tab. 1.1): (1) los orbitales, como *Landsat Thematic Mapper (TM)* y *Enhanced Thematic Mapper-Plus (ETM+)*, *Satellite Pour l'Observation de la Terre (SPOT)* e *IKONOS*; y (2) los aerotransportados como *Compact Airborne Spectrographic Imager (CASI)*, fotografías y videos digitales, y fotografías analógicas en color y pancromáticas (Mumby y Edwards, 2002). Su uso para la cartografía de hábitats sumergidos se restringe a ambientes de aguas claras y someras. Sin embargo, gran parte de la cartografía existente en arrecifes de coral o praderas de fanerógamas marinas ha sido obtenida por teledetección óptica (Green *et al.*, 1996).

Tab. 1.1: Algunas características de los detectores multiespectrales pasivos de alta y media resolución espacial más usados en cartografía submarina.

Detector	Sensibilidad radiométrica	Resolución espacial	Resolución radiométrica	Longitudes de onda (nm)
LANDSAT TM*	8 bits	30 m	1 Azul	450 - 520
			2 Verde	520 - 600
			3 Rojo	630 - 690
			4 Infrarrojo cercano	760 - 900
SPOT XS	8 bits	20 m	1 Verde	500 - 590
			2 Rojo	610 - 680
		10 m	3 Infrarrojo cercano	790 - 890
IKONOS 2	11 bits	4 m	Pancromática	510 - 730
			1 Azul	445 - 516
		1 m	2 Verde	506 - 595
			3 Rojo	632 - 698
CASI	12 bits	Ajustable por la altitud del avión	16 bandas ajustables por el usuario	450 - 900

* Las bandas de 5 a 7 no se usan en cartografía submarina. Las características espectrales del *TM* y del *ETM+* son muy similares.

Mumby *et al.* (1997) y Mumby y Edwards (2002) realizaron importantes esfuerzos para evaluar la exactitud de algunos de los detectores multiespectrales utilizados para detectar y clasificar hábitats en arrecifes de coral en aguas cuya visibilidad horizontal era superior a 50 metros, mediante clasificación supervisada. Según ellos, la cartografía de hábitats clasificados a groso modo (4 clases) proporciona una exactitud total ($P < 0.05$) de 75% para el *IKONOS*, 73% para *Landsat TM*, 67% para *SPOT XS* y 89% para el *CASI*. Para los hábitats clasificados con mayor detalle (13 clases), la exactitud cae hasta el 31% para el *Landsat TM*, 50% para el *IKONOS* y 81% para el *CASI*.

La baja resolución espectral compartida por *Landsat TM*, *IKONOS* y, principalmente, *SPOT XS* da como resultado una reducida capacidad para discriminar hábitats. Por otro lado, la alta resolución espacial del *IKONOS* facilita sobremanera la identificación de gradientes. Esto lo convierte en comparable a las fotografías aéreas en color para la interpretación visual. Además, el *IKONOS* permite la inclusión de la textura de los hábitats como criterio de clasificación (Mumby y Edwards, 2002).

Los detectores multiespectrales aerotransportados como el *CASI* constituyen el sistema más preciso. Sin embargo, su coste es demasiado alto, sobretodo para aplicaciones en países en desarrollo. Una importante perspectiva es la disponibilidad de cámaras de video digital, las cuales son ligeras, baratas y producen imágenes de buena calidad. Éstas pueden ser instaladas en aparatos como ultraligeros, balones o aeromodelos. Las imágenes resultantes son semejantes a las fotografías aéreas en color, pero con menos ruido y con la ventaja de estar generadas en formato digital, lo que facilita la aplicación de las técnicas de realce digital.

1.1.2.2. Perspectivas futuras en teledetección

La teledetección de hábitats sumergidos aplicada en la actualidad está todavía en su infancia (Dierssen *et al.*, 2003). Las líneas de investigación más avanzadas desarrollan algoritmos con base en detectores hiper-espectrales aerotransportados, capaces de detectar centenares de estrechas bandas espectrales, como el *Airborne Visible/Infrared Imaging Spectrometer (AVIRIS)*, que tiene 224 bandas entre las longitudes de onda de 0,4 y 2,4 μm (Sandidge y Holyer, 1998), o el *Portable Hyperspectral Imager For Low-Light Spectroscopy (PHILLS)*, especialmente diseñado para aplicaciones en aguas

costeras con 124 bandas entre los 3,8 y 1,0 μm (Dierssen *et al.*, 2003; Louchard, *et al.*, 2003). La tendencia es que estos detectores equipen nuevos satélites, tras una fase experimental.

Las imágenes hiper-espectrales suelen ser contrastadas con las medidas de irradiancia y radiancia tomadas *in situ*, tanto a nivel de la superficie con aparatos como el *Hyperspectral Tethered Spectral Radiometer Buoy (HTSRB)* con 160 bandas entre 3,95 y 7,95 μm , como próximo al fondo con el *Diver-Operated Benthic Bio-Optical Spectrometer*, con una resolución espectral de 0,3 μm entre 4 y 7 μm , (Dierssen *et al.*, 2003).

Entre las nuevas técnicas de clasificación, además de algoritmos basados en ecuaciones de transferencia radiativa, los cuales pueden atenuar el efecto de la turbidez, (Werdell y Roesler, 2003), también se ha propuesto la utilización de redes neuronales (Sandidge y Holyer, 1998). El objetivo de estas líneas de investigación es la creación y perfeccionamiento de técnicas capaces de viabilizar el cartografiado de hábitats con un mínimo de mediciones tomadas *in situ* (Dierssen *et al.*, 2003) y bajo condiciones de turbidez variable.

1.1.3. Fotografías aéreas

La reflectancia espectral obtenida mediante teledetección digital constituye un importante avance con relación a las fotografías aéreas en color, permitiendo el análisis de características físicas de la superficie terrestre, mediante la aplicación de firmas espectrales (Dierssen *et al.*, 2003). Por otro lado, hay disponible un gran *stock* de fotografías aéreas de zonas costeras en todo mundo (Sheppard *et al.*, 1995), constituyendo registros históricos únicos de la evolución del paisaje costero en las últimas décadas. Además, muchas veces, en países en desarrollo, estos archivos de fotos antiguas son la única materia prima relacionada con la teledetección disponible para proyectos de investigación poco dotados financieramente. De hecho, hay varios ejemplos de cartografiado y seguimiento de hábitats marinos en aguas someras a través de fotografías aéreas en color (Benton y Newman, 1976; Ferguson, *et al.*, 1993; Kirkman, 1996; Sheppard *et al.*, 1995).

Una de las ventajas de las fotografías con relación a las imágenes de satélite, además de la mejor resolución espacial, es la posibilidad de amplificar la perspectiva tridimensional con el uso del par estereoscópico, lo que es bastante útil en la identificación de estructuras como arrecifes, con base a su perfil topográfico (Sheppard *et al.*, 1995). La principal desventaja es la imposibilidad de extraer informaciones de carácter cuantitativo de las fotos (Dierssen *et al.*, 2003).

Otra posibilidad es la digitalización de las fotografías aéreas por escáner. La sensibilidad de las películas de uso fotogramétrico suele estar dentro del rango visible de la luz (Paine, 1981). Así, tras la digitalización, las bandas (azul, verde y roja) se separan y se les aplica un tratamiento digital de realce semejante al de las imágenes multiespectrales. El problema es el elevado nivel de ruido que suele haber en las fotos, resultantes de las impurezas de los cristales de plata fotosensibles que forman parte de las películas fotográficas. El ruido excesivo, aliado a la pobre resolución espectral, dificulta sobremanera la aplicación de técnicas para la clasificación automática de los hábitats.

1.1.4. Fusión de imágenes

Una perspectiva interesante con relación a la cartografía submarina, principalmente cuando el objetivo se encuentra en aguas de turbidez moderada, es la posibilidad de fusionar fotografías aéreas de alta resolución espacial y baja resolución espectral, con imágenes orbitales de pobre resolución espacial y relativamente alta resolución espectral.

Una imagen fusionada, según Pohl y van Genderen (1997), reúne la información espacial de la fotografía aérea y la información espectral de la imagen orbital. El método también se aplica a imágenes orbitales pancromáticas de alta resolución y multiespectrales de media y baja resolución. El resultado es una imagen con la resolución espacial de la imagen aérea, aliada a la resolución espectral de la imagen orbital (Pohl y van Genderen, 1997). Otro resultado importante es la posibilidad de

poner de manifiesto las alteraciones del paisaje, al fusionarse fotografías aéreas antiguas con imágenes orbitales actuales.

El principal requisito para la fusión de imágenes es la perfecta superposición entre ambas. Eso se consigue efectuando la corrección geométrica por puntos conocidos de una de las imágenes con puntos de control obtenidas desde la otra. De este modo, la primera imagen estará geo-referenciada a la segunda.

1.1.5. Posicionamiento por satélite

El sistema de navegación por satélite (*Global Positioning System – GPS*), inicialmente desarrollado por el gobierno norteamericano para usos militares, posee actualmente más de cuatro millones de usuarios en todo el mundo, utilizando el sistema para cronometraje y posicionamiento en diversas aplicaciones civiles y militares (Lee y Chen, 2000).

Antes de mayo de 2000, la precisión potencial del *GPS* era considerada inferior a 1,5 m (Capaccio *et al.*, 1997), aunque en la práctica el error horizontal de la señal recibida por usuarios civiles variaba entre 33,3 m y 45 m de radio durante el 95% del tiempo (Lee y Chen, 2000; NOAA, 2000). Esta discrepancia era debida a un proceso de degradación de la precisión del sistema conocida como disponibilidad selectiva (*Selective Availability – SA*), en el cual errores aleatorios eran intencionadamente introducidos en la señal por el Departamento de Defensa de Estados Unidos de América, debido a motivos estratégicos (Hurn, 1989). La imprecisión impuesta por el *SA* restringía la aplicación del *GPS* en trabajos de cartografía con resolución espacial inferior a 100 m. Este problema provocó la creación del *GPS* diferencial (*dGPS*), que elimina el *SA* además de los errores provocados por la degradación de la señal transmitida por los satélites al atravesar la atmósfera y por incertidumbre en sus órbitas. La exactitud en la posición horizontal obtenida por un *dGPS* varía entre 1 y 5 m durante 95% de tiempo, lo que es de extrema importancia para el reposicionamiento (Green *et al.*, 2000; Ince *et al.*, 2001).

El funcionamiento del sistema se basa en por lo menos dos *GPS*s conectados vía radio, distantes a menos de 500 Km uno del otro. Uno de ellos trabaja en un punto fijo de coordenadas geográficas conocidas, mientras el otro se utiliza en el posicionamiento. La diferencia entre las lecturas efectuadas por el *GPS* estático y su posición real equivale al error regional. Esta información se transmite a la estación móvil, que la procesa contrarrestando el error en tiempo real.

El crecimiento del mercado civil del *GPS* motivó el desarrollo de nuevas tecnologías que permiten que el *SA* se introduzca regionalmente. Así, usuarios ubicados en diferentes partes del mundo no están afectados por las degradaciones regionales de orden estratégico (Leick, 1996). El 2 de mayo de 2000 el *SA* fue interrumpido a escala global, aunque hasta 2006 podrá ser reactivado en tiempos de crisis (Lawler, 2000).

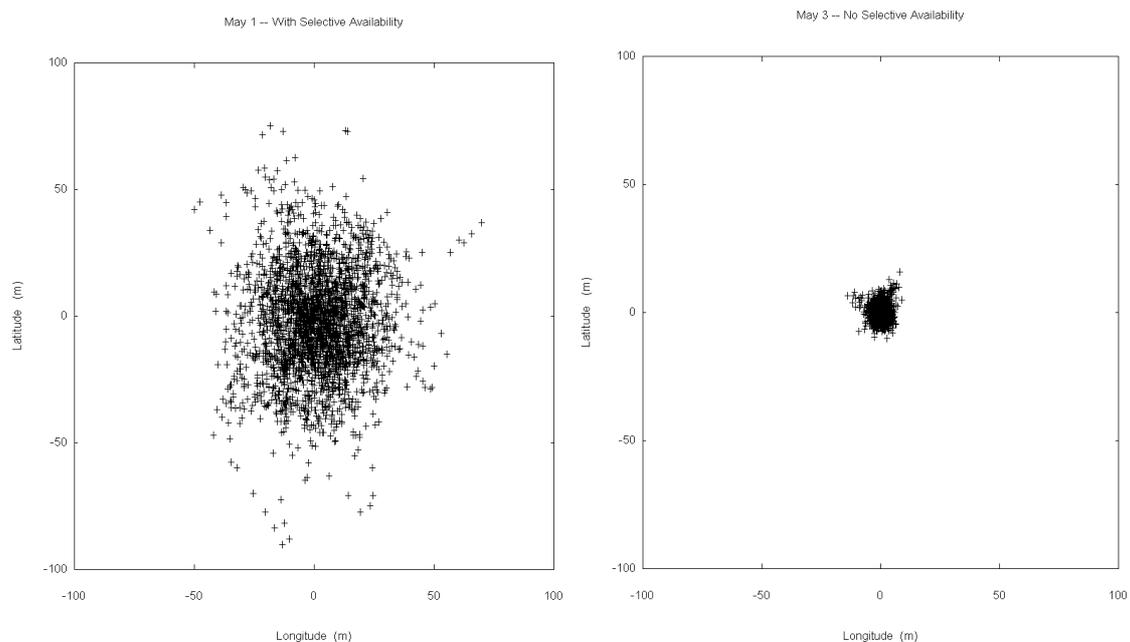


Fig. 1.2: Comparación entre la precisión del GPS antes (izquierda) y después (derecha) de la interrupción del SA. Cada gráfica representa la dispersión de las posiciones tomadas durante 24 horas por la Estación de Referencia de Operación Continuada (*Continuously Operating Reference Station - CORS*) de Erlanger, Kentucky, EE.UU. Antes de la interrupción del SA 95% de los puntos se quedaban a un radio de 45 m del centro. Después de la interrupción 95% de los puntos empezaron a quedarse a un radio de 6,3 m, resultando un incremento del 714% de la precisión del GPS. Fuente: NOAA (2000).

Tab. 1.2: Estimaciones de la precisión de receptores de *GPS* antes y después de la interrupción del *SA*.

Sitio	Error horizontal con SA	Error horizontal sin SA	Medida de error	Receptor	Autor
Kentucky, EE.UU.	45 m	6,3 m	percentil 95%	CORS	NOAA, 2000
~	~	7,0 m	percentil 95%	Garmin 12XL	Rupprecht, 2000
Minesota, EE.UU.	~	5,4 - 6,5 m	percentil 95%	Garmin 12XL	Bonde, 2001
Taiwan	33,3 m	8,0 m	RMS	~	Lee y Cheng, 2000
Reino Unido	56,9 m	11,8 m	percentil 95%	~	Hubert y French, 2000

Antes y después de esta fecha, se han realizado diversas evaluaciones de la variación de la precisión del *GPS* (Bonde, 2001; Hulbert y French, 2001; Lee y Chen, 2000; NOAA, 2000; Rupprecht, 2000). Estas investigaciones registraron un incremento medio superior a 500% en la precisión del *GPS* después de la interrupción del *SA* (Fig. 1.2; Tab. 1.2). Estos niveles de error son compatibles con la utilización del *GPS* para trabajos relacionados con la verificación de campo de imágenes de media resolución (30 m) con precisión sub-píxel.

Una de las ventajas de la utilización del *GPS* para el posicionamiento de puntos de muestreo es su capacidad de intercambiar datos con el ordenador a través de una interface. Esto facilita sobremanera tanto la introducción como la obtención de coordenadas geográficas de un SIG.

1.1.6. Clasificación de los hábitats cartografiados

Los hábitats sumergidos se clasifican basándose en sus características geomorfológicas y ecológicas. Asimismo, se pueden combinar ambas características en un mismo sistema de clasificación (Green *et al.*, 2000; Mumby y Harborne, 1999).

Las características geomorfológicas son más fáciles de emplear y se basan en criterios como el tipo y la forma del sustrato, la profundidad, la pendiente, el nivel de protección de tempestades, etc., dependiendo del objetivo del estudio. La utilización de características ecológicas, por otro lado, depende de un intenso esfuerzo de muestreo. Sheppard *et al.* (1995) clasificaron hábitats en arrecifes de coral del Caribe según

criterios ecológicos, basándose en las similitudes de Bray-Curtis (Sección 2.6.2.1), calculadas para porcentajes de cobertura bentónica muestreados en el 60% de 1400 polígonos identificados por interpretación visual de las fotografías aéreas.

Los datos de campo se agrupan por clasificación multivariante, tras la eliminación de especies con un bajo porcentaje de cobertura, cuya contribución a la identificación visual de los hábitats es pequeña. La técnica multivariante recomendada es la clasificación jerárquica aglomerativa con distribución por promedio de grupo (*agglomerative hierarchical classification with group-average sorting*), que forma parte del conjunto de técnicas de clasificación multivariante comúnmente denominadas como clasificación o análisis aglomerativa (*cluster analysis*) (van Tongeren, 1995). Esta técnica se aplica sobre matrices de similitud construidas con coeficientes de Bray-Curtis (Green *et al.*, 2000; Mumby y Harborne, 2002).

Las técnicas jerárquicas de clasificación multivariante se caracterizan por una serie de grupos y subgrupos organizados según el grado de similitud existente entre ellos (van Tongeren, 1995). Así, conforme el nivel de detalle que se desea aplicar en la clasificación, se pueden usar grupos formados según valores de similitud más o menos elevados (Mumby y Harborne, 2002). Análisis complementarios sobre la misma matriz de similitud efectuadas por escalonamiento multidimensional non métrico (*NMDS*) son útiles para apoyar la identificación de las clases de hábitats (Clarke y Warwick, 1994) (Sección 2.6.2.2).

La discriminación de los hábitats clasificados se establece por la determinación de las especies dominantes en cada grupo (*cluster*) previamente definido como hábitat. Un modo de hacerlo es por comparación de la media y la desviación estándar de los porcentajes de cobertura de las especies presentes en cada hábitat (Green *et al.*, 2000). Sin embargo, la manera más objetiva de describir las características biológicas discriminantes de cada hábitat es por medio del análisis de porcentajes de similitud (*Similarity PERcentage analysis – SIMPER*) (Clarke, 1993; Clarke y Warwick, 1994). Este algoritmo calcula la similitud entre pares de puntos de muestreo dentro de cada hábitat identificado. Las especies que más contribuyen a la similitud de los puntos que forman un determinado hábitat se consideran especies discriminantes. El mismo algoritmo se puede emplear en la determinación de las especies que más contribuyen a

la separación (disimilitud) de dos o más hábitats (Clarke, 1993; Clarke y Warwick, 1994; Green *et al.*, 2000; Mumby y Harborne, 2002).

1.1.7. Verificación de la exactitud de la cartografía de hábitats

Las matrices de contingencia son una alternativa simple para verificar la exactitud de la cartografía de hábitats (Green *et al.*, 2000). En ellas, se calculan las proporciones entre aciertos y equívocos para cada una de las clases de hábitats, con relación a un nuevo conjunto de puntos de muestreo. Si consideramos, por ejemplo, un mapa hipotético formado por tres clases de hábitats, realizamos un nuevo muestreo con 10 puntos en cada hábitat, podríamos tener una matriz de contingencia semejante a la de la Tab. 1.3.

Tab. 1.3: Matriz de contingencia hipotética, ejemplificando dificultades de separación entre los hábitats de tipo 2 y 3. La lectura se hace por línea.

	Hábitat 1	Hábitat 2	Hábitat 3
Hábitat 1	9/10 (90%)	0/10 (0%)	1/10 (10%)
Hábitat 2	0/10 (0%)	7/10 (70%)	3/10 (30%)
Hábitat 3	1/10 (10%)	4/10 (40%)	5/10 (50%)

En el ejemplo existe una clara dificultad para separar los hábitats del tipo 2 de los del tipo 3. En este caso, se puede actuar de distintas maneras: (1) volver a examinar todos los polígonos referentes a estos dos hábitats; (2) añadir en el SIG nuevos elementos capaces de auxiliar en la interpretación visual; (3) cambiar los criterios de clasificación; o (4) disminuir el nivel de detalle de la cartografía.

1.1.8. Geoestadística

Aunque el procesado de imágenes digitales permita la medición de indicadores de abundancia en algunos tipos de hábitats costeros, como fanerógamas marinas y manglares (Green *et al.*, 2000), la cartografía generada por interpretación visual de imágenes es de carácter cualitativo (Dierssen *et al.*, 2003). Los hábitats se representan como unidades relativamente homogéneas separadas por límites abruptos, cuya variación interna no se tiene en cuenta. La geoestadística reúne una serie de técnicas, cuyo objetivo es modelar la variabilidad interna de las unidades estructurales del paisaje

(Burrough, 1995), a través de la caracterización estadística de un conjunto de datos puntuales y su interpolación en superficies continuas (Burrough y McDonnell, 1998; Pebesma y Wesseling, 1998).

Inicialmente desarrollada en investigaciones ligadas a la minería, la geoestadística se ha difundido en otros campos de las ciencias ambientales como herramienta de modelado e investigación del espacio. Las aplicaciones en ambientes marinos incluyen desde la optimización del diseño experimental (Simard *et al.*, 1992; Hedger *et al.*, 2001) hasta la evaluación de la abundancia y distribución espacial de los *stocks* pesqueros (Petitgas, 1993; Williamson y Traynor, 1996; Rivoirard *et al.*, 2000; Rueda y Defeo, 2003).

1.1.8.1. Principios fundamentales

Básicamente, la geoestadística se fundamenta en la teoría de las variables regionalizadas, propuesta por Matheron en 1963, que considera que las variables distribuidas en el espacio presentan propiedades intermediarias entre variables puramente aleatorias y puramente determinísticas. Procesos de carácter estocástico controlan la distribución de las variables en el espacio, incrementando la probabilidad de que cantidades similares estén próximas unas a las otras (Webster y Oliver, 2001).

La variabilidad de un determinado atributo a lo largo del espacio exhibe componentes en al menos tres escalas diferentes. El primero es el de escala más amplia y se constituye por las medias del atributo dentro de una unidad cartográfica equivalente a una zona con características fisiográficas o ecológicas definidas. Muchas veces, estas estructuras se describen mejor por tendencias (*trends*). El segundo componente presenta alguna variación gradual en el espacio, pero que no identifica un componente determinante del paisaje. El tercer componente consiste en una variación aleatoria desvinculada del espacio en la escala del muestreo (Burrough, 1995).

Como la variabilidad estructural de mayor escala se puede simular por valores constantes o tendencias relacionadas a la unidad del paisaje en cuestión, el problema reside en el balance relativo entre la variabilidad correlacionada y no correlacionada con el espacio de las componentes menores. La solución matemática para este problema presupone el principio de la estacionariedad estadística (*statistical stationarity*) en la

escala considerada. Según este principio, se asume que las características estadísticas de la componente correlacionada con el espacio son constantes. Si esta hipótesis no se cumple con relación a los datos analizados, la aplicación de los métodos geoestadísticos no es posible. Las variables que presenten tendencias acentuadas o distribuciones no normales violan este principio (Burrough, 1995; Webster y Oliver, 2001).

En la práctica, se trabaja con la estacionariedad de segundo orden. Conforme esta hipótesis, los atributos estadísticos de los puntos de muestreo covarían en función de la distancia de separación existente entre estos puntos y no en función de su posición absoluta. De este modo, la magnitud de la correlación espacial entre variables regionalizadas varía de acuerdo con la dirección y distancia de separación entre pares de puntos (Burrough, 1995; Hedger *et al.*, 2001; Webster y Oliver, 2001). Es decir, puntos próximos unos a otros, tienden a presentar atributos similares. A medida que aumenta la distancia que los separa, sus atributos se van haciendo diferentes, hasta que la correlación desaparece. Esta correlación es denominada continuidad o dependencia espacial y su complementaria es la variabilidad.

Cuando la dependencia espacial permanece uniforme en todas las direcciones, se la considera isotrópica. Si, por otra parte, se verifican cambios de la medida de continuidad espacial en función de la dirección, se considera de carácter anisotrópico (Burrough, 1995; Burrough y McDonnell, 1998; Eastman, 1999).

1.1.8.2. Semivarianza y semivariogramas

Usualmente, la continuidad espacial se evalúa mediante el cálculo de semivarianzas a lo largo de una serie de intervalos de separación, denominados *lags*. Las semivarianzas son las medias del cuadrado de las diferencias entre pares de atributos en un determinado *lag* (Ecuación 1.1) (Eastman, 1999; Hedger *et al.*, 2001).

$$\hat{\gamma}(h_j) = \frac{1}{2N_j} \sum_{i=1}^{N_j} [z(x_i) - z(x_i + h)]^2 \quad \text{Ecuación 1.1}$$

Donde $\hat{\gamma}$ es la semivarianza media interna a un *lag* h ; N es el número de pares de atributos en el *lag*; j es el número de *lags*; y z es el valor del atributo en el punto x_i .

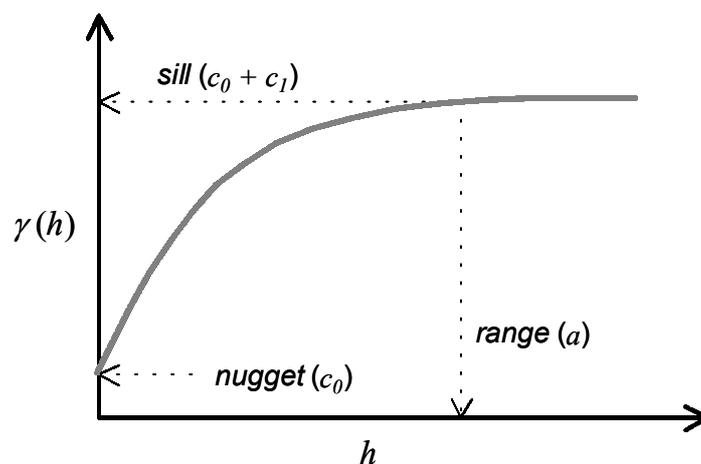


Fig. 1.3: Semivariograma hipotético evidenciando parámetros relevantes para la descripción de la continuidad espacial. Modificado a partir de: [Eastman \(1999\)](#).

Las semivarianzas se trazan en función de los *lags* en diagramas denominados semivariogramas ([Fig. 1.3](#)). En éstos quedan evidenciadas características clave para la delineación de la continuidad espacial: el ruido o variabilidad que es independiente del espacio (*nugget*); el intervalo de separación en que hay dependencia espacial (*range*); y el umbral de variabilidad máxima (*sill*), a partir de la cual la dependencia espacial deja de actuar. Estimaciones del grado de anisotropía se hacen por las proporciones del *range* y del *sill* entre las direcciones de máxima y mínima variabilidad ([Burrough, 1995](#); [Eastman, 1999](#)). Los semivariogramas pueden ser también de superficie ([Fig. 3.10](#)), donde es más fácil la visualización de patrones de continuidad espacial

La presencia de *sill* y semivarianza constantes en cada *lag* de un semivariograma indica que los puntos de muestreo alejados por distancias superiores al *range* están fuera de la escala de actuación de los procesos que controlan la continuidad espacial. Consecuentemente, estos intervalos de muestreo no deben ser considerados en el proceso de interpolación ([Burrough, 1995](#); [Eastman, 1999](#)). Por otro lado, cuando se aplican técnicas estadísticas tradicionales, éste debe ser el intervalo mínimo para garantizar la independencia de las muestras ([Burrough, 1995](#); [Hedger et al., 2001](#)).

1.1.8.3. Interpolación optimizada

Las técnicas de interpolación se usan para predecir o estimar valores de un determinado atributo en puntos no visitados dentro de un espacio de muestreo. La mayoría de las técnicas de interpolación consideran solamente las distancias desde los puntos de muestreo, como el inverso del cuadrado de la distancia. Por otro lado, las técnicas de interpolación empleadas por la geoestadística usan la información sobre continuidad espacial de los semivariogramas modelados para establecer influencias en las cercanías de los puntos de muestreo durante la predicción de los puntos conocidos (Burrough, 1995; Burrough y McDonnell, 1998; Pebesma y Wesseling, 1998; Eastman, 1999).

Los resultados de las interpolaciones suelen ser exhibidos en capas de información producidas en el formato *raster*, referenciadas geográficamente de acuerdo con los puntos de muestreo. En caso necesario, éstas se transforman en mapas vectoriales de contorno. Ambos formatos se introducen fácilmente en un SIG.

1.2. La distribución de las especies en el espacio

La distribución de las especies en el espacio se relaciona con el concepto clásico de nicho. Este concepto fue introducido por Grinnel en 1917 como la unidad de distribución última de las especies. Cuarenta años después, Hutchinson (1957) estableció las bases de lo que actualmente representa este concepto (Odum, 1971; James *et al.*, 1984).

1.2.1. Nicho fundamental

Se considera nicho fundamental un hipervolumen formado por un conjunto de variables independientes organizadas a lo largo de coordenadas ortogonales, en el cual una especie puede existir indefinidamente (Pullian, 2000). Bajo condiciones ideales, se espera que las especies ocupen un hábitat directamente congruente con la distribución del nicho fundamental (James *et al.*, 1984). Aunque no haya evidencias directas, se asume que la respuesta de una determinada especie a un gradiente ambiental, estando en un su nicho fundamental, es una curva gaussiana (unimodal y simétrica) cuya máxima abundancia coincide con las condiciones óptimas para la especie (Fig. 1.4) (Green,

1971; ter Braak y Verdonschot, 1995). Harvey (1996) argumenta que este es especialmente el caso a escala continental, en la cual se considera una respuesta generalizada de la especie, cuya probabilidad de supervivencia declina hacia los bordes desde una zona central de mayor abundancia.

Observándose la curva que describe el nicho fundamental en una única dimensión y considerando sus propiedades matemáticas inherentes (Ecuación 1.2), quedan claras las razones del éxito del concepto, casi cincuenta años después de su proposición.

$$z = c \exp\left[\frac{-0,5(x-u)^2}{t^2}\right] \quad \text{Ecuación 1.2}$$

Donde z es el valor de abundancia de una determinada especie; c es la abundancia máxima; u es el valor (óptimo) de la variable ambiental x cuando la abundancia es máxima; t es la tolerancia (amplitud ecológica) de la especie. El Nicho fundamental equivale a $4t$ (ter Braak y Looman, 1995).

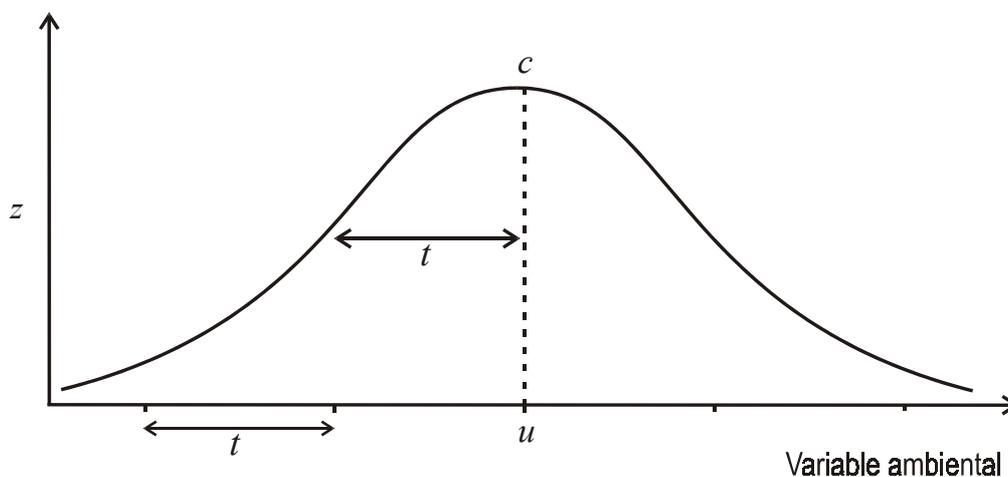


Fig. 1.4: Curva gaussiana de respuesta de una especie a un gradiente ambiental, evidenciando tres parámetros ecológicamente importantes: máximo (c), óptimo (u), y tolerancia (t). El eje vertical representa la abundancia (z). El rango de presencia de la especie es cerca de $4t$. Fuente: ter Braak y Looman (1995).

1.2.2. Nicho realizado

A pesar de que muchos autores aceptan que los factores fisiológicos son capaces de confinar a las especies en un determinado espacio (ter Braak y Verdonschot, 1995;

Palmer, 1993; Harvey, 1996), es poco probable que éstas se distribuyan en la naturaleza según sus nichos fundamentales (Margalef, 1993). Las especies están expuestas a procesos ecológicos capaces de deformar sus curvas de respuesta a los gradientes ambientales (Austin, 1999). Para acomodar esta situación se creó el concepto de nicho realizado, según el cual el hábitat de una determinada especie se restringe a las zonas del nicho fundamental donde es competitivamente dominante (Pullian, 2000).

ter Braak y Verdonschot (1995) consideran que las especies tienden a separar parcialmente sus nichos para evitar la competición, aunque mantengan su formato unimodal. Pero Austin (1999) argumenta que: como consecuencia del desplazamiento de una especie de sus condiciones óptimas por un competidor, su curva de respuesta (nicho realizado) a un gradiente ambiental puede asumir una variedad de formas, de sesgadas a bimodales. Las especies no sólo responden a variaciones del ambiente, sino que ellas también causan en el ambiente alteraciones proporcionales a su densidad poblacional (Austin, 2002). Además, es razonable esperar que las zonas con mayores abundancias sean más susceptibles a la depredación o explotación antrópica.

1.2.3. Metapoblaciones

Estudios demográficos evidencian que una especie puede ser encontrada en hábitats cuyas condiciones ambientales no permiten su persistencia indefinida (Bergerud, 1988; Menges, 1990; Robinson *et al.*, 1995). Éstos son considerados hábitats de pérdida, en los cuales las condiciones ambientales son demasiado adversas para que la especie complete su ciclo de vida; por consiguiente, su tasa de natalidad es localmente inferior a la de mortalidad (James *et al.*, 1984). La presencia de la especie en dichos hábitats se explica por una continua inmigración desde hábitats fuente. Así, bajo determinadas condiciones, el nicho realizado puede ser más grande que el nicho fundamental (Pullian, 1988).

La teoría sobre metapoblaciones y la ecología del paisaje también han contribuido a elucidar algunos aspectos relacionados con la distribución de organismos en un ambiente heterogéneo. Según Hanski (1998), las extinciones localizadas debido estocasticidad genética, demográfica o ambiental son comunes, principalmente cuando

se trata de especies poco abundantes. Por otro lado, la colonización de hábitats favorables desocupados depende sobretodo de la capacidad de dispersión de la especie y del grado de fragmentación del nicho fundamental (Pullian, 2000).

Hanski (1998) distingue una metapoblación estable por el equilibrio entre las tasas de extinción y colonización de fragmentos de su nicho fundamental a lo largo del paisaje. Los *stocks* sometidos a sobreexplotación pesquera se caracterizan por el incremento de la fluctuación del rendimiento y del reclutamiento (Murawski, 2000). La sobreexplotación pesquera, por lo tanto, contribuye a desequilibrar metapoblaciones ícticas, a medida que aumentan las probabilidades de extinción en zonas de caladero. Las teorías sobre metapoblaciones y hábitats fuente y hábitats pérdida suministran criterios para la zonificación de AMPs. La identificación de hábitats fuente y su inclusión en zonas de reserva integral podría garantizar la disponibilidad de *stocks* viables en hábitats pérdida, que podrían ser gestionados como zonas de pesca tradicional.

1.2.4. Ciclos de vida

Otro factor que complica aún más el concepto de nicho para muchas especies marinas es la amplitud de sus ciclos de vida. Una estrategia común a varias familias de peces de arrecifes viene dada por estadios larvales planctónicos y migraciones ontogénicas entre dos o más hábitats a lo largo de un marcado gradiente de profundidad, es (Kingsford, 1998a; Frielander *et al.*, 2003). Así, individuos de una misma especie pueden presentar necesidades fisiológicas distintas y, por lo tanto, nichos fundamentales distintos, a medida que cambian sus estadios de maduración (Skreslet, 1997).

De manera general, la distribución de las especies en el espacio puede ser explicada por el concepto de nicho realizado, a la luz de la teoría de metapoblaciones, teoría de hábitats fuente y hábitats pérdida y ecología del paisaje (Pullian, 2000). El nicho fundamental, condicionado por factores fisiológicos, es algo como el orbital de la especie. El nicho realizado posee una naturaleza dinámica en el tiempo y espacio, controlada por procesos biológicos (competición, predación, dispersión, migración) y por fluctuaciones de carácter estocástico actuando en diversos niveles jerárquicos

(genético, poblacional, climático, antrópico). Al contrario de lo que acontece con el nicho fundamental, no hay una manera elegante de representarlo matemáticamente (Austin, 1987).

1.3. α , β , y γ -biodiversidad

La representación de las funciones de respuesta de todas las especies de una comunidad combinadas frente a un determinado gradiente ambiental es la coenoclina. Se acepta que el gradiente actúa de manera individual y continua sobre cada especie (Austin, 2002). El conjunto de coenoclinas formadas por más de un gradiente es conocido como coenoespacio. Su representación gráfica o matemática e interpretación es de extrema dificultad, debido a las grandes cantidades de ruido e información involucradas. El análisis multivariante está constituido por una serie de herramientas que buscan mitigar tal deficiencia (Palmer, 1993), intentando separar las variaciones sistemáticas del ruido (ter Braak y Verdonschot, 1995).

Whittaker (1967, 1969) propuso una conexión entre el coenoespacio y la biodiversidad que ha adquirido un papel central en la ecología de comunidades. Independientemente del índice de biodiversidad empleado, la α -diversidad es la variabilidad en la composición de especies existente en un hábitat, la β -diversidad es la variabilidad en la composición de especies a lo largo de un gradiente definido, y la γ -diversidad es la diversidad contenida en un paisaje (Cody, 1986). En la práctica, se considera α -diversidad la diversidad en un punto de muestreo, mientras γ -diversidad es la biodiversidad medida entre todos los puntos de muestreo. Ambas suelen ser medidas con los índices tradicionales de diversidad, como por ejemplo, la riqueza de especies (S), la diversidad de Shannon (H') (Ecuación 4.3), o la equitatividad (J). La β -diversidad, por otro lado, es la medida de cuan distinta es la composición biótica de los puntos de muestreo a lo largo de un gradiente. Una de sus medidas es realizada a través de la análisis de correspondencia corregida (*DEtrended COrrrespondence ANALysis* – *DECORANA*) (Palmer y White, 1994).

1.4. Modelado espacial

Una de las aplicaciones del análisis de correspondencia canónica (*Canonical Correspondence Analysis – CCA*), detallado en la [Sección 2.6.3](#), es el modelado estático de la distribución potencial de las especies en el espacio (Harvey, 1996; Jonson y Gage, 1997; Guisan *et al.*, 1999).

Esta técnica se basa en la relación lineal entre los ejes de ordenación y las variables ambientales definida por los coeficientes canónicos. Los ejes se reconstituyen a partir de la aplicación de la [Ecuación. 2.34](#) a capas de información de un *SIG* representando cada variable. Los ejes de ordenación introducidos en un *SIG* de este modo representan los gradientes ambientales más importantes en el paisaje, lo que puede originar un producto muy útil por sí solo. Los valores de los píxeles de estas capas de información representan las coordenadas canónicas, según las cuales está organizado el diagrama de ordenación. El conjunto de estas capas define el espacio canónico (Guisan *et al.*, 1999).

Hay varias técnicas para obtener mapas de distribución de especies a partir del espacio canónico. La más sencilla es encontrando los límites superior e inferior de tolerancia de las especies en cada capa del espacio canónico. Harvey (1996) empleó regresión logística para la elaboración de los mapas de distribución. Guisan *et al.* (1999) calcularon las distancias Euclidianas desde cada *centroid* en el espacio canónico y, luego, las agruparon en clases de desviación estándar, que representan las probabilidades de distribución de las especies. Una alternativa sería la utilización del espacio canónico como entrada para el algoritmo *GARP* (*Genetic Algorithm for Rule-set Production*), que emplea un sofisticado enfoque basado en inteligencia artificial para modelar el nicho de las especies en el espacio (Peterson, 2001).

1.5. Objetivos

Considerando las características de la información necesaria para la conservación de la biodiversidad en paisajes costeros y las limitaciones de presupuestos, se plantea como objetivo contribuir a la formación de una base metodológica, por medio de técnicas visuales y acústicas de evaluación rápida del paisaje sumergido, compatibles con el uso de nuevas tecnologías de obtención y análisis de datos, para favorecer iniciativas

concretas de gestión integrada de la zona costera y conservación de recursos vivos en áreas marinas protegidas, asequibles a países en desarrollo.

La aplicabilidad de técnicas de teledetección, de hidroacústica, de geoestadística y de ordenación de datos ecológicos se verificó para hábitats marinos situados en aguas someras por medio de dos estudios de caso.

En el primero se evaluaron las alteraciones recientes en la bahía de Tamandaré y sus consecuencias para la supervivencia de los corales en arrecifes costeros, con el objetivo de apoyar la gestión del *Área de Proteção Ambiental Costa dos Corais*, ubicada en el litoral nordeste de Brasil.

En el segundo estudio de caso se realizó una caracterización del paisaje submarino en las inmediaciones del islote de Lobos, situado en la costa norte de Fuerteventura (Islas Canarias), con el propósito de apoyar la creación de una reserva marina de interés pesquero.

2. Material y métodos

2.1. Introducción

Este capítulo describe los métodos de análisis de datos empleados en los estudios de caso. Inicialmente, se describen las técnicas de cartografía del paisaje sumergido, realizada por medio de realce digital de imágenes orbitales y por la aplicación de técnicas de geoestadística. A continuación se detallan las técnicas de ordenación de datos ecológicos empleadas en la evaluación de la correlación entre la comunidad íctica y las variables ambientales en la zona de Corralejo y Lobos.

2.2. Sistemas de información geográfica

Hasta mediados de los años 80, la cartografía estaba basada en sondeos de parámetros oceanográficos, cartas náuticas e interpretación de fotografías aéreas e imágenes orbitales en papel (Cendrero *et al.*, 1979). Además, la interpretación de diferentes datos cartográficos sobre la misma zona era complicada, debido a diferencias de proyección, *datum* y escala. Los resultados de estos esfuerzos (mapas en papel) eran estáticos y de difícil actualización. Asimismo, la obtención de informaciones derivadas de estos mapas, como por ejemplo pendiente o área, era laboriosa, imprecisa y consumía demasiado tiempo (Johnson y Gage, 1997).

Básicamente, un sistema de información geográfica (SIG) es una base de datos con la capacidad de incorporar datos sobre la forma y posición de objetos en la superficie terrestre, además de los atributos que los describen, en capas de información. Otras funciones importantes se asocian a la manipulación tanto de la forma (escala y proyección) como de los atributos y a la exhibición de los datos geográficos (Reuss-Strenzel, 1997). Mediante manipulación y combinación matemática de las capas de información y las bases de datos que las acompañan, se puede obtener fácilmente información derivada, como por ejemplo, áreas, distancias, pendientes, posiciones, etc., además de patrones espaciales del paisaje analizado, como forma, diversidad, proximidad, conectividad, etc. (Johnson y Gage, 1997; Goodchild, 2003). A través del uso de estas funciones se pueden construir modelos espaciales de componentes y procesos ambientales, las cuales constituyen importantes herramientas de investigación

de los patrones de heterogeneidad espacial del paisaje submarino y de sus variaciones a lo largo del tiempo (Barlett, 1993).

Básicamente, hay dos formatos complementarios usados para la representación de capas de información en los SIGs: el vectorial y el *raster*¹. Análogamente a la geometría clásica, los objetos geográficos se representan en el formato vectorial por una combinación de puntos, líneas o superficies (polígonos), posicionados en un espacio virtual continuo. El formato *raster* se constituye por una matriz de valores (píxeles) que describen una determinada característica ambiental. Las líneas y columnas demarcan posiciones en la superficie terrestre (Burrough y McDonnell, 1998; Eastman, 1999; Goodchild, 2003).

En las capas de información vectorial, los objetos geográficos se conectan directamente a bases de datos conteniendo sus atributos no espaciales. Los ficheros son compactos, pues las representaciones utilizan solamente algunos puntos periféricos (nudos) localizados por coordenadas exactas. Estas características contribuyen para que el formato vectorial pueda desempeñar la función de gestión de base de datos espaciales, acomodando la representación de objetos discretos con fronteras definidas, como por ejemplo las divisiones políticas de un territorio o un conjunto de puntos de muestreo (Burrough y McDonnell, 1998; Eastman, 1999).

En las capas de información *raster*, el espacio está uniformemente dividido. Cada píxel está situado en el espacio que corresponde al objeto representado y debe ser calificado por un atributo, lo que hace el fichero más grande y complica su conexión con la base de datos. Las entidades discretas que contienen información sobre posición y atributo son los píxeles y no los objetos, lo que posibilita el análisis de variaciones continuas a lo largo del espacio. Además, el atributo de cada célula es un número que puede sufrir cualquier operación matemática o lógica, lo que hace a este formato capaz de realizar análisis espaciales aplicando ecuaciones matemáticas y datos existentes en distintos ficheros. Otra cuestión importante es que las imágenes orbitales y aéreas, así como los resultados de interpolaciones de los puntos de muestreo obtenidas por técnicas de geoestadística, poseen la misma estructura *raster*. Esto permite que la información

¹ El término *raster* se traduce por trama en castellano.

obtenida por teledetección y modelos geoestadísticos pueda ser fácilmente incorporada al SIG (Burrough y McDonnell, 1998; Eastman, 1999).

2.3. Realce de estructuras sumergidas en imágenes multispectrales.

Se explicará el proceso de realce de estructuras sumergidas en imágenes multispectrales para posterior interpretación visual, con base en el tratamiento aplicado a dos imágenes Landsat TM, en el contexto del estudio de caso sobre cambios recientes en la Bahía de Tamandaré, Brasil (Sección 3). El mismo tratamiento se puede aplicar como preparación de imágenes multispectrales tanto para clasificación supervisada como para no supervisada de los hábitats (Green *et al.*, 2000).

Los problemas de brillo y contraste de las fotos aéreas se deben mucho más a las cantidades de reactivo usadas en el revelado y a ajustes del escáner que a los procesos físicos sufridos por la luz solar al interaccionar con la superficie de la Tierra, columna de agua y atmósfera. Esto hace el procesado necesariamente más sencillo. Por lo general el estiramiento del histograma y la linearización de los valores de brillo son suficientes para la aplicación del algoritmo de profundidad invariante.

El método se aplica a través de una serie de pasos destinados a la corrección radiométrica y geométrica de las imágenes: (1) cálculo de la radiancia y reflectancia aparente; (2) corrección de la absorción y dispersión de la luz causadas por la atmósfera; (3) creación y aplicación de una máscara sobre el continente; (4) suavización del ruido causado por interferencias y oscilaciones en los detectores del satélite, por medio de transformación de Fourier; (5) linearización del efecto de la absorción de la luz por la columna de agua, a través de la aplicación del logaritmo natural; (6) eliminación del efecto causado por la profundidad variable, mediante la aplicación de uno de los algoritmos de profundidad invariante; (7) ajuste del contraste por estiramiento del histograma; y (8) corrección geométrica por puntos conocidos o fotogrametría.

2.3.1. Cálculo de la radiancia y reflectancia aparente

El brillo registrado por los detectores del Landsat TM en cada banda, se transforma en valores de radiancia ($mW\ cm^{-2}\ ster^{-1}\ \mu m^{-1}$) a través de la [Ecuación 2.1](#). *Bias* y *gain* son valores calculados por la agencia que opera el satélite (*Earth Observation SATellite company* – EOSAT, en el caso del Landsat TM), basándose en curvas de calibración que simulan la pérdida de sensibilidad del detector con el paso del tiempo ([Green et al., 2000](#)).

$$L_{\lambda} = Bias + (Gain * DN) \quad \text{Ecuación 2.1}$$

Donde L es la longitud de onda en la banda λ ; *Bias* y *Gain* son la ordenada en el origen y la pendiente de la relación lineal entre el brillo registrado por el detector y la radiancia; y *DN* (*digital number*) son los valores de brillo registrados (varían entre 0 y 255 para una imagen de 8 bits).

La proporción entre la radiación reflejada por la superficie terrestre y la irradiación solar (que cambia a lo largo del día y del año) se denomina reflectancia, que es adimensional y varía entre cero y uno ([Eastman, 1999](#)). La reflectancia se calcula para cada banda mediante la [Ecuación 2.2](#), a partir de los valores de radiancia espectral (L_{λ}). Los resultados de la ecuación equivalen a la reflectancia aparente, medida por el detector sin considerar los efectos sufridos por la luz al atravesar la atmósfera ([Kaufman, 1989](#); [Green et al., 2000](#)).

$$\rho_{\lambda} = \frac{\pi \cdot L_{\lambda} \cdot d^2}{ESUN \cdot \cos(\theta)} \quad \text{Ecuación 2.2}$$

Donde ρ_{λ} es la reflectancia aparente en la banda λ ; d representa la distancia entre Sol y Tierra en unidades astronómicas y se calcula por la expresión $d = \{1 - [0.01674 \cos(0.9856(Día\ Juliano - 4))]\}^2$; $ESUN$ es la irradiancia solar media; y θ es el ángulo, medido en grados, entre Sol y el cenit en el momento de la toma de imagen (EOSAT suministra ambos valores).

2.3.2. Corrección atmosférica

La corrección de las distorsiones causadas por la absorción y la dispersión de la luz por la atmósfera se puede llevar a cabo mediante la aplicación del modelo atmosférico 6S (*Second Simulation of Satellite Signal in the Solar Spectrum*), que calcula la reflectancia en la superficie terrestre, basándose en la reflectancia aparente. El modelo permite la aplicación de opciones estándares, informaciones sobre iluminación solar y estimación de la visibilidad horizontal (Tab. 2.1) para simulación de los principales efectos atmosféricos resultantes de la absorción de gases (vapor de agua, dióxido y monóxido de carbono, oxígeno, ozono, metano y óxido de nitrógeno) y dispersión por moléculas y aerosoles (Vermote *et al.*, 1997; Ouaidrari y Vermote, 1999).

Tab. 2.1: Información requerida, parámetros e informaciones introducidas en el modelo 6S para corrección atmosférica de las imágenes orbitales.

Información requerida	Parámetro	Informaciones introducidas	
		1989	1998
Óptica e iluminación	Tipo de detector*	Landsat TM5	Landsat TM5
	Fecha y hora de la toma de la imagen	05 07, 11.96	09 21, 12.13
	Latitud y longitud del centro de la imagen	-35.099, -8.760	-35.099, -8.760
Perfil atmosférico	Tropical*	1	2
Composición de aerosoles	Marítimo*	1	2
Concentración de aerosoles	Visibilidad horizontal en la atmósfera	25 Km	30 Km
	Altura del objeto	0 m	0 m
Banda espectral	Código de la banda*	25 a 30	25 a 30
Tamaño de la imagen	Número de píxeles de la imagen	747417	635076

* Opciones estándares.

2.3.3. Aplicación de una máscara sobre zonas de tierra

Dado que los niveles de reflectancia sobre el mar suelen ser radiométricamente distintos de los niveles de reflectancia sobre tierra, los histogramas resultantes de las imágenes en que ambos aparecen tienden a ser bimodales (Fig. 2.1). Este patrón dificulta la plena visualización de mar y tierra al mismo tiempo. Así, para garantizar un mejor realce del

fondo marino en las imágenes, se puede optar por la eliminación del continente. Eso se logra multiplicando cada una de las bandas por una máscara booleana con valores iguales a uno en el mar y cero en tierra (Eastman, 1999).

La máscara se elabora a partir del cociente normalizado entre las bandas 2 y 4 (Ecuación 2.3). El resultado, denominado *NDWI* (*Normalized Difference Water Index*) por McFeeters (1996), hace más evidentes las diferencias entre tierra y mar (Fig. 2.2). Los valores oscilan entre -1 y 0 en tierra y entre 0 y 1 en el agua, permitiendo así la reclasificación de los valores negativos para cero y de los positivos para uno.

$$NDWI = \frac{\rho'_2 - \rho'_4}{\rho'_2 + \rho'_4} \quad \text{Ecuación 2.3}$$

Donde ρ'_2 y ρ'_4 hacen referencia a la reflectancia en la superficie terrestre de las bandas 2 y 4, respectivamente.

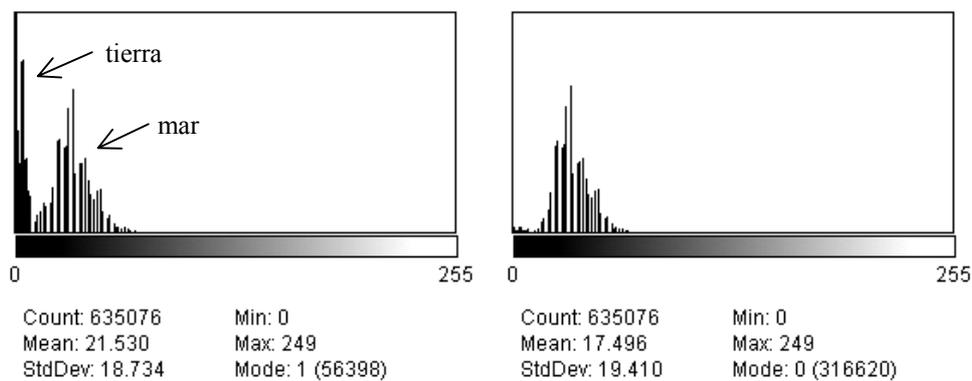


Fig. 2.1: Histograma de la banda 1 de Landsat TM (1998) antes (izquierda) y después (derecha) de la aplicación de la máscara sobre el continente.

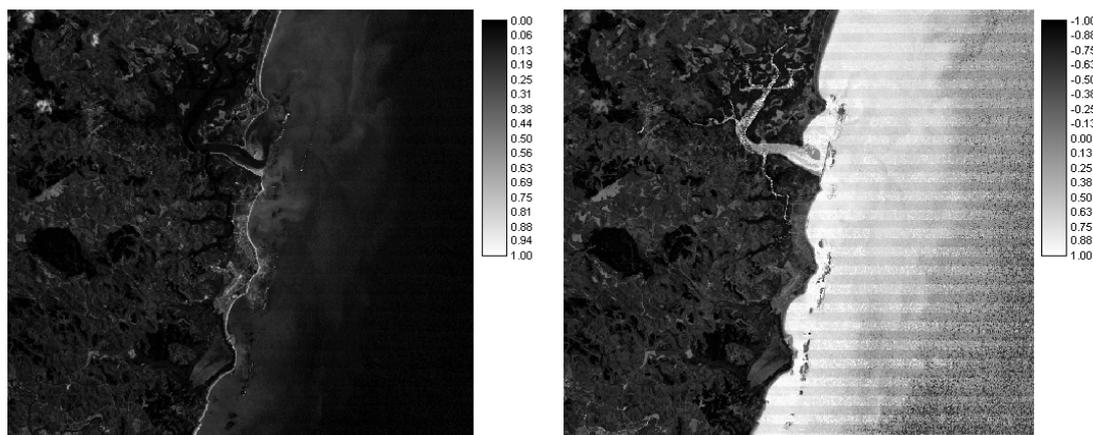


Fig. 2.2: Reflectancia de la superficie terrestre en la banda 2 (izquierda) y en la imagen *NDWI* (derecha) producida para delineación de áreas inundadas. Se puede observar el ruido relativamente más intenso sobre el mar.

2.3.4. Reducción del ruido

La variabilidad de reflectancia detectada por el Landsat TM sobre el mar es reducida cuando se compara con ambientes terrestres, debido a la absorción de la luz por la columna de agua. Esto origina una tendencia de amplificación del ruido relativo a la señal propiamente dicha en áreas sumergidas, principalmente en las bandas 3 y 4 (Van Hengel y Spitzer, 1991; Louchard *et al.*, 2003).

En el área marina de las imágenes son muy aparentes dos clases de ruidos. En el primero es el ruido al azar, causado por interferencias de orden electrónico o mecánico, que producen valores anormalmente altos o bajos con relación a los píxeles vecinos (Eastman, 1999; Gonzalez y Woods, 1993). La segunda clase de ruido se observa únicamente en imágenes orbitales y se caracteriza por estrías horizontales en la imagen, causadas por variaciones en la respuesta de los detectores individuales de una banda particular (Eastman, 1999; Gonzalez y Woods, 1993; Van Hengel y Spitzer, 1991).

El ruido y las estrías en imágenes orbitales se amplifican aún más con la linearización de la absorción de la luz por la columna de agua (etapa subsiguiente), lo que hace necesaria la aplicación de alguna técnica de filtrado. Por otro lado, el filtrado disminuye la resolución de las imágenes, lo que puede eliminar información relacionada con la textura de los hábitats y dificultar su interpretación visual. Además, el filtrado puede borrar estructuras poco visibles en zonas profundas.

Una de las técnicas para suavizar ambas clases de error es la transformación de Fourier (*fast fourier transform*), que emplea una transformación matemática sofisticada para decomponer los atributos (niveles de gris) a lo largo de una imagen en una serie compleja de ondas senoides (Eastman, 1999). El resultado es una imagen espectro, donde la serie de ondas se organiza según su frecuencia, amplitud y fase. Después las frecuencias que causan problemas son retiradas del espectro y la imagen original se reconstruye sin las frecuencias indeseables (Jensen, 1996).

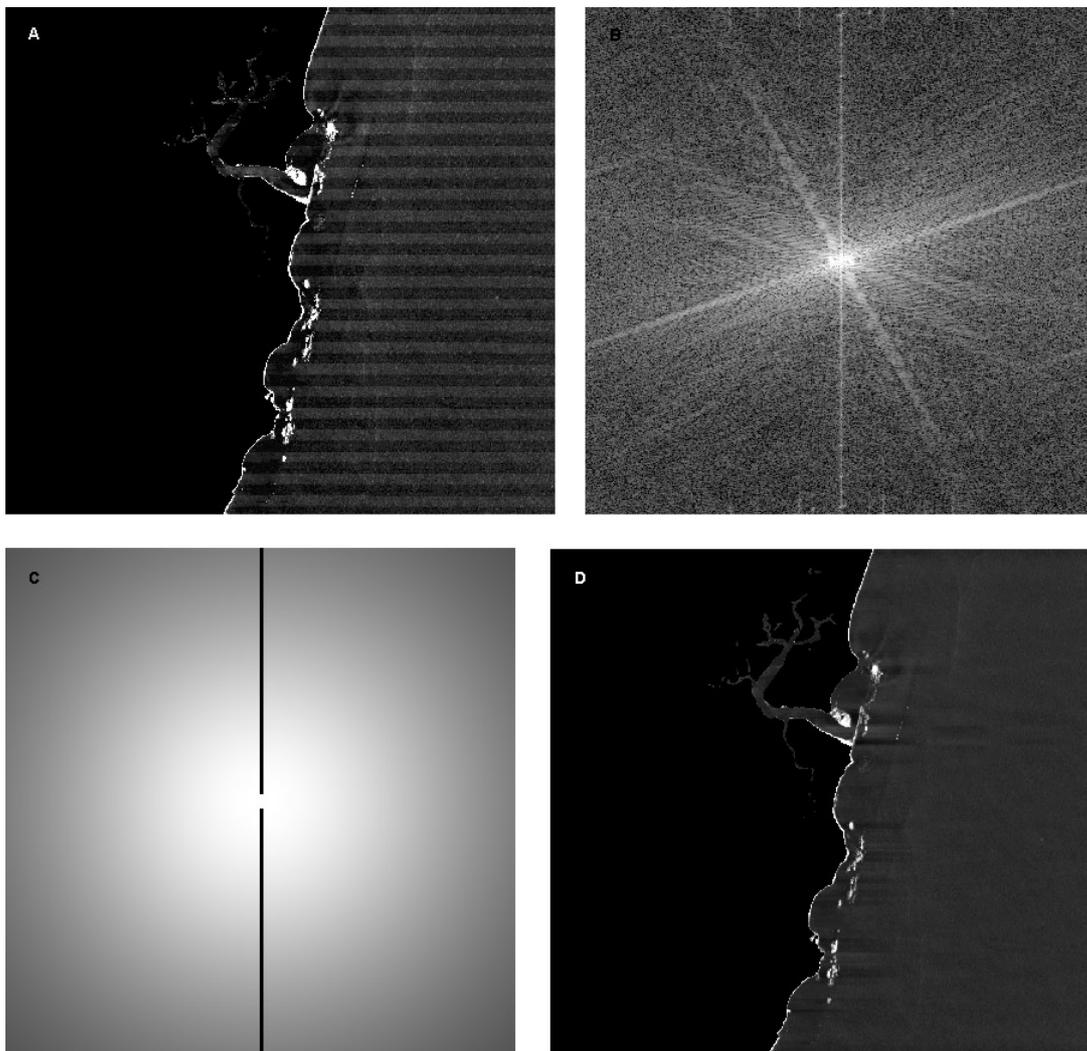


Fig. 2.3: Transformación de Fourier aplicada a la banda 4 de la imagen orbital de 1998. La imagen original (A) se transforma en su espectro (B). El filtro (C) es aplicado al espectro y la imagen original optimizada (D) es reconstituida.

Las altas frecuencias, asociadas al ruido en la imagen original, están ubicadas en la periferia del espectro. Las estrías horizontales de la imagen original están asociadas a

una baja frecuencia en una dirección y a una alta o media frecuencia en otra dirección y aparecen en el espectro como una raya vertical que parte desde su centro. Estas dos estructuras se retiran del espectro y las imágenes originales quedan optimizadas. La manipulación del espectro se efectúa a través de la creación y aplicación de dos filtros. El primero es un filtro de paso bajo, como por ejemplo el *Butterworth* (Ecuación 2.4), diseñado para retirar las frecuencias mayores de 3 píxeles. El segundo cubre la raya vertical asociada a las estrías de la imagen original (Fig. 2.3 C).

$$m = \frac{1}{1 + k \left(\frac{f}{f_0} \right)^{2n}} \quad \text{Ecuación 2.4}$$

Donde m es el valor del píxel en la imagen filtro (Fig. 2.3 C); f es la frecuencia y f_0 es la frecuencia que se desea eliminar; k determina el valor del filtro en la frecuencia de corte; y n controla la intensidad de transición.

2.3.5. Linearización del efecto de la absorción de la luz

Como se señalaba anteriormente, el proceso de atenuación de la luz por el agua del mar se produce de manera exponencial. Tal proceso es responsable de la pérdida de la capacidad de separación de diferentes tipos de fondo con el aumento de la profundidad. Al hacerse linear este efecto, mediante la aplicación del logaritmo natural (Ecuación 2.5) se observa un aumento del rango de variación de la radiancia (o brillo), principalmente en zonas más profundas (Fig. 2.4). De esta manera quedan más evidenciadas las estructuras próximas al límite de visualización del fondo

$$X_\lambda = \ln(\rho'_\lambda + 1) \quad \text{Ecuación 2.5}$$

Donde X_λ es el valor de píxel realizado y ρ'_λ la reflectancia espectral en superficie, o el brillo en el caso de la foto aérea.

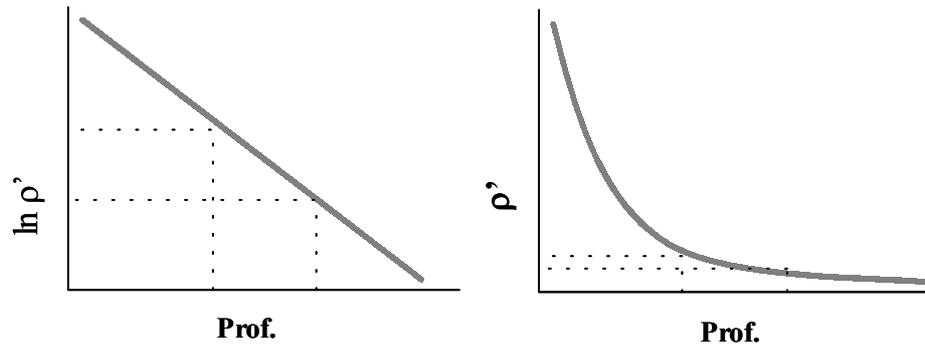


Fig. 2.4: Efecto de la linearización de la atenuación de la luz por la profundidad. A la izquierda la luz es atenuada exponencialmente a medida que penetra en el agua. Aplicándose el logaritmo natural (derecha) la atenuación pasa a ser lineal, lo que aumenta el rango de variación de los valores de brillo en zonas más profundas.

2.3.6. Algoritmo de profundidad invariante

La técnica propuesta por Lyzenga (1978, 1981) para compensar el efecto causado por la columna de agua ha sido adaptada y aplicada por diversos autores para el cartografiado de hábitats sumergidos y batimetría (Khan *et al.*, 1992; Armstrong, 1993; Mumby *et al.*, 1998; Maritorena *et al.*, 1994; Tassman, 1996; Green *et al.*, 2000). No obstante, su aplicación está limitada a las aguas con propiedades ópticas homogéneas a lo largo de la imagen (Mumby *et al.*, 1998; Tassman, 1996), de modo que las imágenes disponibles para Tamandaré no recibieron este tratamiento.

Lyzenga (1978, 1981) demostró que para calcular la extinción de la luz en cada banda espectral se usa la Ecuación 2.6, en la cual a es una constante de ajuste; r es la reflectancia en el fondo del mar; K_λ es el coeficiente de atenuación de la luz; y z es la profundidad en cada píxel.

$$\rho'_\lambda = a \cdot r^{(-2K_\lambda z)} \quad \text{Ecuación 2.6}$$

En teoría, sería posible aislar la r de manera que posibilite el cálculo de una imagen de la reflectancia del fondo. Sin embargo, este procedimiento es un tanto difícil, pues la constante (a), el coeficiente de atenuación de la luz (K_λ) y la profundidad en cada píxel (z) tampoco se conocen. De este modo, Lyzenga (1978, 1981) propone un método alternativo que no requiere el conocimiento de estos parámetros y que utiliza la

información contenida en más de una banda. Al utilizarse los cocientes de atenuación entre un par de bandas espectrales, se cancelan casi todos los términos desconocidos de la Ecuación 2.6. Considerando que el efecto de la profundidad haya sido linearizado y que el sustrato sea homogéneo, los valores de los píxeles se convierten en una función lineal de la profundidad (Fig. 2.5) (Green *et al.*, 2000). En aguas con turbidez variable, los sustratos dejan de comportarse de manera homogénea y el método pierde la capacidad de previsión.

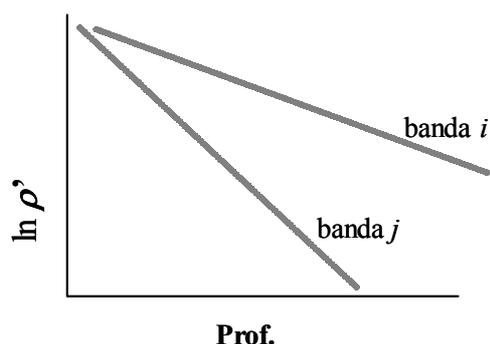


Fig. 2.5: Radiancia de dos bandas transformadas sobre un sustrato homogéneo, variando linealmente con la profundidad. Fuente: Green *et al.* (2000).

De este modo, se hace un *bi-plot* de las radiancias (o reflectancias) log-transformadas, para el mismo sustrato en diferentes profundidades. La pendiente de la recta obtenida representa el coeficiente de atenuación de cada banda. Las pendientes obtenidas sobre diferentes tipos de fondo serán iguales, ya que la relación entre los coeficientes de atenuación (k_i/k_j) depende exclusivamente de la longitud de onda y de la transparencia del agua (Figura 2.6) (Green *et al.*, 2000).

La implementación del cálculo se hace por medio de muestreo en la imagen sobre sustratos homogéneos a diferentes profundidades. Los muestreos se realizan sobre las imágenes en áreas donde había penetración de luz en las tres bandas, corroborándose mediante inmersiones *in situ*, el tipo de sustrato.

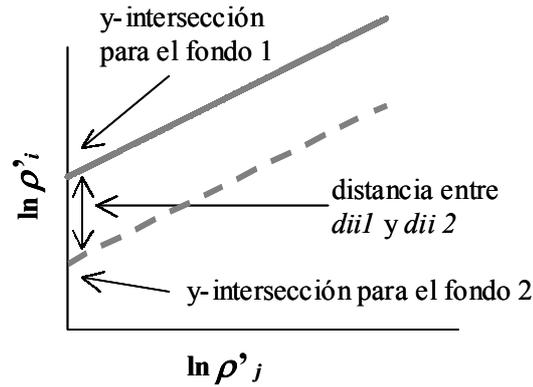


Fig. 2.6: *Bi-plot* entre dos bandas espectrales. Los d_{ii} equivalen a los puntos de intersección con el eje de las ordenadas de las rectas relativas a cada tipo de sustrato homogéneo. Fuente: Green *et al.* (2000).

El cálculo de la pendiente entre los coeficientes de atenuación entre bandas se hace empleando las Ecuaciones 2.7, 2.8 y 2.9.

$$\frac{k_i}{k_j} = a + \sqrt{a^2 + 1} \quad \text{Ecuación 2.7}$$

$$a = \frac{\sigma_i - \sigma_j}{2\sigma_{ij}} \quad \text{Ecuación 2.8}$$

Donde σ_i es la varianza del muestreo en la banda i ; σ_j es la varianza del muestreo en la banda j ; y σ_{ij} es la covarianza de los muestreos entre las bandas i y j .

El índice de profundidad invariante (*depth invariant index – dii*), se refiere a los valores de la intersección de la recta con el eje y (Fig. 2.7), y se calcula a través de un polinomio de primer orden (Ecuación 2.9).

$$d_{ii_j} = \ln(L_i) - \left[\left(\frac{k_i}{k_j} \right) \ln(L_j) \right] \quad \text{Ecuación 2.9}$$

Donde L_i y L_j son valores digitales de radiancia o reflectancia corregidos atmosféricamente para las bandas i y j respectivamente.

Para el caso de fotografías o videos aéreos, o cuando no se dispone del algoritmo para la corrección atmosférica, se puede emplear un método denominado corrección por píxeles oscuros (Ecuación 2.10). Éste método corrige a grosso modo el efecto causado por la atmósfera y por la superficie marina, mediante substracción del valor de brillo debido a la dispersión y la reflexión de la luz por la superficie marina y la atmósfera (Eastman, 1999).

$$L_{si} = \bar{L}_{i\infty} - 2L_{(ds)i\infty} \quad \text{Ecuación 2.10}$$

Donde L_{si} es el brillo (reflectancia o radiancia) resultante de la interacción de la luz con la atmósfera y la superficie marina; $\bar{L}_{i\infty}$ es el brillo medio en aguas profundas; y $L_{(ds)i\infty}$ es la desviación estándar del brillo en aguas profundas.

2.3.7. Ajuste del contraste

El estiramiento del histograma (Van Hengel y Spitzer, 1991) es el último paso para el realce visual de las imágenes (Ecuación 2.11). Su aplicación origina un mejor contraste resultante de la optimización del histograma (Fig.2.7), por medio de la asignación de nuevos máximos y mínimos para la distribución de valores de brillo o reflectancia.

$$y = 255 \left(\frac{x - b_{\min}}{b_{\max} - b_{\min}} \right) \quad \text{Ecuación 2.11}$$

Donde x es el valor original del píxel; y el nuevo valor del píxel; y b_{\min} y b_{\max} son los valores en la escala original que restringen el nuevo histograma.

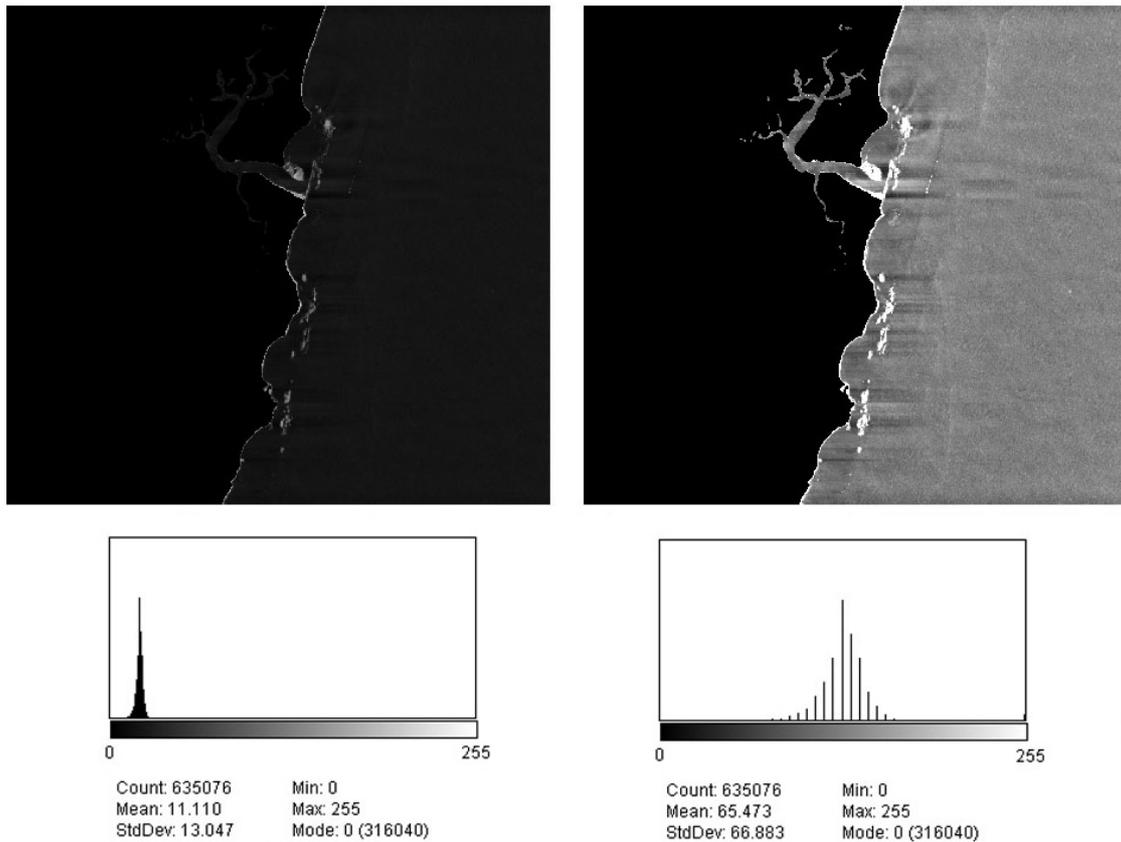


Fig. 2.7: Aplicación del realce a través del estiramiento del histograma (derecha) en la banda 4 de la imagen Landsat de 1998.

2.3.8. Corrección geométrica por transformación polinómica

Después de la corrección radiométrica, suavización del ruido y realce, las imágenes se deben registrar en un sistema geográfico de referencia para que las medidas de área o de distancia tomadas sobre las imágenes se acerquen lo máximo posible a realidad. El método más sencillo es la corrección geométrica por puntos conocidos, también denominada transformación polinómica. Para aplicarlo, inicialmente se deben conocer las coordenadas geográficas de puntos fácilmente reconocibles en la imagen (puntos de control). Esta información se obtiene por *GPS*, *dGPS* o bien desde una carta náutica o topográfica. A continuación, se aplica el método de mínimos cuadrados para ajustar un plano a los puntos de control geo-codificados (Eastman, 1999; Green *et al.*, 2000), por medio de un sistema de ecuaciones polinómicas (Ecuación 2.12).

$$x_r = A + (Bx_c + Cy_c) + (Dx_c + Ey_c)^2 + (Fx_c + Gy_c)^3 \quad \text{Ecuación 2.12}$$

Donde x_r es la coordenada de referencia; A , B y C son coeficientes calculados en la regresión por mínimos cuadrados; y x_c y y_c son las coordenadas de los puntos de control en la imagen original. Una expresión similar se usa para calcular la coordenada y_r (Green *et al.*, 2000).

En general, los polinomios son de primer, segundo o tercer orden. Cuanto más elevado es el orden del polinomio, más compleja es la transformación. Así, por ejemplo, polinomios de primer orden son capaces de efectuar ajustes lineales, como rotaciones y cambios de escala; los polinomios de segundo orden realizan transformaciones no lineales (Green *et al.*, 2000), más aptas para el ajuste de imágenes en zonas de relieve accidentado. Por otro lado, cuanto más elevado es el orden del polinomio, mayor debe ser la cantidad de puntos de control utilizados. En caso contrario, el error será demasiado alto (Eastman, 1999).

Los errores del proceso de corrección geométrica se calculan por *RMS* (*root square mean*), según la Ecuación 2.13.

$$RMS = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n x r_i^2 + y r_i^2} \quad \text{Ecuación 2.13}$$

Donde n es lo numero de puntos de control; y xr y yr son los residuales ($xr = x_r - x_c$) del punto de control i .

2.3.9. Fotogrametría digital

Cuando se intenta montar un collage con algunas fotografías aéreas, éstas nunca encajan perfectamente unas con las otras, a pesar de la gran superposición que suele existir entre fotos contiguas. Eso se debe a la fuerte distorsión a que son sometidas las fotos.

Las lentes biconvexas utilizadas en las cámaras fotográficas para generar el aumento necesario originan una distorsión óptica que se incrementa desde el nadir hacia la periferia de la foto, lo que hace que la escala de la foto sea válida solamente en su zona

central. La topografía también provoca distorsiones en las fotos, cuya intensidad es proporcional a la variabilidad del relieve. Además las fotografías digitalizadas por escáner de mesa presentan un error adicional producido por el sistema óptico del aparato (Agouris y Schenk, 1996).

Las técnicas convencionales de corrección geométrica, como la transformación polinómica, se basan en funciones generales desvinculadas de las causas físicas de la distorsión. La transformación por polinomios se aplica con éxito cuando las imágenes son de baja resolución y de campo visual estrecho, como las imágenes orbitales obtenidas por *Landsat* y *SPOT*. Las funciones generales tienen la ventaja de la simplicidad y pueden proporcionar una alternativa razonable de modelado geométrico cuando se conoce la naturaleza geométrica de la imagen (Yang, 1997).

Las fotografías aéreas e imágenes orbitales de alta resolución, como las del *IKONOS*, necesitan una técnica más sofisticada para que se garantice el éxito del proceso de corrección geométrica. La fotogrametría digital suple esta necesidad mediante la aplicación de modelos basados en ecuaciones colineares que consideran las distorsiones causadas por la topografía, además del error sistemático asociado a las características geométricas de la cámara y el escáner (Erdas, 1999).

Otras ventajas de la fotogrametría digital son: (1) la posibilidad de rectificar conjuntamente un grupo de imágenes contiguas (Fig. 4.12); (2) la utilización de la relación interna existente entre imágenes adyacentes para minimizar los errores y distribuirlos igualmente entre todo el mosaico, disminuyendo así la desalineación entre objetos ubicados en la zona de superposición entre fotos adyacentes; y (3) la reducción de la cantidad necesaria de puntos de control en comparación con la transformación polinómica (Yang, 1997; Erdas, 1999).

2.3.10. Fusión de imágenes

En el estudio de caso sobre la evaluación del paisaje costero en la costa nordeste brasileña (Sección 3.5) se empleó una técnica basada en el análisis de componentes principales (*Principal Component Analysis – PCA*). Las bandas de 1 a 4 de la imagen

Landsat TM se transforman en sus componentes principales. El resultado es un conjunto de cuatro imágenes análogas a los ejes de un diagrama de ordenación *PCA*. La primera componente (*PC1*) explica la máxima cantidad de variación en las imágenes originales y se asemeja mucho a una foto aérea pancromática. Las otras componentes (*PC2*, *PC3* y *PC4*) pierden gradualmente capacidad de explicar la variación en las imágenes originales y no están correlacionadas unas con otras. En general, la información contenida en estas componentes está más relacionada con la variabilidad espectral que con la espacial. La fusión se realiza reemplazando *PC1* por la fotografía aérea y reconstituyendo las bandas de las imágenes orbitales originales (Pohl y van Genderen, 1997). La reconstitución se hace aplicando la Ecuación 2.14.

$$F_i = c_{1i}Pan + c_{2i}PC2 + c_{3i}PC3 + \dots c_{Ni}PCN \quad \text{Ecuación 2.14}$$

Donde F_i es el brillo de la banda i reconstituida; Pan es la fotografía aérea pancromática; c_{1i} , c_{2i} , c_{3i} , ..., c_{Ni} son los coeficientes de ordenación de cada componente principal para la banda i ; y N es el número de componentes principales inicialmente extraídas.

2.3.11. Vectorización

Tras el realce y la corrección geométrica, se introducen las imágenes en un SIG. También se debe introducir en el SIG, siempre que sea posible, la información auxiliar sobre batimetría y tipos de fondo obtenida en cartas náuticas, además de descripciones preliminares e imágenes submarinas tomadas *in situ*.

Una vez reunida y organizada toda la información disponible en el SIG, se digitalizan sobre la pantalla del ordenador (Hagan *et al.*, 2000) los polígonos que delimitan manchas relativamente homogéneas (Fig. 4.12). Éstas se interpretan a priori como hábitats, en función del color, la textura, la posición, la profundidad y el contexto (Sheppard *et al.*, 1995). Los polígonos se usan en el diseño del muestreo estratificado (Kingsford, 1998b), destinado al reconocimiento y clasificación de los hábitats digitalizados.

2.4. Verificación *in situ*

El reconocimiento basado exclusivamente en buceo autónomo es el método pionero de cartografía de hábitats marinos. A pesar de ser laborioso y estar limitado por el tiempo, la profundidad y la turbidez, este método provee gran exactitud y alta resolución (Luckhurst y Luckhurst, 1978; Werdell y Roesler, 2003). Asimismo, el muestreo hecho durante inmersiones se emplea para la identificación, clasificación y verificación de la exactitud de mapas de hábitats realizados mediante teledetección e hidroacústica.

La toma de datos sobre la cobertura bentónica se suele efectuar por cuadrados o a lo largo de transectos repartidos al azar en diferentes elementos de paisaje (Fig. 2.8). Con ambos métodos, se recomienda el uso del muestreo estratificado, en el cual cada muestra se compone de un conjunto de submuestras ubicadas dentro de un mismo hábitat (Kingsford, 1998b; Murray, 2001). El uso de transectos permite el empleo de la técnica conocida como interceptación lineal (*line intercept*), en la cual los porcentajes relativos de la cobertura del fondo se estiman midiendo la longitud de cada mancha (organismo, colonia o tipo de sustrato) justo bajo la línea del transecto (Edingera *et al.*, 1998; Madsen, 1999).

Se puede filmar o fotografiar tanto los cuadrados como los transectos. Las mediciones en las imágenes verticales pueden ser tomadas siempre que la resolución de la imagen sea conocida. La resolución se calcula con un objeto de tamaño conocido tomado como referencia (Ecuación 2.15).

$$R = \frac{L}{N} \quad \text{Ecuación 2.15}$$

Donde R es la resolución de la imagen; L es la longitud del objeto de tamaño conocido; N es el número de píxeles cuadrados que abarcan el objeto. El área de una mancha cualquiera en la imagen será el número de células de la mancha multiplicada por la resolución.

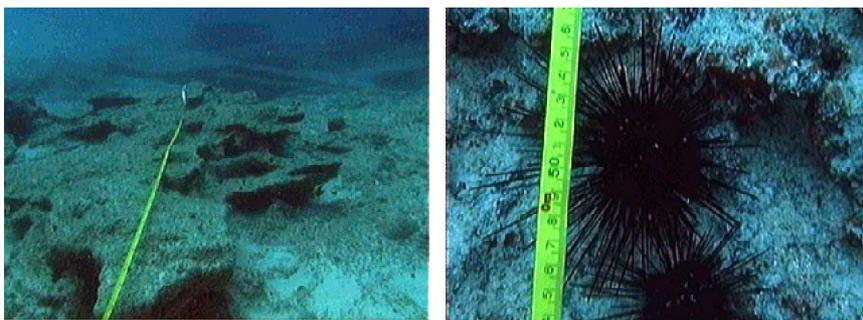


Fig. 2.8: Transecto usado para censo de ictiofauna y de *Diadema antillarum* en Fuerteventura. L , de la Ecuación 2.15, se obtiene directamente del transecto (izquierda).

Las características físicas del ambiente también se toman en los puntos de muestreo. La profundidad, el relieve, la rugosidad, la pendiente, los tipos y el porcentaje de cobertura de los sustratos, la visibilidad horizontal, la turbulencia, la temperatura y las características químicas del agua del mar son ejemplos de variables ambientales que suelen ser muestreadas según el objetivo de la investigación (Bortone *et al.*, 1991, 1992; Kingsford y Battershill, 1998; Steneck *et al.*, 2000).

La información sobre las comunidades ícticas, como talla y número de individuos por especie, también se suele tomar en buceo autónomo, mediante técnicas de censos visuales y vídeo. Para que los datos puedan ser comparables entre dos o más puntos de muestreo, las superficies muestreadas deben ser conocidas. Por eso, los censos de ictiofauna también se hacen a lo largo de transectos (*belt transect*) o en puntos estacionarios. En el primer caso, se cuentan únicamente los individuos que están dentro de una franja de uno o dos metros desde la línea central del transecto (Kingsford, 1998a; Steneck *et al.*, 2000). En los censos estacionarios, el buzo debe contar los peces dentro de un cilindro de radio conocido (Bortone *et al.*, 1991, 1992)

2.5. Geoestadística

Para que las rutinas de interpolación disponibles en geoestadística se puedan aplicar es necesario que un modelo matemático continuo se ajuste al semivariograma obtenido por muestreo (Hedger *et al.*, 2001; Pebesma, 2001; Eastman, 1999). Por esta razón, se han desarrollado una serie de modelos teóricos que se ajustan a una amplia gama de patrones de distribución espacial.

2.5.1. Simulación de la semivarianza

Los modelos para simulación de la continuidad espacial se clasifican en tres tipos (Journel y Hujibregts, 1978): (1) modelos de transición o con *sill*; (2) modelos sin *sill*; y (3) el modelo representando apenas variaciones independientes del espacio (100% *nugget*). En el caso de patrones más complejos, se ajusta una combinación de dos o más modelos al semivariograma (Burrough, 1995; Webster y Oliver, 2001).

Uno de los modelos que más se utiliza es el esférico (Ecuación 2.16), que se ajusta a distribuciones agrupadas o discretas con límites abruptos e irregulares. Los modelos exponenciales (Ecuación 2.17) se suelen aplicar a distribuciones con variaciones todavía más abruptas y límites todavía más irregulares. La detección de cardúmenes pelágicos mediante técnicas hidroacústicas puede generar distribuciones de datos con estas características. Los datos que presentan variaciones suaves, como por ejemplo la batimetría de fondos arenosos, generan a menudo semivariogramas con una inflexión y que se ajustan mejor a modelos gaussianos (Ecuación 2.18) (McBratney y Webster, 1986; Burrough, 1995).

$$\gamma(h) = c_0 + c_1 \left[\frac{3h}{2a} - \frac{1}{2} \left(\frac{h}{a} \right)^3 \right] \quad \text{para } 0 \leq h \leq a \quad \text{Ecuación 2.16}$$

$$\gamma(h) = c_0 + c_1 \left[1 - e^{\left(\frac{-h}{a} \right)} \right] \quad \text{para } 0 \leq h \quad \text{Ecuación 2.17}$$

$$\gamma(h) = c_0 + c_1 \left[1 - e^{\left(\frac{-h^2}{a^2} \right)} \right] \quad \text{para } 0 \leq h \quad \text{Ecuación 2.18}$$

Donde $\gamma(h)$ es la semivarianza simulada para un *lag* h ; c_0 es el *nugget*; $c_0 + c_1$ es el *sill*; y a es el *range* (McBratney y Webster, 1986).

Los modelos sin *sill* se aplican cuando la varianza no es estable. Entre éstos, el lineal (Ecuación 2.19) es el más sencillo. Los logarítmicos (Ecuación 2.20) presentan una forma convexa, mientras los potenciales (Ecuación 2.21) pueden adquirir tanto una forma convexa como cóncava (Burrough, 1995; Eastman, 1999).

$$\gamma(h) = c_0 + bh \quad \text{Ecuación 2.19}$$

$$\gamma(h) = c_0 + c_1(\ln h) \quad \text{Ecuación 2.20}$$

$$\gamma(h) = c_0 (wh^\alpha) \quad \text{para } 0 < w < 2 \quad \text{Ecuación 2.21}$$

Donde b es la pendiente en la función lineal. En la función potencial, w representa la intensidad de la variación y (α) la curvatura. Para $(\alpha > 1)$ la concavidad estará hacia arriba (McBratney y Webster, 1986).

Cuando los datos presentan periodicidad en su distribución espacial, los semivariogramas resultantes suelen exhibir un aumento de la semivarianza, que tras llegar a un máximo baja nuevamente formando una concavidad y luego vuelve a subir, estableciendo así un patrón ondulatorio o cíclico. En el caso de haber una tendencia unimodal en los datos, los semivariogramas no llegan a formar una onda completa y se denominan pseudocíclicos (Burrough, 1995). En ambos casos, se emplean modelos cíclicos, en los cuales se controla la periodicidad y la amplitud de la ondulación.

Cuando no hay ninguna estructura observable en la escala del muestreo, la semivarianza se reduce al efecto *nugget* (Ecuación 2.22) (Burrough, 1995; Eastman, 1999; Webster y Oliver, 2001).

$$\gamma(h) = c_0 \quad \text{Ecuación 2.22}$$

2.5.2. Interpolación optimizada

El interpolador optimizado más común es el *krigin* ordinario, cuyos valores estimados en cada posición corresponden a la media ponderada de las observaciones (Ecuación 2.23). (Burrough, 1995; Webster y Oliver, 2001). El *krigin* es un interpolador exacto; es decir, las medias ponderadas calculadas en puntos donde hubo muestreo coinciden con los valores observados (Burrough, 1995).

$$\hat{z}(x_0) = \sum_{i=1}^n w_i z(x_i) \quad \text{Ecuación 2.23}$$

Donde $\hat{z}(x_0)$ es el valor estimado para un punto no visitado durante el muestreo; n es el número arbitrario de puntos vecinos conocidos; y w_i es el peso atribuido al valor observado $z(x_i)$ a partir del semivariograma.

Los pesos se calculan a partir de las distancias estadísticas entre puntos de muestreo vecinos y el valor estimado (Ecuación 2.24).

$$\sum_{j=1}^n w_j \gamma(x_i, x_j) + \Psi = \gamma(x_i, x_0) \quad \text{Ecuación 2.24}$$

Donde $\gamma(x_i, x_j)$ es la semivarianza calculada para observaciones vecinas a partir del semivariograma modelado; $\gamma(x_i, x_0)$ es la semivarianza entre el punto de muestreo x_i y el valor estimado x_0 ; y Ψ es el parámetro de *Lagrange* que obliga a que el resultado de la suma de los pesos sea igual a uno (Burrough, 1995; Eastman, 1999; Webster y Oliver, 2001).

Según Eastman (1999), una apreciación del ajuste de los resultados de la interpolación con relación a los puntos observados en las cercanías de un valor estimado, se produce a través de las semivarianzas calculadas para la definición de los pesos (Ecuación 2.25).

$$v_i^2 = [\gamma(x_i, x_j)]^2 - w[\gamma(x_i, x_0)] \quad \text{Ecuación 2.25}$$

Donde v_i^2 representa la variancia entre los valores estimados obtenidos mediante la aplicación del semivariograma modelado y los valores observados en el muestreo.

Las medidas de error resultantes de la Ecuación 2.25 son capas de información *raster* similares, producidas simultáneamente con la interpolación, cuya utilidad es la verificación de la consistencia de sus resultados. Se recomienda que el proceso de simulación de los semivariogramas y la subsiguiente interpolación se repita hasta que no sea posible disminuir más las medidas de error (Eastman, 1999).

2.6. Análisis multivariante de comunidades ecológicas

El modo como la biodiversidad se distribuye en el tiempo y en el espacio y su conexión con procesos sinecológicos capaces de controlar estos patrones de distribución son objetos de estudio de la ecología de comunidades. Las matrices de datos resultantes del muestreo en una comunidad biológica y las mediciones ambientales asociadas se caracterizan por presentar un elevado número de dimensiones y grandes cantidades de ruido, lo que dificulta sobremanera su interpretación. El análisis multivariante está constituido por un conjunto de técnicas estadísticas destinadas a reducir la dimensionalidad y separar variaciones sistemáticas del ruido (Gauch, 1982a,b; ter Braak y Verdonschot, 1995). Éstas técnicas se pueden dividir en tres grupos: análisis directo de gradiente o regresión; clasificación aglomerativa; y análisis indirecto de gradiente u ordenación (Jongman *et al.*, 1995).

Las técnicas de regresión se utilizan para evaluar la respuesta de una determinada especie en función de una o más variables explicativas. Una de sus limitaciones es la imposibilidad de analizar la respuesta de más de una especie por vez (ter Braak y Looman, 1995). La clasificación se usa para agrupar los datos bióticos o abióticos, según el grado de similitud existente entre los puntos de muestreo (Eviritt, 1980; van Togerren, 1995). En ordenación, las especies o puntos de muestreo son ordenados a lo largo de gradientes sintéticos (ejes de ordenación). La mayor deficiencia de ambas técnicas es que los datos bióticos y abióticos se analizan separadamente (Prentice, 1977; ter Braak y Prentice, 1988; ter Braak, 1995).

La ordenación canónica (o restringida) busca eliminar deficiencias inherentes a cada enfoque, combinando en el mismo algoritmo técnicas de ordenación y regresión múltiple (ter Braak, 1986; ter Braak y Prentice, 1988; Palmer, 1993; ter Braak, 1995; Jonson y Gage, 1997). Los ejes de ordenación de especies o puntos de muestreo son restringidos por regresión múltiple a un conjunto de variables explicativas, de modo que la correlación entre ejes y variables queda maximizada (Austin, 2002). Se trata, por lo tanto, de una técnica de análisis multivariante de gradiente directo.

Las técnicas de ordenación canónica se encuentran entre las herramientas más útiles para investigar procesos ambientales capaces de controlar la distribución de la biodiversidad a lo largo del espacio y el tiempo, a pesar de que los procesos investigados en este contexto son inferidos por correlación, pues las relaciones de causa y efecto no pueden ser detectadas (Austin, 2002). Además, procesos biológicos como competición o predación pocas veces son considerados.

2.6.1. Características de los datos ecológicos

Los métodos relacionados con el análisis multivariante se conforman esencialmente en operaciones sobre matrices de datos constituidas por valores de abundancia de especies (densidad, biomasa, porcentaje de cobertura, presencia-ausencia, etc.) por puntos de muestreo. Los datos ambientales (características físicas, químicas, geológicas, etc.) se recogen simultáneamente en el proceso de muestreo, con el objeto de investigar cómo un grupo de variables ambientales influencia en los patrones de distribución de las especies muestreadas (Clarke y Ainsworth, 1993). En otros términos, ¿hasta qué punto las variables ambientales consideradas participan de la formación de los nichos de las especies investigadas?

Antes de intentar dar respuesta a esta cuestión, es importante considerar que el número de factores capaces de influenciar la composición de especies es potencialmente alto, pero el número de factores que ejercen influencia de manera significativa es casi siempre pequeño. Hay mucho ruido asociado a la información sobre composición de especies, en función de eventos estocásticos y errores de observación. Gran parte de la información es redundante, debido a la correlación espacial entre los factores ambientales y a asociaciones ecológicas entre especies (Gauch, 1982a).

2.6.1.1. Datos bióticos

La complejidad de la distribución de las especies impone ciertas características comunes a las matrices referentes a comunidades biológicas. Se tratan de matrices dispersas, constituidas por una elevada proporción de ceros y con un número de variables (especies) generalmente más grande que el número de puntos de muestreo. Además, la

mayoría de las especies son poco frecuentes y contribuyen poco a la abundancia total (Palmer, 1993). Gran número de veces, estas características hacen inviable la aplicación de métodos estadísticos multivariantes clásicos, cuya fiabilidad de los resultados depende de la distribución normal de los datos y de un número de variables (especies) inferior al número de puntos de muestreo. Aunque la transformación de datos ecológicos sea ampliamente aplicada para estabilizar la variancia y aproximar la distribución de los datos a la normalidad, no siempre es posible (Clarke y Warwick, 1994).

Las matrices de datos bióticos pueden estar constituidas tanto por valores absolutos como por valores relativos. En el caso de valores relativos, se divide cada dato de la matriz por la abundancia total del punto. Clarke y Warwick (1994) consideran esencial este tipo de estandarización cuando el área o volumen muestreado difiere entre los puntos de muestreo o son desconocidos. Este es el caso de los censos visuales de ictiofauna. Aunque la superficie de muestreo puede ser controlada, es difícil estimar el volumen del muestreo con precisión, principalmente en zonas de relieve accidentado (Steneck *et al.*, 2000).

Algunas especies con distribución agrupada pueden presentar valores muy elevados en ciertos puntos, como es el caso de grandes cardúmenes. Estas especies tendrán una importancia preponderante en los resultados de los análisis. Cuando este efecto no se desea, se disminuye la importancia de las especies más abundantes a través de una transformación logarítmica, raíz cuarta o cuadrada de la matriz, cuyo efecto es comprimir la parte superior de la escala de medida (Digby y Kempton, 1997). Con eso, especies menos abundantes y también raras pasan a desempeñar un papel más determinante en los análisis. Este hecho debe ser considerado cuando el objetivo de la investigación está relacionado con la conservación, o con la creación y seguimiento de reservas marinas, en las cuales las especies raras se constituyen en el principal objetivo del análisis. Entretanto, conviene tener presente que la incapacidad de la estrategia de muestreo para cuantificar adecuadamente las especies raras se traduce en una tendencia de éstas a distribuirse al azar a lo largo de los puntos de muestreo (Clarke y Warwick, 1994).

2.6.1.2. Datos abióticos

Las matrices de datos abióticos poseen características distintas de las de datos bióticos. No hay predominancia de ceros. Los valores son usualmente más continuos. La cantidad de variables es menor. Las distribuciones suelen ser sesgadas, pero a menudo se pueden transformar de modo que se aproximen a la normalidad, mediante la transformación en logaritmo o raíz cuadrada (Clarke y Warwick, 1994). Sin embargo, cualquier transformación de los datos puede modificar la curva de respuesta de las especies con relación al gradiente ambiental investigado (Austin, 2002).

Usualmente, las variables ambientales se miden con diferentes unidades, de modo que necesitan ser estandarizadas. Una manera de hacer esto es reducir los valores a porcentajes, o bien a un rango que varíe entre cero y uno. Otra manera, quizás más interesante, consiste en restar a cada valor la media de los datos y dividir el resultado por la desviación estándar. Se conoce a este procedimiento como centralización, pues los datos transformados se quedan con media igual a cero y varianza igual a uno (ter Braak, 1995).

Austin (2002) clasifica los gradientes ambientales en proximal y distal, según su posición en la cadena de procesos que los conectan al organismo. Gradientes proximales son los que causan influencia directa sobre la fisiología de los organismos. Con relación a los organismos marinos costeros, se podrían citar: la temperatura, los nutrientes, el oxígeno disuelto, los sólidos en suspensión, la turbulencia, la luz, la presión hidrostática, la dureza y el relieve del sustrato, etc. La pesca, capaz de causar la supresión total de los procesos fisiológicos de un pez, debe formar parte de esta categoría. Gradientes distales son los que causan influencia indirecta sobre los organismos, como: por ejemplo, la latitud, la profundidad, la temperatura superficial del agua del mar, la proximidad y la orientación de la costa, la pendiente y el aspecto del sustrato, etc. En el caso de que exista correlación lineal entre los dos gradientes, una variable distal, puede sustituir eficazmente a una combinación de variables proximales (Guisan y Zimmermann, 2000),.

Los modelos estadísticos basados en gradientes proximales tienden a ser más robustos. Por otro lado, estas variables suelen ser más difíciles de obtenerse que las distales,

considerando la actual tecnología relacionada con SIG (Goodchild, 2003). Es relativamente sencillo obtener capas de información como por ejemplo pendiente y aspecto o posición de la costa, a partir de un modelo digital de elevación (MDE). Además, las variables que causan alteraciones en las propiedades ópticas de la superficie marina son detectadas por detectores orbitales como SeaWiFS y AVHRR, cuyas imágenes se obtienen diariamente, bajo ciertas restricciones (contaminación por parte de la costa y el fondo, nubosidad, resolución de 1 Km).

2.6.2. Ordenando la diversidad

Si, por una parte, la redundancia inherente a los datos ecológicos multivariados amplía la posibilidad de identificación de patrones estructurales en las comunidades, por otra, la imposibilidad de visualización de múltiples dimensiones simultáneamente representa un serio obstáculo a la consecución de este propósito. La función primaria de la ordenación es representar las relaciones entre especies y puntos de muestreo lo más fielmente posible, en un espacio con pocas dimensiones. Reduciéndose el número de dimensiones del hiperespacio analizado, se reduce también el ruido. Idealmente, tras un proceso de ordenación efectuado con éxito, los gradientes ambientales importantes permanecen representados y se pueden interpretar mejor (Gauch, 1982a,b).

Desde que Whittaker (1967) utilizó técnicas informales de ordenación en la investigación de comunidades vegetales, se han propuesto y empleados diversos métodos de ordenación, siendo que nuevas técnicas siguen se proponiendo (De'ath, 1999). En la actualidad, dos de los métodos más populares son el escalonamiento multidimensional no métrico (*Nonmetrical MultiDimensional Scaling – NMDS*²) y el análisis de correspondencia canónica (*Canonical Correspondence Analysis – CCA*). *NMDS* es un método de análisis indirecto de gradiente y se basa en el orden de valores en una matriz de (di)similitud ecológica. *CCA* es un método de análisis de gradiente directo, que reúne en el mismo algoritmo análisis de correspondencia (*Correspondence Analysis – CA*) y regresión múltiple (ter Braak, 1995).

² Se mantienen las abreviaturas de las análisis matemáticas en inglés para facilitar el contraste con la literatura científica.

Esos dos métodos de ordenación han sido empleados para investigar la correlación entre especies y factores ambientales en la comunidad íctica del islote de Lobos (Secciones 4.6.2 y 4.6.3). En las próximas secciones, se pretende justificar la elección de los métodos aplicados en el estudio de caso y dar argumentos para la comprensión de los resultados obtenidos, sin la pretensión de agotar el tema. Algunas de las muchas revisiones sobre este asunto están publicadas por Fasham (1977), Prentice (1977), Gauch (1982b), Clarke y Warwick, (1984), ter Braak y Prentice (1988), Jongman *et al.* (1995), ter Braak y Verdonschot (1995), Jonson y Gage (1997), ter Braak y Šmilauer (1998).

2.6.2.1. Disimilitud o distancia ecológica

El punto de partida de muchas formas de ordenación y clasificación, se basa en concepto de disimilitud (o de su complementario similitud) entre la composición biótica de dos o más puntos de muestreo. Como se ha señalado anteriormente, el grado de disimilitud entre la composición biótica de los puntos de muestreo es una medida de la β -biodiversidad (Palmer y White, 1994). La (di)similitud entre especies también suele ser calculada. Especies con alto grado de similitud son las que están asociadas con mayor frecuencia.

Los coeficientes de disimilitud δ pueden ser fácilmente transformados en su complementario, el coeficiente de similitud S , aplicándose la Ecuación 2.26.

$$S = 1 - \delta \quad \text{Ecuación 2.26}$$

Hay muchas maneras de definir (di)similitud ecológica. Cada una atribuye diferentes pesos a diferentes aspectos de la comunidad (Clarke y Warwick, 1994). Todas coinciden en la forma: cálculo de coeficientes de disimilitud y su organización en matrices triangulares de diagonal igual a cero (o uno si el índice es de similitud). Las matrices de (di)similitud son la base de muchos métodos multivariantes, tanto de clasificación como de ordenación.

La noción más sencilla de distancia entre dos puntos en el espacio viene de la geometría euclidiana y se expresa por el teorema de Pitágoras. Considerando la especie k con abundancia y en dos puntos de muestreo i y j , como y_{ki} y y_{kj} respectivamente, se define algebricamente el coeficiente de distancia euclidiana δ entre estos puntos por la Ecuación 2.27 para una matriz con m especies (Pielou, 1984; Digby y Kempton, 1987; Clarke y Warwick, 1994; ter Braak, 1995).

$$\delta_{ij} = \sqrt{\sum_{k=1}^m (y_{ki} - y_{kj})^2} \quad \text{Ecuación 2.27}$$

El coeficiente de Bray-Curtis (Ecuación 2.28) se aplica con frecuencia en ecología debido a algunas propiedades convenientes: cuando no hay especies en común entre dos puntos, $\delta = 1$; cambios en la escala de medida no originan cambios de δ ; y especies ausentes en todos los puntos de muestreo tampoco originan cambios en δ , lo que permite amplia libertad para la ejecución de análisis parciales (Digby y Kempton, 1987; Clarke y Warwick, 1994).

$$\delta_{ij} = \frac{\sum_{k=1}^m |y_{ki} - y_{kj}|}{\sum_{k=1}^m (y_{ki} + y_{kj})} \quad \text{Ecuación 2.28}$$

Ambos coeficientes son sensibles a valores demasiados altos (Digby y Kempton, 1987), lo que puede ser compensado por la transformación logarítmica de la matriz de datos. De acuerdo con Clarke y Warwick (1994), después de efectuar las transformaciones adecuadas a los datos, el coeficiente de Bray-Curtis, a menudo, resulta satisfactorio cuando es aplicado sobre datos bióticos. Por otro lado, el coeficiente de distancia euclidiana suele dar mejores resultados cuando se aplica a los datos ambientales normalizados.

Otro coeficiente de disimilitud importante en ecología es el chi-cuadrado (Ecuación 2.29). Este coeficiente se asemeja a la distancia euclidiana y fundamenta la *CA*, además de sus formas derivadas *DECORANA* y *CCA*. Mientras la distancia euclidiana se basa

en diferencias absolutas de abundancias entre puntos de muestreo, el chi-cuadrado considera las distancias como proporciones entre abundancias (ter Braak, 1995).

$$\delta_{ij} = \sqrt{y_{++} \sum_{k=1}^m \left(\frac{y_{ki}}{y_{+i}} - \frac{y_{kj}}{y_{+j}} \right)^2} (y_{k+})^{-1} \quad \text{Ecuación 2.29}$$

Donde y_{++} es la abundancia total considerando todos los puntos de muestreo; y_{+i} es la abundancia total en el punto i ; y_{+j} es la abundancia total en el punto j ; y_{k+} es la abundancia total de la especie k considerando todos los puntos de muestreo.

La correlación entre dos matrices de (di)similitud mediante el coeficiente de Spearman (ρ), o mediante su forma modificada, el coeficiente armónico de Spearman (ρ_w), aplicados sobre el orden de los valores de δ organizados en una nueva matriz denominada *rank dissimilarities matrix* (Ecuación 2.30). Una de las aplicaciones de este índice es estudiar la correlación entre variables bióticas y abióticas (Clarke y Ainsworth, 1993). Ambas formas varían entre (1 y -1). Los valores próximos a cero corresponden a la ausencia de correlación. En la práctica, para encontrar la mejor combinación de variables abióticas es necesario probar todas las combinaciones posibles, lo que equivale a un valor igual a $(2^v - 1)$ para una matriz con v variables abióticas (Clarke y Ainsworth, 1993; Clarke y Warwick, 1994).

$$\rho_w = 1 - \frac{6}{N(N-1)} \sum_{i=1}^N \frac{(r_i - s_i)^2}{r_i + s_i} \quad \text{Ecuación 2.30}$$

Donde $N = n(n-1)/2$ y n es el número de puntos de muestreo; r_i y s_i equivalen al orden (*rank*) de los valores de δ en las matrices de datos bióticos y abióticos, respectivamente.

Otras medidas de (di)similitud usadas en ecología son descritas por Digby y Kempton, (1997).

2.6.2.2. Escalonamiento multidimensional no métrico (*NMDS*)

Quizás la característica más relevante del *NMDS*, es que no se basa en ningún modelo de distribución de las variables en función de uno o más gradientes. Esto se debe a que el método fue inicialmente desarrollado para aplicaciones en el campo de la psicología por Shepard y Kruskal en el comienzo de los años 60 (Kenkel y Orloci, 1986; ter Braak, 1995). Se trata de un método que emplea un algoritmo complejo, pero su conceptualización es relativamente sencilla.

El *NMDS* parte de una matriz de (di)similitud. Para construirla, el investigador tiene total libertad de elegir el índice de similitud, así como las transformaciones y estandarizaciones aplicadas a los datos, considerando que mantenga relevancia biológica con la cuestión investigada. A semejanza del coeficiente de Spearman, el orden de los valores de δ es la única información utilizada por el algoritmo. Debido a eso, la interpretación del diagrama es bastante sencilla: cuanto más próximos entre sí están dos puntos en el diagrama, mayor es la similitud entre ellos (Clarke, 1993).

En líneas generales se puede decir que el algoritmo empieza por una configuración de puntos aleatorios de las distancias (d) entre los puntos de muestreo en un diagrama *NMDS* con dos o tres dimensiones. Enseguida, se trazan las distancias frente a las disimilitudes en un diagrama de dispersión conocido como diagrama de Shepard, se efectúa una regresión no-paramétrica entre ambos valores, y se estima el ajuste de la regresión mediante la función *stress* (Ecuación 2.31). El algoritmo busca reducir el *stress* reposicionando los valores de d por medio de la optimización numérica. Se repite el proceso hasta que el *stress* queda estabilizado (Digby y Kempton, 1987; Clarke, 1993; Clarke y Ainsworth, 1993; Clarke y Warwick, 1994).

$$Stress = \frac{\sum_{j=1}^N \sum_{i=1}^N (d_{ij} - \hat{d}_{ij})^2}{\sum_{j=1}^N \sum_{i=1}^N d_{ij}^2} \quad \text{Ecuación 2.31}$$

Donde $N = n(n - 1)/2$ y n es el número de puntos de muestreo; d_{ij} representa las distancias entre los puntos i y j en el diagrama; y \hat{d}_{ij} la distancia estimada por la regresión, correspondiente a la disimilitud δ_{ij} .

Evidencias empíricas y experimentos de simulación indican cómo interpretar la calidad de la ordenación a partir del *stress* (Clarke, 1993; Clarke y Ainsworth, 1993). El *stress* tiende a aumentar con la reducción de la dimensionalidad de la ordenación y con el incremento del número de variables. Valores de *stress* $< 0,05$ corresponden a una excelente ordenación. *Stress* $< 0,1$ corresponde a una buena ordenación; los resultados con más dimensiones probablemente no agregarán información adicional. *Stress* $< 0,2$ resulta en un diagrama potencialmente útil, pero cualquier conclusión debe considerar el contraste con otra técnica multivariante. *Stress* $< 0,3$ debe ser visto con gran escepticismo, especialmente cuando ($n < 50$). *Stress* $> 0,3$ indica que los puntos están dispuestos de manera casi aleatoria. De hecho, los puntos aleatorios generados como configuración inicial suelen dar valores de *stress* alrededor de $0,35 - 0,45$ (Clarke, 1993; Clarke y Warwick, 1994).

Uno de los problemas de la técnica es que no hay garantías de que el algoritmo converja al mínimo global de la función *stress* y sí a un mínimo local, causando inconsistencia en el resultado de la ordenación. Valores altos de *stress* tienen más probabilidades de estar asociados a soluciones no óptimas. Eso se puede evitar repitiendo el análisis hasta que un mismo valor de *stress* reaparezca varias veces (Clarke, 1993; Clarke y Ainsworth, 1993; Clarke y Warwick, 1994; ter Braak, 1995).

En aplicaciones ecológicas, se deben tomar en cuenta otras características del *NMDS*. Toda información sobre la identidad de las especies queda oculta una vez que se crea la matriz de disimilitudes, de modo que los puntos de muestreo y las especies no pueden ser presentados en el mismo diagrama. Los ejes de ordenación no guardan un orden de importancia y tampoco pueden ser interpretados como gradientes ambientales, lo que hace que el *NMDS* se considere más adecuado cuando la distribución de especies está más condicionada por factores discretos que por gradientes (De'ath, 1999).

2.6.3. Análisis de correspondencia canónica (CCA)

Se trata de una técnica de análisis multivariante diseñada para extraer gradientes ambientales sintéticos de las matrices de datos ecológicos (ter Braak y Verdonschot, 1995). Al contrario de *NMDS*, el *CCA* se aproxima a la teoría ecológica (Palmer, 1993), pues se fundamenta en la idea de la respuesta unimodal y simétrica de las especies en función de un gradiente ambiental (ter Braak, 1995), comentada en la Sección 1.2.1. Asimismo, las simulaciones y trabajos empíricos indican que el método sigue siendo robusto a pesar de la relajación de estos presupuestos (Palmer, 1993; ter Braak y Juggins, 1993; ter Braak, 1995; ter Braak y Verdonschot, 1995). De este modo, se considera el *CCA* una alternativa más adecuada que otras técnicas multivariantes, aunque los nichos reales de las especies investigadas presentan curvas de respuesta asimétricas (Austin, 2002).

El *CCA* ha sido empleado ampliamente en ciencias acuáticas como la limnología, la biología marina y la paleolimnología (Birks *et al.*, 1994). Las aplicaciones más comunes se relacionan con la identificación de gradientes ambientales importantes en la composición de comunidades (Jones *et al.*, 1993; Malmqvist y Maki, 1994; Godoy *et al.*, 2002) y la evaluación de sus variaciones estacionales o espaciales (Bakker *et al.*, 1990; Anderson *et al.*, 1994). Las aplicaciones en paleolimnología se orientan a la reconstrucción de paleoambientes (Birks *et al.*, 1994; Charles y Smol, 1994). Asimismo, el método ha sido empleado también en evaluaciones de impacto ambiental (Gower *et al.*, 1994), comprobación de hipótesis relacionadas con los ejes de ordenación (Kingston *et al.*, 1992) mediante permutación de Monte Carlo (Mainly, 1981), incluyendo aplicaciones del protocolo *before-after-control-impact* (Underwood, 1992; Verdonschot y ter Braak, 1994). Recientemente, tras el desarrollo de las tecnologías relacionadas con los sistemas de información geográficos, el *CCA* ha sido utilizado en modelos espaciales estadísticos de distribución de especies (Jonson y Gage, 1997; Harvey, 1996; Guisan *et al.*, 1999; Guisan y Zimmermann, 2000; Austin, 2002);

2.6.3.1. Promedio recíproco

El *CCA* tiene sus orígenes en un método introducido en la década de 1930 para el cálculo del óptimo (*centroid*) (u) en la curva de respuesta de una especie con relación a

un determinado gradiente ambiental. Se basa en la media de las abundancias de la especie ponderada con los valores de la variable ambiental en cada punto de muestreo (Ecuación 2.32) (Gauch, 1982b; Digby y Kempton, 1987).

$$u_k = \frac{\sum_{i=1}^n y_{ki} x_i}{\sum_{i=1}^n y_{ki}} \quad \text{Ecuación 2.32}$$

Donde u_k es el *centroid* de la especie k , con respecto a variable ambiental x y a lo largo de n puntos de muestreo; y_{ik} es la abundancia de la especie k en el punto de muestreo i ; y x_i es el valor de la variable ambiental x en el punto de muestreo i .

Análogamente, se pueden calcular las medias ponderadas de las variables ambientales mediante la Ecuación 2.33.

$$x_i = \frac{\sum_{k=1}^m y_{ki} u_k}{\sum_{k=1}^m y_{ki}} \quad \text{Ecuación 2.33}$$

Cuando los resultados de una ecuación se utilizan como entrada en otra y se repite la operación una serie de veces, u_i y x_i convergen en un conjunto de resultados estables, los cuales no se alteran tras interacciones subsecuentes e independientemente de los valores que se han introducidos inicialmente, dada una determinada composición de especies (ter Braak, 1995). Tal proceso de promedio recíproco fue introducido por Hill (1973) y se denomina análisis de correspondencia (*Correspondence Analysis - CA*). En este caso, se considera x_i el *centroid* del punto de muestreo i en un gradiente sintético, cuyos valores iniciales son aleatorios y están estandarizados. A medida que se estabilizan los *centroides* tras cada interacción, su dispersión aumenta. Al final del proceso, los valores de u_i y x_i presentan la dispersión máxima y constituyen el primer eje de *CA* (Hill, 1973; Pielou, 1984; Digby y Kempton, 1987; ter Braak, 1995).

El segundo eje se extrae con el mismo proceso interactivo, pero con un paso más: los *centroides* del segundo eje son forzados a no estar correlacionados con los *centroides*

del primer eje. Para eso, se añade un procedimiento de ortogonalización a cada interacción del algoritmo, como es descrito por [ter Braak \(1995\)](#). Los ejes posteriores (tercero, cuarto,...) también se calculan guardando ortogonalidad a los ejes anteriores. Como resultado, los ejes de ordenación presentan importancia decreciente, con relación a la dispersión de los datos ([Pielou, 1984](#); [Digby y Kempton, 1987](#)).

A los ejes de ordenación se les denomina autovectores (*eigenvectors*). Cada autovector se describe por su correspondiente autovalor (*eigenvalue* – λ), que varía entre cero y uno para el caso de *CA*. Los autovalores equivalen a la dispersión maximizada de los *centroides* sobre los ejes de ordenación, de manera que representan una medida de la importancia del eje ([Pielou, 1984](#); [Digby y Kempton, 1987](#); [ter Braak, 1995](#)).

2.6.3.2. Efecto arco

La restricción impuesta por la ortogonalidad no es suficiente para garantizar la total independencia entre los ejes de ordenación ([Digby y Kempton, 1987](#)). El procedimiento de ortogonalización evita la correlación lineal entre ejes. Con todo, hay una tendencia común a todos los métodos de ordenación denominada efecto arco, que se caracteriza por la creación artificial de una correlación no-lineal entre los *centroides* de dos ejes subsiguientes durante el proceso de ordenación ([Pielou, 1984](#); [Digby y Kempton, 1987](#); [Clarke y Warwick, 1994](#); [ter Braak, 1995](#)). El efecto arco es más intenso cuanto mayores son los índices de β -biodiversidad en los puntos muestreados y afecta menos a métodos no métricos de ordenación como el *NMDS*. Este efecto hace inevitable cuando los puntos de muestreo en las extremidades de un gradiente presentan valores de similitud próximos a cero ([Clarke y Warwick, 1994](#)). Cuando el efecto arco actúa de manera severa, el segundo eje no aporta información ([ter Braak, 1995](#)).

Para evitar este problema, [Hill y Gauch \(1980\)](#) propusieron una modificación heurística del *CA* ([ter Braak, 1995](#)), denominada análisis de correspondencia corregido (*DETrended CORrespondece ANALysis –DECORANA*). Se trata de un método considerado poco elegante por algunos investigadores, pues causa una alteración excesiva de los datos, asentada en un proceso de “corta y pega” en los ejes de ordenación ([Clarke y Warwick, 1994](#)). La corrección se aplica dividiendo el primer eje en un número arbitrario de segmentos; enseguida los *centroides* del segundo eje son

ajustados substrayéndose de cada uno la media tomada dentro del segmento. Este procedimiento sustituye la ortogonalización en el modo normal del *CA* (Hill y Gauch, 1980; ter Braak, 1995). Los ejes subsecuentes son extraídos de manera similar.

2.6.3.3. Regresión múltiple incorporada al análisis de correspondencia

El *CCA*, similarmente al *CA*, construye gradientes sintéticos no correlacionados, según los cuales los *centroides* de especies y puntos de muestreo presentan máxima dispersión. La diferencia es que en, el *CCA*, los *centroides* de los puntos de muestreo x_i son forzados a formar una combinación lineal de las variables ambientales (Ecuación 2.34) (ter Braak, 1995). La dispersión de los *centroides* en el diagrama de ordenación se denomina inercia.

$$x_i = c_0 + c_1z_{1i} + c_2z_{2i} + \dots + c_qz_{qi} \quad \text{Ecuación 2.34}$$

Donde z_{ji} representa la variable ambiental j en el punto i y c_j es el coeficiente canónico que ajusta linealmente la variable ambiental z_j al *centroid* x_i .

A cada interacción del algoritmo de promedio recíproco se efectúa una regresión múltiple entre *centroides* y variables ambientales estandarizadas antes del procedimiento de ortogonalización. Como resultado, se obtiene una combinación de variables ambientales que maximiza la separación de los nichos³ (ter Braak y Verdonschot, 1995). Por otro lado, los eigenvalues obtenidos por *CCA* son usualmente menores que los obtenidos por *CA*, debido a la restricción impuesta por la regresión (ter Braak, 1995; ter Braak y Šmilauer 1998).

La anchura del nicho se expresa por la desviación estándar ponderada de los *centroides* de las especies sobre el gradiente sintético (Ecuación 2.35) no obstante, la tolerancia real queda subestimada por este enfoque. Los *centroides* de las especies, por su turno,

³ Nicho, en este contexto, se refiere al nicho realizado. Pero la idea que ter Braak y Verdonschot (1995) tenían sobre este concepto no coincide con la Sección 1.2.2. Para ellos, el nicho real tiene la misma forma gaussiana del nicho fundamental.

son estimaciones de sus respectivos óptimos cuando las curvas de respuestas son simétricas (ter Braak y Verdonschot, 1995).

$$t_k = \sqrt{\sum_{i=1}^n \frac{y_{ki}}{y_{k+}} (x_i - u_k)^2} \quad \text{Ecuación 2.35}$$

Donde t_k es la dispersión de la especie k en torno del *centroid* u_k ; y_{ki} es la abundancia de la especie k en el punto de muestreo i ; y_{k+} es la abundancia total de la especie k considerando todos los puntos de muestreo; y x_i es el *centroid* del punto de muestreo i sobre el gradiente sintético x a lo largo de n puntos de muestreo.

Una de las ventajas del *CCA*, con relación a otros métodos de ordenación, es que la restricción impuesta por la regresión múltiple a los *centroides* reduce sobremedida el efecto arco (Palmer, 1993; ter Braak, 1995). Tal restricción es menos estricta a medida que aumenta la cantidad de variables ambientales (q) introducidas en el análisis con relación al número de puntos de muestreo (n). Cuando ($q \geq n - 1$) la restricción deja de actuar y el efecto arco vuelve a deformar el diagrama de ordenación de manera significativa (Palmer, 1993; ter Braak, 1995; ter Braak y Verdonschot, 1995). En este caso, la forma corregida del *CA* (*DECORANA*) puede ser aplicada al *CCA*, pero es más elegante combatir el efecto arco excluyendo las variables superfluas (ter Braak, 1995).

2.6.3.4. Reducción del número de variables ambientales

Además de ser menos sensible al efecto arco, un diagrama de ordenación con pocas variables importantes es más fácil de interpretar que uno con un sinnúmero de variables, muchas de ellas redundantes. Por otro lado, es imposible reducir el número de variables sin una cierta pérdida de información ecológica relevante. Por eso, al eliminarse variables, el investigador debe estar seguro que quede retenida la mayor cantidad de información posible. Cuando una variable eliminada acarrea una disminución importante del autovalor (λ_i), hay una pérdida de la capacidad del eje para explicar la variabilidad de los datos, la cual debe ser considerada. Al mismo tiempo, criterios externos condicionados por el objetivo de la investigación, biología de las especies, o

comparaciones con otros estudios, pueden restringir la utilización de determinadas variables ambientales.

La correlación entre variables es un criterio que debe ser aplicado para definir el conjunto de variables introducidas en el análisis canónico (Palmer, 1993). Cuando una variable está fuertemente correlacionada con otra, no se puede separar el efecto de cada una sobre la composición de las especies y, consecuentemente, los coeficientes canónicos quedan inestables (ter Braak, 1995). Este problema se denomina multicolinealidad en el contexto de la regresión múltiple (ter Braak y Looman, 1995). En el diagrama de ordenación, las variables correlacionadas se representan por flechas muy parecidas, en cuanto al ángulo y la longitud. Otro criterio útil en la elección de las variables es la interpretabilidad. En general, se pueden excluir variables representadas en el diagrama por flechas muy cortas, pero la experiencia del investigador es fundamental en este caso (Palmer, 1993).

Asimismo, en *CCA* se dispone de recursos empleados en la regresión múltiple para la selección de variables explicativas. El conjunto de las variables ambientales más significativas con relación a los datos bióticos analizados se puede elegir mediante la técnica de selección previa (*forward selection*), basada en permutación de Monte Carlo (ter Braak y Verdonschot, 1995; Legendre y Legendre, 1998; ter Braak y Šmilauer, 1998). La permutación de Monte Carlo se puede aplicar sin necesidad de asumir la normalidad en la distribución de los datos. Se trata de un test de significancia estadística, basado en el contraste de una hipótesis nula frente a una gran cantidad de permutaciones aleatorias (Mainly, 1981).

La técnica consta de dos etapas (Tab. 4.10). Inicialmente, se evalúa el efecto marginal, definido como el autovalor de cada variable analizada separadamente (λ_1), a continuación, se evalúa el efecto condicional, que es el autovalor adicional relacionado a una variable (λ_a), con respecto a un conjunto de variables de mayor importancia ya seleccionadas. Además, se estima la significancia estadística (P) del efecto condicional de cada variable (ter Braak y Verdonschot, 1995; ter Braak y Šmilauer, 1998).

2.6.3.5. Análisis de correspondencia canónica parcial (*pCCA*) y repartición de la inercia

Otro recurso del *CCA* es la posibilidad de no incluir en el análisis variables cuya influencia no interesa para los objetivos del estudio. Dichas variables son denominadas covariables y son tratadas como gradientes extras ya extraídos del diagrama de ordenación (ter Braak y Verdonschot, 1995). Tal procedimiento se conoce como análisis de correspondencia canónica parcial (*partial Canonical Correspondence Analysis – pCCA*) y se emplea, por ejemplo, para aislar variaciones causadas por diferentes observadores, variaciones estacionales o gradientes que no tienen relevancia para el objeto de estudio (Bocard *et al.*, 1992). Otro uso importante es el aislamiento de la dependencia espacial, mediante la introducción de coordenadas geográficas como covariables (Legendre y Fortin, 1989; Økland y Eilertsen, 1994; Harvey, 1996).

Otra aplicación del *pCCA* es la evaluación de la contribución individual de cada variable (o grupo de variables) en la explicación de la dispersión (inercia) de los *centroides* en el diagrama de ordenación. Tal procedimiento se denomina repartición de la inercia y se ejecuta analizando por separado las variables que se desean evaluar mientras se remueve la influencia de las restantes. La contribución de las variables se obtiene a través de la suma de todos los autovalores canónicos. El residual (inercia no explicada) se obtiene substrayendo la inercia total de la suma de todos los autovalores canónicos (Økland y Eilertsen, 1994).

2.6.3.6. Interpretación del diagrama de ordenación

El resultado más interesante del *CCA* es la posibilidad de sintetizar una gran cantidad de información relevante sobre la ecología de la comunidad investigada, mediante el diagrama de ordenación (Fig. 4.31). El resultado de la aplicación del promedio recíproco se representa geoméricamente en un plano por medio del diagrama de ordenación (ter Braak y Verdonschot, 1995).

En el origen (0,0) del diagrama está la media ponderada de los dos ejes de ordenación más importantes (λ_i más elevados). La varianza se representa por la anchura del eje que es igual a una unidad. Las especies son representadas por el centro de sus respectivos

nichos (*centroides*), definidos por la media ponderada de las abundancias en los puntos de muestreo. Los *centroides* de las especies representan el centro de un nicho bidimensional en el diagrama de ordenación. La anchura del nicho se describe por la desviación estándar ponderada relativa a cada gradiente sintético (Ecuación 2.35) y se representa por un par de barras paralelas a los ejes partiendo del respectivo *centroid* (ter Braak, 1995; ter Braak y Verdonschot, 1995).

Los puntos de muestreo aparecen dispersos alrededor de los *centroides* de las especies que forman parte de su composición biótica. De hecho, la distancia que separa los puntos de muestreo del *centroid* de una determinada especie es proporcional a la abundancia de la especie en dicho punto de muestreo. Asimismo, la distancia que separa dos puntos de muestreo es proporcional a la disimilitud chi-cuadrada entre ambos. Lo mismo se extiende a las especies. Se espera que especies próximas unas a otras en el diagrama, tengan distribución similar a lo largo de los puntos de muestreo (ter Braak, 1995).

Las variables ambientales se representan por flechas que parten del origen del diagrama hacia la coordenada que indica la correlación entre variable y eje, lo que hace que adquieran algunas características útiles para el análisis: (1) las flechas apuntan hacia la dirección de la máxima variación de la variable asociada; (2) la longitud de las flechas es proporcional a esta variación; (3) la variable permanece constante en la dirección perpendicular a las flechas; (4) flechas cortas indican variables que varían poco con relación a las demás; (5) la importancia relativa de la variable con relación al eje de ordenación es proporcional a la proyección de su flecha sobre el eje (ter Braak, 1995; ter Braak y Verdonschot, 1995).

La relación entre variables ambientales, especies y puntos de muestreo en el diagrama de ordenación se puede interpretar basándose en las reglas *bi-plot* para geometría plana de diagramas de ordenación (Gabriel, 1982). Las proyecciones de los *centroides* de las especies sobre las flechas indican los óptimos de las especies con relación a cada variable ambiental. Del mismo modo, la proyección de los puntos de muestreo sobre las flechas indica las cantidades relativas de las variables en cada punto. Asimismo, la intensidad de la correlación entre dos variables ambientales viene dada por la proyección de la extremidad de una flecha sobre la otra. Del ángulo entre las flechas se

puede inferir una interpretación alternativa de la correlación entre dos variables: ángulos agudos representan correlación positiva; ángulos obtusos, correlación negativa (ter Braak y Verdonschot, 1995).

El principio *bi-plot* también es válido para inferir la relación entre especies y entre especies y puntos de muestreo. Por ejemplo, la abundancia relativa de una especie en cada punto de muestreo es dada por la proyección de los puntos de una recta trazada entre el origen del diagrama y el *centroid* de la especie. Lo mismo se verifica para la composición biótica de un punto de muestreo y para la asociación (similitud) entre especies (ter Braak, 1995; ter Braak y Verdonschot, 1995).

3. Cambios recientes en la bahía de Tamandaré (Brasil) y algunas de sus consecuencias para la degradación de arrecifes de coral.

3.1. Introducción

A lo largo de cerca de 2500 Km de la costa nordeste brasileña, entre los estados de *Bahia* y *Maranhão*, se distribuyen los únicos arrecifes de coral de todo el Atlántico Sur. Aislados en la escala de tiempo geológico de los corales caribeños por las descargas de sedimento y agua dulce de los ríos Amazonas y Orinoco, se trata de la fauna de corales con mayor proporción de endemismos en el mundo. Diez de las dieciocho especies conocidas son endémicas y algunas tienen características arcaicas (Garzón-Ferreira *et al.*, 2000). Tres especies del género *Mussismilia*, endémicas de aguas brasileñas, se encuentran actualmente apenas como fósiles en el Mediterráneo y Florida (Laborel, 1967). Especies endémicas como *Favia leptophyla*, *Mussismila brasiliensis*, *M. harti* y *M. hispida*, que se encuentran entre las principales constructoras de arrecifes en Brasil, son remanentes de la fauna terciaria preservadas en refugios proporcionados por montes submarinos en el *Banco de Abrolhos* (costa sur de Bahía) durante la última glaciación (Leão, 1993).

En el margen brasileño del Atlántico tropical, los corales se encuentran tanto en zonas oceánicas como en zonas costeras. Las zonas oceánicas colonizadas son las plataformas de islas, como *Fernando de Noronha*, *Atol das Rocas*, Archipiélago de *Abrolhos* y cadenas de montañas submarinas, como el *Banco de Abrolhos*. En la costa, los corales crecen sobre arrecifes de arenita cimentados por carbonato cálcico (*beach-rocks*) (Laborel, 1967) que corren paralelos a prácticamente todo el litoral nordeste brasileño. Los arrecifes de arenita se formaron a lo largo de antiguas líneas de costa separadas por las fluctuaciones del nivel medio del mar durante el Holoceno (Testa y Bosence, 1999).

Los arrecifes coralinos se encuentran únicamente en aguas tropicales, oligotróficas y transparentes donde exista substrato disponible para la fijación de las larvas. Estas condiciones ambientales tan restringidas se deben a la relación simbiótica entre corales y zooxantelas (microalgas del grupo de los dinoflagelados). Las zooxantelas reciclan los compuestos excretados por los pólipos y les proveen oxígeno y alimento, de modo que las tasas de concreción de los corales simbiotes son muchas veces superiores a las de los no simbiotes (Cortés, 1991). El ambiente es adverso y los corales viven bajo condiciones estresantes en Brasil. La estrecha plataforma

continental recibe una considerable descarga pluvial, volviéndose eutrofizada y turbia. Con eso, la transparencia del agua actúa limitando la diversidad de los corales brasileños. Sólo las especies más resistentes son capaces de formar arrecifes (Leão, 1986).

Los organismos responsables de la construcción de los arrecifes en el litoral brasileño, en orden decreciente de importancia, son: algas calcáreas (Melobesiae), Vermetidae, *Millepora alcicornis*, *Mussismilia hatii*, *Siderastrea sp.*, *Montastrea cavernosa* y *Porites astraeoides*. Las algas del género *Halimeda* representan la principal fuente de sedimentos biodetríticos (Laborel, 1967). Estos organismos ocupan totalmente los substratos de arenita en muchos puntos de la costa. Los vermetos y las algas calcáreas tienden a crecer lateralmente en la zona intermareal, formando crestas que llegan a aglutinar las partes superiores de varios arrecifes, dejando espacios vacíos debajo (Laborel y Kempf, 1967). Estas formaciones acompañaron la última trasgresión marina hace 5000 años, la cual llegó a cerca de cinco metros por encima del nivel actual (Domingues *et al.*, 1990). Debido a eso, la parte superior de los arrecifes se encuentra erosionada y aflora en la bajamar (Fig. 3.1) (Laborel, 1967).



Fig. 3.1: Topo erosionado de un arrecife coralino costero aflorando en bajamar. Fuente: Rebouças (1962).

Los arrecifes abrigan una significativa biodiversidad de peces y crustáceos decápodos (Maida y Ferreira, 1997; Coelho-Santos y Coelho, 1994; Moura, 1992). En un levantamiento visual, Ferreira y Maida (1996) encontraron 96 especies de peces

pertenecientes a familias comunes en el Caribe. Algunas especies, como las langostas *Panulirus laevicauda* y *P. argus*, y gran parte de la ictiofauna de hábito demersal, habita los arrecifes costeros y manglares adyacentes durante sus fases iniciales e intermedias de desarrollo, mientras los *stocks* adultos suelen vivir en los arrecifes presentes en las zonas más profundas de la plataforma.

Además de la rareza y aislamiento de los corales brasileños, sus reducidas tasas de crecimiento contribuyen a la reducción de sus probabilidades de recolonización después de episodios de extinción localizados. Eso los convierte en especies altamente vulnerables frente a presiones humanas y perturbaciones del medio. Los arrecifes costeros, debido a su proximidad a la costa y facilidad de acceso, son más susceptibles a estos impactos que los arrecifes oceánicos.

Las principales amenazas para la biodiversidad de los ecosistemas coralinos en aguas brasileñas son: (1) contaminación agrícola, eutrofización e incremento del aporte de sedimentos producidos por la creciente erosión costera a causa de un extenso monocultivo de caña de azúcar, además de la expansión urbana, deforestación e invasión de manglares (Maida y Ferreira, 1995, 1997; Leão, 1994; Laborel y Kempf, 1967); (2) extracción intensiva de corales antes de la década de los 70 (Fig. 3.2), para el uso del carbonato como materia prima para la construcción y blanqueamiento del azúcar en los ingenios de caña (Maida y Ferreira, 1997; Rebouças, 1962); (3) contaminación urbana (Maida y Ferreira, 1997; Leão, 1994) agravada por la expansión de las ciudades-balneario sin infraestructura de tratamiento de efluentes domésticos; (4) sobreexplotación de recursos pesqueros, mediante técnicas agresivas, como la utilización de explosivos (Maida y Ferreira, 1997; Leão, 1994); (5) la extracción de corales y otros invertebrados para venta de recuerdos; (6) el turismo desordenado (Maida y Ferreira, 1997; Leão, 1994) que causan el deterioro físico de los corales, a través de actividades como el fondeo, el vertido de basura, el buceo, la pesca deportiva y el pisoteo de la fauna sésil.



Fig. 3.2: Fragmentos de corales retirados vivos de los arrecifes para la industria de la cal y del azúcar. Fuente: [Rebouças \(1962\)](#).

Los arrecifes de coral son ecosistemas de gran importancia socio-económica para las poblaciones tradicionales de la costa nordeste brasileña, en función de la pesca artesanal y el turismo, además de la protección que ofrecen a la costa y a la biodiversidad que abrigan. Por otro lado, la actual tendencia de desarrollo urbano y turístico de esta zona ha originado un fuerte incremento de la presión sobre los ecosistemas costeros. Además, es muy tenue el conocimiento sobre el *status* de los arrecifes coralinos y de los procesos ecológicos que controlan la biodiversidad en este singular ecosistema. La industria del turismo representa una amenaza y también una oportunidad. Bien gestionado, el turismo puede ser una fuente adicional de renta para que las comunidades de pescadores artesanales puedan utilizar los arrecifes de manera sostenible, además de servir como una herramienta de sensibilización y educación ambiental.

En el año de 1996, se creó la Área de Protección Ambiental *Costa dos Corais* (*APACC*), con la intención de catalizar la implementación de una política local de gestión de recursos costeros en el Nordeste brasileño. Se trata de un área de protección marina de usos múltiples con 130 Km de costa a lo largo de 10 municipios de los estados de Alagoas y Pernambuco. La *APACC* engloba manglares, playas y la plataforma continental hasta el comienzo del talud, a unas 18 millas náuticas mar adentro ([Fig. 3.3](#)). Entre las preocupaciones relacionadas a su implementación están la falta de conocimientos sobre la distribución de los hábitats, sus funciones ecológicas y

las actividades humanas sustentadas por sus recursos naturales, capaces de apoyar la toma de decisión sobre la delimitación de zonas de uso (Reuss-Strenzel, 1997).

En 1998, el Departamento de Oceanografía de la *Universidade Federal do Pernambuco (UFPE)*, el *CEntro de PEsquisa e Gestão de Recursos Pesqueiros do NordEste (CEPENE)* y el *Centro Peixe-Boi Marinho* (ambos vinculados al *Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis – IBAMA*) se unieron para la implementación del *Projeto Recifes Costeiros*, cuya finalidad es promover la planificación y la ejecución de acciones integradas de manejo en la *APACC*. Entre las acciones de gestión adoptadas están la creación y el mantenimiento de áreas de exclusión de pesca y turismo, la sensibilización de las comunidades locales, el seguimiento de las actividades pesqueras y la ordenación del turismo. De las tres áreas de exclusión inicialmente planificadas, apenas una se implementó con éxito. Esa zona se localiza en la bahía de Tamandaré, en el extremo norte de la *APACC* (Fig. 3.3).

Con el objetivo de aportar información útil para la gestión de la *APACC* y contribuir al conocimiento de los ecosistemas coralinos en la costa nordeste brasileña, se propuso un método experimental de cartografiado de los arrecifes de coral en zonas someras con aguas de turbidez variable, mediante la fusión de imágenes orbitales y aéreas. Adicionalmente, se investigó la evolución reciente del paisaje costero, a través de la comparación de datos batimétricos obtenidos con un intervalo de 40 años. Los resultados revelan importantes deterioros por soterramiento tanto de los arrecifes de coral como de las praderas de fanerógamas marinas en la bahía de Tamandaré.

3.2. Localización y caracterización ambiental

Una serie de líneas intermitentes de arrecifes acompañan gran parte del litoral sur de Pernambuco. La difracción de las ondas incidentes tiende a causar la acumulación de arena en la parte posterior de los arrecifes y formar pequeñas ensenadas cuando esas líneas se interrumpen (Silvester, 1974). El clima es tropical, con las lluvias concentradas en el invierno (Fig. 3.4).

Fig. 3.3: Mapa de localización del Área de Protección Ambiental *Costa dos Corais*, Bahía de Tamandaré y Zona de Exclusión.

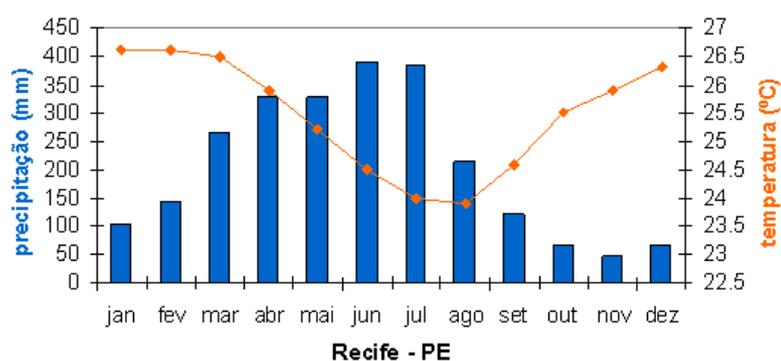


Fig. 3.4: Climatología de la ciudad de Recife PE. Fuente: *Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos (CPTEC), Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE).*
www.cptec.inpe.br/clima/monit/monitor_brasil.shtml

La elevada tasa de precipitación anual (entre 1500 y 2000 mm), la significativa amplitud de marea (hasta 2,5 m) y la planicie costera (con altitudes inferiores a 3 metros) (Mabesoone y Coutinho, 1970) favorecen el desarrollo de manglares.

Asimismo, el paisaje costero puede ser interpretado como una serie de franjas paralelas a la línea de costa. La primera está formada por playas, casi siempre protegidas por arrecifes, alternándose con pequeñas ensenadas. La segunda está formada por unos pocos remanentes de vegetación de restinga en medio de una matriz de plantaciones de cocoteros, alternados con manglares y marismas. Y la tercera banda está formada por escasos remanentes de bosques naturales (floresta secundaria) en medio de una vasta matriz de plantaciones de caña de azúcar.

Una de las ensenadas que forman parte de este paisaje es la bahía de Tamandaré, situada en el extremo norte de la APACC, en el estado de Pernambuco, 110 Km al sur de Recife, a aproximadamente 8°46' de latitud sur y 35°06' de longitud oeste, en el municipio de Tamandaré (Fig. 3.3). La bahía, con una profundidad media de 7 m y máxima próxima a 10 m, está limitada al nordeste y sudeste por arrecifes y al sur por la desembocadura del río Mamucaba.

De acuerdo con [Rebouças \(1962\)](#), la bahía de Tamandaré es bien conocida desde el punto de vista náutico. Los mapas batimétricos ya estaban disponibles desde el siglo XVIII, época en que la bahía era considerada el mejor puerto de la región. El río Mamucaba era usado para el embarque de azúcar, pero la infraestructura nunca fue instalada y el puerto perdió importancia frente al de la capital, Recife.

La pesca ha sido una de las actividades económicas más importantes en Tamandaré, aunque actualmente la construcción, el mercado inmobiliario, la hostelería y la alimentación se han incrementado fuertemente por el creciente turismo. En los años ochenta, cerca de 90 toneladas de pescado eran desembarcadas anualmente, de las cuales 50 eran de peces y 40 de camarones ([Gomes, 1990](#)).

La mayor parte de la producción pesquera viene de fuera de la bahía. Los camarones (*Penaeus schmitti*, *P. subtilis* y *Xiphopenaeus kroyeri*) se pescan con redes de arrastre en fondos de fango situados a una milla de la costa. Los peces de arrecifes, como serránidos, lutjánidos, escómbridos y carángidos entre otros, son los de mayor valor comercial y se pescan con anzuelos y cordeles sobre los arrecifes en zonas más profundas. Estos arrecifes están ubicados sobre la plataforma, entre los 2 y 70 metros, pero su localización exacta no es del todo conocida y los pescadores artesanales

suelen encontrarlos empíricamente. Los recursos pelágicos, como peces-aguja, se pescan con redes de cerco también sobre la plataforma continental (Gomes, 1990).

Los arrecifes que rodean la bahía de Tamandaré son zonas de pesca submarina, con cordel y anzuelo, redes de espera y extracción de invertebrados. Se explotan moluscos (*Octopus sp.*), crustáceos y peces como scarídeos, haemulídeos y mugilídeos. En los manglares hay extracción de cangrejos y pesca con redes de espera de peces juveniles que habitan en la plataforma en su fase adulta.

El turismo está asociado al balneario, la pesca deportiva y los deportes náuticos. Estas actividades se realizan frecuentemente cerca o directamente sobre los arrecifes. Los corales sufren los impactos causado por el fondeo de anclas y por el pisoteo sobre los arrecifes.

Debido a sus características estructurales y dinámicas, además de sus formas de uso, la bahía de Tamandaré puede ser considerada como un ecosistema representativo de la costa abarcada por la APACC.

3.3. Evaluación de la precisión del GPS

La resolución de la cartografía generada y la posibilidad de ejecutar la corrección geométrica de la imagen *Landsat TM* depende de la precisión de los posicionamientos tomados en campo. Esto motivó la ejecución de un ensayo para evaluar el error medio del GPS usado para el cartografiado de la zona de estudio.

Se instaló una antena de *GPS* en el tejado de una de las edificaciones del *CEPENE*, ubicado enfrente a la bahía de Tamandaré, de modo que quedara libre de obstáculos. El receptor testado fue el mismo utilizado para la realización de la batimetría en la bahía. Se trata del aparato de uso recreativo *GPSMAP 185 Sounder (Garmin)* (Fig. 3.5), que incorpora una ecosonda de 200 KHz a un receptor GPS de 12 canales con resolución de 1 m (Garmin, 1999). Las posiciones calculadas por el *GPS* a intervalos de 2 segundos, fueron grabadas en un ordenador portátil durante un período de 24 horas, totalizando 44327 registros,.



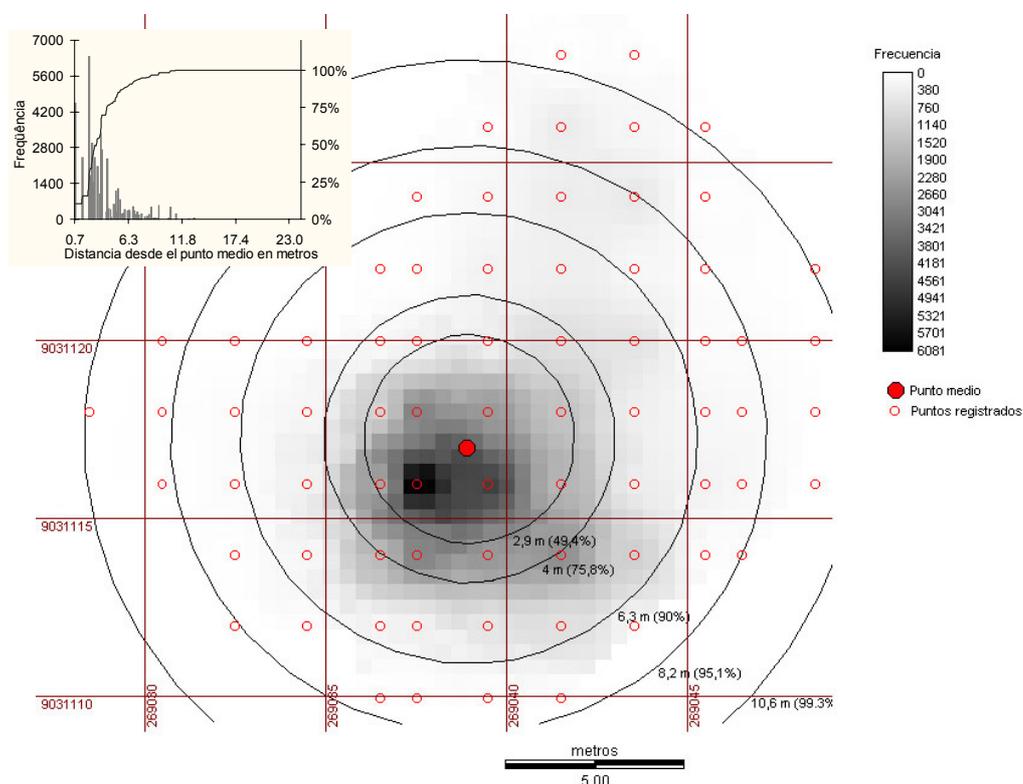
Fig. 3.5: *GPSMAP 185 Sounder (Garmin)* usado para tomar los puntos batimétricos (izquierda). Se trata de un aparato de uso doméstico que incorpora una ecosonda con transductor de 200 KHz (centro) a un receptor GPS de 12 canales con resolución de 1 m y antena externa (derecha)

La posición exacta de la antena no era conocida. Sus coordenadas fueron consideradas como la media de las coordenadas UTM obtenidas durante las 24 horas de registro. Se calcularon las distancias Euclidianas desde el punto medio hasta cada una de las posiciones registradas. Se generó una distribución de frecuencias con los resultados. Los percentiles se representaron como círculos alrededor del punto medio, delimitando las probabilidades de incidencia de los posicionamientos tomados en la zona del ensayo. El radio del percentil de 95%, cuya medida fue igual a 8,2 m, representa la precisión del GPS durante el 95% del tiempo (Fig. 3.6), mientras el error RMS (Ecuación 2.13) fue igual a 7,9 m.

Hubert y French (2001) llegaron a un error medio de 5 m en Escocia, mientras Bonde (2001) encontró un error de 6,5 m durante un 95% del tiempo, después de la desactivación del SA (Sección 1.1.5). Bonde (2001) verificó que la media de los puntos, obtenida después de 79 días de registro con el receptor *Garmin XL12*, estaba desplazada de la posición real 1,38 m en dirección norte y 0,47 m en dirección este. Se espera, por tanto, que la precisión del sistema esté sobreestimada, ya que el desvío entre la posición verdadera y el punto medio no ha sido considerado.

No obstante, el error observado permite que la corrección geométrica de las imágenes *Landsat TM* se efectúe con precisión sub-píxel, a partir de puntos de control posicionados por *GPS*. La resolución usada en la interpolación de la batimetría fue 16 m, que corresponde aproximadamente al diámetro del círculo que engloba el 95% de los puntos en las 24 horas de registro. Para evitar errores superiores a este umbral, la toma de datos era realizada sólo cuando el error horizontal calculado durante el muestreo por el propio GPS (*EPE – Estimated Position Error*), basándose en la

geometría de los satélites y la calidad de la señal (Garmin, 1999), era igual o inferior a 5 m.



3.4. Batimetría

La batimetría de la bahía de Tamandaré se planificó sobre la *Carta Náutica 905: Baía de Tamandaré* (DHN, 1962), en escala 1:10000 y datum horizontal WGS72 (Fig. 3.7). La carta náutica se digitalizó por escáner. La corrección geométrica se hizo según su datum original, usando las intersecciones de la parrilla como puntos de control. Sobre ella se vectorizaron en pantalla (Hagan *et al.*, 2000) una serie de transectos perpendiculares a la orientación general de la costa, alejados 50 m uno del otro. Las coordenadas de los vértices se exportaron para el GPS y fueron utilizadas durante la navegación como *waypoints*.

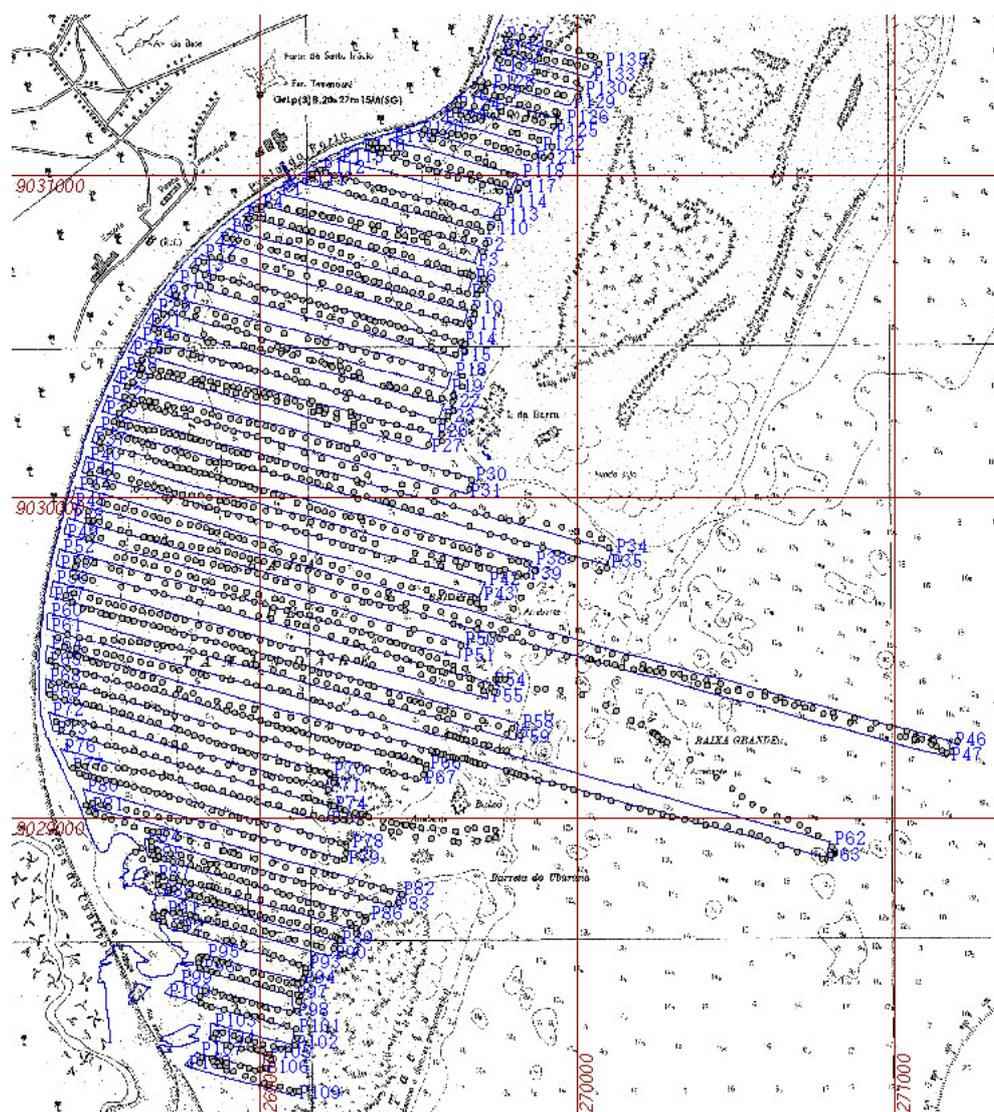


Fig. 3.7: Planificación de la batimetría (líneas) realizada sobre la Carta Náutica 905 y puntos batimétricos obtenidos.

Mientras se ejecutaban los transectos, la variación de la altura de marea era acompañada en intervalos regulares de 15 minutos, por mediciones hechas en una regla de marea fijada y ajustada a la bajamar mínima por medio de tablas de marea, producidas por la Armada Brasileña para el puerto de Suape, Pernambuco (DHN, 2001). Las lecturas de la regla de marea se ajustaron a funciones cuadráticas con valores de R^2 medio igual a 0,96 (Fig. 3.8). Las funciones resultantes se usaron para calcular la profundidad del punto en condiciones de bajamar mínima.

Los valores de las coordenadas y los atributos de los puntos batimétricos se transfirieron desde la ecosonda a un ordenador portátil, donde se corrigieron los valores de profundidad por medio de la aplicación de las funciones cuadráticas,

obtenidas en el seguimiento de la marea. Enseguida, los puntos batimétricos corregidos se superpusieron en la carta náutica digitalizada para verificar la compatibilidad entre las dos medidas.

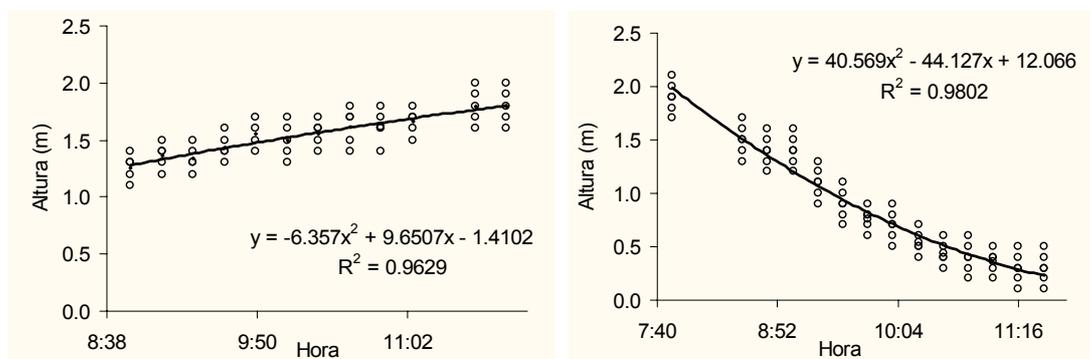


Fig. 3.8: Ejemplo del seguimiento de la variación de la altura del mar causada por la marea. Las funciones cuadráticas obtenidas por regresión se emplearon en el cálculo de las profundidades en condiciones de bajamar mínima.

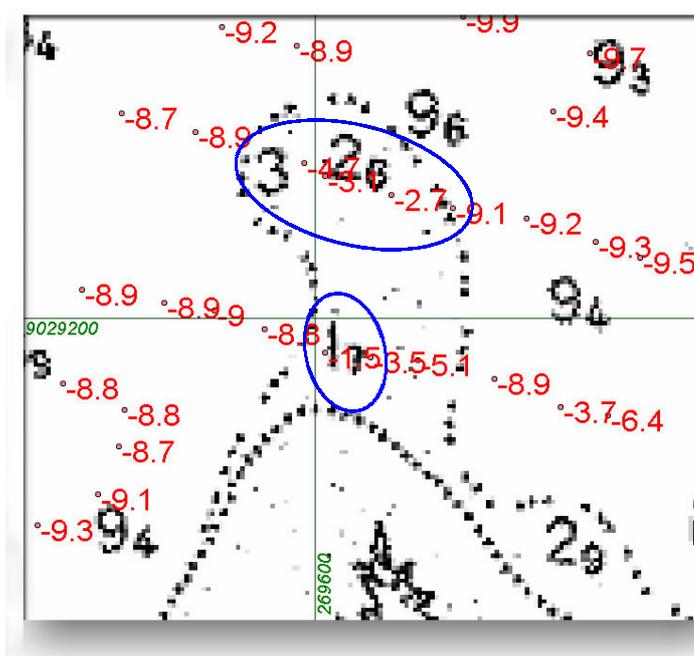


Fig. 3.9: Puntos de la batimetría realizada en 2001 superpuestos sobre la carta náutica (1961) en zonas de arrecife (marcadas con líneas interrumpidas en la carta náutica) para evaluar la compatibilidad entre los *datums* verticales de ambas medidas. Las elipses indican ejemplos de puntos similares sobre arrecifes, a pesar de la elevada rugosidad de estos ambientes.

La verificación de la compatibilidad entre el *datum* vertical de la carta náutica y de la batimetría se efectuó sobre zonas de arrecife cuya profundidad no ha sufrido cambios en los últimos 40 años y donde había puntos batimétricos en ambos sondeos. Este

procedimiento puso de manifiesto que las profundidades obtenidas en la batimetría son similares a los puntos batimétricos de la carta náutica sobre un mismo arrecife, a pesar de la elevada rugosidad de estos elementos del paisaje (Fig. 3.9). Así, se asumió que los sondeos se podrían usar para la comparación de alteraciones de la profundidad en la bahía debidas a procesos sedimentarios.

3.4.1. Modelado digital del relieve sumergido en dos épocas

Los puntos batimétricos de la carta náutica se vectorizaron en pantalla (Hagan *et al.*, 2000) y se usaron para la creación de un Modelo Digital de Elevación (MDE), representando el fondo de la bahía en 1961. Otra representación semejante se generó a partir de la batimetría obtenida en el sondeo de 2001. Ambos modelos fueron producidos a través de la aplicación de técnicas de geoestadística (Sección 2.5). Antes de la interpolación se eliminaron los puntos batimétricos ubicados sobre arrecifes en ambos sondeos, pues la continuidad espacial entre arrecifes y fondos sedimentarios era muy diferente.

La continuidad espacial de los datos batimétricos de 1961 y 2001 se analizó mediante el cálculo de semivariancias y su representación en semivariogramas. Los semivariogramas de superficie ayudaron en la búsqueda de patrones de anisotropía a lo largo de un espacio multidireccional (Fig. 3.10-A y Fig. 3.10-C). Los semivariogramas direccionales, perfiles hacia las direcciones de máxima y mínima dependencia espacial, ajustados para abarcar 12° de amplitud. (Fig. 3.10-B y Fig. 3.10-D), se emplearon como base para el ajuste de los modelos matemáticos necesarios para la interpolación de las superficies (Burrough, 1995; Burrough y McDonnell, 1998; Eastman, 1999). Los semivariogramas de superficie demuestran una mayor dependencia espacial, representada por un menor incremento de la semivariancia, hacia los 19° para los datos de 1961 (Fig. 3.10-A) y hacia los 162° para los datos de 2001 (Fig. 3.10-C). Tal tendencia quedó confirmada en los semivariogramas direccionales. La marcada diferencia en la anisotropía entre los conjuntos de datos posiblemente se deba a discrepancias entre las distribuciones geográficas de los puntos batimétricos en cada sondeo (Fig. 3.7).

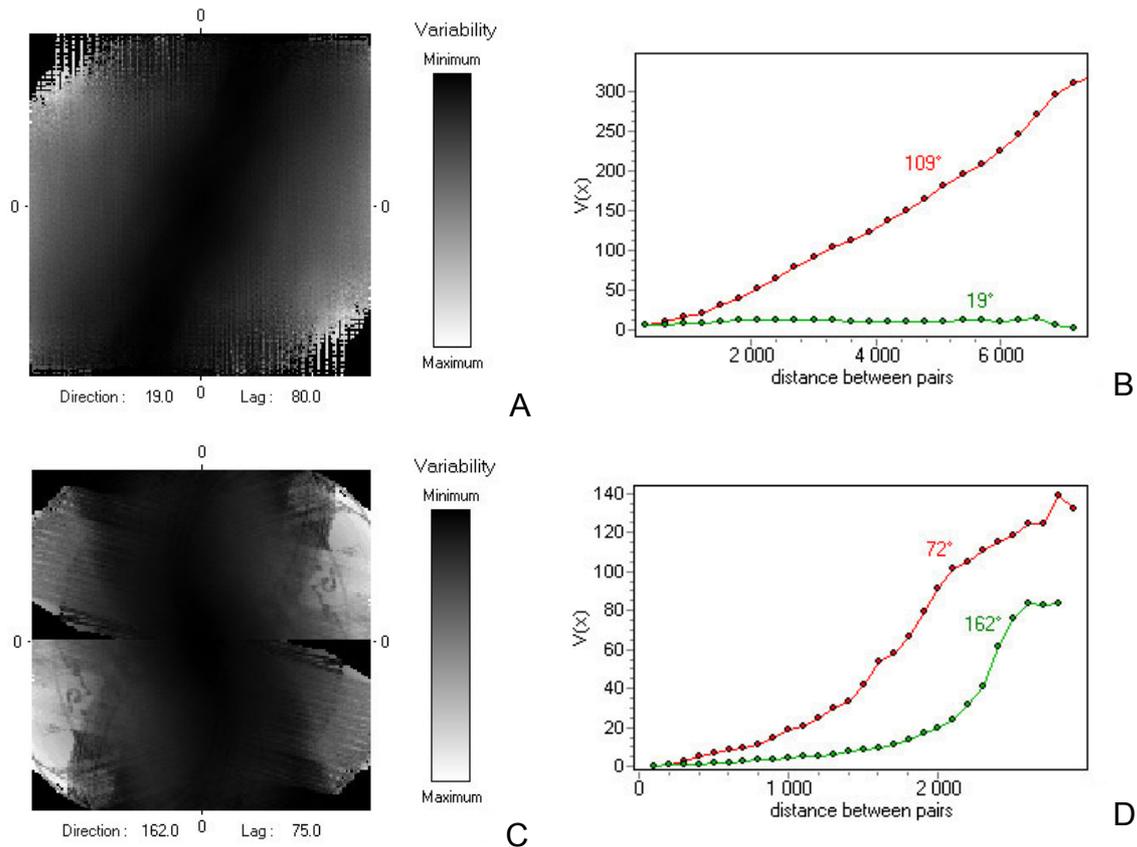


Fig. 3.10: Representaciones de la dependencia espacial de los datos batimétricos de 1961 (A y B) y de 2001 (C y D). Los semivariogramas de superficie (izquierda) revelan patrones generales de anisotropía. Los semivariogramas direccionales (derecha) representan perfiles con 12° de amplitud hacia las direcciones de máxima y mínima semivariación.

La diferencia entre los *sills* de los semivariogramas en las direcciones de máxima y mínima variabilidad son demasiado marcadas para los datos de 1961, de mayor extensión geográfica (Fig. 3.10-A y B). Este patrón se denomina anisotropía zonal (Eastman, 1999) y se produce por que la continuidad espacial es mucho mayor en la dirección paralela a la orientación general de la línea de costa. Los datos del sondeo de 2001, restringidos al interior de la bahía, presentaron una anisotropía de tipo geométrico (Eastman, 1999), en la cual las diferencias entre *sill* son menores (Fig. 3.10-C y D), probablemente debido a variaciones en la dirección de la continuidad espacial originadas por la concavidad de la bahía.

Para la elaboración de los semivariogramas modelados se consideraron tanto los descriptores de dependencia espacial como los tipos de anisotropía obtenidos para cada conjunto de datos (Fig. 3.11). El formato de los semivariogramas empíricos

(obtenidos por muestreo) se simularon por la combinación de modelos estándares (Eastman, 1999; Webster y Oliver, 2001).

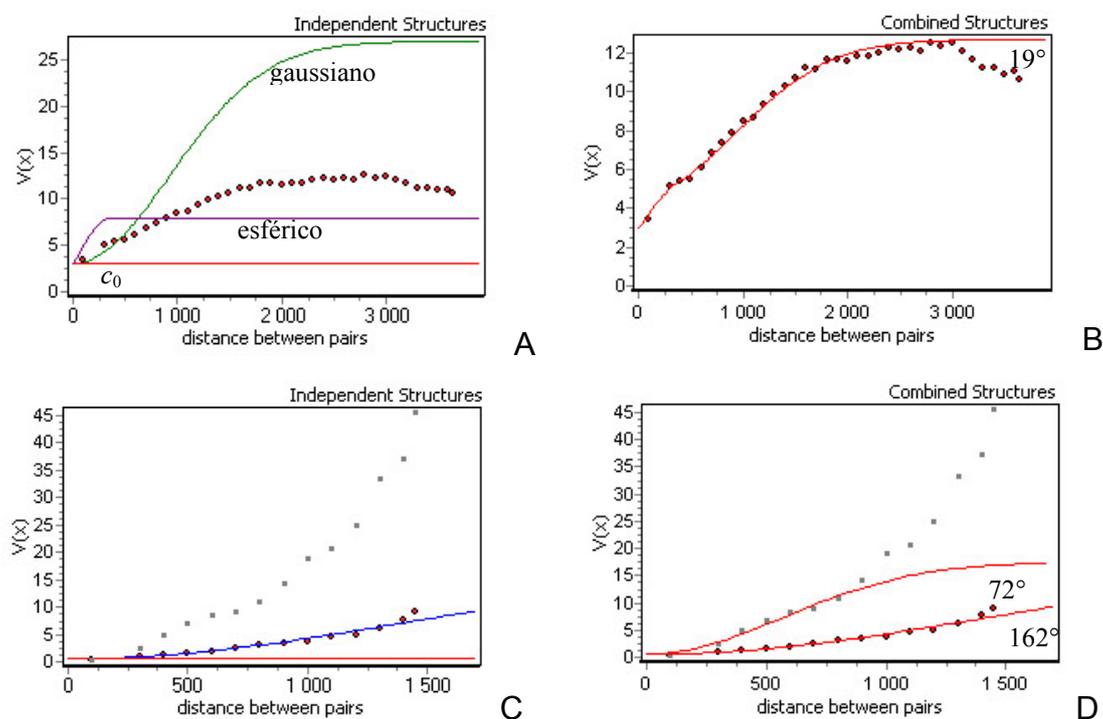


Fig. 3.11: Los semivariogramas modelados se presentan independientemente (A y C) y combinados (B y D). Los puntos representan los semivariogramas empíricos, sobre los cuales se ajustaron manualmente las funciones estándares. La combinación entre una función gaussiana y una esférica (A y B) se empleó para simular los datos de 1961. Los datos de 2001 se simularon con una función gaussiana. La tasa de anisotropía causa un incremento en el *sill* (D) de la función hacia la dirección de mínima continuidad (72°).

Para el ajuste manual de los semivariogramas modelados sólo se consideró el primer tercio de las distancias de separación. Para la simulación de los semivariogramas referentes a la batimetría de 1961 se combinaron tres modelos. Para ajustar el semivariograma empírico a la dirección de máxima continuidad (19°) se combinaron una función gaussiana (Ecuación 2.18) y una esférica (Ecuación 2.17) (Fig. 3.11 A y B). La anisotropía zonal observada fue simulada por una función gaussiana arbitrada con *sill* muy pequeño y *range* muy grande hacia la dirección de menor continuidad (109°) (Tab. 3.1). Los datos de 2001 se simularon con una función gaussiana (Fig. 3.11 C) deformada por una tasa de anisotropía que modifica el comportamiento de la función hacia la dirección de mínima continuidad espacial. La anisotropía geométrica se calculó a través del cociente entre los *sills* de la función ajustada para las direcciones de mayor y menor continuidad. La tasa de anisotropía causa un

incremento en el *sill* (Fig. 3.11 D, Tab. 3.1) de la función hacia la dirección de mínima continuidad (72°).

Los dos conjuntos de datos batimétricos se interpolaron, por separado, en capas de información en formato *raster* con resolución espacial de 16 m. La técnica de interpolación usada fue el *krigin* ordinario (Sección 2.5.2). La resolución se eligió en función del error medio estimado para el *GPS*.

Tab. 3.1: Parámetros usados para el ajuste manual de los modelos a los semivariogramas empíricos.

Año	Dirección	Modelo	c_0 <i>Nugget</i>	c_1 <i>Sill</i>	a <i>Range</i>	Tasa de Anisotropía
1961	109°/19°	Gaussiano	2,5	0,3	3500	0,1
	19°	Gaussiano	2,5	7,7	1200	1
	19°	Esférico	2,5	2,2	264	1
2001	162°/72°	Gaussiano	0,5	8,1	1228	0,7

3.4.2. Comparación entre las superficies modeladas

La superficie generada a partir de los datos batimétricos de 2001 se substrajo de la superficie generada para 1961. El resultado fue una nueva superficie que representa las alteraciones batimétricas en la bahía pasados cuarenta años (Mouat *et al.* 1993), observándose zonas de erosión, deposición y estabilidad (Ecuación 3.1).

$$d_i = |\hat{z}_0| - |\hat{z}_1| \quad \text{Ecuación 3.1}$$

Donde d_i es la diferencia batimétrica en el punto i ; \hat{z}_0 es la profundidad estimada para 1961; y \hat{z}_1 es la profundidad estimada para 2001 en el mismo punto.

Las fuentes de error inherentes al muestreo relacionadas con el posicionamiento, la medición de las profundidades, el oleaje y el ajuste del *datum* vertical entre ambas batimetrías causan incertidumbre con relación a d_i . Entre esas fuentes de error, las dos

últimas se consideraron como las más importantes. La discrepancia entre el *datum* vertical de la carta náutica y la línea de base establecida por la regla de marea se evaluó como se indicó anteriormente (Fig. 3.9), no pudiéndose tomar una medida objetiva de esta fuente de error con el equipamiento disponible. El oleaje en el interior de la bahía se estimó visualmente, su amplitud nunca superó los 0,3 m durante la toma de datos batimétricos. Para acomodar estas fuentes de error, se consideró una franja de 0,5 m (entre -0,25 m y 0,25 m) de los resultados del cálculo de d_i como inherente a la variabilidad del muestreo. Así, los valores de d_i se agruparon en cuatro clases: (1) zonas de erosión ($d_i < -0,25$ m); (2) tendencia de erosión ($-0,25$ m $< d_i < 0$ m); (3) tendencia de deposición (0 m $< d_i < 0,25$ m); (4) zonas de deposición ($d_i > 0,25$ m).

El volumen de sedimento depositado o erosionado se calculó mediante la Ecuación 3.2.

$$V_j = \sum_{i=1}^n d_i r^2 \quad \text{Ecuación 3.2}$$

Donde V_j es el volumen depositado ($V_j > 0$) o erosionado ($V_j < 0$) en la clase j ; n es el número de puntos en la clase j ; y r es la resolución de las superficies interpoladas.

3.4.3. Evolución del relieve submarino en la bahía de Tamandaré entre 1961 y 2001

La comparación efectuada a través de la substracción entre las superficies generadas para 1961 y 2001 demostró una clara tendencia de soterramiento en gran parte de la bahía (Tab. 3.2; Fig. 3.12).

Los resultados demuestran que el volumen de sedimento depositado es unas 31 veces mayor que el volumen erosionado y que el área de deposición ocupa el 51% de la zona estudiada.

La zona de deposición está localizada en la porción más somera de la bahía (Fig. 3.12). El proceso de sedimentación es más intenso en una franja de casi 200 m a lo

largo de la costa, con excepción del sector sur (Perfil C), donde esta zona se prolonga hasta unos 400 m. Esto se debe al delta del río Mamucaba, que se encontraba en esta posición en las décadas de los ochenta y los noventa (Fig. 3.13).

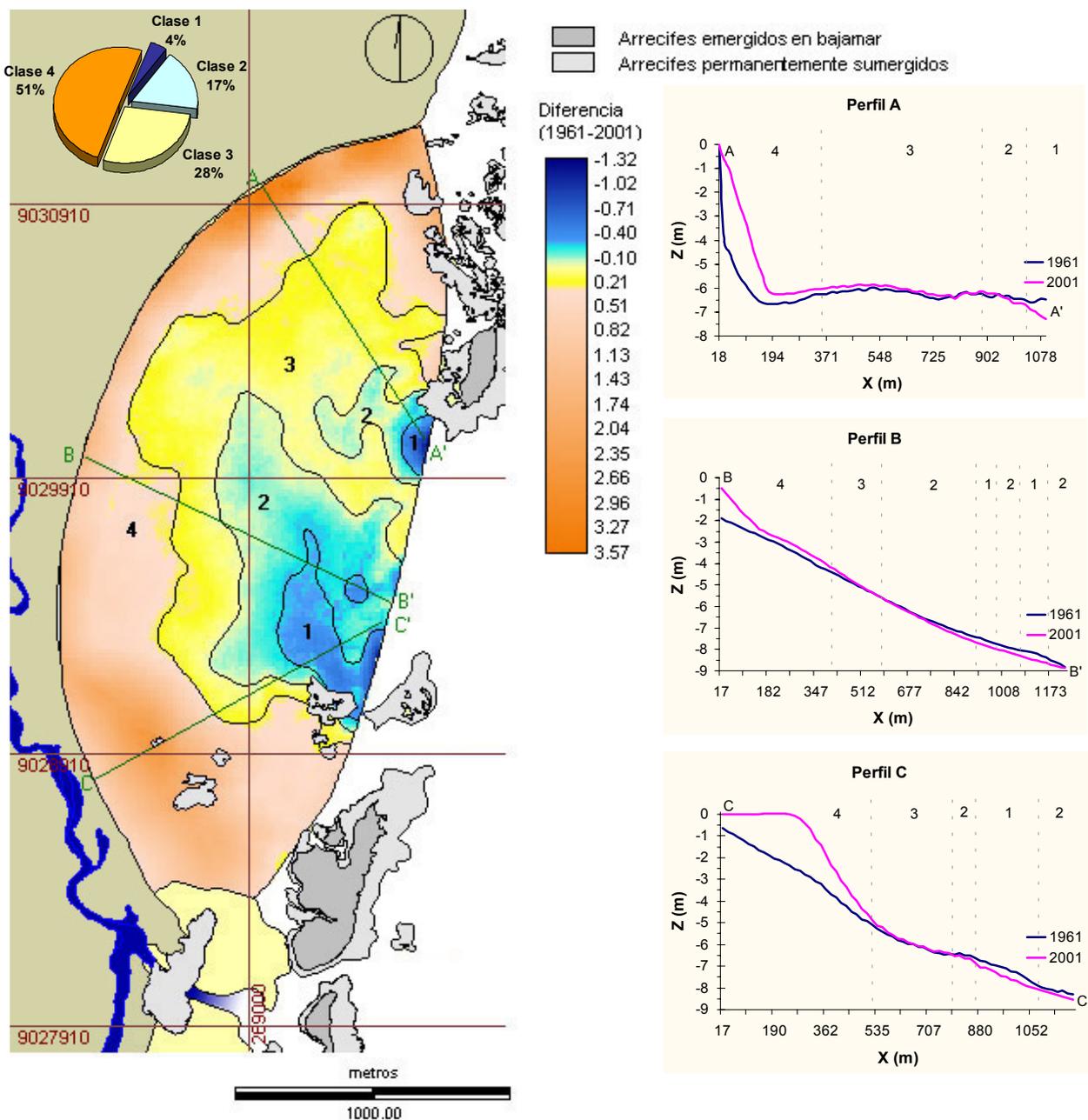


Fig. 3.12: Resultado de la substracción entre las superficies interpoladas para 1961 y 2001. Los valores negativos indican zonas de erosión, mientras los valores positivos indican zonas de deposición. Los perfiles se trazaron sobre las superficies originales y señalan las variaciones en los sectores norte, central y sur de la bahía (WGS84; UTM, Huso 25).

Las zonas erosionadas, posiblemente asociadas a canales de marea, aparecen en zonas profundas de la porción más exterior de la bahía, donde las corrientes de marea se

aceleran debido al efecto Venturi provocado por los arrecifes. Uno de estos canales drena la zona dominada por arrecifes al norte (Perfil A). De manera general, los perfiles trazados presentaron una mayor pendiente en 2001, sugiriendo un proceso de sedimentación actuante, que aleja la bahía de un perfil estable.

Tab. 3.2: Resultados de los cálculos del área y volumen de sedimentación para las clases de erosión (clase 1), deposición (clase 4) y variabilidad inherente al muestreo (clases 2 y 3). Valores negativos representan erosión.

	Erosión	Variabilidad inherente al muestreo		Deposición	Total
	Clase 1 ($d < -0,25$ m)	Clase 2 ($-0,25$ m $< d < 0$ m)	Clase 3 (0 m $< d < 0,25$ m)	Clase 4 ($d > 0,25$ m)	
Área (ha)	12,0	48,9	78,6	141,4	281,0
Volumen (m ³)	-44 207,9	-51 066,2	93 315,6	1 371 436,7	1 369 478,2
Tasa de sedimentación (m ³ m ⁻² año ⁻¹)	-0,009	-0,003	0,003	0,024	0,012
Número de píxeles	545	2 045	3 497	6 276	12 363

3.5. Cartografiado de los arrecifes

En la bahía de Tamandaré, hasta aproximadamente 6 m de profundidad, los arrecifes de coral se cartografiaron por vectorización en pantalla (Hagan *et al.*, 2000), sobre la fusión entre una imagen aérea y una imagen *Landsat TM*. Ambas imágenes recibieron el tratamiento digital para realce de las estructuras sumergidas y se corrigieron geométricamente por transformación polinómica (Sección 2.3.8). La vectorización de los arrecifes se basó también en informaciones auxiliares recogidas en una serie de inmersiones libres y autónomas posicionadas por *GPS*, en los cuales se apuntaba la profundidad y el tipo de fondo.

Además de la fotografía aérea tomada en 1970, se dispuso de dos imágenes *Landsat TM* (1989 y 1998) para realización del cartografiado (Tab. 3.3). La imagen de 1998 había sido obtenida durante la bajamar, de modo que los arrecifes han quedado más evidenciados tras el proceso de realce que en la imagen de 1989, la cual se descartó. De la fusión de la imagen aérea y orbital resultó una tercera imagen, con la información espacial de la fotografía aérea y la información espectral de la imagen

TM (Genderen y Pohl, 1994), lo que permitió mejorar considerablemente la visualización de los arrecifes.

Tab. 3.3: Imágenes usadas para el cartografiado de los arrecifes y la línea de costa.

Imagen	Fecha	Estación	Hora local	Marea* (m)	Resolución espacial (m)	Resolución espectral
Foto aérea	05/12/1970	Verano	13:52	+0,5	2	Pancromática
<i>Landsat TM</i>	07/05/1989	Otoño	08:58	+0,9	30	Bandas 1 a 4
<i>Landsat TM</i>	21/09/1998	Primavera	09:08	+0,2	30	Bandas 1 a 4

*Fuente: (DHN, 2001).

El tratamiento de las imágenes *Landsat TM* se realizó a través de una serie de etapas detalladas en la Sección 2.3: (1) cálculo de la radiancia y reflectancia aparente; (2) corrección atmosférica; (3) elaboración y aplicación de una máscara sobre el continente, (4) suavización del ruido y efecto de oscilaciones en los detectores por transformación de Fourier; (5) lineariazación de la absorción de la luz en el agua de mar, por transformación logarítmica de la reflectancia; (7) ajuste del contraste por estiramiento del histograma; y (8) corrección geométrica por puntos conocidos. La aplicación del algoritmo de profundidad invariante (Lyzenga, 1978, 1981), no mejoró la visualización del fondo debido a la turbidez variable de la imagen *Landsat TM*, de modo que no se utilizó en el proceso de realce visual. La fotografía aérea pasó solamente por las tres últimas etapas del método, además de la aplicación de una máscara vectorizada en pantalla.

Las imágenes *Landsat TM* se corrigieron geoméricamente por transformación polinómica. Los puntos de control se obtuvieron por *GPS*, pues los resultados de la evaluación del error del *GPS* (Sección 3.3) demostraron que este método es fiable para la recogida de las coordenadas de los puntos de control con precisión sub-píxel. Los puntos de control para la corrección geométrica de la fotografía aérea se obtuvieron sobre la imagen *TM* previamente corregida, para que las estructuras visibles en ambas imágenes coincidieran perfectamente. Los errores de los procesos de corrección geométrica (Tab. 3.4) se estimaron por *RMS* (Ecuación 2.13).

Tab. 3.4: Error residual de la corrección geométrica de las imágenes orbitales y aéreas.

	<i>Landsat</i> 1998	<i>Landsat</i> 1989	Fotografía aérea
<i>RMS</i> (m)	2,3	1,1	7,4

El proceso de fusión empleado se aplicó conforme se detalla en la [Sección 2.3.10](#): (1) transformación de las 4 bandas espectrales de la imagen *TM* en sus componentes principales; (2) sustitución de (*PC1*) por la fotografía aérea; y (3) reconstitución de las bandas originales ([Genderen y Pohl, 1994](#)).

3.5.1. Interpretación visual y vectorización

El resultado del realce y fusión de las imágenes mejoró considerablemente la visualización de las estructuras no detectadas en la imagen *TM* original, lo que permitió el cartografiado de los arrecifes por vectorización en pantalla, basada en la interpretación visual ([Sheppard *et al.*, 1995](#)) de la imagen fusionada y en los datos auxiliares sobre el tipo de fondo obtenidos en las inmersiones ([Fig. 3.13](#)).

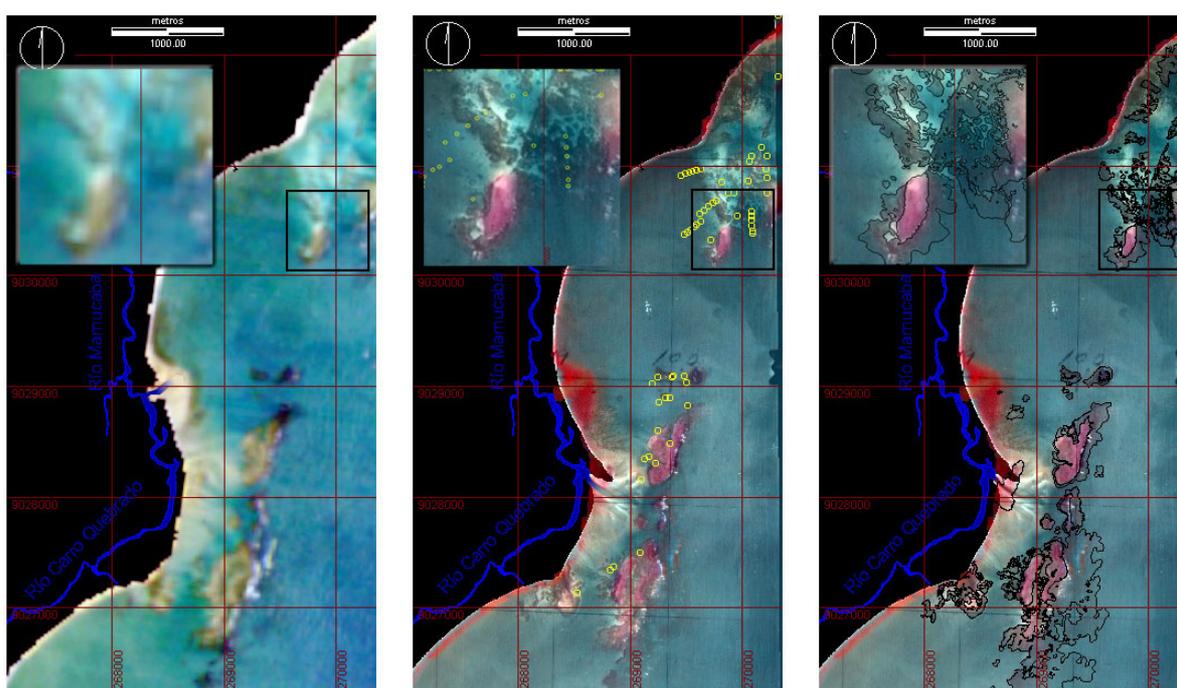


Fig. 3.13: A izquierda una composición en color (bandas 1, 2 y 3) de la imagen *Landsat TM* (1998) procesada. En el centro una composición en color (bandas 1, 2 y 3) de la imagen *Landsat TM* (1998) fusionada con la fotografía aérea. Los círculos amarillos marcan los puntos de buceo realizados como verificación de campo. A derecha los arrecifes vectorizados por interpretación visual sobre la imagen fusionada e informaciones levantadas en las inmersiones. La migración del delta del río Mamucaba queda evidenciada en el resultado de la fusión (WGS84; UTM, Huso 25).

La cartografía de los arrecifes de coral costeros y hábitats asociados es un conocimiento de base no disponible en el *Área de Proteção Ambiental de la Costa dos Corais*, lo que dificulta excesivamente la delimitación de las zonas de gestión y la toma de decisiones en el área protegida. El método propuesto representa una solución viable para este problema, posibilitando el cartografiado de ambientes de arrecife en aguas someras con turbidez variable, donde la aplicación de técnicas de detección hidroacústica no es posible, debido al bajo calado y al embate de las olas (Fig. 3.14).

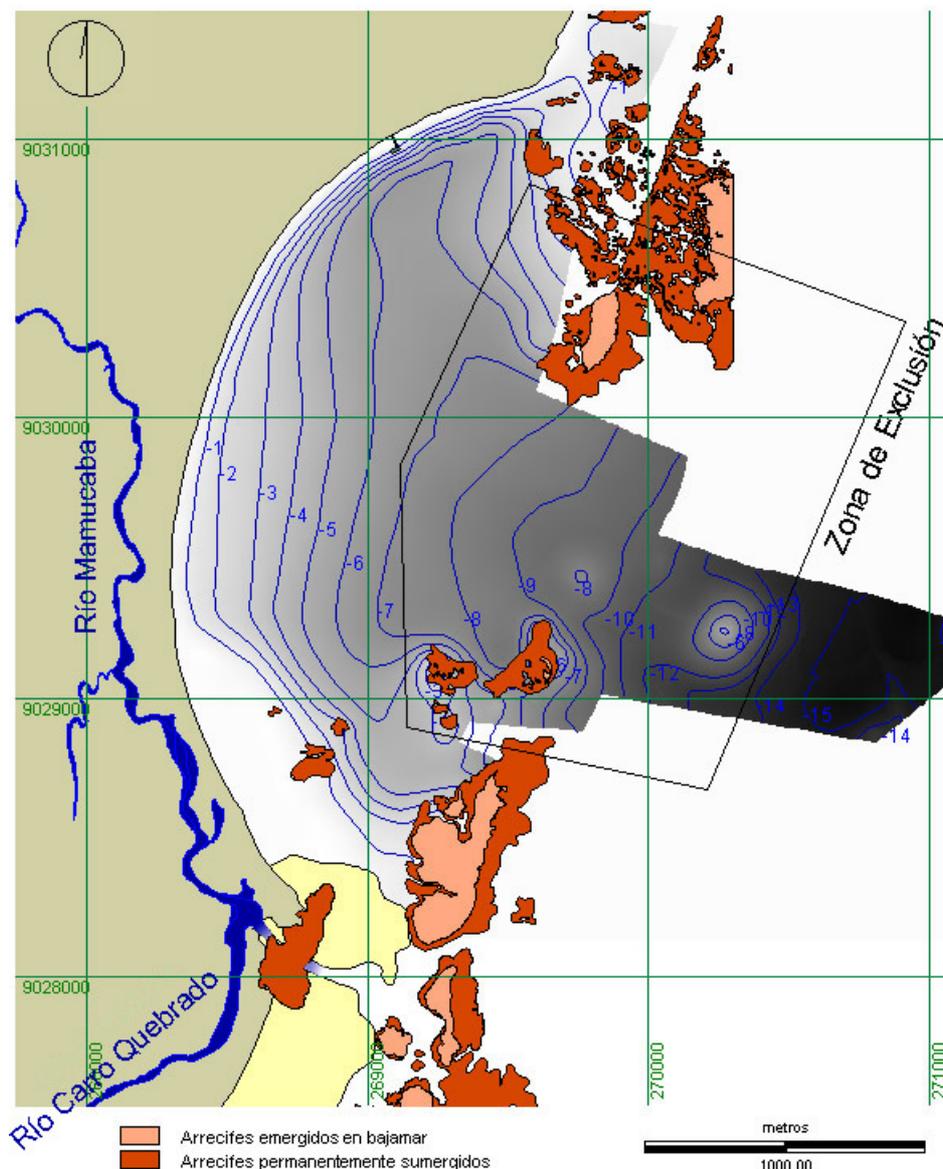


Fig. 3.14: Cartografía de la bahía de Tamandaré, reuniendo la interpolación de la batimetría y vectorización de los arrecifes, línea de costa y río Mamucaba (WGS84; UTM, Huso 25).

En la imagen fusionada, la evolución de la línea de costa y del delta del río Mamucaba se hace evidente mediante manchas rojas. El delta se desplazó 834 m hacia el norte entre 1971 y 1998, aunque actualmente ha regresado hasta 104 m al norte de la posición en que estaba inicialmente.

La misma variabilidad observada en el fondo de la bahía y en el delta del Mamucaba no se detectó en la línea de costa. Ésta presentó nada más que una ligera transgresión durante el período considerado, la cual puede estar más relacionada con la variación de la marea entre las imágenes (Tab. 3.3) y con los desajustes en la corrección geométrica (Tab. 3.4) que con una fluctuación relativa del nivel medio del mar.

3.6. Discusión

La intensa deposición en la porción sur de la bahía de Tamandaré se puede explicar por las migraciones del delta del Mamucaba; sin embargo la elevada tasa de sedimentación en otros sectores de la bahía no se explica por un eventual proceso erosivo de la línea de costa. No obstante, la evolución del uso del suelo en las cuencas de drenaje vecinas en los últimos cuarenta años puede proveer indicios sobre las causas de este fenómeno. [Eichenberg \(1999\)](#), tras evaluar la evolución del uso del suelo en la zona, observó que entre 1989 y 1998 hubo un incremento del orden de un 75% en el área urbana de la villa de Tamandaré y de un 47% en las plantaciones de caña de azúcar, al tiempo que los bosques sufrieron una disminución de un 26% y las áreas de manglar se redujeron en un 25%. Estas alteraciones tienden a provocar el incremento de la carga sedimentaria en los ríos de la región, en función del aumento de la superficie expuesta del suelo y de la disminución de la capacidad de los bosques y manglares para retener fangos y limos. Además de eso, los depósitos de fangos retenidos en los manglares tienden a ser transferidos a la plataforma continental interna a medida que éstos son degradados, juntamente con la carga sedimentaria transportada por los ríos.

El aumento del flujo de sedimentos resultante de la ocupación humana probablemente empezó con la colonización portuguesa en el siglo XVI, en virtud del corte de la Floresta Atlántica para la explotación de madera y la plantación de caña de azúcar ([Leão, 1994](#)). Sin embargo, el monocultivo de caña de azúcar recibió un importante

aporte de recursos a partir de 1975 con la creación del Programa Brasileño del Alcohol (*Proálcool*). El *Proálcool*, impulsado por la crisis del petróleo de los años 80, tenía por objetivo la producción de alcohol para su utilización como combustible en automóviles, mezclado con gasolina o no. Las subvenciones llegaban hasta el 80% de los costes de instalación de las plantas industriales y el 100% de los costes agrícolas. Como resultado, la producción de alcohol pasó de 580 millones de litros en 1975 a 11.700 millones en 1986 y 14.000 millones en 1999 (Green Times, 2000; Coelho *et al.* 1999), lo que produjo un considerable aumento del área cultivada. Los estados de Pernambuco y Alagoas contribuyen con una parte importante de la producción de caña de azúcar en Brasil, representando más del 10% de la producción nacional. El área cultivada es de aproximadamente un millón y quinientos mil hectáreas de la zona costera de ambos estados, la cual había estado ocupada por remanentes de Floresta Atlántica (IBGE, 1997).

Aunque la producción de energía a partir de la biomasa de la caña de azúcar se considere como una estrategia para reducir la emisión de carbono en la atmósfera (a pesar del balance energético negativo), en la costa nordeste brasileña se han observado serios impactos ambientales resultantes de las plantaciones de caña de azúcar. Por cada litro de alcohol producido se generan de 14 a 16 litros de residuos líquidos cargados de compuestos orgánicos (*vinhoto*) (Lutzemberger, 1980). Actualmente, el *vinhoto* se usa para fertilizar los cultivos de caña, pero en el inicio del *Proálcool* se vertía directamente en los ríos, originando su eutrofización y obstrucción. Además, la exposición del suelo debida a la plantación de caña causa su empobrecimiento y erosión, contribuyendo al incremento de sedimentación y turbidez en ríos, manglares y en la plataforma continental interna. Los pesticidas agrícolas causan la contaminación de los recursos hídricos y la combustión de la caña, practicada para facilitar su cosecha, causa contaminación atmosférica y empobrecimiento del suelo.

La expansión urbana y las infraestructuras destinadas al turismo también contribuyen al incremento de la carga sedimentaria en las cuencas hidrográficas de la zona costera de la región nordeste brasileña. Eichenberg (1999) observó un aumento de cerca de un 49% de terrenos baldíos en áreas urbanas. Algunas de las ciudades costeras de la costa Sur de Pernambuco, que en los años setenta no pasaban de ser pueblos de pescadores,

sufrieron un incremento medio en área de un 53% entre 1989 y 1998 (Eichenberg, 1999). Asimismo, durante el verano gran parte de las ciudades costeras pueden incrementar sus poblaciones hasta cincuenta veces debido al turismo (Maida y Ferreira, 1997). Considerando que ninguna de estas ciudades tiene sistema de tratamiento de efluentes domésticos es de esperar que, durante la época estival, la contaminación por vertidos líquidos y sólidos de origen doméstico contribuya al aumento de la turbidez, a la contaminación orgánica y a la eutrofización y la sedimentación en los ríos, los manglares y la plataforma interna.

Los mayores índices de precipitación se observan durante el invierno, cuando los impactos en los arrecifes de coral se deben a los elevados índices de eutrofización, turbidez y sedimentación resultantes, en gran parte, del monocultivo de caña de azúcar y deforestación asociada, además de la degradación de manglares. Por otra parte, durante los meses de verano el impacto principal proviene de la contaminación doméstica. Asimismo, a lo largo de todo año, la resuspensión de sedimentos en la plataforma interna, controlada por vientos, oleaje y corrientes de marea, es otro proceso importante, responsable del incremento de la turbidez del agua del mar.

Las fuentes de sedimentos en la bahía de Tamandaré se asocian a los ríos que drenan la región (Fig. 3.15). El río Mamucaba, de pequeño porte, nace a 15 Km de la costa en el interior de la Reserva Biológica del Saltinho, el último remanente de Floresta Atlántica en la región al sur de Pernambuco, y desagua directamente en la bahía después de pasar por una zona de manglares relativamente bien conservados. El Río Carro Quebrado, también de pequeño porte, nace al Sur de Tamandaré y corre paralelamente a la costa, atravesando una zona bien conservada de manglares, bosques de restinga y plantaciones de cocoteros (Moura, 1992). El río Formoso, que desagua a unos 8 Km al norte de la bahía de Tamandaré, está formado por una serie de tributarios que se unen en medio de una extensa zona de manglares protegidos por el Área de Protección Ambiental de Guadalupe. Aunque los ríos Mamucaba y Carro Quebrado son responsables del aporte de sedimentos arenosos al interior de la bahía de Tamandaré, la imagen Landsat de mayo de 1989 sugiere que estos ríos no aportaban grandes cantidades de sedimentos en suspensión. El río Una, por otro lado, parece ser la principal fuente de sedimentos finos en suspensión en la plataforma continental interna en el extremo sur de Pernambuco. El Una es un río de porte medio

que atraviesa una vasta región de monocultivo de caña de azúcar y algunas ciudades de pequeño y medio porte. A pesar de haber pasado más de una década desde la toma de la imagen, es probable que el patrón sedimentario observado se mantenga hasta hoy, aunque exista una tendencia generalizada de degradación de la calidad de las cuencas de drenaje, conforme señala [Eichenberg \(1999\)](#).



Fig. 3.15: Composición en color con las bandas 1, 2 y 3 de la imagen *TM* de mayo de 1989, exhibiendo las plumas de los ríos Una (Sur), Mamucaba y Carro Quebrado (Centro) y Formoso (Norte).

La dinámica marina de la plataforma continental interna está dominada por las mareas. Las corrientes de marea cambian constantemente de dirección, formando un patrón mas o menos elíptico, cuyas mayores velocidades se orientan paralelamente a

línea de costa e invierten su dirección en 180° cada 6 horas (Open University, 1999). En el momento en que se tomó la imagen *TM* que aparece en la Fig. 3.15, la cual sugiere un transporte de sedimento hacia el sureste, se observa que la marea estaba bajando (DHN, 2001). Durante la subida de la marea se observó un transporte en dirección norte y, en ciertas ocasiones, una tendencia de la pluma sedimentaria a quedar atrapada junto a la costa.

El aporte de sedimentos finos trae consecuencias nefastas para la fauna coralina. Los corales pueden resistir pequeñas cantidades de sedimentos en suspensión, pero cuando la carga sedimentar es demasiado alta empiezan a sufrir por la falta de luz, por el gasto energético para remover el sedimento y por la pérdida en la capacidad de alimentarse heterotróficamente. La persistencia de este problema puede llevar a los corales a la muerte (Cortés y Risk, 1985; Rogers, 1990; Cortés, 1991, 1990; Richmond, 1994).

En las zonas más profundas de la bahía de Tamandaré, durante las inmersiones, se observó una capa de fango sobre los arrecifes. De acuerdo con Rebouças (1962), en la época del sondeo realizado para confección de la Carta Náutica 905, los sedimentos en la bahía eran predominantemente arenosos, con una pequeña zona de arena fina en su porción central. La situación actual es muy distinta. Ahora, los sedimentos finos dominan la mayor parte de la bahía y se encuentran mezclados inclusive en los depósitos de arena biodetrítica próximos a los arrecifes.

Los primeros impactos causados por cargas sedimentarias excesivas sobre los organismos constructores de arrecifes en las costas del nordeste de Brasil se observaron por Laborel y Kempf (1967). Según ellos, hasta cerca de 1650 años antes del presente, los gasterópodos vermetideos, con dominancia de *Petalocochnus*, eran los mayores responsables de la construcción de los arrecifes brasileños. Actualmente, estos organismos siguen creciendo en islas oceánicas, pero han desaparecido de la costa, sustituidos por algas coralinas (melobesias). Este fenómeno se pudo agravar por el aumento considerable de la turbidez de las aguas costeras, vinculadas a deforestación del interior desde el comienzo de la colonización. Posteriormente, otros investigadores alertaron sobre los impactos causados por la sedimentación sobre los arrecifes costeros en la costa nordeste brasileña (Maida y Ferreira, 1995, 1997; Leão,

1994). La degradación y la pérdida de biodiversidad en algunos arrecifes de se han relacionado también con cargas sedimentarias excesivas originadas por usos inadecuados del suelo en el Caribe (Rogers, 1985; Cortés, 1990, 1991, 1994; MacIntire *et al.*, 1994) y en Filipinas (Hodgson, 1994). Cook *et al.* (1994) registraron eventos de mortalidad masiva de corales en Bermudas, originados por naufragios y aumentos de turbidez relacionados con operaciones de dragado. Richmond (1994) observó pérdidas en el éxito reproductivo de corales del Indo-Pacífico, en virtud de la sedimentación y descargas fluviales. Bastidas *et al.* (1999) relacionaron la disminución de la riqueza de corales en Venezuela con tasas elevadas de sedimentación, además de la contaminación de los sedimentos en suspensión por sustancias tóxicas, como pesticidas, altas concentraciones de metales y efluentes domésticos. La sedimentación parece ser el factor estresante más perjudicial observado en todas las áreas costeras en la América tropical por el *Global Coral Reef Monitoring Network* (Garzón-Ferreira *et al.*, 2000).

Consecuencias directas de los patrones de sedimentación verificados en la bahía de Tamandaré también se observaron durante las inmersiones. Los hábitats situados en las zonas más someras, como arrecifes en el segmento norte de la bahía y praderas de fanerógamas y arrecifes en el segmento sur, perfectamente observables en la fotografía aérea de 1970, se encontraban soterrados en 2001 por arena fina y, en algunos sitios, por fango (Fig. 3.16).

De acuerdo con Laborel (2002)⁴, la abundancia de la fauna coralina se ha reducido hasta el 10% de la que había en la década de los sesenta en los arrecifes costeros del sur de Pernambuco, debido principalmente al exceso de sedimentos finos en suspensión en las aguas litorales y al fango depositado sobre los arrecifes. Asimismo, la retirada de corales para la construcción y la industria de la caña de azúcar hasta los años setenta (Maida y Ferreira, 1997), y posteriormente aunque en menor escala para venta de recuerdos, también deben considerarse como factores importantes en la pérdida de riqueza y biomasa de los corales en los arrecifes costeros.

⁴ Laborel, J., Université de Marseille (Comunicación Personal, 2002).

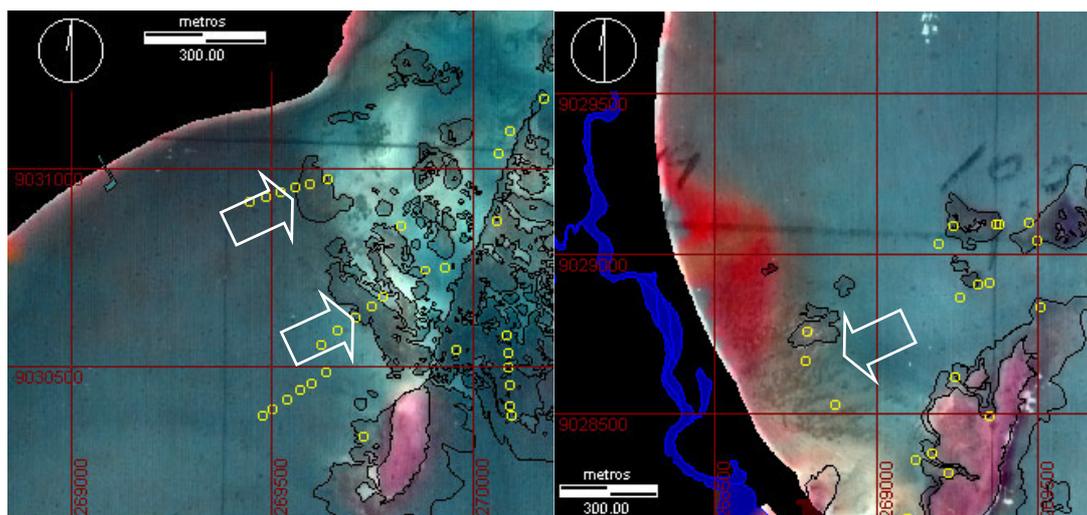


Fig. 3.16: Las flechas apuntan hábitats existentes en 1970 y soterrados en 2001. Arrecifes en el sector norte de la bahía (izquierda) y fanerógamas y arrecifes la región sur (derecha) (WGS84; UTM, Huso 25).

La actual reducción en la abundancia de la fauna coralina comprobada por Laborel en 2002 y las perspectivas de continuidad de las amenazas para la supervivencia de los corales, principalmente derivadas de la sedimentación excesiva, pueden ser responsables de las extinciones localizadas de especies de coral en determinados sectores de la costa brasileña. Gran parte de estas pérdidas podrán ser irreversibles, considerando la vulnerabilidad de la fauna brasileña de corales, debido al aislamiento, singularidad y reducidas tasas de concreción en comparación con los corales del Caribe o del Indo-Pacífico (Leão, 1994; Laborel, 1967).

4. Caracterización del paisaje
submarino próximo al islote de
Lobos (Fuerteventura, Islas
Canarias): apoyo a la creación
de una reserva marina.

4.1. Introducción

Las Islas Canarias se elevan abruptamente del fondo oceánico desde la planicie abisal, formando plataformas insulares de pequeña extensión y acentuada pendiente. Según la teoría sobre biogeografía de islas, la biodiversidad existente en manchas aisladas está controlada principalmente por el tamaño de las manchas y las distancias que las separan (MacArthur, 1972). Así, la reducida extensión de las plataformas de las islas, añadido a las condiciones oligotróficas que predominan en las aguas que bañan el archipiélago (Davempont *et al.*, 2002), suponen una elevada vulnerabilidad de los recursos demersales existentes en las aguas interiores de Canarias (Bortone *et al.*, 1991; Falcón *et al.*, 1996; Uibleim *et al.*, 1996; Uibleim *et al.*, 1998).

El estrecho de La Bocayna, comprendido entre las islas de Fuerteventura y Lanzarote, es un paisaje sumergido singular, situado dentro de la capa eufótica, que se contrapone a las reducidas superficies de las plataformas insulares en el resto del archipiélago. Se trata de un segmento amplio de plataforma insular que conecta las dos islas, donde muchas especies vulnerables de peces demersales de interés pesquero, como *Mycteroperca fusca* (abade) o *Epinephelus marginatus* (mero) encuentran la heterogeneidad espacial necesaria para su supervivencia en las fases iniciales de sus ciclos de vida (Herrera, 2003)⁵.

Desde la década de los ochenta, existe una preocupación por la sobreexplotación de las comunidades ícticas de la plataforma interna, en virtud del incremento de la demanda de los recursos pesqueros, asociado al aumento del turismo en el archipiélago (Bacallado, 1989; Bortone *et al.*, 1991) y las limitaciones impuestas al sector pesquero en la explotación de los caladeros del afloramiento Sahariano (Bas *et al.*, 1995). Este proceso, combinado con las alteraciones en los ambientes inter- e infralitorales, debido a la contaminación y la construcción de estructuras como muelles, puertos, playas artificiales, etc. son los principales responsables de una preocupante disminución de los recursos demersales de la plataforma de Canarias.

⁵ Herrera, R. Gesplan, Gobierno de Canarias (comunicación personal).

Con el objetivo de frenar esta situación, a finales de los años ochenta, el Gobierno de Canarias comienza a planificar la declaración de espacios litorales como reservas marinas de interés pesquero destinadas a gestión y conservación de los recursos litorales. [Bacallado *et al.* \(1989\)](#) recomendaron la creación de reservas marinas en varias zonas del archipiélago. Una de ellas está ubicada en el extremo sureste de La Bocayna, junto al islote de Lobos.

Algunos años después, por iniciativa de la Unión Europea, se realizó una lista de criterios de conservación para la Macaronesia a fin de establecer una red de espacios protegidos denominados Lugares de Interés Comunitario (LICs), cuyo conjunto constituye la Red Natura 2000. En la zona del islote de Lobos y costa nordeste de Fuerteventura (Corralejo) se declaró el LIC marino denominado Sebadales de Corralejo (ES7010022), con 1628 ha destinadas a la protección de praderas de la fanerógama marina *Cymodocea nodosa* y zonas de alimentación y reposo de la tortuga *Caretta caretta* y del delfín *Tursiops truncatus* ([Viceconsejería de Medio Ambiente del Gobierno de Canarias, 1997](#)). Estos antecedentes motivaron a la Viceconsejería de Pesca del Gobierno de Canarias a plantear la creación de una reserva marina de interés pesquero en la costa nordeste de la isla de Fuerteventura.

Con el objetivo de apoyar la toma de decisión referente a la delimitación de un área protegida marina de interés pesquero, se propone una evaluación rápida (*Rapid Assessment Protocol – RAP*) ([Chutter, 1994](#); [Ginsburg *et al.*, 1996](#); [Steneck *et al.*, 2000](#); [Costa Jr. *et al.*, 2001](#)) del paisaje sumergido en el litoral de Corralejo y Lobos. Las técnicas de evaluación rápida propuestas se basan en: (1) cartografía de hábitats sumergidos, por encima de los 20 m de profundidad, por medio de fotografía aéreas e imágenes submarinas organizadas en un SIG; (2) prospección hidroacústica, en la zona este de La Bocayna, con el objeto de evaluar patrones de variabilidad en la distribución espacial de recursos biológicos por medio de técnicas de geostatística; y (3) evaluación de la comunidad íctica de los arrecifes (blanquizales) por medio de censos visuales y análisis multivariante, con el objeto de evidenciar los principales factores que controlan la distribución de las comunidades ícticas en los arrecifes.

4.2. Localización

El estrecho de La Bocayna, como se ha señalado anteriormente, constituye una extensión de plataforma insular que une las islas de Lanzarote y Fuerteventura (Figs. 4.1 y 4.3), situada entre las coordenadas geográficas $13^{\circ} 54'$ y $13^{\circ} 45'$ oeste y $28^{\circ} 36'$ y $28^{\circ} 52'$ Norte. Las profundidades varían entre los 10 y 50 m y el fondo está formado por una matriz sedimentaria de origen predominantemente terrígena, interrumpida por afloramientos de roca basáltica y bancos de algas calcáreas. En los lados este y oeste de ambas islas y de La Bocayna, la plataforma insular cae abruptamente hasta la isóbata de 1000 m. La elevada variabilidad fisiográfica y la gran extensión de la plataforma, hacen esta zona un enclave singular en todo el archipiélago canario y potencialmente rico desde el punto de vista biológico.

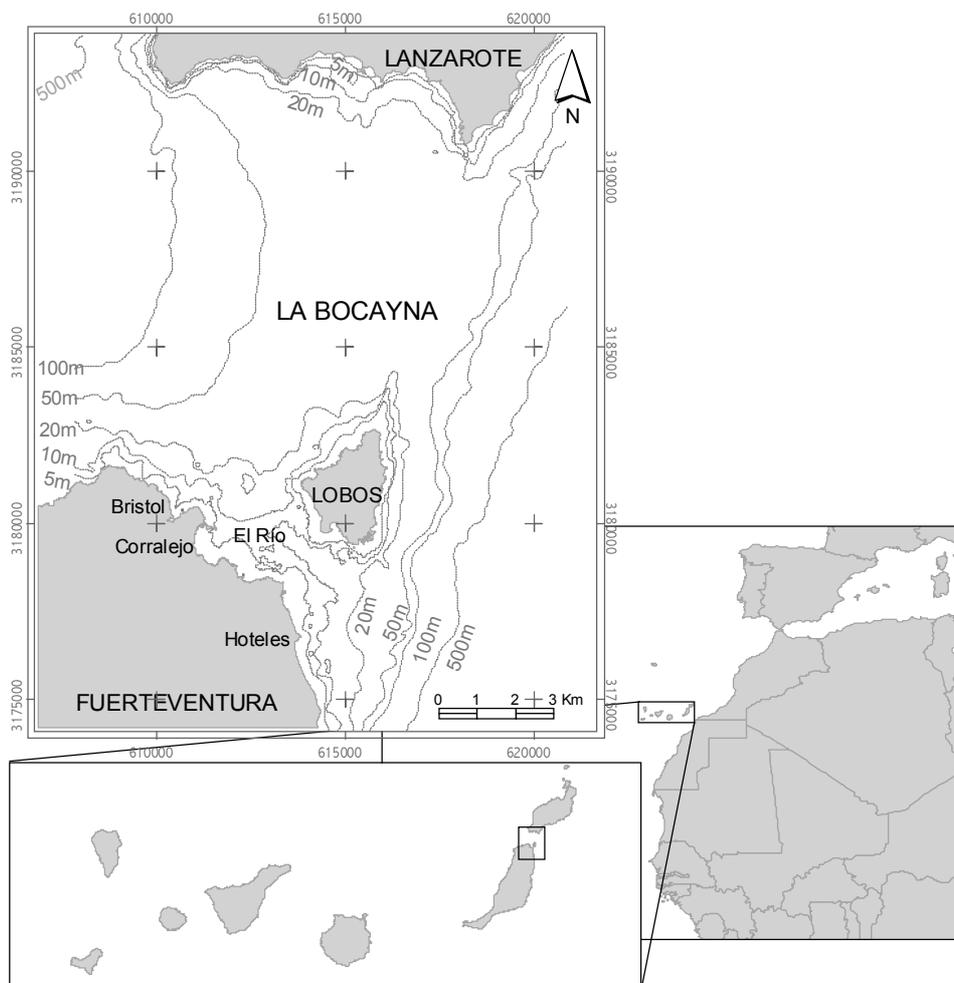


Fig. 4.1: Mapa de localización de La Bocayna y la zona de Corralejo e islote de Lobos (nordeste de Fuerteventura) donde se pretende crear una reserva marina de interés pesquero.

4.3. Modelado digital del relieve submarino

Se elaboró un modelo digital de elevación de La Bocayna mediante la aplicación de técnicas de geoestadística, a partir de los puntos batimétricos vectorizados desde las cartas náuticas 503a y 504 (Instituto Hidrográfico de la Marina, 1969 a,b).

Tab. 4.1: Parámetros usados para simular los semivariogramas usados en la interpolación del MDE para La Bocayna.

Dirección	Modelo	c_0 <i>Nugget</i>	c_1 <i>Sill</i>	a <i>Range</i>	Tasa de anisotropía
170°	Gaussiano	10	42600	8750	0,67
125°	Gaussiano	10	63000	7000	

Los semivariogramas experimentales demostraron una anisotropía geométrica, cuya dirección de máxima continuidad es 170° y de mínima 125° (Tab. 4.1, Fig. 4.2). Se empleó un modelo gaussiano para simular las semivarianzas en ambas direcciones (Ecuación 2.18). El método de interpolación empleado fue el *ordinary kriging*.

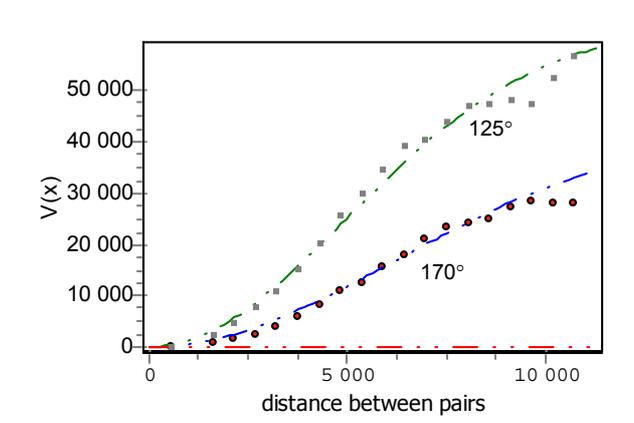


Fig. 4.2: Combinación de semivariogramas modelados para interpolación del MDE de La Bocayna.

El MDE elaborado se usó para generar un modelo en tres dimensiones de La Bocayna (Fig. 4.3 y 4.19). En este modelo se observa que el estrecho, bordeado de montes submarinos, exhibe una pendiente en dirección oeste. También se observa un talud acentuado en ambos lados de la plataforma y la situación de la isla de Lobos sobre la quiebra del talud este.

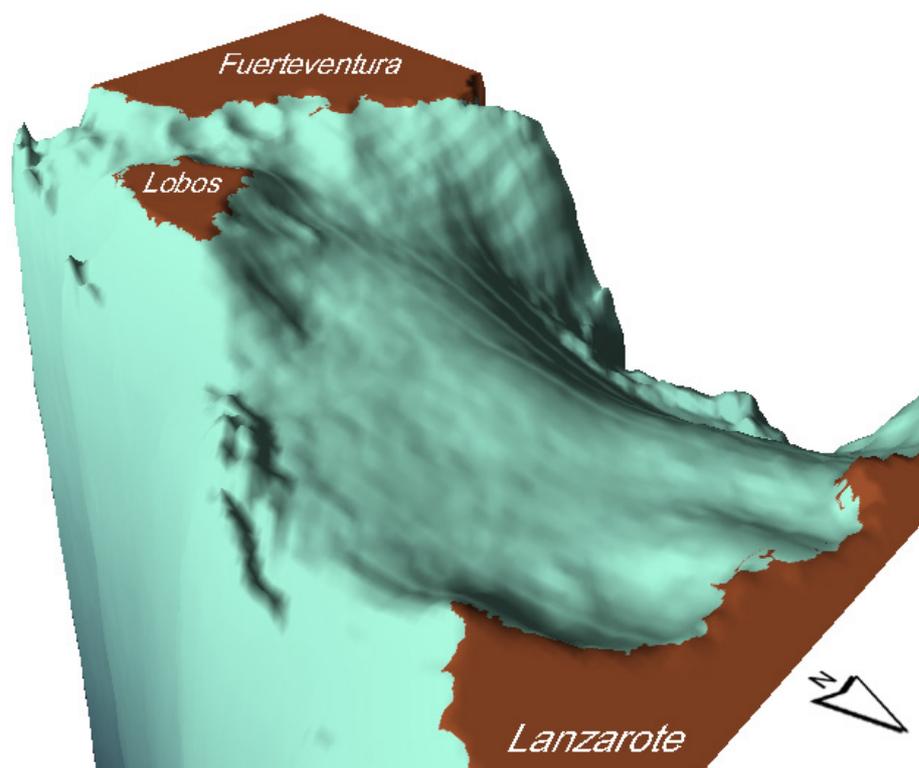


Fig. 4.3: Modelo tridimensional de La Bocayna con amplificación vertical de 50x.

4.4. Hidroacústica

A fin de identificar patrones eventuales de distribución espacial de los recursos pesqueros en la parte este de La Bocayna, se estudió la actividad biológica en la columna de agua de esta zona utilizando técnicas de hidroacústica combinadas con geostatística.

El Instituto Canario de Ciencias Marinas (ICCM) realizó dos campañas hidroacústicas en la zona, una en invierno y otra en verano, concretamente en marzo y septiembre de 2003. En ambas se tomaron datos hasta la isóbata de 50 m, a lo largo de transectos posicionados por *GPS*. Se emplearon dos ecosondas *splitbeam SIMRAD EK60*, trabajando en las frecuencias de 38 y 120 KHz (Fig. 4.4 a). Los datos hidroacústicos se adquirieron, almacenaron y post-procesaron con el sistema integrador de eco *BI500*, el cual incluye módulos para la eliminación de ruido, además de la clasificación y separación de la señal referente a distintos recursos vivos (Korneliussen y Ona, 2002).

La integración de la información batimétrica, geográfica y maregráfica se hizo en tiempo real con el programa *Olex* (Fig. 4.4 b).

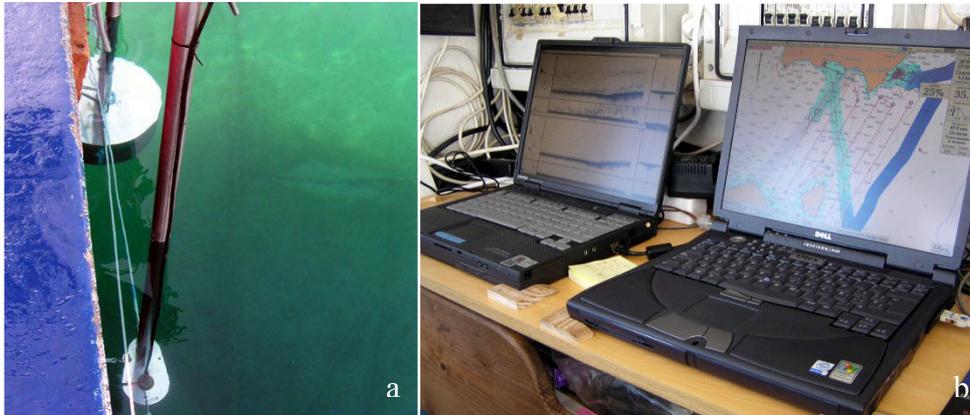


Fig. 4.4: (a) Transductor de la ecosonda EK60 acoplado al costado de la embarcación usada para la prospección hidroacústica. (b) Aplicativos *BI500* (izquierda) y *Olex* (derecha) usados para la adquisición, almacenamiento e integración de los datos.

Los datos hidroacústicos están formados por valores de densidad de eco (*sound volume backscattering strength* - *SA*) medidos en decibelios, los cuales son proporcionales a la abundancia de los recursos pesqueros y el zooplancton (Knudsen, 1990). Las variaciones de *SA* en función de la profundidad se representan por ecogramas, los cuales se utilizaron para la interpretación visual y clasificación del *SA* (Fig. 4.5).

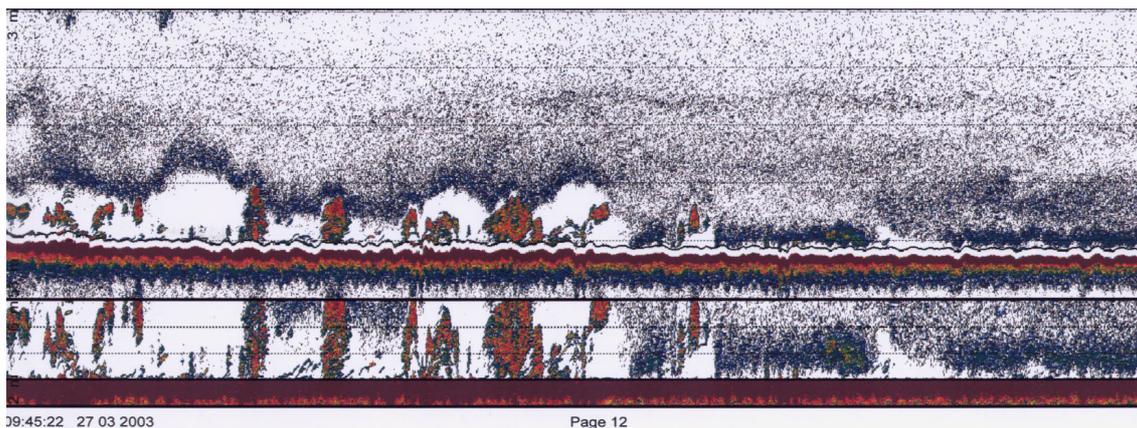


Fig. 4.5: Ecograma registrado por el ecosonda *SIMRAD EK60* de 120 KHz mostrando una tendencia del Zooplancton (manchas azules) de acumularse sobre al fondo en la derecha de la imagen, al paso que intentan huir de los peces demersales (manchas rojas) a la izquierda.

Las densidades de eco entre -80 dB y -70 dB se clasificaron como zooplancton. Valores superiores a esta cifra (entre -60 dB y -20 dB) se clasificaron como recursos pesqueros,

de los cuales los detectados a menos de dos metros del fondo se consideraron como demersales y los restantes como pelágicos. La separación de las contribuciones del SA asignadas como recursos demersales, pelágicos y zooplancton, además de la eliminación del ruido, también se hicieron con el BI500 (Simrad, 1992). Este post-procesamiento resultó en un mapa de puntos de integración del SA, situados a lo largo de los transectos en intervalos de 0,1 millas náuticas (Fig. 4.6). Los puntos de integración se usaron para la elaboración de modelos de la variabilidad de espacial de las densidades de eco referentes a ambas campañas.

La interpretación visual de los ecogramas reveló que los recursos demersales podrían estar depredando el zooplancton en ciertas zonas donde existen elevadas densidades de eco relacionadas con estos organismos (Fig. 4.5). Estas zonas se caracterizaban por una tendencia del zooplancton a acumularse sobre el fondo, excepto donde había cardúmenes de peces demersales de los cuales el zooplancton tendía a alejarse. Tal fenómeno fue observado solamente en los ecogramas de la campaña de invierno. Con la intención de corroborar la veracidad de esta observación, se calcularon los coeficientes no-paramétricos de Spearman entre el zooplancton y los recursos pesqueros en invierno y verano (Tab. 4.2).

Tab. 4.2: Coeficientes no-paramétricos de Spearman calculados para evaluar las correlaciones entre los valores de SA referentes a zooplancton y recursos pelágicos y demersales.

	Invierno (n = 513; p = 0,01)		Verano (n = 285; p = 0,01)	
	SA Zooplancton	SA Pelágicos	SA Zooplancton	SA Pelágicos
SA Pelágicos	0,556		0,206	
SA Demersales	0,661	0,826	0,275	0,921

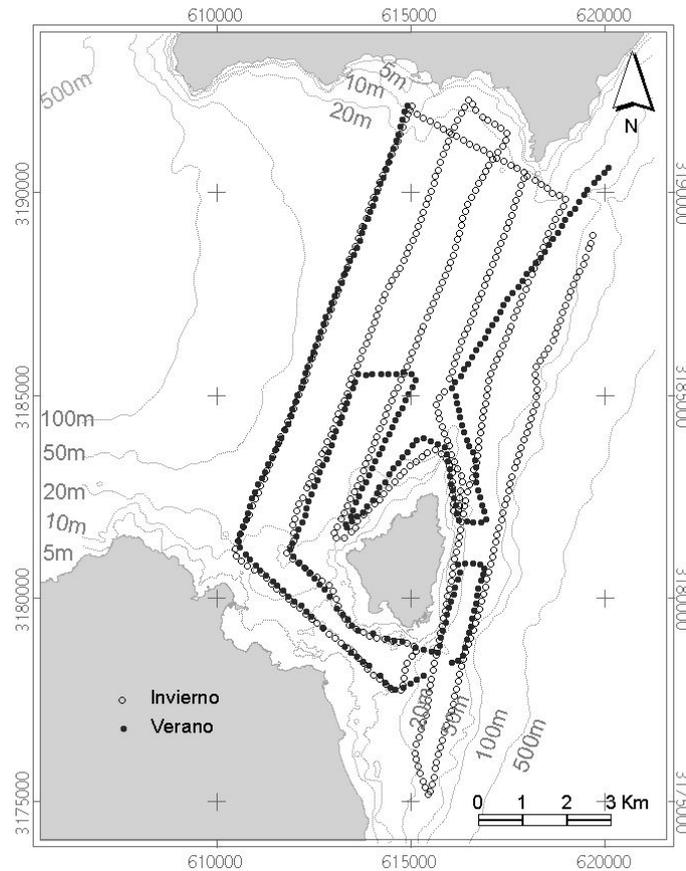


Fig. 4.6: Puntos de integración generados por el programa de post-procesado *BI-500* y usados para la interpolación de los mapas de recursos demersales, pelágicos y zooplancton.

4.4.1. Modelado espacial de los datos hidroacústicos

Los valores de *SA* de los puntos de integración se transformaron en escala logarítmica para que las distribuciones se aproximasen a la normalidad y se estudió la continuidad espacial de los datos transformados por medio de semivariogramas (Sección 2.5.1). Los semivariogramas perpendiculares a la orientación de los transectos son poco informativos dada la reducida extensión de su eje transversal y la larga distancia que los separa. Además, el movimiento de los cardúmenes y de las corrientes, unido al tiempo que el barco tarda en volver a las proximidades de un determinado punto, impone un cierto grado de incertidumbre sobre la continuidad espacial inherente a dos transectos subsecuentes. Por ello, se optó por trazar los semivariogramas orientados según la dirección predominante de los transectos (23°), según la cual se asume que queda mejor representada la variabilidad espacial que se pretende modelar y se atribuyó a *h* el valor

de 530 m. Las tasas de anisotropía no se consideraron y los modelos se aplicaron de modo omnidireccional en las interpolaciones.

Cada variable presentó diferentes patrones de continuidad espacial, de modo que se ajustó un modelo específico a cada semivariograma experimental. Los datos referentes a los recursos pesqueros, caracterizados por variaciones bruscas e irregulares se ajustaron a modelos con *sill* (Tab. 4.3, Figs. 4.7, 4.8 y 4.9). Los datos referentes al zooplancton, presentaron variaciones más suaves y semivarianza inestable a lo largo de los transectos, de modo que se ajustaron a modelos potenciales (Tab. 4.4, Fig. 4.10).

Tab. 4.3: Parámetros usados en el ajuste de los modelos exponencial, gaussiano y esférico a los semivariogramas experimentales referentes a los recursos pesqueros.

Campaña	Recursos	Modelo	c_0 <i>nugget</i>	c_1 <i>sill</i>	a <i>range</i>
Invierno	Demersales	Exponencial	0,2	3,5	4400
	Pelágicos	Gaussiano	0,1	3,6	5556
		Esférico		2,8	2900
Verano	Demersales	Esférico	0	4	2983
	Pelágicos	Esférico	-0,7	9.25	3216

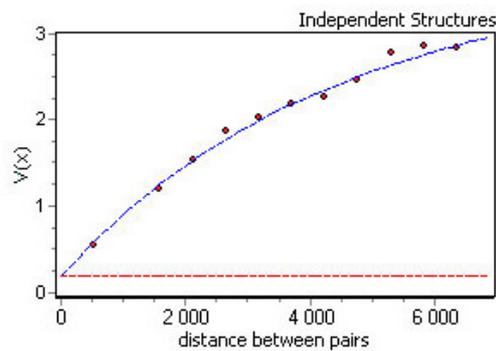


Fig. 4.7: Semivariograma referente a los recursos demersales en invierno.

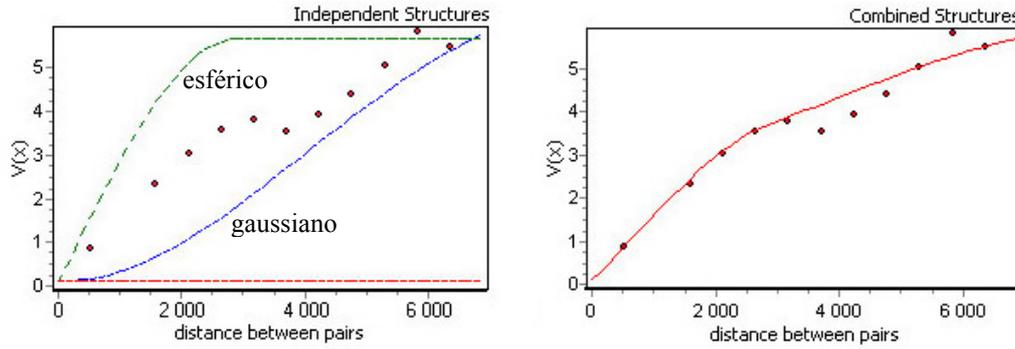


Fig. 4.8: Semivariograma presentando los modelos gaussiano y esférico usados para simular los recursos pelágicos en invierno trazados independientemente (izquierda) y combinadamente (derecha).

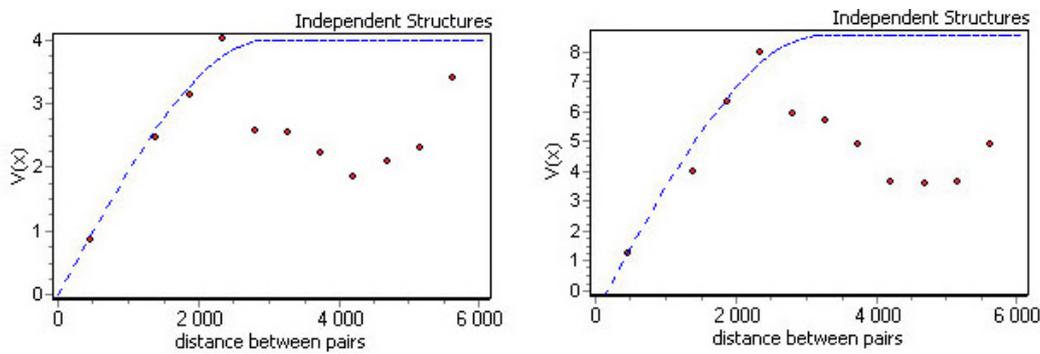


Fig. 4.9: Semivariogramas referentes a los recursos demersales (izquierda) y pelágicos (derecha) en verano.

Los semivariogramas que representan los recursos pelágicos en invierno presentaron un patrón seudocíclico (Burrough, 1995) (Fig. 4.8), evidenciando la distribución agrupada de los datos. Esto era lo esperado, debido a la tendencia observada en los ecogramas de los peces pelágicos a agruparse en cardúmenes. En la campaña de verano, este patrón seudocíclico quedó bastante más marcado para ambos recursos pelágicos como para los demersales (Fig. 4.9), probablemente debido a la irregularidad de los transectos.

Tab. 4.4: Parámetros usados en el ajuste de los modelos potenciales a los semivariogramas transformados relativos al zooplancton.

Campaña	Recursos	Modelo	c_0 <i>nugget</i>	w intensidad	α curvatura
Invierno	Zooplancton	Potencial	0,125	4,2	1,45
Verano	Zooplancton	Potencial	0,1	7,85	1,4

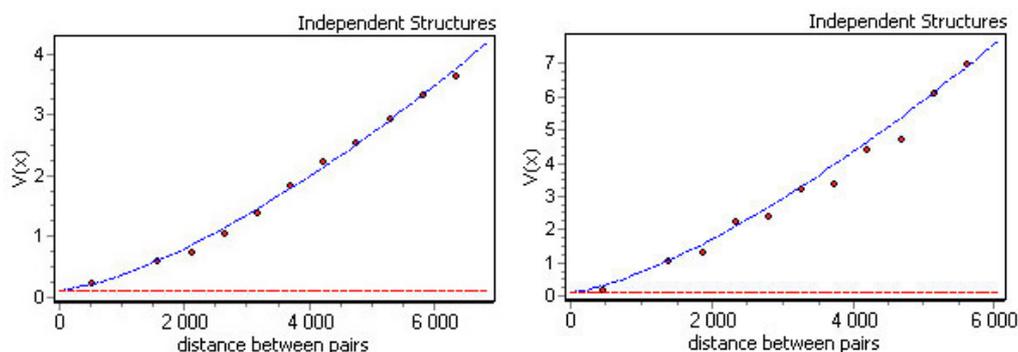


Fig. 4.10: Semivariogramas referentes al zooplancton en la campaña de invierno (izquierda) y de verano (derecha).

Los semivariogramas se utilizaron como base para las interpolaciones efectuadas por *ordinary kriging* (Sección 2.5.2), cuyos resultados fueron modelos espaciales en el formato *raster*, con resolución espacial de 10 metros. Las medidas de error resultantes de la Ecuación 2.24, obtenidas simultáneamente a la interpolación, se usaron para optimizar el ajuste de los resultados a los datos obtenidos en el muestreo. El proceso de simulación de los semivariogramas e interpolación se repitió hasta que no fue posible disminuir más los errores. Una vez obtenido un resultado satisfactorio, las matrices de datos se transformaron en sus respectivos antilogaritmos.

4.4.2. Consideraciones sobre la distribución de los datos hidroacústicos

Los modelos espaciales elaborados para representar la variabilidad inherente a los datos hidroacústicos se presentan en la Fig. 4.11. En general, las densidades de eco detectadas durante el verano fueron superiores a las del invierno para las tres clases de recursos. Los valores de *SA* referentes a los recursos pelágicos presentaron niveles bastante superiores a los de los demersales en ambas campañas, posiblemente debido a la fuerte agregación de los cardúmenes de pelágicos.

En la campaña de invierno se observó una tendencia del zooplancton a acumularse en una franja situada a 4 Km al Norte Fuerteventura, donde se sitúan los veriles que acompañan toda la costa norte de la isla, cuyo desnivel topográfico llega a alcanzar los 15 m. En verano, el zooplancton se acumuló en una franja próxima a la zona central de La Bocayna, más alejada de los sustratos rocosos.

Los recursos demersales y pelágicos se acumularon cerca de los afloramientos rocosos marcados en la carta náutica en ambas campañas. Durante la campaña de invierno, los demersales presentaron una marcada correlación con el zooplancton; lo mismo ocurrió con los pelágicos, pero en menor grado. En verano, por otro lado, no hubo correlación entre recursos pesqueros y zooplancton. Sin embargo, los recursos pelágicos y demersales presentaron una correlación todavía más marcada en ambas campañas (Tab. 4.2).

Cantidades de zooplancton similares a las detectadas en La Bocayna, solamente se han registrado en las aguas oligotróficas de Canarias (Davempport *et al.*, 2002), solamente por debajo de los 800 metros de profundidad (Bordes *et al.*, 1999). Se trata de una agrupación de organismos heterotróficos que realizan diariamente migraciones verticales tróficas. Durante el día permanecen en la capa batipelágica, protegidos de los rayos solares; por la noche migran hacia la superficie para alimentarse de fitoplancton, volviendo nuevamente a la oscuridad del fondo por la mañana. Eventualmente, las corrientes superficiales pueden llevarlos hasta alguna zona de plataforma insular, impidiéndoles completar su ciclo diario de migración vertical (Bordes, 2003)⁶.

Este proceso puede ocurrir con cierta frecuencia en La Bocayna, debido a su gran extensión y a las intensas corrientes de marea que la atraviesan. Tal fenómeno se observa en el ecograma presentado en la Fig. 4.5. El zooplancton tiende a acumularse junto al fondo de La Bocayna en un intento de completar su ciclo migratorio diario, pero en zonas pobladas por peces demersales el zooplancton se aleja del fondo en un intento de huir de la depredación.

Debido a su proximidad con el sustrato marino, los peces de hábitos bentónicos son de difícil detección mediante técnicas hidroacústicas (Kingsford y Battershill, 1998; Falcón *et al.*, 1993a, 1993b). La presencia del zooplancton descendiendo sobre los afloramientos rocosos habitados por peces demersales, los atrae lejos de sus abrigos entre las rocas, facilitando así su detección por la ecosonda. Esto explica la elevada correlación entre los niveles de SA para zooplancton y recursos demersales en la

⁶ Bordes, F. Instituto Canario de Ciencias del Mar (comunicación personal).

campaña de invierno. Sin embargo, en verano se detectaron cantidades de zooplancton bastantes superiores a las del invierno (Fig. 4.11), pero el proceso descrito antes no se pudo observar en los ecogramas, lo que se corroboró por la ausencia de correlación. Uno de los motivos para que esto ocurra puede ser el hecho de que las mayores densidades de eco asociadas al zooplancton estén en la zona central de La Bocayna, donde el fondo es predominantemente arenoso y los peces demersales son menos abundantes. Asimismo, el aporte de zooplancton desde zonas profundas puede ser una importante fuente de energía para el mantenimiento de la biodiversidad íctica en zonas de plataforma insular como La Bocayna.

A través de los ecogramas se observó que el plancton no huía de los cardúmenes de pelágicos en el horario en que se hicieron los transectos. Posiblemente, los peces pelágicos se aprovechan de las migraciones verticales del zooplancton para alimentarse por la noche fuera de la plataforma.

La correlación entre el zooplancton y los recursos pelágicos en invierno se explica porque la correlación entre los recursos pelágicos y los demersales fue mucho más elevada de lo esperado. Esto se debe a la separación arbitraria del *SA* efectuada sobre los ecogramas. La manera correcta de asignar los tipos de recursos pesqueros a los valores de densidad de eco es mediante prospección pesquera simultánea a la prospección hidroacústica (Knudsen, 1990; Bordes *et al.*, 1999). Sin embargo, este procedimiento no fue posible debido a falta de recursos financieros. La observación directa de hábitos y cantidades de peces mediante buceo o video submarino suministra informaciones valiosas para una definición más adecuada del tipo de recurso detectado durante el post-proceso. La aplicabilidad de procedimientos como éstos se debe considerar en trabajo futuros.

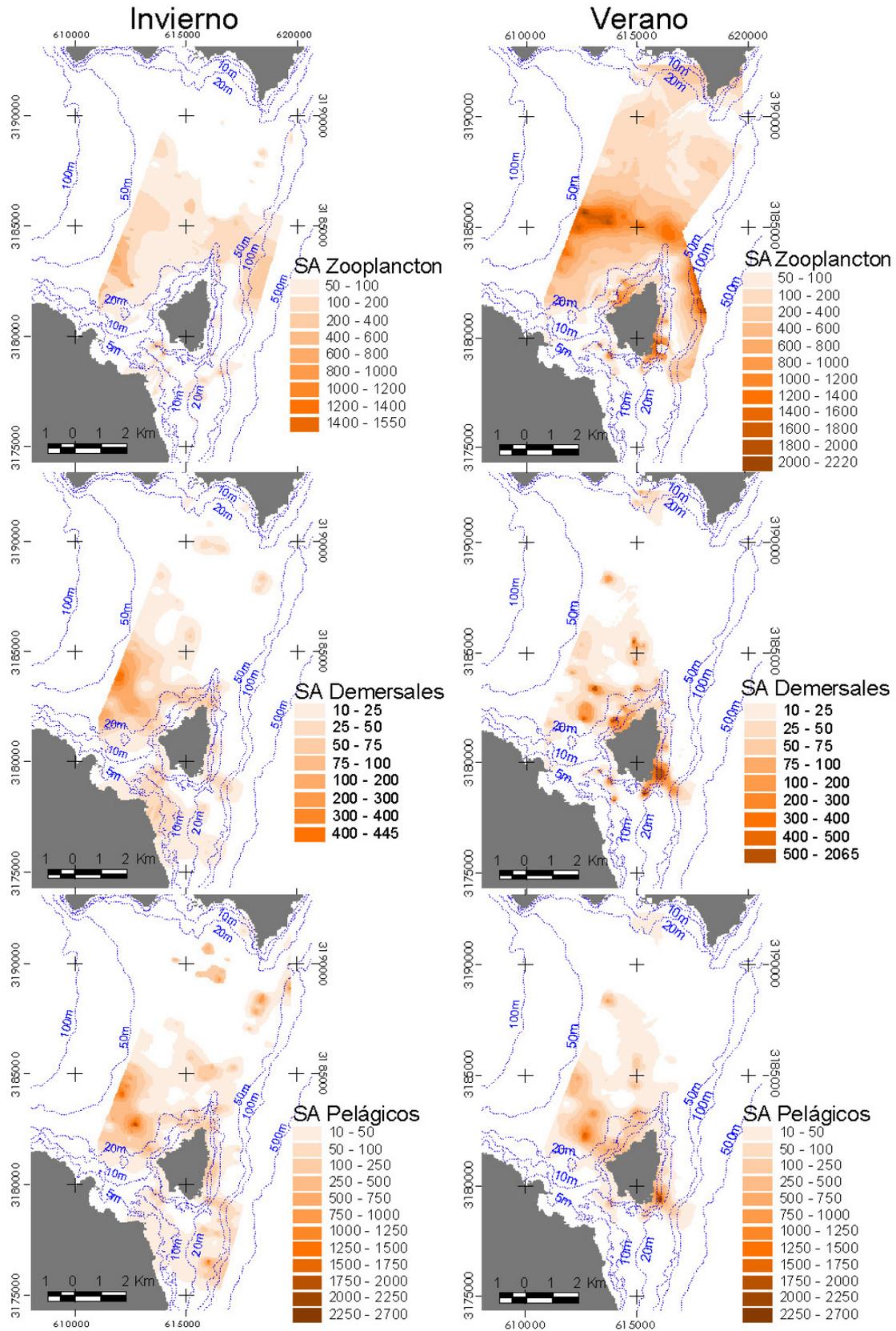


Fig. 4.11: Resultados de las interpolaciones de densidades medias de eco (SA) resultantes de las prospecciones hidroacústicas de invierno (izquierda) y verano (derecha) para zooplancton (arriba), recursos demersales (centro) y recursos pelágicos (abajo).

4.5. Cartografía bionómica

Para caracterizar el paisaje sumergido en la zona de Corralejo y Lobos se elaboró una cartografía bionómica cualitativa de la plataforma insular hasta, aproximadamente, los 20 m de profundidad, mediante la creación de un SIG. En éste se incluyeron como capas de información: fotografías aéreas digitalizadas obtenidas a escala 1:5000 en enero de 2000, fotografías submarinas obtenidas *in situ*, y datos auxiliares vectorizados a partir de las cartas náuticas 503a y 504 (Instituto Hidrográfico de la Marina, 1969a, 1969b) a escalas 1:25000 y 1: 55000, respectivamente.

Los elementos del paisaje submarino relativamente homogéneas y reconocibles a partir de las fotografías aéreas se consideraron como hábitats submarinos (Sheppard *et al.*, 1995; Mumby y Harborne, 1999; Green *et al.*, 2000). Los hábitats son distintos entre sí debido a variaciones estructurales (substrato, biocenosis, etc.) controladas hasta cierto grado por agentes dinámicos (oleaje, corrientes, etc.) que varían a lo largo del espacio. Debido a estas características, se parte de la base que los hábitats se pueden considerar como unidades funcionales de los ecosistemas que forman parte del paisaje submarino de la zona (Forman y Godron, 1986).

4.5.1. Elaboración de un SIG

El cartografiado se obtuvo sobreponiendo en un SIG las informaciones obtenidas por los siguientes procedimientos: (1) realce de las estructuras sumergidas en las fotos aéreas; (2) rectificación y vectorización de las cartas náuticas; (3) rectificación de las fotografías aéreas por fotogrametría digital; (4) vectorización de los hábitats; (5) obtención *in situ* de imágenes submarinas y descripciones del fondo en puntos posicionados por *GPS*; (6) clasificación de los hábitats; y (7) calificación de los polígonos vectorizados.

Una secuencia de siete fotografías aéreas en color (*RGB*) se digitalizaron utilizando un escáner con una resolución de 900 *dpi*. El realce (Sección 2.3) se basó únicamente en el estiramiento del histograma y transformación de los valores de brillo en logaritmos naturales, ambos aplicados separadamente a cada banda.

El índice de profundidad invariante (Sección 2.3.6) (Lyzenga, 1978, 1981) no fue efectivo para el realce visual de las fotografías aéreas, debido a su elevado ruido. Para que este algoritmo permita una mejor visualización del fondo, es necesario realizar un drástico proceso de filtración de las fotos, lo cual disminuye su resolución y, por lo tanto, la capacidad de discriminación de estructuras, principalmente en zonas profundas. Por eso, se optó por no aplicar el algoritmo de profundidad invariante.

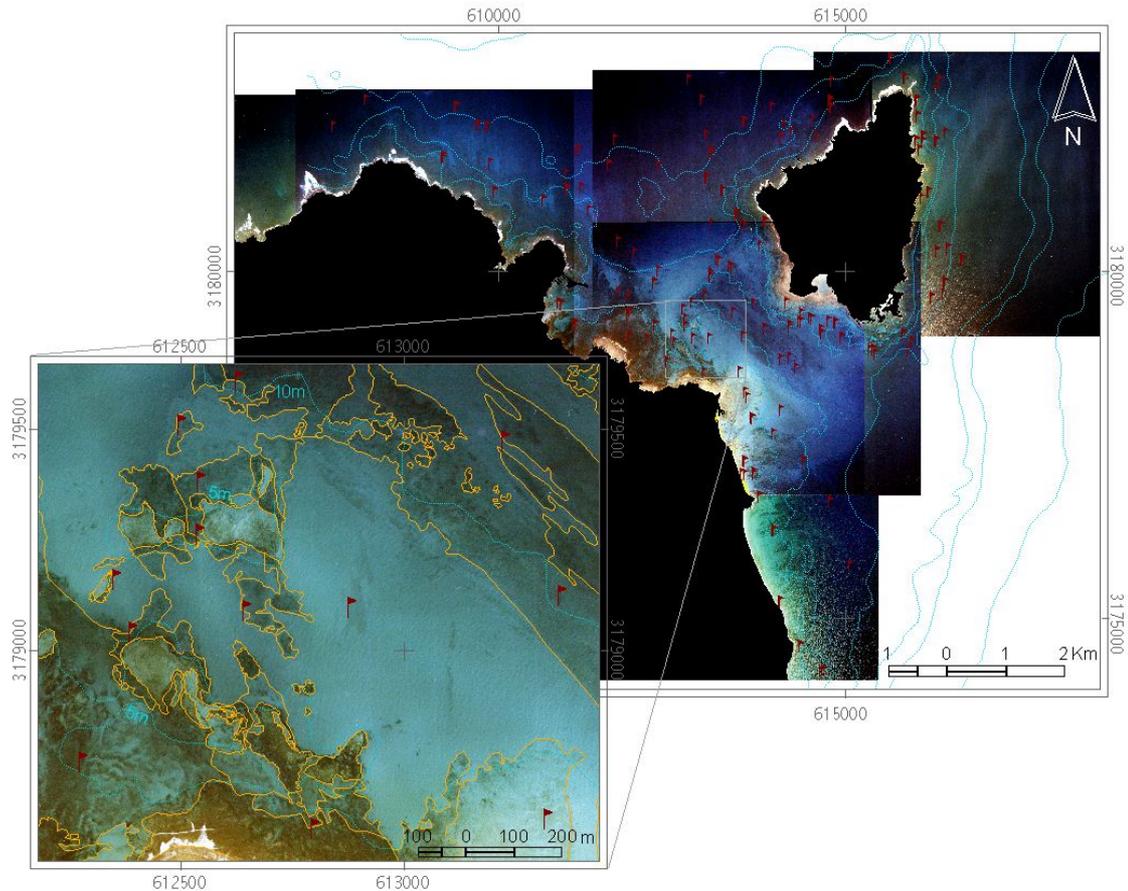


Fig. 4.12: Collage de ortofotos obtenidas por fotogrametría, sobrepuesta a las isóbatas vectorizadas a partir de las cartas náuticas (encima). En la aproximación (abajo) se presenta una muestra de los polígonos que delimitan los hábitats vectorizados sobre las ortofotos. Las banderas señalan los puntos visitados durante la verificación de campo.

Las fotos se corrigieron geoméricamente a través de la aplicación de un modelo fotogramétrico (Sección 2.3.9), implementado con el módulo *IMAGINE OrthoBASE™* del software *ERDAS IMAGINE 8.4*. El resultado fue un mosaico de ortofotos rectificadas a una resolución espacial de 0,81 m (Fig. 4.12), en el cual los objetos en el suelo presentan su tamaño, forma y coordenadas verdaderas (ERDAS, 1999). Las cartas

náuticas también se digitalizaron mediante escáner. Su corrección geométrica se hizo por transformación polinómica (Sección 2.3.8), cuyas coordenadas de referencia se tomaron en las intersecciones de las cuadrículas originales.

Tras la referenciación geométrica, se transformaron las diversas fuentes cartográficas en un sistema de referencia común (*WGS84*, UTM Huso 28) y se vectorizó en pantalla la información sobre la batimetría y los tipos de fondo presentes en las cartas náuticas. Una vez reunida toda la información disponible, se organizó en diferentes capas del SIG y se inició el proceso de vectorización de los hábitats observables en las fotografías aéreas (Sección 2.3.11), cuyo resultado alcanzó los 452 polígonos delimitados.

4.5.2. Clasificación de los hábitats marinos

De los 452 polígonos delimitados, 137 (30%) se visitaron en, por lo menos, un punto posicionado por *GPS*, donde se recogieron informaciones cualitativas sobre las características del fondo. Estas informaciones son de carácter visual y se obtuvieron en inmersiones, observación desde la superficie con visor de fondo de cristal y bajando una cámara submarina de video desde una embarcación. Las imágenes y descripciones obtenidas en cada punto se introdujeron en el SIG. A partir de esa nueva capa de información se clasificaron los polígonos y, siempre que fue necesario, se les ajustaron los límites. Los polígonos no visitados se clasificaron por semejanza de color, textura, posición y profundidad a los polígonos visitados.

A partir de las informaciones de campo se propuso un sistema de clasificación cualitativo de los hábitats, con base en la unión (\cup) entre los criterios geomorfológicos y los ecológicos (p.e.: Infralitoral \cup Roca \cup Pradera de Macroalgas \cup Denso = Pradera de macroalgas densa sobre roca). Los criterios geomorfológicos se dividieron en dos niveles, el primero relacionado con la posición relativa del nivel medio del mar y el segundo con el tipo de sustrato. Los criterios ecológicos son las comunidades bentónicas existentes en la zona y sus densidades relativas (Tab. 4.5). Se descartaron las clases resultantes con muy poca o ninguna representatividad (p.e.: blanquizar sobre arena). No se pudo diferenciar el blanquizar denso del disperso a partir de las fotos, de modo que tales clases tampoco se consideraron.

Tab. 4.5: Criterios de clasificación de los hábitats sumergidos, con base en características geomorfológicas y ecológicas.

Criterios de clasificación		Clases
<u>Geomorfológicos</u>		- Intermareal sobre roca
		- Charco sobre arena
- Interlitoral	- Arena	- Charco sobre roca
- Charco*	- Arena y cascajo	- Arena
- Infralitoral	- Cascajo	- Arena y cascajo
	- Roca (Arrecife)	- Pradera de macroalgas densa sobre roca
		- Pradera de macroalgas densa sobre cascajo
		- Pradera de macroalgas dispersa sobre roca
		- Pradera de macroalgas dispersa sobre cascajo
		- Pradera de fanerógamas densa
- Pradera de macroalgas	- Denso	- Pradera de fanerógamas dispersa
- Pradera de fanerógamas	- Disperso	- Blanquizal sobre cascajo
- Blanquizal		- Blanquizal sobre roca

* Zonas muy someras sobre la costa que permanecen inundadas en bajamar.

4.5.3. Cartografía de los hábitats marinos

Por medio del SIG se elaboró un mapa temático representando los hábitats de una superficie de 27023 ha de la franja inter- e infralitoral en la zona de Corralejo y Lobos hasta los 20 m de profundidad (Fig. 4.13).

La zona cartografiada puede ser subdividida en cuatro sectores: (1) la costa norte de Corralejo, conocida como Bristol; (2) las costas nordeste y noroeste del islote de Lobos; (3) la zona ubicada en el estrecho formado entre Fuerteventura y Lobos, conocido como El Río; y (4) la costa oeste de Corralejo, conocida como Hoteles.

La plataforma insular interna a lo largo de la costa norte de Fuerteventura está formada por una serie de escalones de basalto dispuestos en varios niveles batimétricos. La zona intermareal es expuesta, ancha y recortada por calas y extensos charcos. La franja más somera de arrecifes está recubierta por praderas de algas, que son gradualmente sustituidas por blanquizales a medida que aumenta la profundidad. Próximos a la isóbata de 15 m, los arrecifes se interrumpen y forman un veril que cae hasta alcanzar el fondo arenoso de La Bocayna, por debajo de los 20 m. En la parte inferior del veril hay

una gran cantidad de cuevas y bloques de roca basáltica. El fondo arenoso de La Bocayna está cubierto por manchas de rodolitos de algas calcáreas, que suelen estar marcadas como cascajo en las cartas náuticas. La costa del islote de Lobos presenta un patrón similar, aunque hacia el norte el veril alcanza los 30 m y está colonizado por las gorgonias amarillas *Lophogorgia viminalis*.

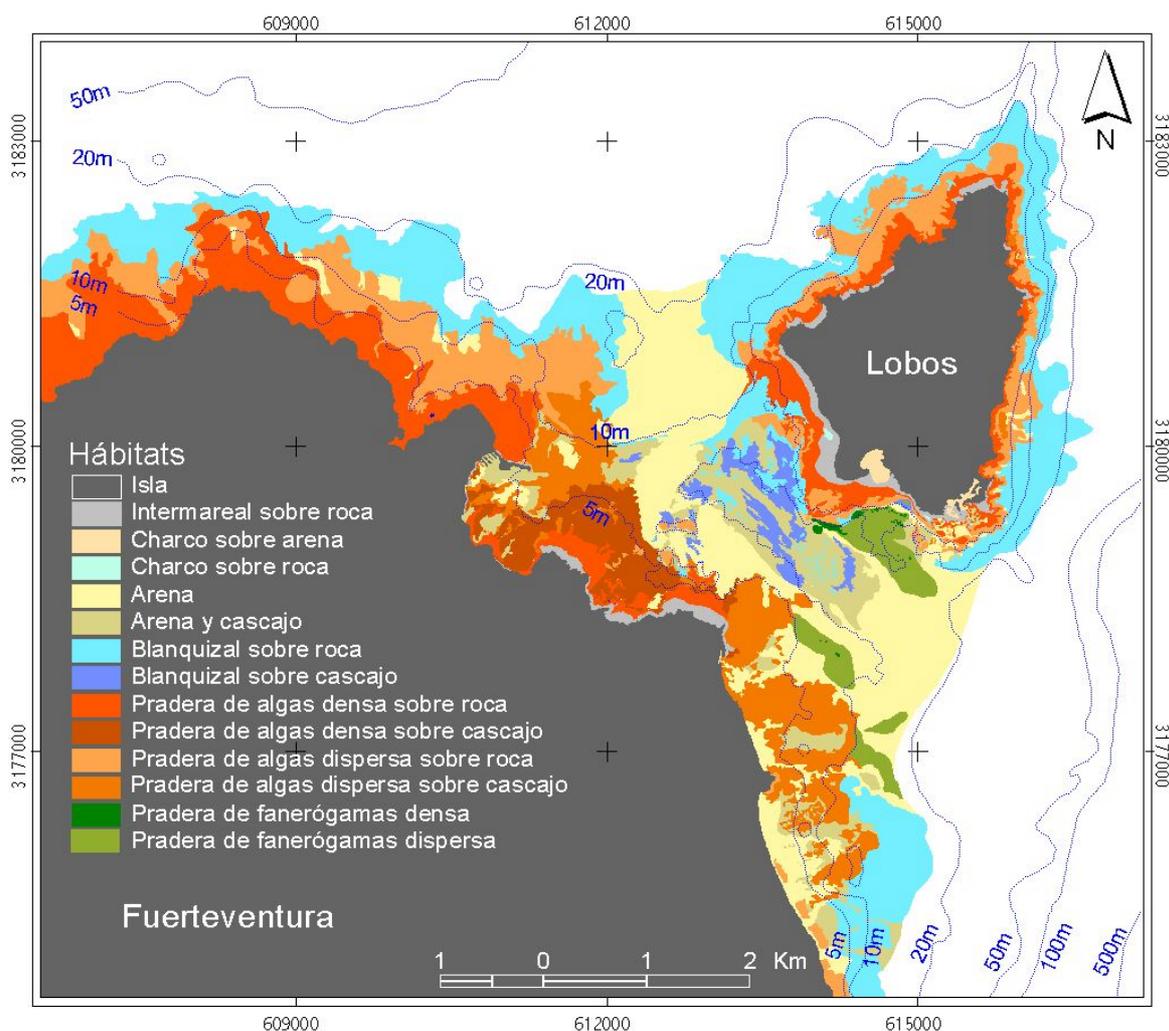


Fig. 4.13: Cartografía bionómica de la zona de Corralejo y Lobos.

Los vientos transportan arena hasta El Río, donde son re trabajadas por fuertes corrientes de marea en el eje este-oeste y se acumulan a lo largo de la costa de ambas islas. Este patrón de sedimentación induce a la formación de un canal de marea caracterizado por una depresión recubierta de cascajo en la zona central de El Río. Por otro lado, en las franjas costeras de las islas aparecen depósitos de arena donde están ubicadas las praderas de fanerógamas marinas (sebadales). En la franja costera comprendida entre

Hoteles y el puerto de Corralejo no existe veril, pues los arrecifes costeros están recubiertos por arena y grava, de ahí que fueran clasificados funcionalmente como cascajo.

Tab. 4.6: Superficies en hectareas de los hábitats y respectivos porcentajes con relación al área total cartografiada.

	Arena	Arena y cascajo	Cascajo	Roca	Total
Intermareal				46 (1.7%)	46 (1.7%)
Charco	10 (0.4%)			1 (0.03%)	10 (0.43%)
Arena	523 (19.3%)				523 (19.3%)
Arena y cascajo		193 (7.1%)			193 (7.1%)
Blanquizal			54 (2.0%)	658 (24.3%)	712 (26.3%)
Pradera de algas densa			104 (3.8%)	420 (15.5%)	523 (19.4%)
Pradera de algas dispersa			232 (8.6%)	388 (14.3%)	620 (22.9%)
Sebadal denso	4 (0.2%)				4 (0.2%)
Sebadal disperso	71 (2.6%)				71 (2.6%)

Hacia el Sur, en la zona de Hoteles, la plataforma insular se hace cada vez más estrecha. Los sebadales están presentes, pegados a la costa, hasta la altura de Montaña Roja, donde el veril, colonizado por gorgonias y corales, se hace bastante más abrupto y cae rápidamente por debajo de los 300 m. Esta zona es visitada por delfines que aprovechan las aguas profundas al amparo de Fuerteventura como área de alimentación y reposo.

La zona cartografiada está compuesta por un mosaico complejo, que aparece solamente cerca del litoral de las islas. Los substratos rocosos ocupan un 56% del área cartografiada, los fondos arenosos, incluyendo las mezclas con cascajo, se constituyen en el 29,6%, mientras los fondos de cascajo representan el 14,4%. Los charcos son los ambientes de menor superficie relativa, representando apenas el 0,43% de la zona. Entre las comunidades bentónicas distinguidas en las ortofotos se observa que el 15,5% son praderas de macroalgas del tipo denso sobre roca, el 14,3% son dispersas sobre roca, el 8,6% son dispersas sobre cascajo y apenas el 3,8% son densas sobre cascajo. Los blanquizales sobre substrato rocoso constituyen el 24% del fondo cartografiado, mientras los blanquizales en zonas de cascajo no pasan del 2%. Las praderas de fanerógamas marinas son los hábitats menos frecuentes, ocupando solamente un 2,8 % de la superficie cartografiada, entre las cuales apenas un 0,2% son densas (Tab. 4.6; Fig. 4.14).

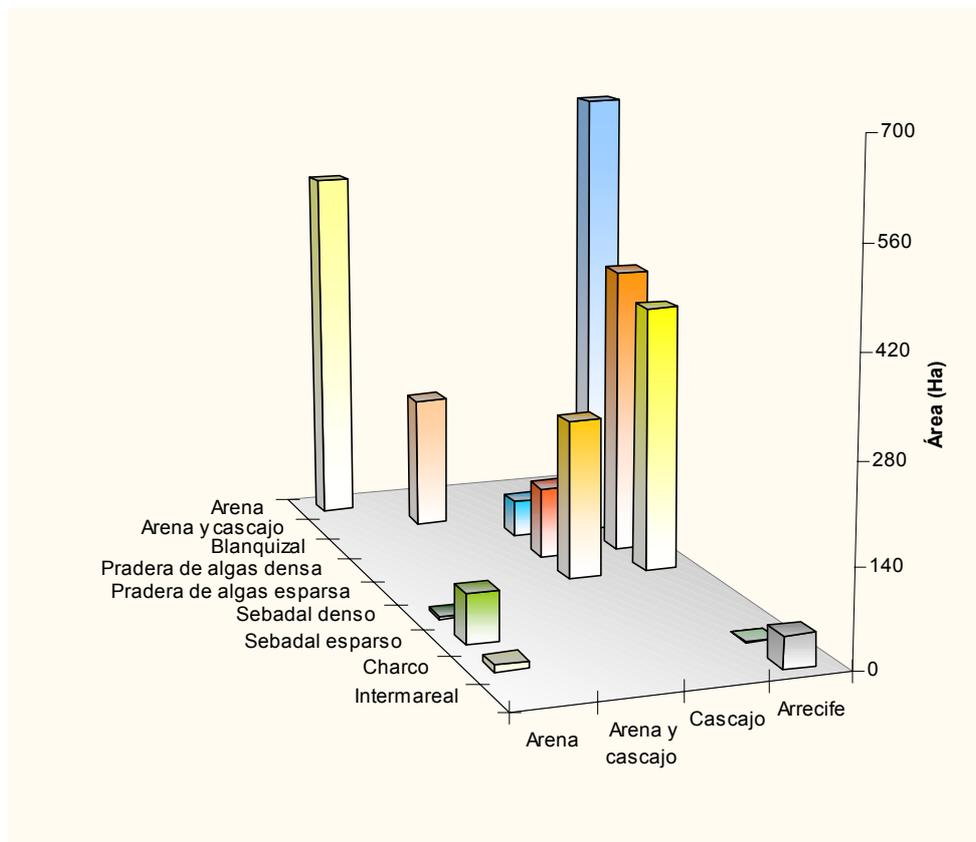


Fig. 4.14: Comparación entre las superficies de los hábitats cartografiados.

A pesar de que la superficie de substrato rocoso es muy superior a la de cascajo, se observa que, proporcionalmente, las de pradera de algas están más representadas en las zonas de cascajo, mientras los blanquizales son más comunes en las rocas. El substrato rocoso está cubierto por 45% de blanquizales, 29% de praderas densas y 26% de praderas dispersas de macroalgas. Por otro lado, un 59% de las zonas de cascajo está colonizado por praderas dispersas de macroalgas, 27% por praderas densas y solamente 14% por blanquizales (Fig. 4.15). Esto se debe a que las zonas de cascajo son someras y están sometidas a gran turbulencia y aporte de sedimentos, lo que inhibe el desarrollo de *Diadema antillarum* sobre este tipo de fondo.

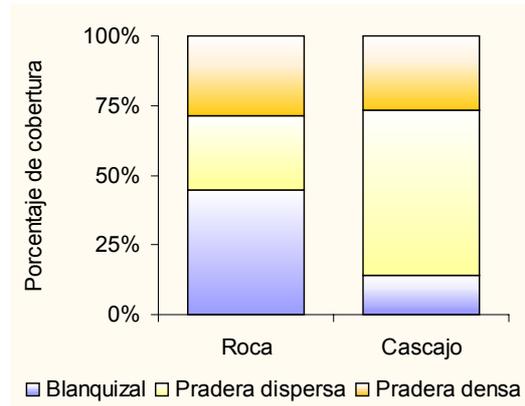


Fig. 4.15: Comparación entre las superficies relativas de las comunidades bentónicas sobre fondos duros hasta cerca de 20 metros de profundidad, indicando que los blanquizales están más asociados al sustrato rocoso, mientras las praderas de macroalgas dominan las zonas de cascajo.

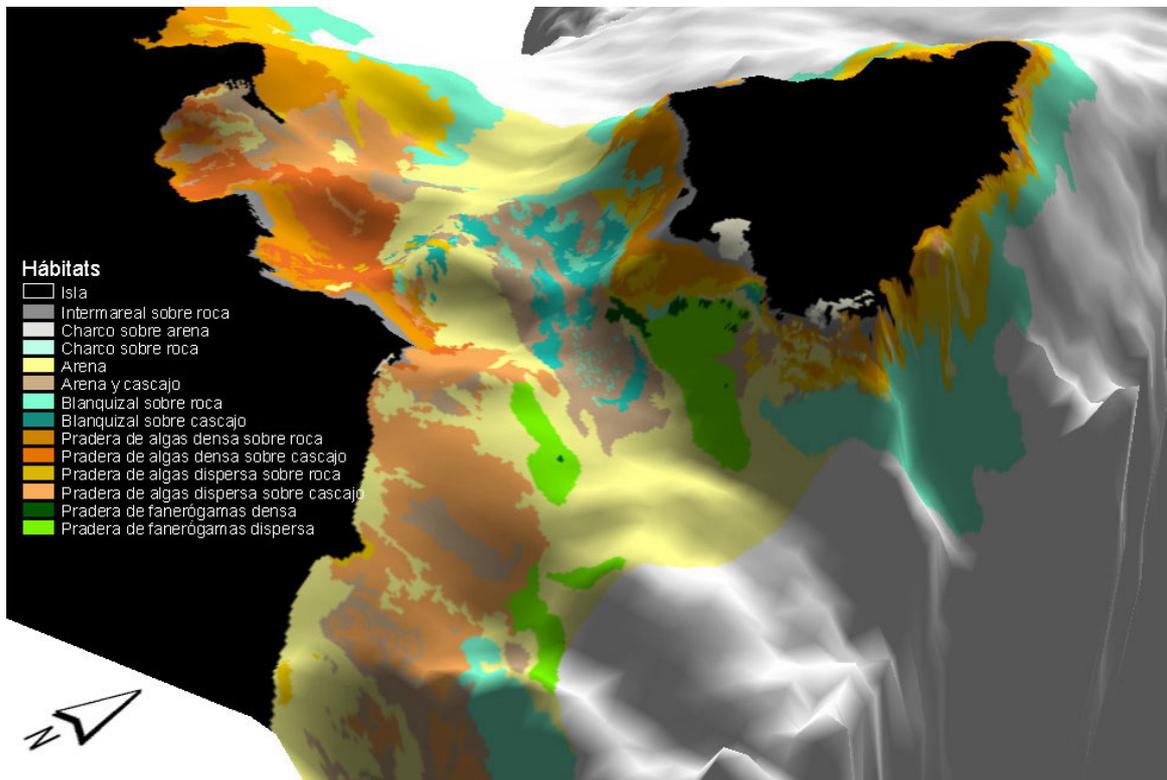


Fig. 4.16: Mapa de hábitats superpuesto al modelo tridimensional de La Bocayna con exageración de 50x.

La superposición del mapa de hábitats al modelo tridimensional no es perfecta, debido a la diferencia de escala entre las ortofotos y las cartas náuticas y por distorsiones causadas por la elevada exageración vertical (50x), necesaria para la visualización del relieve. Aún así, queda evidenciada la relación que los hábitats guardan con la profundidad (Fig. 4.16). Uno de los rasgos más importantes es la distribución de las

praderas de fanerógamas. En el fondo del canal de El Río predominan los sedimentos gruesos orientados por las fuertes corrientes de marea en dirección sudeste (observadas *in situ*) y en la zona periférica del canal se forman extensas dunas sumergidas. Las praderas de fanerógamas crecen sobre estas dunas en zonas parcialmente protegidas por arrecifes (substrato rocoso) de la acción de las corrientes de marea.

A continuación, se presenta una descripción empírica de los hábitats cartografiados, en función de su estructura fisiográfica, especies dominantes y usos.

4.5.3.1. Intermareal

La zona intermareal es predominantemente rocosa, aunque puede estar recubierta por arena, sobre todo en las zonas cercanas a las dunas de Corralejo. Las playas formadas así son muy frecuentadas por turistas para la práctica de deportes acuáticos como el *surf* y el *windsurf*, mientras las zonas rocosas son preferidas para la pesca deportiva. (Fig. 4.17).



Fig. 4.17: Actividades de ocio realizadas desde la zona intermareal frecuentemente observadas en la zona de Corralejo e isla de Lobos: *surf*, *windsurf* y pesca deportiva.

4.5.3.2. Charcos

Los charcos suelen estar presentes en zonas intermareales relativamente extensas y pueden estar formados por fondos arenosos o rocosos. Son ambientes frágiles y extremadamente importantes desde el punto de vista ecológico, pues muchas especies ícticas los utilizan como áreas de refugio y alimentación durante sus fases iniciales de vida. En la parte sur de la isla de Lobos aparecen una serie de charcos con fondo de arena y calas, entre los cuales destacan la playa de La Concha y el Puertito (Fig. 4.18).

Los charcos se diferencian de las calas por presentar una barra que los separa del mar durante la bajamar.



Fig. 4.18: Charco con fondo de arena en la costa sudeste del islote de Lobos.

Los charcos con fondo rocosos, o charcos sobre arrecife, son más frecuentes en la costa de Bristol, al norte de Corralejo, y en la costa sureste de la isla de Lobos. Se trata de zonas importantes para el marisqueo y la captura de carnada usada principalmente para la pesquería de la vieja (*Sparisoma cretense*) (Fig. 4.19).



Fig. 4.19: Charcos con fondo rocoso usados como zona de marisqueo y captura de carnada al norte de Corralejo.

4.5.3.3. Arena y cascajo

De acuerdo con las cartas náuticas 503a y 504, el fondo de La Bocayna está formado por una matriz arenosa, situada entre los 30 y 50 metros, con manchas de cascajo y afloramientos de roca basáltica. A estas profundidades, muchas de las manchas señaladas como cascajo en las cartas náuticas son bancos de rodolitos de algas calcáreas (Fig. 4.20). Observaciones *in situ* indican que los rodolitos pueden estar colonizados por macroalgas y sirven de substrato para el asentamiento de las larvas de peces demersales

e invertebrados. A pesar de su relevancia ecológica, las zonas donde las algas calcáreas se distribuyen no se cartografiaron debido a limitaciones de la técnica empleada.

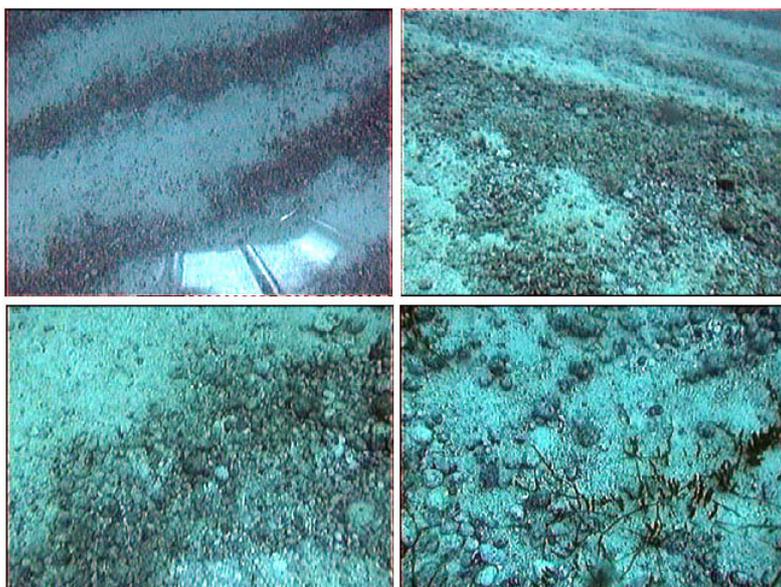


Fig. 4.20: Banco de algas calcáreas en el fondo de La Bocayna, a 25 m de profundidad.

Los fondos de arena y cascajo cartografiados hasta de los 20 m de profundidad, están asociados a El Río. Los procesos de deposición inducen a la acumulación de arena hacia su periferia, mientras en el canla existe un clima erosivo, que tiende a retirar la arena, dejando afloramientos de cascajo y grava expuestos por selección (Fig. 4.21).

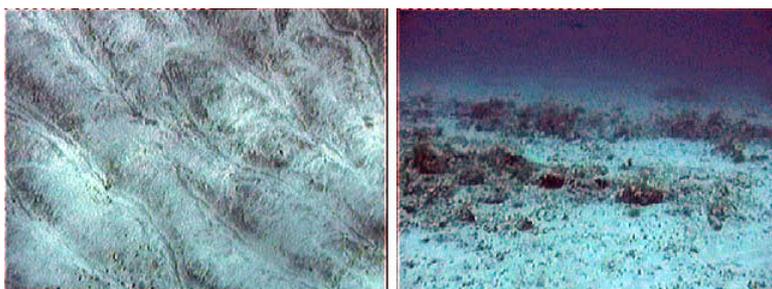


Fig. 4.21: Depósitos de arena cerca de la isla de Lobos, en El Río (izquierda), y de arena con cascajo en el canal (derecha).

4.5.3.4. Sebadales

Son pocos los organismos marinos adaptados a consumir directamente las fanerógamas marinas, de modo que éstas suelen entrar en la trama trófica por la vía detrítica, bajo

descomposición bacteriana. Sin embargo, las praderas promueven el intercambio de nutrientes entre el substrato y el agua, estructuran el sedimento y funcionan como substrato para el asentamiento de larvas de peces e invertebrados (Margalef, 1993).

Las praderas de fanerógamas marinas (sebadales) de la zona de Corralejo e isla de Lobos están dominadas por *Cymodocea nodosa*. En estadios posteriores de sucesión ecológica, esta especie puede aparecer asociada a las clorofíceas *Caulerpa prolifera* y *C. racemosa*.

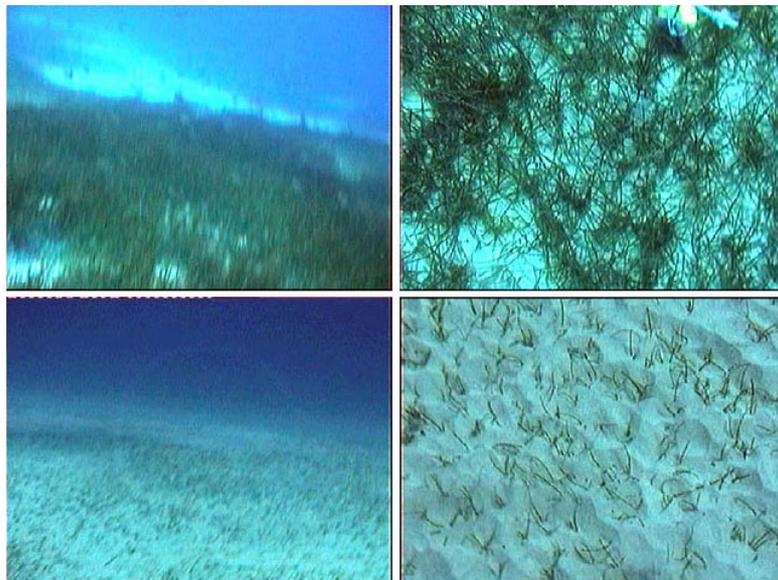


Fig. 4.22: Pradera de fanerógamas densa situada al norte del canal de El Río (arriba) y pradera de fanerógamas dispersa observada en la zona de los Hoteles (abajo).

Los sebadales se sitúan sobre los depósitos de arena existentes a lo largo del canal del Río (Fig. 4.16). Los lugares donde se encuentran más desarrollados están cerca de la costa de la isla de Lobos, donde se observaron las praderas con mayor biomasa (Figs. 4.4 y 4.22), y hacia la costa nordeste de Fuerteventura.

4.5.3.5. Praderas de Algas

Los afloramientos rocosos son arrecifes de roca basáltica con una topografía que, casi siempre, se destaca de los fondos sedimentarios. Los arrecifes presentan una zonación característica y común a otros ecosistemas submarinos del archipiélago canario. Las zonas más someras suelen estar recubiertas por una densa pradera de algas, dominadas

por *Cystoceira spp.*, *Dyctiota dicotoma*, *Padina pavonica*, *Caulerpa racemosa*, *Lobophora variegata* y la esponja amarilla *Verongia aerophoba* (Fig. 4.23). A medida que aumenta la profundidad, se observa una disminución de la biomasa en las praderas de algas, debida a la acción del erizo *Diadema antillarum*, y empiezan a aparecer manchas dominadas por la clorofícea filamentosa *Cladophora sp.* En zonas más profundas, las praderas de algas son completamente sustituidas por blanquizales.

Observaciones efectuadas durante las inmersiones sugieren que la distribución de *Diadema antillarum* está condicionada por la energía hidrodinámica incidente. Los erizos se desestabilizan por la acción del oleaje. Así, cuando están en aguas turbulentas buscan refugio en las grietas, donde suelen salir para pastar durante periodos de calma, generalmente por la noche (Tuya *et al.*, 2004b). Como consecuencia, las praderas de algas suelen presentar pérdidas de biomasa a medida que aumenta la profundidad, hasta que quedan reemplazadas por los blanquizales.

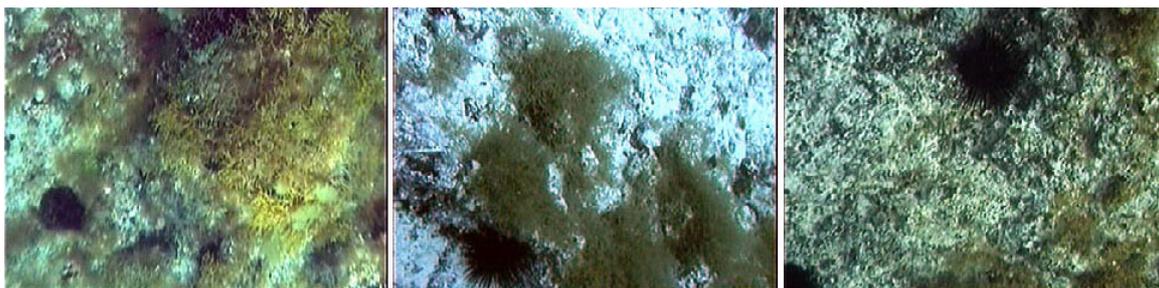


Fig. 4.23: Praderas densas de algas en las zonas más someras de sustrato rocoso (izquierda) y praderas de algas dispersas, expuestas a la acción de *Diadema antillarum*, en zonas más profundas (centro y derecha).

Entre las zonas de Corralejo y Hoteles, los sustratos rocosos están parcialmente soterrados por arena, arena biodegradable y grava. Así, el sustrato de esta zona se clasificó como cascajo, aunque geológicamente su origen sea el mismo de otros tramos rocosos de la costa norte de Fuerteventura e isla de Lobos. Se trata de un área con poca profundidad, bastante turbulenta, que está expuesta a los alisios y al mar de fondo y que recibe un amplio aporte de arena. En las zonas más protegidas y profundas de las cercanías de Corralejo, las praderas son relativamente más densas. A medida que nos acercamos a Hoteles, la plataforma es bastante somera y recibe un intenso aporte de arena, donde las praderas de algas son relativamente poco densas (dispersas) (Fig. 4.24).

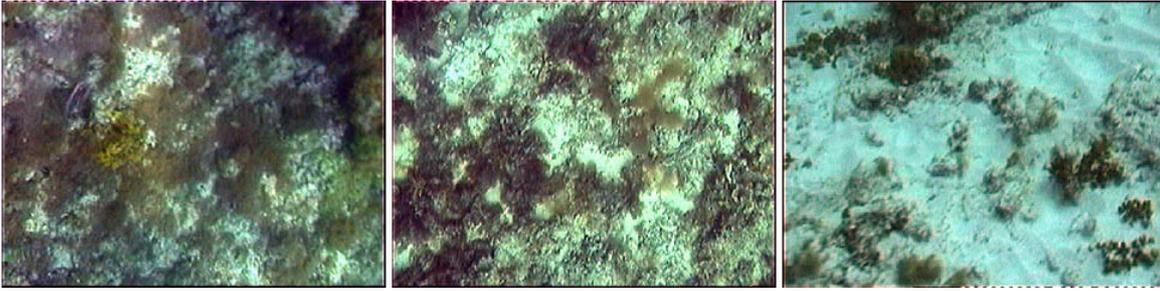


Fig. 4.24: Pradera de algas sobre cascajo densa (izquierda) y dispersa (derecha).

La función ecológica principal de las praderas de algas es servir de abrigo y hábitat de cría y alimentación a una gran cantidad de peces e invertebrados. Uno de los recursos pesqueros más importantes de las aguas del norte de Fuerteventura es la vieja (*Sparisoma cretense*), pez que se pesca en las praderas de algas situadas a menos de 15 m de profundidad. Es uno de los pescados más apreciados por la cofradía de Corralejo y alcanza los índices más altos de captura. Además de eso, las praderas de algas donde se pesca la vieja, están cerca del puerto de Corralejo, a baja profundidad y la pesquería emplea un aparejo de pesca muy simple y económico como es la caña. De este modo, los pescadores artesanales tienen en la vieja su principal fuente de ingresos.

4.5.3.6. Blanquizales

Los blanquizales se distribuyen en los afloramientos de roca y cascajo, por debajo de los 15 m y presentan densidades de *Diadema antillarum* que varían entre 4 y 11 individuos por metro cuadrado (Tab. 4.8). Se supone que la disminución de la biodiversidad íctica en las aguas someras del archipiélago, forzada por la sobrepesca, es responsable del crecimiento poblacional de *D. antillarum* (Tuya *et al.*, 2004a). Durante las inmersiones se observaron algunos grupos de especies asociadas a los erizos, como las esponjas *Batzella inops* e *Ircinia sp.*, y esqueletos de algas calcáreas incrustantes *Lithotammium* y *Lithophylum* (Fig. 4.25). Estas algas suelen crecer a la sombra de las praderas de macroalgas y presentan una coloración rosada cuando están vivas. Al morir, debido la acción de los erizos, su coloración se vuelve blanca. Este proceso da nombre a los blanquizales.

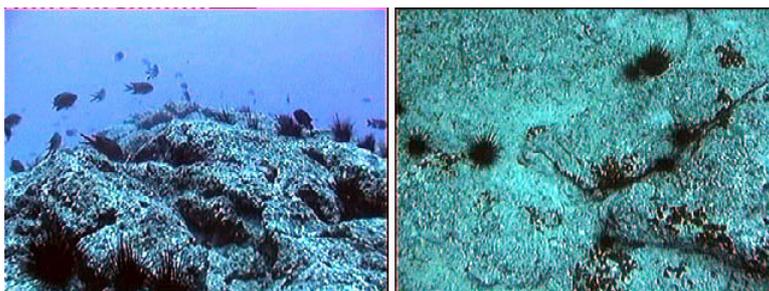


Fig. 4.25: Blanquizal sobre roca (izquierda) y la esponja *Batzella sp* asociada al blanquizal (derecha).

La mayoría de los peces de arrecife que tienen interés pesquero, como por ejemplo los serránidos, encuentran en los blanquizales su hábitat durante la fase adulta. Así, gran parte de la pesquería a cordel en el área de Corralejo y de la isla de Lobos tiene lugar sobre este tipo de fondo. El turismo submarino es otra actividad humana realizada en zonas de blanquizal, cuya intensidad se ha incrementado sobremanera en los últimos 20 años. Según informaciones obtenidas de los centros de buceo de Corralejo, en los últimos tres años pudo haber unas 5000 inmersiones anuales en el litoral de Corralejo y Lobos.

4.5.4. Indicadores de heterogeneidad del paisaje sumergido

La evaluación de la complejidad espacial o heterogeneidad estructural del ambiente y su relación con la biodiversidad y la estabilidad de los ecosistemas son temas centrales en la ecología del paisaje (Pielou, 1975; Forman y Godron, 1986; Wiman, 1991). La forma, la calidad, la variabilidad y los patrones de distribución de las manchas que componen un paisaje controlan los flujos de energía y materia que mantiene la biodiversidad a lo largo del tiempo y del espacio (Forman y Godron, 1986). El grado de fragmentación de los hábitats y la conectividad entre sus fragmentos regulan las tasas de extinción y colonización de las metapoblaciones en los ambientes terrestres (With y King, 1999) y marinos (Hovel, 2003).

En las últimas décadas, se han propuestos diversos índices de los patrones de complejidad de los paisajes (Turner, 1989). Muchos de estos índices se han empleado experimentalmente para la evaluación estructural de las comunidades bentónicas (Garrabou *et al.*, 1998); sin embargo, la mayoría de ellos enfocan aspectos redundantes

del paisaje. O'Neill *et al.* (1999) evaluaron, por análisis factorial, el desempeño de cerca de 50 índices comúnmente empleados y concluyeron que éstos se aplican, como máximo, a media docena de aspectos independientes del paisaje.

Lo que se pretende aquí es aplicar indicadores sencillos de complejidad espacial, obtenidos a partir de la cartografía de hábitats, para evaluar su importancia en la distribución de las comunidades ícticas en la zona de Corralejo y Lobos, en conjunto con otras variables ambientales, por medio del análisis directo de gradiente (Sección 4.6.3).

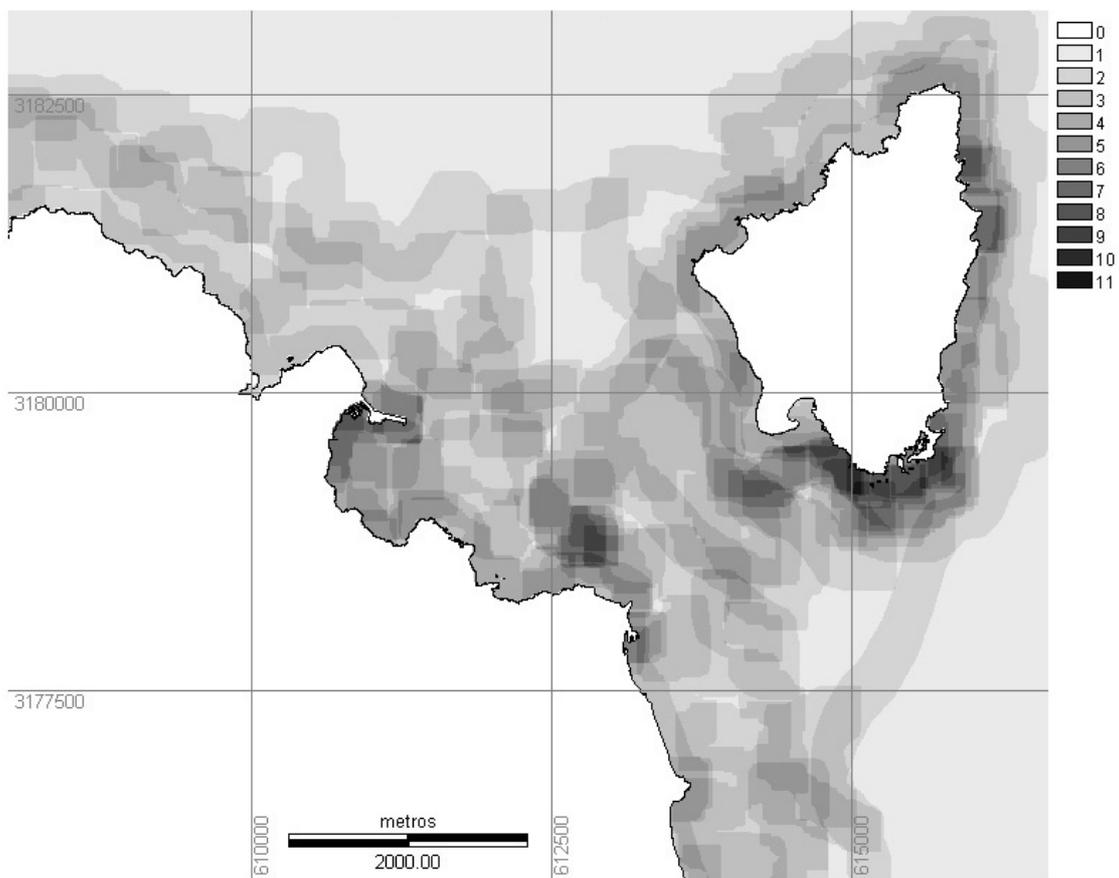


Fig. 4.26: Mapa del número de clases diferentes en una vecindad de 335 m de lado calculada como indicador de la diversidad del paisaje sumergido

Uno de los indicadores empleados, denominado heterogeneidad espacial, representa la diversidad del paisaje (Murphy, 1985) y se calcula sustituyendo el píxel central de una ventana flotante (*kernel*) por el número de clases diferentes presentes en la ventana. Los resultados son proporcionales al número de fronteras existente en el *kernel*, cuyo tamaño es ajustable y depende de la escala del análisis y de las características de la

cartografía. En el caso de Corralejo y Lobos, la vecindad se definió por un *kernel* de 335 m de lado (50 x 50 píxeles con resolución de 6,7 metros). El mapa resultante revela una mayor heterogeneidad estructural en ambas zonas marginales de El Río, principalmente al sur de Lobos, y también a nordeste del islote (Fig. 4.26).

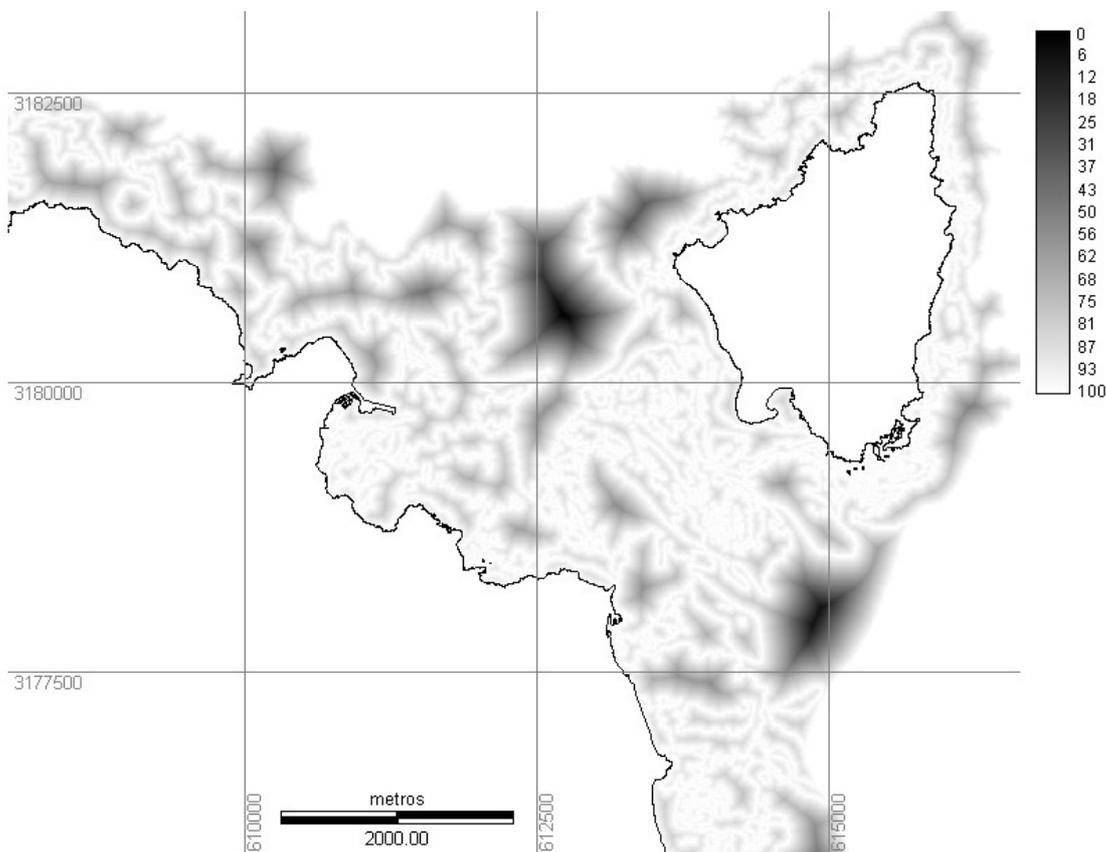


Fig. 4.27: Mapa de la proximidad con relación a las fronteras entre hábitats (exterioridad).

Se propone otro indicador de heterogeneidad del paisaje, el cual se denominará exterioridad. Se trata de una medida de la proximidad hasta las fronteras entre hábitats, escalonada entre 0 y 100 (Ecuación 4.1). De acuerdo con Forman y Godron (1986), con el incremento de la fragmentación del espacio hay una tendencia a la disminución de la abundancia de especies adaptadas al núcleo de determinados hábitats y un incremento de especies que dependen de dos o más hábitats para su supervivencia. En consecuencia, se podrían verificar cambios en la composición biótica entre los puntos de muestreo, según su posición relativa a los bordes de las unidades de paisaje. El mapa resultante indica que las zonas donde las especies están más sometidas a influencias de más de un hábitat están en El Río y en la costa sur y sudeste de Lobos (Fig. 4.27).

$$E = 100 \frac{(d_{\max} - d)}{d_{\max}} \quad \text{Ecuación 4.1}$$

Donde E es el indicador de exterioridad; d_{\max} es la distancia máxima desde la frontera de un hábitat y; d es la distancia en cada punto.

4.6. Comunidad íctica

La comunidad íctica que habita los blanquizales de la zona durante el día se estudió por medio de censos visuales, efectuados a través de buceos autónomos entre los 14 y 35 m de profundidad, en dos campañas realizadas en febrero y en mayo de 2003. El objeto del estudio era identificar los patrones de heterogeneidad espacial capaces de controlar la distribución espacial de la ictiofauna asociada a los blanquizales de la zona de Corralejo y Lobos.

4.6.1. Censos de ictiofauna

La estrategia de muestreo se basó en censos visuales, realizados por buceo autónomo en nueve puntos posicionados al azar sobre las zonas de blanquizar identificadas en la cartografía bionómica, y a través de la interpretación visual de los ecogramas obtenidos por hidroacústica (Fig. 4.28). Se efectuaron cuatro réplicas por punto de muestreo, cada una constituida por un transecto de 25 m de longitud y 4 m de ancho (*belt transects*). A lo largo de los transectos, se computaron el número de individuos y las tallas (longitud total) de las especies ícticas observadas (Brock, 1982; Lincoln-Smith, 1989; Watson y Quinn, 1997; Kingsford, 1998a; Steneck *et al.*, 2000; De Girolamo y Mazzoldi, 2001). Los cómputos de las especies se realizaron en dos etapas: en la primera, se contaron las especies de hábito bentónico y bentopelágico; en la segunda, se contaron especies de hábito críptico entre las grietas y cuevas situadas en el interior del área de muestreo.

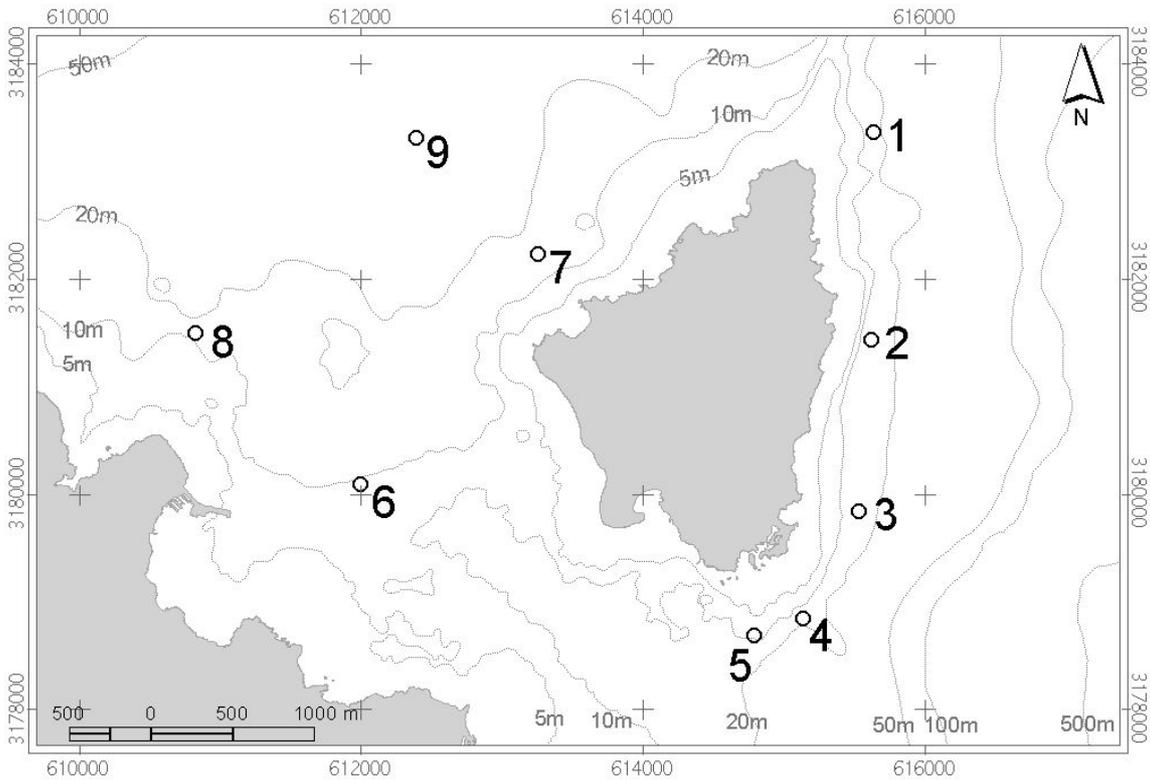


Fig. 4.28: Localización de los puntos de muestreo de ictiofauna.

Las especies se clasificaron según los grupos funcionales (herbívoros, planctívoros/comedores de invertebrados, carnívoros) propuestos por Halpern (2003). Las estimaciones de longitud total de los peces realizadas en los censos visuales se convirtieron en biomasa por medio de la relación entre la talla y el-peso (Ecuación 4.2). Los valores de biomasa se transformaron en biomasa relativa y en logaritmos naturales para evitar variaciones entre los volúmenes de muestreo en cada punto, disminuir las influencias de las especies demasiado abundantes en determinados puntos y aproximar los datos a una distribución normal (Tab. 4.7) (Sección 2.6.1.1).

$$W = aL^b \quad \text{Ecuación 4.2}$$

Donde W es el peso en gramos, L es la talla en centímetros y los parámetros a y b son constantes obtenidas desde la base de datos *FishBase* (www.fishbase.org). En los casos en que a y b no estaban disponibles para una determinada especie, se utilizaron los valores dados para una especie congénere con proporciones corporales similares (Frielander *et al.*, 2003).

Tab. 4.7: Biomosas relativas transformadas en logaritmos naturales.

Especies	Abrev.	Grupos funcion.*	Puntos de Muestreo								
			1	2	3	4	5	6	7	8	9
<i>Abudefduf luridus</i>	<i>AbudLuri</i>	2	1,92	2,80	1,04	3,98	2,32	1,47	1,67	1,62	3,05
<i>Balistes carolinensis</i>	<i>BaliCaro</i>	2	0	0	0	0	0	0	2,13	0	0
<i>Bodianus scrofa</i>	<i>BodiScrof</i>	3	2,91	0	0	0	0	0	0	0	3,67
<i>Boops boops</i>	<i>BoopBoop</i>	2	0	0	3,38	0	3,91	3,82	0	0	0
<i>Canthigaster rostrata</i>	<i>CantRost</i>	2	0	0	0	0	0,36	0	0	0	0
<i>Centrolabrus trutta</i>	<i>CentTruta</i>	2	0	0,04	0,01	0	0	0	0	0	0
<i>Chromis limbatus</i>	<i>ChroLimb</i>	2	1,98	4,39	4,25	0,79	2,93	2,65	1,03	2,10	1,30
<i>Coris julis</i>	<i>CoriJuli</i>	2	0,11	0	0	0	0	0,09	0	0,60	1,45
<i>Diplodus cervinus cervinus</i>	<i>DiplCerv</i>	3	0,87	0	0	0	0	1,30	3,51	3,53	0
<i>Diplodus sargus cadenati</i>	<i>DiplSarg</i>	3	1,47	0	0,12	0	0	0,13	1,52	2,65	0
<i>Diplodus vulgaris</i>	<i>DiplVulg</i>	3	0,66	1,14	0	0	0	0,57	3,63	3,45	0
<i>Epinephelus marginatus</i>	<i>EpinMarg</i>	3	0	0	0	0	2,83	0	0	0	0
<i>Lithognatus mormyrus</i>	<i>LithMorm</i>	3	0	0	0	0	0	2,53	0	0	0
<i>Mycteroperca fusca</i>	<i>MyctFusc</i>	3	2,49	0	0	0	0	1,57	0	0	0
<i>Oblada melanura</i>	<i>OblaMela</i>	3	1,40	0	0	0	0	2,68	0	0	0
<i>Parablennius parvicornis</i>	<i>ParaParv</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0,15	0
<i>Pagrus auriga</i>	<i>PagrAuri</i>	3	2,64	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sciaena umbra</i>	<i>SciaUmbr</i>	3	1,80	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Scorpaena canariensis</i>	<i>ScorCana</i>	3	0	0	0	0	0	0	0,40	0	0
<i>Scorpaena porcus</i>	<i>ScorPorc</i>	3	0	0	0,02	0	0,59	0	0	0	0
<i>Seriola fasciata</i>	<i>SeriFasc</i>	3	0	0	0,06	0	0	0	0	0	0
<i>Serranus atricauda</i>	<i>SerrAtri</i>	3	1,56	0,74	0,01	0	0	0,20	1,68	1,88	2,19
<i>Serranus cabrilla</i>	<i>SerrCabr</i>	3	0,22	0	0	0	0	0	0,74	0	0
<i>Serranus scriba</i>	<i>SerrScri</i>	3	0	0	0	0	0	0	1,10	0	0
<i>Sparisoma cretense</i>	<i>SparCret</i>	1	3,11	0	0,02	0	0	1,95	0,80	0	3,03
<i>Sphoeroides spengleri</i>	<i>SphoSpen</i>	2	0	0	0	0	0,12	0	0	0	0
<i>Stephanolepis hispidus</i>	<i>StepHisp</i>	2	0,74	0,05	0	2,72	0	0	0	1,41	0
<i>Thalassoma pavo</i>	<i>ThalPavo</i>	2	1,95	0,78	0,45	3,50	2,07	0,18	1,71	1,17	2,20
<i>Tripterygion delaisi delaisi</i>	<i>TripDela</i>	2	0	0	0	0	0	0,01	0	0	0

* Grupos funcionales: (1) herbívoros; (2) planctívoros/comedores de invertebrados; (3) Carnívoros.

Las variables ambientales usadas en el análisis multivariante se tomaron durante las inmersiones y desde el SIG (Tab. 4.8). Las informaciones sobre visibilidad horizontal, rugosidad del fondo y densidad de *Diadema antillarum* (ind. m⁻²) a lo largo de los transectos se tomarán *in situ*. La rugosidad se estimó en la escala de los transectos adaptando el método propuesto por García-Charton y Pérez-Ruzafa (1998) y Alves *et al.* (2001). El número de bloques y oquedades interceptados por los transectos se contaron y se clasificaron según su tamaño (clase-1 < 1 m; 1 m < clase-2 < 2 m; clase-3 > 2 m). La variable rugosidad se obtuvo por la media ponderada de las clases; de modo que para la clase-1 se aplicó un peso igual a 1, para la clase-2 un peso igual a 2 y para la clase-3 un peso igual a 3. Se optó por este procedimiento porque las estructuras de

mayor tamaño presentan menor número, pero son potencialmente más aptas para servir de abrigo.

La densidad de *Diadema antillarum* se estimó mediante video submarino. Se gravaron verticalmente los transectos y se capturaron en ordenador imágenes independientes unas de las otras (Fig. 2.8), cuyo conjunto incluía por lo menos un 70% de la longitud de cada transecto (11,4 m² en media). La resolución de las imágenes se calculó a través de la Ecuación 2.15, tomándose como referencia el propio transecto. El área tomada en cada imagen se calculó multiplicando la resolución por el número total de píxeles. Tal procedimiento se efectuó con el *software* de uso público *Imagej*.

Las informaciones sobre la heterogeneidad espacial se obtuvieron por medio del SIG. A partir del mapa de hábitats, se calculó la riqueza de hábitats y las distancias desde las fronteras entre hábitats y desde la costa (Sección 4.5.4). A partir del MDE elaborado para La Bocayna, se calcularon las profundidades, las pendientes y el aspecto (rumbo de la pendiente) para cada punto de muestreo. Los valores de aspecto se transformaron en sus cosenos de modo que se convirtieron en escalas continuas, antes de utilizarse en el análisis multivariante.

Tab. 4.8: Variables ambientales utilizadas en el análisis multivariante.

Variables		Puntos de muestreo								
		1	2	3	4	5	6	7	8	9
<i>In situ</i>	1 Campaña	0	0	0	0	1	1	0	1	1
	2 Diadema (ind. m ⁻²)	4,33	3	6,1	9,8	6,4	6,3	4,08	11,5	10,2
	3 Rugosidad	8,8	1,7	2,0	4,8	10,7	6,3	5,5	12,3	5,8
	4 Visibilidad (m)	14	16	13	12	16	15	13	10	15
SIG	5 Profundidad (m)	22,1	16,3	15,5	19,3	12	9,8	19,5	19,8	32,1
	6 Pendiente (grados)	3,38	2,7	1,9	2	2,46	0,37	1,11	3,25	2
	7 Heterogeneidad	2	3	1	5	8	4	2	3	3
	8 Cos Aspecto	0,91	0,86	0,88	0,71	0,67	0,97	-0,29	0,99	-0,22
	9 Exterioridad	93	100	54	96	99	100	95	98	95
	10 Dist. Costa (m)	568	301	463	517	474	1046	489	848	1824

4.6.2. Análisis indirecto de gradiente

El análisis multivariante de gradiente indirecto realizado se basó en una matriz de similitudes de *Bray-Curtis*, construida a partir de los datos de biomasa relativa

transformados en logaritmos naturales (Tab. 4.9). Se empleó *NMDS* para evaluar las similitudes entre las composiciones bióticas de cada punto de muestreo y apreciar sus conexiones con las variables abióticas. Los resultados de la ordenación se representaron en diagramas bidimensionales, cuyo valor de *stress* fue igual a 0,09, indicando un resultado fiable, que no sería significativamente mejor si el diagrama fuera construido con tres dimensiones (Clarke y Warwick, 1984) (Sección. 2.6.2.2).

Tab. 4.9: Similitudes de *Bray-Curtis* calculadas a partir de la transformación logarítmica de la biomasa relativa entre los puntos de muestreo (Tab. 4.7).

		Similitudes de <i>Bray-Curtis</i>								
		1	2	3	4	5	6	7	8	9
1		1								
2		0,34	1							
3		0,21	0,60	1						
4		0,29	0,42	0,22	1					
5		0,29	0,48	0,64	0,40	1				
6		0,46	0,35	0,52	0,16	0,47	1			
7		0,44	0,36	0,18	0,27	0,25	0,29	1		
8		0,46	0,45	0,27	0,34	0,29	0,32	0,73	1	
9		0,60	0,42	0,22	0,43	0,36	0,29	0,37	0,37	1

Las influencias ejercidas por los patrones de α -diversidad y la composición biótica sobre la distribución de los puntos de muestreo en el diagrama de ordenación se evaluaron superponiendo a cada punto círculos de diámetro proporcional a los índices de biodiversidad y a los valores de biomasa relativa (Fig. 4.29).

El número de especies (*S*) y la biodiversidad según el índice de *Shannon* (*H'*) (Magurran, 1989) (Ecuación 4.3), presentaron un gradiente con índices más elevados hacia la derecha del diagrama de ordenación, donde *Abudefduf luridus* fue menos abundante. *Thalassoma pavo* también presentó una tendencia, aunque menos definida, de mayores abundancias relativas en puntos con menor diversidad. El agrupamiento de los puntos 3, 5 y 6 está claramente influenciado por la presencia de cardúmenes de *Boops boops*. La elevada similitud entre los puntos 7 y 8 se debe sobretodo al género *Diplodus* (representado por *D. vulgaris*) y la proximidad entre éstos y los puntos 1 y 9 están influenciados por el género *Serranus* (representado por *S. atricauda*). Otras especies como *Sparisoma cretense* no presentaron un patrón de distribución coherente con la configuración del diagrama de ordenación. La biomasa relativa total obtenida en

cada punto también se sobrepuso al diagrama de ordenación, pero no se presentó porque los patrones revelados fueron idénticos a los de la biodiversidad.

$$H' = -\sum p_i (\ln p_i) \quad \text{Ecuación 4.3}$$

Donde p_i es la proporción de individuos de la especie i (Clarke y Warwick, 1984; Magurran, 1989).

Las conexiones entre las variables bióticas y abióticas se evaluaron calculando las correlaciones armónicas de *Spearman* entre la matriz de similitudes bióticas y las distancias euclidianas normalizadas de una o más variables ambientales (Sección 2.6.2.1). Tal procedimiento se realizó con el módulo *BIOENV* del software *PRIMER 5* (*Plymouth Routines In Multivariate Ecological Research*). Las variables ambientales que presentaron mejor correlación con los datos bióticos fueron profundidad ($\rho_w = 0,218$) y la combinación entre la profundidad, la heterogeneidad espacial y la exterioridad ($\rho_w = 0,128$).

La superposición de las variables ambientales evidencia un gradiente de profundidad hacia la parte inferior del diagrama de ordenación (Fig. 4.30). Se percibe también una tendencia menos clara a medida que los puntos con mayores valores de heterogeneidad espacial se sitúan a la derecha del diagrama, con excepción del punto 3, que presenta un valor de exterioridad inferior en comparación a los otros. Las densidades de *Diadema antillarum* no presentaron correlación con la matriz biótica de similitudes, de acuerdo con los coeficientes de *Spearman*. Con todo, la superposición de los datos referentes a *D. antillarum* al diagrama de ordenación revela una tendencia de los puntos de muestreo con las mayores densidades a agruparse en la parte inferior del diagrama y de los puntos con densidades intermedias en la parte superior.

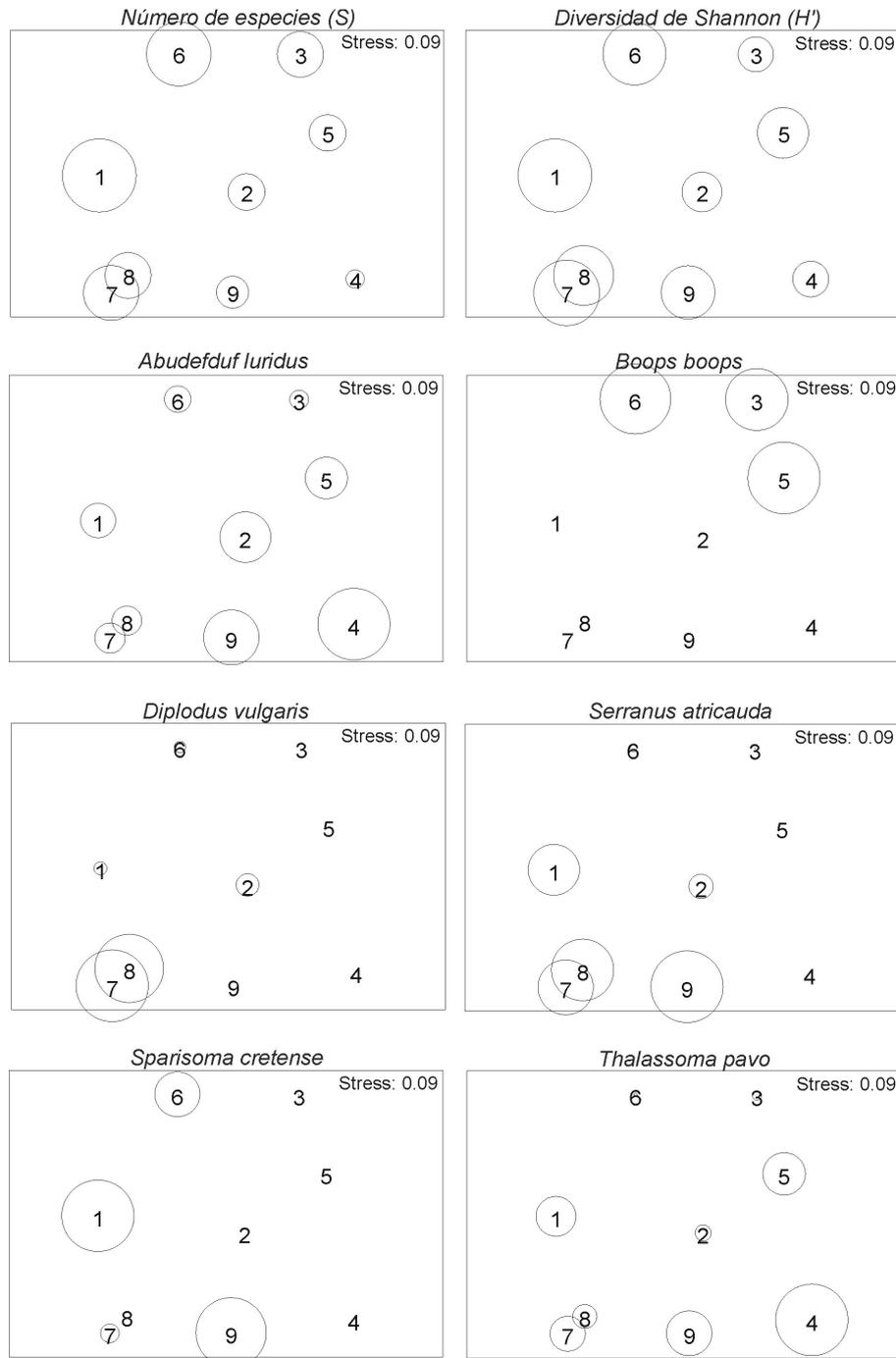


Fig. 4.29: Diagramas de ordenación *NMDS* elaborados a partir de la matriz de similitudes bióticas de Bray-Curtis (Tab. 4.9). Los círculos son proporcionales a los índices de biodiversidad y a las biomazas relativas de algunas de las especies que más influenciaron la distribución de los puntos de muestreo en el diagrama.

Los patrones revelados por la superposición de las variables abióticas en el diagrama de ordenación no coinciden claramente con los patrones revelados por las variables bióticas, como se evidencia por los coeficientes armónicos de *Spearman*. Aún así, es posible observar que *Boops boops* está presente solamente en los puntos de muestreo de

menor profundidad (6, 3 y 5), mientras que las abundancias relativas del género *Serranus* coinciden con los puntos más profundos y, al mismo tiempo, de menor heterogeneidad espacial (1, 7, 8 y 9).

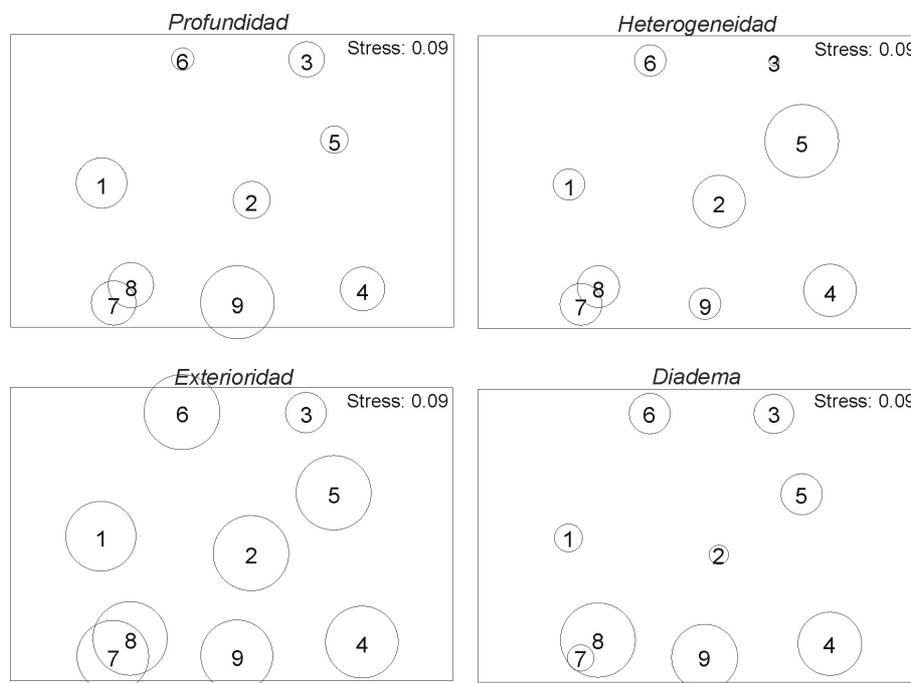


Fig. 4.30: Diagrama *NMDS* con círculos proporcionales a las variables ambientales que presentaron mayor correlación con la matriz de similitudes bióticas. *Diadema antillarum* no presentó correlación.

4.6.3. Análisis directo de gradiente

Las influencias ejercidas por las variables ambientales sobre la composición biológica de los puntos de muestreo también se estudiaron por *pCCA* (Sección 2.6.3.5), cuyo resultado se presenta en la Fig. 4.31. El análisis se hizo con las mismas matrices de datos empleadas en el análisis indirecto de gradiente (Tab. 4.7 y Tab. 4.8).

Las variaciones en los resultados del análisis causadas por la época del año en que se efectuaron las campañas (febrero y mayo) y por las diferencias de visibilidad entre cada censo visual se eliminaron introduciendo las variables campaña y visibilidad horizontal como covariables en el proceso de ordenación parcial. Las variables ambientales restantes se sometieron al proceso de selección previa (Sección 2.6.3.4), por lo cual se

escogieron las 5 variables que mejor explican la variabilidad espacial en la comunidad íctica (Tab. 4.10) (ter Braak y Verdonschot, 1995; ter Braak y Šmilauer, 1998).

Ninguna de las variables seleccionadas presentó significancia estadística, lo que coincide con los reducidos coeficientes de Spearman obtenidos en el análisis indirecto de gradiente. La mayor discrepancia entre ambos enfoques fue la densidad de *Diadema*, la cual no presentó correlación de Spearman pero exhibió un λ_a con prácticamente la misma magnitud que la profundidad. A pesar de estos problemas, se optó por efectuar el *pCCA* empleándose la profundidad, la densidad de *Diadema*, la distancia desde la costa, la pendiente y la heterogeneidad espacial, como variables ambientales, y la campaña y la visibilidad como covariables.

Tab. 4.10: Orden de importancia de las variables ambientales (Tab. 4.8) según sus efectos marginales y efectos condicionales, obtenido por la técnica de selección previa. λ_j es el autovalor de la variable j tomada separadamente; λ_a es el incremento del autovalor producido por la inclusión de la variable j al conjunto previo de las variables más importantes; $\text{cum}(\lambda_a)$ es el total acumulativo de λ_a ; P es el nivel de significancia del efecto condicional, obtenido por permutación de Monte Carlo, contrastándose un modelo nulo con 1999 permutaciones aleatorias. Las variables campaña y visibilidad horizontal se introdujeron como covariables.

Efectos marginales			Efectos condicionales				
j	Variable	λ_j	j	variable	λ_a	P	$\text{cum}(\lambda_a)$
5	Profundidad	0,34	5	Profundidad	0,34	0,13	0,34
8	Dist. Costa	0,31	2	Diadema	0,31	0,19	0,65
2	Diadema	0,29	8	Dist. Costa	0,24	0,37	0,89
10	Heterogeneidad	0,29	6	Pendiente	0,25	0,29	1,14
7	Cos Aspecto	0,25	10	Heterogeneidad	0,19	0,36	1,33
6	Pendiente	0,2	3	Rugosidad	0,14	1,00	1,47
9	Exterioridad	0,17					
3	Rugosidad	0,17					

Aplicando el procedimiento de repartición de la inercia propuesto por Økland y Eilertsen (1994) (Sección 2.6.3.5) se verifica que el conjunto de variables ambientales consideradas en el análisis explica un 54% de la variabilidad (inercia) observada en la comunidad íctica. Cada variable explica un 11% en media. Las covariables representan un 22% de la variabilidad. La variabilidad restante (24%) permaneció inexplicada (residual) o depende de la influencia simultanea de más de una variable ambiental. Este resultado, no obstante, debe ser tomado con cuidado, pues cualquier cambio en el conjunto de variables introducidas cambiaría también el resultado de la ordenación. Así una determinada variable, como por ejemplo la profundidad, puede adquirir diferentes

grados de importancia para un conjunto de datos biológicos, según qué otras variables ambientales se introduzcan (Palmer, 1993).

Aunque las variables ambientales introducidas en el análisis no exhibieron un efecto estadísticamente significativo, el diagrama de ordenación evidencia con claridad la existencia de gradientes en los datos ecológicos. Los puntos de muestreo se organizaron a lo largo del primer eje de ordenación según su biodiversidad. Los puntos con mayor biodiversidad se ubica en el lado izquierdo del diagrama y a medida que se aproximan del lado derecho hay una disminución del índice de biodiversidad. Las variables ambientales más asociadas al primer eje son la profundidad, la distancia a la costa y la heterogeneidad, cuyos coeficientes canónicos (Ecuación 2.34) equivalen a -0,67 -0,75 y 0,64, respectivamente. Eso significa que, según los resultados de la ordenación, la biodiversidad es mayor en las zonas de muestreo más profundas, más distantes de la costa y con menor heterogeneidad espacial. Este patrón también quedó reflejado en el *NMDS*.

Otro gradiente evidenciado por el *pCCA* corresponde a los grupos funcionales, los cuales se organizaron a lo largo del segundo eje de ordenación. Las especies carnívoras exhibieron una tendencia a situarse en la zona inferior derecha del diagrama, mientras las especies planctívoras/comedoras de invertebrados aparecieron en la zona superior y las dos especies herbívoras en el centro.

Las variables ambientales asociadas al segundo eje son la densidad de *Diadema* y la pendiente, con coeficientes canónicos iguales a 0,89 y 0,52. Este resultado refleja la tendencia de las especies carnívoras a preferir las zonas con menores densidades de *Diadema*, mientras las especies planctívoras/comedoras de invertebrados están más asociadas a blanquiales con poblaciones densas de *Diadema*. Las pocas especies carnívoras ubicadas en la parte superior del diagrama de ordenación (*Bodianus scrofa*, *Pagrus auriga* y *Sciaena umbra*) se asocian a puntos de muestreo con índices de biodiversidad elevados.

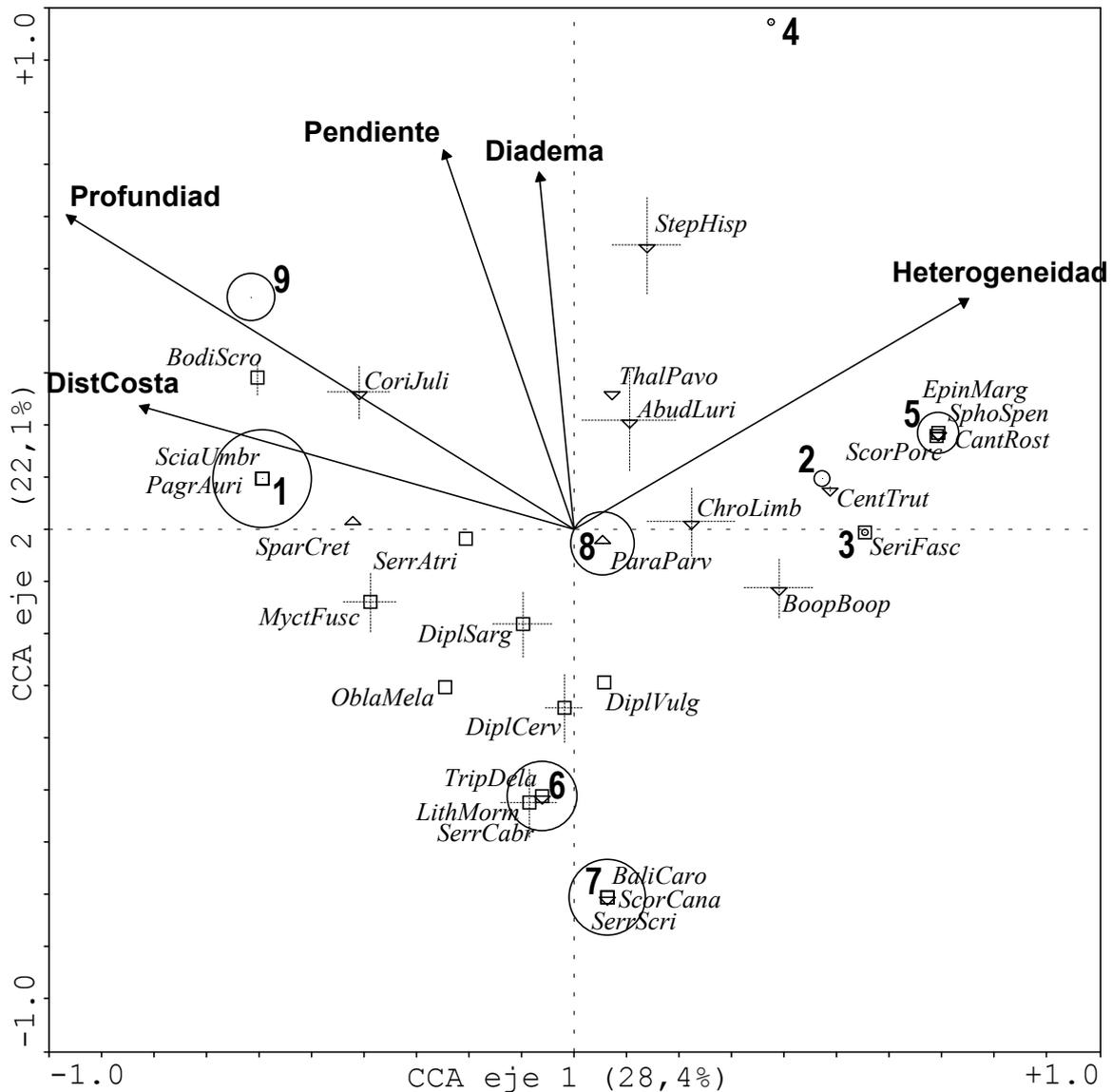


Fig. 4.31: Diagrama de ordenación representando especies, puntos de muestreo y variables ambientales (*tri-plot*) obtenido por análisis de correspondencia canónica parcial (*pCCA*), realizado con datos ecológicos referentes a la comunidad íctica de la zona de Corralejo e islote de Lobos. El diagrama está construido con el primer y segundo ejes de ordenación, los cuales representan el 50,5% de la variabilidad observada en las especies. Los autovalores (λ_i) del primer y segundo ejes equivalen a 0,418 y 0,325 respectivamente; los autovalores del tercer y cuarto ejes (no representados) equivalen a 0,293 y 0,158, respectivamente. La significancia estadística del conjunto de los ejes obtenida por Monte Carlo, tras 1999 permutaciones aleatorias, es $P = 0,075$. Los gradientes ambientales están representados por flechas, cuyos ángulos y longitudes reflejan su importancia con relación a los ejes de ordenación. Las especies están identificadas por sus abreviaturas y símbolos que indican los grupos funcionales a que pertenecen (Tab. 4.7). Los triángulos hacia arriba representan las especies herbívoras; los triángulos hacia abajo representan las especies planctívoras/comedoras de invertebrados; y los cuadrados representan las especies carnívoras. La tolerancia de cada especie con relación a los ejes de ordenación (Ecuación 2.35) se representa por barras punteadas partiendo desde su respectivo *centroid*. Las especies raras están situadas en el centro de los puntos de muestreo donde se observaron. Los círculos alrededor de los puntos de muestreo son proporcionales al índice de diversidad de Shannon.

La profundidad presentó una esperada correlación con la distancia a la costa y ambas presentaron una correlación inversa con la heterogeneidad, la cual puede ser resultado de una disminución de la resolución del cartografiado con el incremento de la profundidad. La asociación entre la pendiente y la densidad de *D. antillarum* se debe a que los puntos de menor pendiente están ubicados en la zona de El Río y al noroeste del islote de Lobos. Estas zonas se caracterizan por una elevada hidrodinámica, debido a las corrientes de marea y al mar de fondo, que actúa inhibiendo la expansión territorial de los erizos. Tuya *et al.* (2004b) investigaron las relaciones entre *D. antillarum* y la comunidad íctica en todo archipiélago canario, observaron una acentuada disminución de las abundancias de especies piscívoras y comedoras de macroinvertebrados en zonas densamente pobladas por *D. antillarum*. Además, también observaron una tenue correlación negativa entre las densidades del erizo y los índices de biodiversidad de la comunidad íctica, la cual no quedó clara en los diagramas de ordenación obtenidos para la zona de Corralejo y Lobos.

4.6.4. Consideraciones sobre la distribución de la comunidad íctica

La distribución de las especies carnívoras en el diagrama de ordenación canónico, indica que éstas prefieren ambientes con mayor biodiversidad y menor densidad de *Diadema antillarum*. Comparando los diagramas de ordenación obtenidos por *NMDS* y por *pCCA*, se observa una coincidencia en los gradientes relacionados con la profundidad, la heterogeneidad y la biodiversidad. La exterioridad no se empleó en el *pCCA*, pero sus patrones se ajustan a los de la heterogeneidad. Como se ha señalado anteriormente, la mayor discrepancia entre los dos enfoques reside en la densidad de *D. antillarum*, pues en el diagrama *NMDS* no hay un gradiente definido relacionado con esta variable. La razón para que esto ocurra puede residir en el hecho de que la densidad de *D. antillarum* parece no afectar los niveles de biodiversidad y sí los grupos funcionales de las especies ícticas. La posibilidad de sobreponer las biomasas de las especies en el diagrama de ordenación *NMDS* es útil para la evaluación de la contribución individual de cada una en el agrupamiento de los puntos de muestreo, pero sería mucho más laboriosa que el *pCCA* en la identificación de patrones de distribución de los grupos funcionales.

De modo general, los gradientes asociados al primer eje de ordenación canónica se relacionan con los niveles de energía hidrodinámica incidentes en las zonas donde están ubicados los puntos de muestreo. Las zonas más profundas y más alejadas de la costa, en teoría, están sometidas a un clima hidrodinámico menos turbulento. Por otro lado, una mayor heterogeneidad espacial podría estar asociada a una mayor energía incidente, lo cual estaría necesariamente alternado con períodos de calma. Esta tendencia, caso de ser confirmada, estaría de acuerdo con la idea mencionada en la [Sección 1](#), según la cual los ecosistemas sometidos a mayores fluctuaciones de la energía incidente presentan, a menudo, menores índices de biodiversidad ([Lugo y Morris, 1982](#); [Odum, 1971](#); [Margalef, 1993](#)).

Las débiles correlaciones de Spearman entre las matrices de similitudes bióticas y abióticas, obtenidas en el análisis indirecto de gradiente, y la ausencia de significancia en las variables ambientales empleadas en el análisis directo de gradiente indican que las variables medidas no son las más importantes en el control de la variabilidad espacial de la comunidad íctica en la zona de Corralejo y Lobos. Además, el reducido espacio en el cual se hicieron los muestreos, sugiere que los gradientes investigados podrían no ser suficientemente amplios para evidenciar la segregación de las especies.

En el punto de muestreo número cinco se tiene una indicación sobre cuales son los gradientes ambientales que ejercen mayor influencia en la distribución de las especies de peces en la zona. Observando este punto detalladamente en el diagrama de ordenación canónico, se percibe que representa una excepción con relación a la distribución de la biodiversidad y de los grupos funcionales, como se ha señalado anteriormente. Se trata del único punto situado en la mitad superior del diagrama, donde se observó la presencia de especies carnívoras y poco abundantes como *Scorpaena porcus* y *Epinephelus marginatus*. Además, es el único punto situado a izquierda del diagrama con biodiversidad relativamente elevada. Las variables ambientales consideradas en los análisis no indican la naturaleza de esta discrepancia, no obstante se observó durante los trabajos de campo que esta zona está sometida a una intensa actividad turística, en la cual se practica la alimentación artificial de los peces para posibilitar su visualización desde barcos con fondo de cristal. Según [Clark \(1996\)](#), esta práctica causa alteraciones en la trama trófica de la zona impactada. En el caso de

Lobos, la alimentación artificial puede estar atrayendo directamente especies planctívoras/comedoras de invertebrados e, indirectamente, especies carnívoras.

Los puntos de muestreo alejados de la zona de alimentación artificial están sometidos a una fuerte presión pesquera, la cual está inhibida por la actividad turística en las cercanías del punto cinco. Según información de los pescadores artesanales de Corralejo, la pesca no es demasiado intensa en las proximidades del punto uno, debido a fuertes corrientes de marea. Otras actividades comunes en la zona son el tráfico de embarcaciones entre las islas y el turismo submarino realizado en los puntos de inmersión, bastante conocidos e intensamente frecuentados, dispersos en toda la zona hasta una profundidad de 25 m. Los impactos causados por estas actividades, sumados a la ocupación de los hábitats más someros (charcos y calas) y a la contaminación urbana originada en la recientemente desarrollada Corralejo, que es vertida sin tratamiento en el mar, son capaces de causar alteraciones en la composición de la comunidad íctica, como se observó en paisajes costeros similares (Riedl, 1980; Stachowitsch, 1992; Dayton *et al.*, 1995; Sheppard, 1995; Jackson *et al.*, 2001).

De acuerdo con Stachowitsch (2003), uno de los mayores desafíos de la actual investigación marina es distinguir los procesos naturales de los inducidos por la actividad humana. Una de las alternativas para enfrentarse a este problema sería considerar como variables explicativas la variabilidad espacio-temporal inherente a las intensidades de las actividades humanas (pesca artesanal, deportiva y submarina; turismo, incluyendo el tráfico de embarcaciones y el buceo; contaminación y alteraciones de hábitats someros) e introducirlas conjuntamente con las variables ambientales en análisis multivariantes de las comunidades íctica y bentónica. Reuss-Strenzel (1997) propone un método asequible y sencillo de seguimiento y evaluación espacial de las intensidades de usos humanos en áreas protegidas marinas, basado en observaciones *in situ* introducidas y organizadas en un SIG, lo cual podría ser aplicado en situaciones como ésta. Sin embargo, estas técnicas producen mejores resultados cuando los usuarios y actores involucrados en la implementación del área protegida colaboran en acciones relacionadas con su planificación y gestión (Frielander *et al.*, 2003;).

5. Conclusiones

1. El método de cartografía de los arrecifes de aplicado en la bahía de Tamandaré, basado en la fusión de imágenes orbitales y aéreas, se mostró eficiente y puede ser aplicado para el cartografiado de manera cualitativa de los arrecifes costeros en aguas someras de turbidez variable, clasificados en función de sus características geomorfológicas, con la finalidad de generar subsidios para la gestión del litoral.
2. El método empleado en la batimetría de la bahía de Tamandaré, por medio de una ecosonda de uso doméstico y técnicas de geoestadística, y su posibilidad de comparación con cartas náuticas disponibles, se mostró efectivo en la evaluación de los procesos sedimentarios ocurridos durante largos periodos de tiempo.
3. El proceso de sedimentación observado en la bahía de Tamandaré, resultante del uso inadecuado del suelo en las cuencas de drenaje regionales, representa una de las mayores amenazas para la fauna de corales en la región donde está ubicada el APACC. Otras amenazas son la contaminación agrícola y doméstica, la sobrepesca, la retirada de corales e invertebrados y el turismo desordenado. Para invertir esta situación, se recomienda promover la conservación y recuperación de manglares y bosques ribereños, además de promover programas de educación ambiental apoyando estas acciones.
4. La aplicación del índice de profundidad invariante, propuesto por [Lyzenga, \(1978, 1981\)](#), no mejoró la visualización del fondo marino en los dos estudios de caso. La turbidez variable del agua en Tamandaré y el elevado ruido inherente a las fotografías aéreas en Corralejo y Lobos provocaron una disminución de las distancias de separación entre los diferentes tipos de fondo en los resultados del algoritmo.
5. Las técnicas de evaluación rápidas propuestas para en el caso de Corralejo y Lobos, basado en técnicas visuales de evaluación del paisaje sumergido y de la comunidad íctica, se mostraron eficaces en la obtención de informaciones preliminares sobre la estructura y procesos en ambientes costeros con aguas transparentes y pueden apoyar la toma de decisiones con relación a su conservación. Sin embargo, se requieren investigaciones adicionales para validar tales informaciones y caracterizar completamente los hábitats y la biodiversidad.

6. La hipótesis relativa al aporte de biomasa zooplanctónica desde aguas profundas por medio de migraciones verticales asociado al transporte horizontal ejercido por las corrientes de marea, observado en La Bocayna durante la prospección hidroacústica, merece ser mejor investigada, pues podría representar una importante contribución para el mantenimiento de la biodiversidad íctica sobre las plataformas insulares de Canarias.
7. Las principales variables ambientales que influyen en la distribución espacial de la comunidad íctica en las aguas someras de la zona de Corralejo e islote de Lobos son la profundidad, la densidad de *Diadema antillarum*, la distancia a la costa, la pendiente y la heterogeneidad espacial. No obstante, la zona está sometida a una fuerte presión antrópica, que puede influir aún más que las variables ambientales en el control de estructura de la comunidad íctica. Esta hipótesis podrá ser contrastada, en el caso de que se implante una reserva marina en la zona.
8. Con relación a las recomendaciones en cuanto a la ubicación de una reserva de interés pesquero en la zona de Corralejo y Lobos sería importante promover la protección integral de zonas con las siguientes características: (1) hábitats formados por sustrato rocoso (arrecifes) ubicados en las zonas profundas (entre 20 y 500 m), como por ejemplo el veril situado a Este del islote de Lobos, para la protección de los *stocks* adultos de especies (carnívoras) de interés pesquero; (2) zonas de arrecifes en profundidades intermedias y someras, como por ejemplo la costa norte y oeste del islote de Lobos y norte de Corralejo, para la protección de hábitats dominados por macroalgas destinados a la protección de áreas de crecimiento de especies carnívoras y alimentación de herbívoras como *Sparisoma cretense*, que se constituye en uno de los recursos pesqueros más explotados por los pescadores artesanales de Corralejo; (3) zonas de praderas de fanerógamas marinas en El Río; (4) zonas en La Bocayna que incluyan manchas de rodolitos de algas calcáreas para garantizar el asentamiento y el crecimiento de especies ícticas; y (5) charcos y calas también destinados al asentamiento y crecimiento de especies ícticas. La elección de las dos últimas zonas debería estar condicionada a investigaciones capaces de evaluar aportes relativos de larvas de especies ícticas entre los diversos sitios (Botsford *et al.*, 2001; Lindholm *et al.*, 2001).

6. Referencias bibliográficas

- Agouris P. y Schenk T., 1996. Automated Aerotriangulation Using Multiple Image Multipoint Matching. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 62(6): 703-710.
- Alves F.M.A., Chicharo L.M., Serrao E. y Abreu A.D., 2001. Algal cover and sea-urchin spatial distribution at Madeira Island (NE Atlantic). *Sci. Mar.* 65: 383-392
- Anderson N.J.T., Korsman T. y Renberg I., 1994. Spatial heterogeneity of diatom stratigraphy in varved and non-varved sediments of a small, boreal-forest lake. *Aquat. Sci.* 56: 40-58.
- Armstrong R.A., 1993. Remote sensing of submerged vegetation canopies for biomass estimation. *International Journal of Remote Sensing* 14: 621-627.
- Austin M.P., 1987. Models for the analysis of species' response to environmental gradients. *Vegetatio* 69: 35-45.
- Austin M.P., 1999. A silent clash of paradigms: some inconsistencies in community ecology. *Oikos* 86: 170-178.
- Austin M.P., 2002. Spatial prediction of species distribution: an interface between ecological theory and statistical modelling. *Ecological Modelling* 157: 101-118.
- Bacallado J.J., Cruz T., Brito A., Barquín J. y Carrillo M., 1989. Reservas Marinas de Canarias. Publicaciones de la Consejería de Agricultura y Pesca del Gobierno de Canarias. Tenerife, Islas Canarias, 200 pp.
- Bakker C., Herman P.M.J. y Vink M., 1990. Changes in seasonal succession of phytoplankton induced by the storm-surge barrier in the Oosterschelde (S.W. Netherlands). *J. Plankton Research* 12: 947-972.
- Barker N.H.L. y Roberts C.M., in press. Scuba diver behavior and the management of diving impacts on coral reefs. *Biological Conservation*.
- Barlett D., 1991. Seascape Ecology: the Landscape Ecology of the Coastal Zone. *Ekologia* 10(1): 43-53.
- Barlett D., 1993. GIS and Coastal Zone: an Overview. In: *Application in Coastal Zone Research and Management. Explorations in Geographic Information Systems Technology*. Ed.: Kevin St. Martin; UNITAR, Volume 3. Geneva, pp. 30-22.
- Bas C., Castro J.J., Hernández-García V., Lorenzo J.M. Moreno, T., Pajuelo J.G. y Ramos A.G., 1995. La Pesca en Canarias y áreas de influencia. Ediciones del Cabildo Insular de Gran Canaria, Las Palmas de Gran Canaria, 331 pp.
- Basset A., 1999. Structure versus organization and function: an approach for the evaluation of a site for marine protection. In: *CIESM Workshop Series: Scientific design and monitoring of Mediterranean marine protected areas*. Ed.: Briand F. Porto Cesareo 21-24 Oct. 1999, pp 25-29.
- Bastidas C., Bone D. y García E.M., 1999. Sedimentation rates and Metal content of sediments in a Venezuelan coral reef. *Marine Pollution Bulletin* 38(1): 16-24.
- Benton A.R. y Newman R.M., 1976. Color aerial photography for aquatic plant monitoring. *J. Aquat. Plant Manag.* 14: 14-16.
- Bergerud A.T., 1988. Caribou, wolves, and man. *Trends Ecol. Evolution* 3: 68-72.

- Biña, R.T., 1982. Application of Landsat data to coral reef management in the Philippines. In: Proceedings of the Great Barrier Reef Remote Sensing Workshop, Townsville, James Cook University, Australia, pp. 1-39.
- Birks H.J.B., Juggins S. y Line J.M., 1990. Lake surface-water chemistry reconstructions from paleolimnological data. In: The surface waters acidification programme. Ed.: Mason B.J. Cambridge University Press, Cambridge, Washington, pp. 301-313.
- Birks H.J.B., Peglar S.M. y Austin H.A., 1994. An annotated bibliography of canonical correspondence analysis and related constrained ordination methods 1986-1993. Botanical Institute. Bergen, Norway, 58 pp.
- Blaise B., 2001. Procedural guideline No. 3-12: quantitative surveillance of sublittoral rock biotopes and species using photographs. In: Marine Monitoring Handbook. Ed.: Davies J., Baxter J., Bradley M., Connor D., Khan J., Murray E., Sanderson W., Turnbull C. y Vincent M. Joint Nature Conservation Committee, Peterborough, pp 241-251.
- Bonde J., 2001. Autonomous GPS accuracy report. <http://sparkie.nrri.umn.edu/saoff> .
- Borcard D., Legendre P. y Drapeau P., 1992. Partialling out the spatial component of ecological variation. *Ecology* 73: 1045-55.
- Bordes F., Uiblein F., Castillo R., Barrera A., Castro J.J., Coca J., Gomez J., Hansen K., Hernandez V., Merret N., Miya M., Moreno T., Perez F., Ramos A., Sutto T. y Yamaguchi M., 1999. Epi- and Mesopelagic fishes, acoustic data and SST images collected off Lanzarote, Fuerteventura and Gran Canaria, Canary Islands, during cruise "La Bocayna 04-97". *Inf. Téc. Inst. Canario de Cienc. Mar.* 5: 1-45.
- Bortone S.A., Van Tassell J.L., Brito A., Falcón J.M. y Bundrick C.M., 1991. A visual assessment of the inshore fishes and fishery resources off El Hierro, Canary Islands: a baseline survey. *Scientia mar.* 55: 529-541.
- Bortone S.A., Van Tassell J.L., Brito A., Falcón J.M. y Bundrick C.M., 1992. Visual censuses as a means to estimate standing biomass, length, and growth in fishes. In: Proceedings the American Academy of Underwater Sciences, Twelfth Annual Scientific Diving Symposium, 24-27 September 1992, Wilmirton, North Carolina. Ed.: Cahoon L.B. American Academy of Underwater Sciences, Costa Mesa, California, pp 13-21.
- Botsford L.W., 1999. A summary of theoretical results regarding the design of marine reserves. In: CIESM Workshop Series: Scientific design and monitoring of Mediterranean marine protected areas. Ed.: Briand F. Porto Cesareo 21-24 Oct. 1999, pp 31.
- Botsford L.W., Hastings, A. y Gaines S.D., 2001. Dependence of sustainability on the configuration of marine reserve and larval dispersal distance. *Ecology Letters* 4:144-150.
- Brock R.E., 1982. A critique of the visual census method for assessing coral reef fish populations. *Bull. Mar. Sci.* 32: 269-276.
- Bunce L., Townsley P., Pomeroy R. y Pollnac R. 2000. Socioeconomic manual for coral reef management. Global Coral Reef Monitoring Network, Australian Institute of Marine Science, Townsville, 251 pp.

- Burrough P.A. and McDonnell R., 1998. Principles of Geographical Information Systems. Oxford University Press, New York, 194 pp.
- Burrough, P.A., 1995. Spatial aspects of ecological data. . In: Data analysis in community and landscape ecology. Ed.: Jongman R.H.G., ter Braak C.J.F. y van Tongeren O.F.R.. Cambridge University Press, Cambridge, pp 213-251.
- Capaccio S., Lowe D., Walsh D.M.A. y Daly P., 1997. Real-time differential GPS/Glonass trials in Europe using all-in-view 20 channel receivers. Journal of Navigation 50: 193-208.
- Cendrero A., 1989. Mapping and evaluation of coastal areas for planning. Ocean and Shoreline Management 12: 427-462.
- Cendrero A., Flor G., Gancedo R., González-Lastra J., González-Lastra J.R. y Saiz de Omeñaca, J., 1979. Integrated assessment and evaluation of the coastal environment of the province of Vizcaya, Bay of Biscay, Spain. Environmental Geology 2(6): 231-331.
- Charles D.F. y Smol J.P., 1994. Long-term chemical changes in lakes: quantitative inferences from biotic remains in the sediment record. In: The surface waters acidification programme. Ed.: Mason B.J. Cambridge University Press, Cambridge, Washington, pp 3-31.
- Christie P., White A. y Deguit E., 2002. Starting point or solution? Community-based marine protected areas in the Philippines. Journal of Environmental Management 66: 441-454
- Chutter F.M., 1994. The rapid biological assessment of stream water quality by means of the macroinvertebrate community in South Africa. In: Classification of Rivers, and Environmental Health Indicators. Ed.: Uys M.C. Proceeding of a Joint S. Afr./Aust. Workshop, 7-14 February 1994, Cape Town, South Africa, WRC Report No TT 63/94. Water Research Commission, Pretoria, South Africa.
- Clark J.R., 1996. Coastal zone handbook. CRC Press, Boca Raton, 720 pp.
- Clarke K.R. y Ainsworth M., 1993. A method of linking multivariate community structure to environmental variables. Mar. Ecol. Prog. Ser. 92: 205-219.
- Clarke K.R. y Warwick R.M., 1994. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. Plymouth Marine Laboratory, Plymouth, 144 pp.
- Clarke K.R., 1993. Non-parametric multivariate analysis of changes in community ecology. Aust. J. Ecol. 18: 117-143.
- Cody M.L., 1986. Diversity, rarity and conservation in Mediterranean climate regions. In: Conservation Biology: the science of scarcity and diversity. Ed.: Soulé M.E. Sinauer Associates Inc. Publishers, Sunderland, pp 123-152.
- Coelho S.T., Bolognini M.F. y Paletta C.E.M., 1999. The current situation of PROALCOOL, the Brazilian Alcohol Program. Centro Nacional de Biomassa - CENBIO. São Paulo, www.cenbio.org.br/doc_port5.html
- Coelho-Santos M.A. y Coelho P.A., 1994. Ocorrência de juvenis de *Panulirus laevicauda* (Latreille, 1817) na praia da Piedade, estado de Pernambuco, Brasil. Boletim Técnico-Científico do CEPENE 2 (1): 29-34.

- Collins W., Gregory R. y Anderson J., 1996. A digital approach to seabed classification. *Sea Technology* 37: 83-87.
- Cook C.B., Dodge R.E. y Smith S.R., 1994. Fifty years of impacts on coral reefs in Bermuda. *Proceedings of the colloquium on global aspects of coral reefs*, Miami, 1993. Ed.: Ginsburg R.N. y Smith F.G.W. University of Miami, RSMAS, pp 160-166.
- Cortés J. y Risk M.J., 1985. A reef under siltation stress: Cahuita, Costa Rica. *Bulletin of Marine Science* 36 (2): 339-356.
- Cortés J., 1990. The coral reefs of Golfo Dulce, Costa Rica: distribution and community structure. *Atoll Research Bulletin* 344: 1-37.
- Cortés J., 1991. Sedimentación en un arrecife coralino del Caribe de Costa Rica, o la conexión entre actividad humana y la muerte de corales en el Parque Nacional Cahuita, Limón, inédito. Centro de Investigación en Ciencias del Mar y Limnología, Universidad de Costa Rica, San Pedro, septiembre de 1991, 14 pp.
- Cortés J., 1994. A reef under situation stress: a decade of degradation. *Proceedings of the colloquium on global aspects of coral reefs*, Miami, 1993. Ed.: Ginsburg R.N. y Smith F.G.W. University of Miami, RSMAS, pp 240-246.
- Costa Jr. O.S., Attrill M.J., Pedrini A.G. y De-Paula J.C., 2001. Benthic macroalgal distribution in coastal and offshore reefs at Porto Seguro Bay. *Brazilian Discovery Coast. Proc 9th Int. Coral Reef Symp.*, 2001.
- Côté I.M., Mosqueira I. y Reynolds J.D., 2001. Effects of marine reserve characteristics on the protection of fish populations: a meta-analysis *Journal of Fish Biology* 59 (A): 178-189.
- Davenport R. Neuer S., Helmke P., Perez-Marrero J. y Llinas O., 2002. Primary productivity in the northern Canary Islands region as inferred from SeaWiFS imagery. *Deep-Sea Research II* 49: 3481-3496.
- Dayton P.K., Thrush S.F., Tundi-Agardy, M. y Hofman, R.J., 1995. Viewpoint: Environmental effects of marine fishing. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 5: 205-232.
- De Girolamo M. y Mazzoldi, C., 2001. The application of visual census on Mediterranean rocky habitats. *Marine Environmental Research* 51: 1-16.
- De'ath G., 1999. Principal curves: a new technique for indirect and direct gradient analysis. *Ecology* 80: 2237-2253.
- DHN, 1962. Carta Náutica 905 Baía de Tamandaré. Diretoria de Hidrografia e Navegação- DHN, Marinha do Brasil, Niterói RJ.
- DHN, 1974. Atlas de cartas piloto: Oceano Atlântico: de Trinidad ao Rio de la Plata. Diretoria de Hidrografia e Navegação - DHN, Marinha do Brasil, Niterói, 26 pp.
- DHN, 2001. Extrato de tábuas de maré - costa leste. Diretoria de Hidrografia e Navegação - DHN, Marinha do Brasil, Niterói RJ.
- Diersen H.M., Ziemmerma, C., Leathers R.A., Downes T.V., y Davis C.O., 2003. Ocean color remote sensing of seagrass and bathymetry in the Bahamas Banks by high-resolution airborne imagery. *Limnol. Oceanogr.* 48 (1, part 2): 444-455.

- Digby P.G.N. y Kempton R.A., 1987. Multivariate analysis in ecological communities. Chapman y Hall, London, 206 pp.
- Dodd J., 2001. Marine candidate special areas of conservation in Argyll. The Scottish Association for Marine Science Newsletter 24:7-8.
- Domingues J.M.L., Bittencourt, A.C.S., Leão, Z.M.N. y Azevedo, A.E.G., 1990. Geologia do Quaternário costeiro do estado de Pernambuco. Revista Brasileira de Geociências 20: 208-215
- Eastman J.R., 1999. Guide to GIS and image processing. Clark Labs, Clark University, Worcester, pp 155-161.
- Edingera E.N., Jompac J., Limmona G.V., Widjatmokof W. y Risk, M.J., 1998. Reef degradation and coral biodiversity in Indonesia: effects of land-based pollution, destructive fishing practices and changes over time. Marine Pollution Bulletin 36 (8): 617-630.
- Eichenberg C.C.D., 1999. Impactos do uso do solo nas bacias de drenagem dos rios Forem e Unam PE a partir de técnicas de sensoriamento remoto e geoprocessamento como subsídios ao gerenciamento ambiental de la APA dos Corais. Monografia de Conclusión de Curso. XIII Curso Internacional de Sensoriamento Remoto. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). São José dos Campos, 44 pp.
- Erdas, 1999. Imagine OrthoBASE: Tour Guide. Erdas Imagine V8.4. ERDAS Inc. Atlanta, 224 pp.
- Eviritt B., 1980. Cluster analysis. 2nd ed. Heinemann, London.
- Falcón J.M. Bortone S.A., Brito A. y Bundrick C.M., 1996. Structure of and relationship within and between the littoral, rock-substrate fish communities off four islands in the Canarian Archipelago. Marine Biology 125: 215-231.
- Falcón J.M., Mena J., Brito A., Rodriguez F.M. y Mata M., 1993a. Ictiofauna de los fondos infralitorales rocosos de las Islas Canarias. Observaciones mediante muestreos visuales *in situ*. Publnes. Esp. Inst. Españ. Oceanogr. 11: 205-215.
- Falcón J.M. Mena J., Brito A., Rodriguez F.M. y Mata M., 1993b. Resultados preliminares de la Expedición Alegranza-91. Evaluación visual de las poblaciones de peces de fondos rocosos infralitorales de la Isla de Alegranza (Islas Canarias). Publnes. Esp. Inst. Españ. Oceanogr.11: 223-230.
- Fasham M. J. R., 1977. A comparison of nonmetric multidimensional scaling, principal components and reciprocal averaging for the ordination of simulated coenoclines and coenoplanes. Ecology 58: 551-61
- Ferguson R.L., Wood L.L., y Grahan D.B., 1993. Monitoring spatial change in seagrass habitat with aerial photography. Photogramm. Eng. Remote. Sens. 59: 1033-1038.
- Ferreira B.P. y Maida M., 1996. Fish Communities of Tamandaré Reefs, Northeastern Brazilian Coast. VIII International Coral Reef Symposium, Panamá city, Panamá.
- Forman R.T.T. y Godron M., 1986. Landscape Ecology. Jonh Wiley & Sons Inc. New York, 619 pp.
- Foster-Smith B., Brown C., Meadows B. y Rees I., 2001. Procedural guideline No. 1-3: seabed mapping using acoustic ground discrimination interpreted with ground truthing. In: Marine Monitoring Handbook. Ed.: Davies J., Baxter J., Bradley M.,

- Connor D., Khan J., Murray E., Sanderson W., Turnbull C. y Vincent M. Joint Nature Conservation Committee, Peterborough, pp.183-197.
- Franklin J.F., 1993. Preserving biodiversity: species, ecosystems or landscapes? *Ecological Applications* 3: 202-205.
- Frieland A., Sladek Nowlis J., Sanchez J.A., Appeldorn R., Usseglio P., McCormick G., Bejarano S., y Mitchell-Chui A., 2003. Designing effective marine protected areas in Seaflower Biosphere Reserve, Colombia, based on biological and sociological information. *Conservation Biology* (17) 6:1769-1784.
- Gabriel K.R., 1982. Biplot. In: *Enciclopedia of statistic sciences*, Vol. 1. Ed.: Kotz, S. y Johnson N.L., Wiley, New York, pp 263-271.
- García-Charton J.A. y Pérez-Ruzafa A., 1999. Ecological heterogeneity and the evaluation of the effects of marine reserves. *Fish. Res.* 42: 1-20.
- Garmin, 1999. GPSMAP 185 Sounder: owner's manual and reference. Garmin Corporation, Taiwan, 99 pp.
- Garrabou J., Riera J. y Zabala M., 1998. Landscape pattern indices applied to Mediterranean subtidal rocky benthic communities. *Landscape Ecology* 13: 225-247.
- Garzón-Ferreira J. Cortés J, Croquer A., Guzmán H., Leão, Z. y Rodríguez-Ramírez A., 2000. Status of coral reefs in southern tropical America: Brazil, Colombia, Costa Rica, Panama and Venezuela. In: *Status of coral reefs of the world: 2000*. Ed.: Wilkinson C. Global Coral Reef Monitoring Network. Australian Institute of Marine Science.
- Gauch H.G., 1982a. Noise reduction by eigenvalue ordinations. *Ecology* 63: 1643-1649.
- Gauch H.G., 1982b. *Multivariate analysis in community ecology*. Cambridge University Express, Cambridge, 298 pp.
- Genderen J.L. y van Pohl C., 1994. Image fusion: issues techniques and applications. *Intelligent Image Fusion, Proceeding EARSeL Workshop, Strasbourg, France, 11 Spetember 1994*. Ed.: van Genderen J.L. y Campellini V. (Enschede: ITC), pp. 18-26.
- GEOHAB, 2001. *Global Ecology and Oceanography of Harmful Algal Blooms*, Science Plan. In: SCOR and IOC. Ed.: Gilbert P., Pitcher G. Baltimore and Paris, 86 pp.
- Ginsburg R.N., Bak R.P.M., Kiene W.E., Gischler E. y Kosmynin V., 1996. Rapid assessment of reef condition using coral vitality. *Reef Encounter* 19: 12-14.
- Godoy E.A.S., Almeida T.C.M. y Zalmon, I.R., 2002. Fish assemblages and environmental variables on an artificial reef north of Rio de Janeiro, Brazil. - *ICES Journal of Marine Science* 59: S138-S143.
- Gomes M.R., 1990. Aspectos de la pesca de camarão pela Colônia de Pescadores Z-5, Tamandaré PE. Monografia de conclusão do curso de Engenharia de Pesca. Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 45 pp.
- Gonzalez R.G. y Woods R.E., 1993. *Digital Image Processing* Addison-Wesley Publishing Company, Reading, Massachusetts.
- Goodchild M.F., 2003. Geographic information science and systems for environmental management. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 28: 493-519.

- Goreau T.J. y Hayes R.L., 1994. Coral bleaching and ocean hotspots. *Ambio* 23(3): 176-180.
- Goreau T.J., McClanahan T., Hayes R. y Strong A.E., 2000. Conservation of coral reefs after the 1998 global bleaching event. *Conservation Biology* 14(1): 5-15.
- Gower A.M., Myers G., Kent M., y Foulkes M.E., 1994. Relationships between macroinvertebrate communities and environmental variables in metal-contaminated streams in south-west England. *Freshwater Biol.* 32: 119-221.
- Green E.P., Mumby P.J., Edwards A.J. y Clark C.D., 2000. Remote Sensing Handbook for Tropical Coastal Management. Ed.: Edwards, A.J. Coastal Management Sourcebooks 3. UNESCO, Paris. 316 pp.
- Green Times, 2000. Proalcohol: the Brazilian alcohol programme. Green House Gas Technology Information Exchange - GREENTIE Vol. 7, No. 2, June 2000. Netherlands, www.greentie.org
- Green E.P., Mumby P.J., Edwards A.J. y Clark, C.D., 1996. A review of remote sensing for the assessment and management of tropical coastal resources. *Coastal Management* 24: 1-40.
- Green R.H., 1971. A multivariate statistical approach to the Hutchinsonian niche: bivalve mollusk of central Canada. *Ecology* 52: 543-556.
- Guisan A., y Zimmermann N.E., 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecol. Model.* 135: 147-186.
- Guisan A., Weiss S.B. y Weiss A.D., 1999. GLM versus CCA spatial modeling of plant species distribution. *Plant Ecology* 143: 107-122.
- Hagan E.J., Eastman J.R. y Auble J., 2000. Cartalinx user's guide: electronic version 1.0. Clark University, Graduate School of Geography, Worcester, 177 pp.
- Halpern B.S., 2003. The impact of marine reserves: do reserves work and does reserve size matter? *Ecological applications* 13(1): 5117-5137.
- Hanski I., 1988. Metapopulation dynamics. *Nature* 396: 41-49.
- Harvey L.E., 1996. Macroecological studies of species composition, habitat and biodiversity using GIS and canonical correspondence analysis. In: Proceedings, Third International Conference/Workshop on Integrating GIS and Environmental modeling, Santa Fe, NM, January 21-26, 1996. Santa Barbara, CA: National Center of Geographic Information and Analysis, CD.
- Hedger R.D., Atkinson P.M. y Malthus T. J., 2001. Optimizing sampling strategies for estimating mean water quality in lakes using geostatistical techniques with remote sensing. *Lakes y Reservoirs: Research and Management* 6: 279-288.
- Hill M.O. y Gauch H.G, 1980. Detrended correspondence analysis, an improved ordination technique. *Vegetatio* 42: 47-58.
- Hill M.O., 1973. Reciprocal averaging: an eigenvalue method of ordination. *Journal of Ecology* 61: 237-249.
- Hodgson G., 1994. Sedimentation damage to reef corals. Proceedings of the colloquium on global aspects of coral reefs, Miami, 1993. Ed.: R.N. Ginsburg y F.G.W. Smith. University of Miami, RSMAS, pp. 298-303.

- Holt R., y Sanderson B., 2001. Procedural guideline No. 3-5: identifying biotopes using video recordings. In: Marine Monitoring Handbook. Ed.: Jon Davies, J., Baxter, J., Bradley, M., Connor, D., Khan, J., Murray, E., Sanderson, W., Turnbull, C., Vincent. M. Joint Nature Conservation Committee, Peterborough, pp. 241-251.
- Hovel K.A., 2003. Habitat fragmentation in marine landscapes: relative effects of habitat cover and configuration on juvenile crab survival in California and North Carolina seagrass beds. *Biological Conservation* 110: 401-412
- Hu C., Muller-Karger F., Carder K.L., y Lee Z., 1998. A method to derive optical properties over shallow waters using SeaWiFS. In: Proc. Ocean Optics XV (CD-ROM). Ed.: Ackleson S.G., paper No. 1138, 6.
- Hulbert I.A.R. y French, J., 2001. The accuracy of GPS for wildlife telemetry and habitat mapping. *Journal of Applied Ecology* 38: 869-878.
- Hurn J., 1989. GPS: A Guide to the Next Utility. Trimble Navigation Inc., Sunnyvale, CA, USA.
- Hutchinson G.E., 1957. Concluding remarks. Cold Spring Harbor Symp. Quantitative Biol. 22: 415-427.
- IBGE, 1997. Produção agrícola municipal: culturas temporárias e permanentes 1994-1995. Brasil, Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE, Vol. 21-22, No.1, 1995-1998.
- Ince S., Edwards S.J., y Parker D., 2001. Procedural guideline No. 6-1: positioning using a differential global positioning system (GPS) in near-shore tidal waters. In: Marine Monitoring Handbook. Ed.: Jon Davies, J., Baxter, J., Bradley, M., Connor, D., Khan, J., Murray, E., Sanderson, W., Turnbull, C., Vincent. M. Joint Nature Conservation Committee, Peterborough, pp. 369-380.
- Inman D.L. y Brush D.M., 1983. The Coastal Challenge. *Science* 181: 20-31.
- Instituto Hidrográfico de la Marina, 1969a. Carta Náutica 503a. 6ª Edición, Abril de 1998. Cádiz.
- Instituto Hidrográfico de la Marina, 1969b. Carta Náutica 504. 8ª Edición, Junio de 2000, Cádiz.
- Jackson J.B.C., 1997. Reefs since Columbus. *Coral Reefs* 16(5): 23-32.
- Jackson J.B.C., Kirby, M.X., Berger, W.H., Bjorndal, K.A., Botsford, L.W., Bourque, B.J., *et al.*, 2001. Historical overfishing and recent collapse of coastal ecosystems. *Science* 293, 629-638.
- James F.C., Johnston, R.F., Wamer, N.O., Niemi, G.J. and Boecklen. W.J., 1984. The Grinnellian niche of the Wood Thrush. *Am. Naturalist*, 127: 17-47.
- Jensen J.R., 1996. Introductory digital image processing: a remote sensing perspective. Prentice Hall, Upper Saddle River, NJ.
- Johnson L.B. y Gage, S.H., 1997. Landscape approaches to the analysis of aquatic ecosystems. *Freshwater Biology* 37: 113-132.
- Jones V.J., Juggins S., y Ellis-Evans, J.C., 1993. The relationships between water chemistry and surface sediment diatom assemblage in maritime Antarctic lakes. *Ant. Sci.* 5:339-348.

- Jongman R.H.G., ter Braak, C.J.F. y van Tongeren, O.F.R., 1995. Data analysis in community and landscape ecology. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 1-9.
- Journel A.J., y Hujibregts C.J., 1978. Mining geostatistics. Academic Press, New York, 600 pp.
- Jupp D.L.B., 1988. Background and extentions to depht of penetration (DOP) mapping in shalow coastal waters. Proceedings of the Symposium on Remote Sensing of the Coastal Zone, Gold Coast, Queensland, September, 1988, IV.2.1-IV.2.19.
- Kaufman Y.J., 1989. The atmospheric effect on remote sensing and its correction. In: Theory and application of optical remote sensing. Ed. G. Asrar (Chichester: John Wiley & Sons), pp. 336-428.
- Kenchington R.A. y Claasen D.R., 1988. Australia's Great Barrier Reef management technology. In: Proceedings of the Symposium on Remote Sensing of the Coastal Zone, Gold Coast Queensland, Brisbane, Department of Geographic Information, pp. KA 2.2-2.13.
- Kenkel N.C. y Orloci, L., 1986. Applying metric and nonmetric multidimensional scaling to some ecological studies: some new results. *Ecology* 67: 919-928.
- Kenny A.J., Cato I., Desprez M., y Fader G., Schüttenhelm, R.T.E., y Side, J. 2003. An overview of seabed-mapping technologies in the context of marine habitat classification. *ICES Journal of Marine Science*, 60: 411-418.
- Kenny A.J., Todd B.J. y Cooke R., 2001. Procedural guideline no. 1-4: the application of sidescan sonar for seabed habitat mapping. In: *Marine Monitoring Handbook*. Ed.: Davies J., Baxter J., Bradley M., Connor D., Khan J., Murray E., Sanderson W., Turnbull C., y Vincent M. Joint Nature Conservation Committee, Peterborough, pp. 109-210.
- Khan M.A., Fadlallah, Y.H., y Al-Hinai K.G., 1992. Thematic mapping of subtidal coastal habitats in the western Arabian Gulf using Landsat TM data - Abu Ali Bay, Saudi Arabia. *International Journal of Remote Sensing*: 13(4): 605-614.
- Kiesera R., Mulligana T., Ehrenberg J., 2000. Observation and explanation of systematic split-beam angle measurement errors. *Aquat. Living Resour.* 13: 275-281
- Kingsford M.J., 1998a. Reef fishes. In: *Studying temperate marine environments: a handbook for ecologists*. Ed.: Kingsford, M.J. y Battershill, C. Canterbury University Press, Christchurch.
- Kingsford M.J., 1998b. Analytical aspects of sampling design. In: *Studying temperate marine environments: a handbook for ecologists*. Ed.: Kingsford, M.J. y Battershill, C. Canterbury University Press, Christchurch, pp 49-83.
- Kingsford M.J. y Battershill C., 1998. Subtidal habitats and benthic organisms of rocky reefs. In: *Studying temperate marine environments: a handbook for ecologists*. Ed.: Kingsford, M.J., Battershill, C. Canterbury University Press, Christchurch, pp. 84-114.
- Kingston J.C., Birks, H.J.B., Utala, A.J. y Cumming, B.F., and Smol, P., 1992. Assessing trends in fishery resources and water aluminium from paleolimnological analysis of siliceous algae. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 49: 116-127.
- Kirkman H., 1996. Baseline and monitoring methods for seagrass meadows. *J. Environ. Manage.* 47: 191-201.

- Knudsen H.P., 1990. The Bergen echo integrator: an introduction. *J. Cons int. Explor. Mer.* 47: 167-174.
- Kongsberg Simrad, 1998. Operator manual for the EM 950 multibeam sonar. Kongsberg Simrad AS, Horton, Norway.
- Korneliussen R.J. y Ona E. 2002. An operational system for processing and visualizing multi-frequency acoustic data. *ICES Journal of Marine Science* 59: 293-313.
- Laborel J. y Kempf M., 1967. Formação de vermetos e algas ciliaria nas costas do Brasil. *Trabalhos do Instituto Oceanográfico de la Universidade Federal de Pernambuco* 7/8:33-50.
- Laborel J., 1967. Les peuplements de Madréporaires de côtes tropicales du Brésil. Doctorate thesis. Faculté des Sciences de L'Université D'Aix-Marseille.
- Lawler A., 2000. Scientists gain access to sharper GPS signal. *Science* 288: 783.
- Leão Z.M.N., 1986. Guia para identificação dos Corais do Brasil. Recife: PPPG/UFBA, 57p.
- Leão Z.M.N., 1993. Abrolhos: refugio pleistocênico de uma fauna de corais. *Ciências da Terra*. Vol. 8, pp. 22-24.
- Leão Z.M.N., 1994. Threats to coral reefs environments. In: *Corals of southern Bahia*. Ed. Hetzel B. y Castro, C.B. Nova Fronteira, Rio de Janeiro, pp. 177-181.
- Lee J.T. y Cheng W.F., 2000. Performance evaluation of RTK GPS without SA effect. <http://www.gisdevelopment.net/aars/acrs/2000/ts13/masg0003pf.htm> .
- Legendre P. y Fortin M.J., 1989. Spatial pattern and ecological analysis. *Vegetatio* 80: 107-38.
- Legendre P. y Legendre L., 1998. *Numerical Ecology*. 2nd Edition. Elsevier, Amsterdam, 853 pp.
- Leick A., 1996. *GPS Satellite Surveying*. John Wiley & Sons Inc., New York, pp 317-318.
- Lincoln-Smith M.P., 1989. Improving multispecies rocky reef fish censuses by counting different groups of species using different procedures. *Environ. Biol. Fish.* 26: 29-37
- Ludwig J.A. y Reynolds J.F., 1988. *Statistical Ecology*, Wiley and Sons Press, New York.
- Lindholm J.B., Auster P.J., Ruth M. y Kaufman L., 2001. Modeling the effects of fishing and implication for the design of marine protected areas: juvenile fish response to variation in seafloor habitat. *Conservation Biology* 15 (2): 424-437.
- Loubersac L., Dahl A.L., Collotte P., LeMaire O., D'Ozouville L. y Grotte A., 1989. Impact assessment of Cyclone Sally on the almost atoll of Aitutaki (Cook Islands) by remote sensing. In: *Proceedings of the 6th International Coral Reef Symposium*, vol. 2. Townsville, Australia, pp. 455-462.
- Louchard M.E., Reid R.P., Stephens F.C. Davis, C.O. Leathers R.A. y Downes T.V., 2003. Optical remote sensing of benthic habitats and bathymetry in coastal environments at Lee Stocking Islands, Bahamas: a comparative spectral classification approach. *Limnol. Oceanogr.* 48 (1, part 2): 511-521.

- Luckhurst B.E. y Luckhurst K., 1978. Analysis of the influence of the influence of substrate variables on coral reef fish communities. *Mar. Biol.* 49: 317-323.
- Lugo A.E. y Morris G.L., 1982. Los sistemas ecológicos y la humanidad. Serie de Biología Vol. 23, Secretaria General de la Organización de los Estados Americanos (OEA), Programa Regional de Desarrollo Científico y Tecnológico, Washintong DC, 78 pp.
- Lutzenberger J.A., 1980. A fraude do proálcool. Fundação Gaia, Porto Alegre, www.fgaia.org.br/texts/fraude.html
- Lyzenga D.R., 1978. Passive remote sense techniques for mapping water depth and bottom features. *Applied Optics*, 17: 379-383.
- Lyzenga D.R., 1981. Remote sense of bottom reflectance and watter attenuation parameters in shallow water using aircraft and Landsat data. *International Journal of Remote Sensing*, 17: 155-166.
- Mabesoone J.M. y Coutinho P.N., 1970. Littoral and shallow marine geology of northern and northeastern Brazil. *Trabalhos do Instituto Oceanográfico da Universidade Federal de Pernambuco* 12: 1-214.
- MacArthur R.H., 1972. *Geographic Ecology*. Harper y Row, New York.
- MacIntire I.G., Cortés J. y Glynn P.W., 1994 . Anatomy of a dying coral reef: Punta Islotes Reef, Golfo Dulce, Costa Rica. *Proceedings of the colloquium on global aspects of coral reefs*, Miami, 1993. Ed.: Ginsgurg R.N. y Smith F.G.W. University of Miami, RSMAS, pp 261-266.
- Madsen J., 1999. Point intercept and line intercept methods for aquatic plant management. *Aquatic Plant Control Technical Note MI-02*, 16 pp.
- Magurran A.E., 1989. *Diversidad ecológica y su medición*. Ediciones Vedra. Barcelona, pp. 200.
- Maida M. y Ferreira B.P., 1995. Luz, sedimento e a formação de recifes de corais. I Simpósio sobre Processos Sedimentares e Problemas Ambientais na Zona Costeira Nordeste do Brasil, UFPE, Recife - PE.
- Maida M. y Ferreira, B.P., 1997. Coral reefs of Brazil: an overview. *Proceedings of the 8th International Coral Reef Symposium*, Vol. 1, pp 263-274.
- Mainly B.F.J., 1981. *Randomization and Monte Carlo methods in biology*. Chapman and Hall, London, 281 pp.
- Malakoff D., 1998. Death by suffocation in the Gulf of Mexico. *Science* 281: 190-192.
- Malmqvist B. y Maki M., 1994. Benthic macroinvertebrate assemblages in North Swedish streams - environmental relationships. *Ecography* 17: 9-16.
- Margalef R., 1993. *Teoría de los sistemas ecológicos*, 2^a edición. Publicacions de la Universitat de Barcelona, Barcelona, 290 pp.
- Maritorena S., Morel A. y Gentilli B., 1994. Diffuse reflectance of oceanic shallow waters: influence of water depth and bottom albedo. *Limnol. Oceanogr.* 39: 1689-1703.
- Matheron G., 1963. Principles of geostatistics. *Economic Geology* 58: 1246-1266.

- McBratney A.B. y Webster R., 1986. Choosing functions for semi-variograms of soil properties and fitting them to sampling estimates. *J. Soil Sci.* 37: 617-39.
- McClanahan T.R. y Mangi S., 2001 The effect of a closed area and beach seine exclusion on coral reef fish catches. *Fisheries Management and Ecology* 8: 107-121
- McFeeters S.K., 1996. The use of the normalized Water Index (NDWI) in delineation of open water features. *International Journal of Remote Sensing* 17(7): 1425 -1432.
- McRea J.E.Jr., Greene H.G., O'Connell, V.M. y Wanelfield, W.W., 1999. Mapping marine habitats with high resolution sidescan sonar. *Oceanologica Acta* 22(6): 679-686.
- Menges E.S., 1990. Population viability analysis for an endangered plant. *Conservation Biol.* 4: 52-62.
- Mokhtar M.B. y Ghani Aziz S.A.B.A., 2003. Integrated coastal zone management using the ecosystems approach, some perspectives in Malaysia. *Ocean y Coastal Management* 46: 407-419.
- Mouat D.A., Mahin G.G. y Lancaster G., 1993. Remote sensing techniques in the analysis of change detection. *Geocarolo International* 2: 39-50.
- Moura R.T., 1992. Biomassa, produção primária do fitoplâncton e alguns fatores ambientais na baía de Tamandaré, Rio Formoso - PE. Dissertação de Mestrado em Oceanografia Biológica. Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 247 pp.
- Mumby P.J. y Edwards A.J. 2002. Mapping marine environments with IKONOS imagery: enhanced spatial resolution can deliver greater thematic accuracy. *Remote Sensing of Environment* 82: 248-257
- Mumby P.J. y Harborne A.R., 1999. Development of a systematic classification scheme of marine habitats to facilitate regional management and mapping of Caribbean coral reefs. *Biological Conservation* 88: 155-163.
- Mumby P.J., Clark C.D., Green E.P., y Edwards A.J., 1998. Benefits of water column correction and contextual editing for mapping coral reefs. *International Journal of Remote Sensing*, 19: 203-210.
- Mumby P.J., Green E.P., Edwards A.J. y Clark C.D., 1997. Coral reef habitat-mapping: how much detail can remote sensing provide? *Marine Biology* 130: 193-202.
- Mumby P.J., Skirving W., Strong A.E., Hardy J.T., LeDrew E.F., Hochberg E.J., Stumpf R.P. y David L.T., 2004. Remote sensing of coral reefs and their physical environment. *Marine Pollution Bulletin* 48: 219-228.
- Murawski S.A., 2000. Definitions of the overfishing from an ecosystem perspective. *ICES Journal of Marine Science* 57: 649-658. 2000.
- Murphy D.L., 1985. Estimating Neighborhood Variability with a Binary Comparison Matrix. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 51(6): 667-674.
- Murray E., 2001. Procedural guideline No. 3-7: *in situ* quantitative survey of subtidal epibiota using quadrat sampling techniques. In: *Marine Monitoring Handbook*. Ed.: Davies J., Baxter J., Bradley M., Connor D., Khan J., Murray E., Sanderson W., Turnbull C. y Vincent M. Joint Nature Conservation Committee, Peterborough, pp 259-267.

- NOAA, 2000. GPS accuracy before and after SA removal. Interagency GPS Executive Board, NOAA National Geodetic Survey. <http://www.igeb.gov/sa/diagram.shtml> .
- NRC, 2001. Marine Protected Areas. Tools for sustaining ocean ecosystems. National Research Council (NRC), Committee on the Evaluation, Design, and Monitoring of Marine Reserves and Protected Areas in the United States. National Academy Press, Washington, DC, 272 pp.
- O'Connor B., 2001. Procedural guideline No. 2-2: sediment profile imagery. In: Marine Monitoring Handbook. Ed.: Davies J., Baxter J., Bradley M., Connor D., Khan J., Murray E., Sanderson W., Turnbull C. y Vincent M. Joint Nature Conservation Committee, Peterborough, pp. 211-215.
- O'Neill R.V., Ritters K.H., Wickham J.D. y Jones K.B., 1999. Landscape pattern metrics and regional assessment. *Ecosystem Health* 5(4): 225-233
- Occhipinti-Ambrogi A. y Savini D., 2003. Biological invasions as a component of global changing stressed marine ecosystems. *Marine Pollution Bulletin* 46: 542-551.
- Odum, E., 1971. *Fundamentos de ecología*, 4ª Edição. Fundação Calouste Gulbekian, Lisboa, 927 pp.
- Odum H.T., 1983. *Systems Ecology*. Wiley Interscience, New York, 644 pp.
- Økland R.H. y Eilertsen O., 1994. Canonical correspondence analysis with variation partitioning: some comments and an application. *J. Veg. Sci.* 5:117-26.
- Open University, 1999. *Waves, tides and shallow-water processes*, 2nd Edition. Revised for: Wright J., Colling A. y Park, D. Pergamon Press; Milton Keynes, 257 pp.
- Ouaidrari H. y Vermote E.F., 1999. Operational Atmospheric Correction of Landsat TM Data. *Remote Sens. Environ.* 70: 4-15.
- Paine D.P., 1981. *Aerial photography and Image Interpretation for Resources Management*. John Wiley & Sons Inc. New York.
- Palmer M. W., 1993. Putting things in even better order: the advantages of canonical correspondence analysis. *Ecology* 74: 2215-30.
- Palmer M.W. y White P.S., 1994. On the existence of communities. *J. Veg. Sci.* 5: 279-82.
- Pastors M.A., Rijnsdorp A.D. y Van Beek F.A., 2000. Effects of a partially closed area in the North Sea ("plaice box") on stock development of plaice. *ICES Journal of Marine Science* 57: 1014-1022.
- Pearce J. 2002. The future of fisheries - marine protected areas - a new way forward or another management glitch? *Editorial/Marine Pollution Bulletin* 44: 89-91.
- Pebesma E. y Wesseling C., 1998. Gstat: A program for geostatistical modeling. *Prediction and Simulation, Computers and Geosciences* 24(1): 17-31.
- Peterson A.T., 2001. Predicting species' geographic distributions based on ecological niche modeling. *The Condor* 103: 599-605.
- Petitgas P., 1993. Geostatistics for fish stock assessments: a review and an acoustic application. *ICES J. Mar. Sci.* 50: 285-298.
- Pielou E.C., 1975. *Ecological Diversity*. Wiley, Chichester.

- Pielou E.C., 1984. The interpretation of ecological data: a primer on classification and ordination. John Wiley & Sons, New York, 262 pp.
- Pohl C. y van Genderen J.L., 1997. Multisensor image fusion in remote sensing: Concepts, methods and applications. *International Journal of Remote Sensing* 19(5): 823-854.
- Prentice I. C., 1977. Non-metric ordination methods in ecology. *J. Ecol.* 65: 85-94.
- Pullian H.R., 1988. Sources, sinks and populations regulation. *Am. Naturalist* 132: 652-661.
- Pullian H.R., 2000. On the relationship between niche and distribution. *Ecology Letters* 3: 349-361.
- Rebouças A.C., 1962. Repartição dos sedimentos da Baía de Tamandaré. Monografia de Graduação, Escola de Geologia, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 59 pp.
- Reuss-Strenzel, G.M., 1997. Programa de monitoramento da Reserva Biológica Marinha do Arvoredo, Santa Catarina, Brasil: uma proposta metodológica. Dissertação de Mestrado em Geografia, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 107 pp.
- Richmond R.H., 1994. Effects of coastal runoff on coral reproduction. *Proceedings of the colloquium on global aspects of coral reefs*, Miami, 1993. Ed.: Ginsburg R.N. y Smith F.G.W.. University of Miami, RSMAS, pp. 360-364.
- Riedl R., 1980. Marine ecology-a century of changes. *P.S.Z.N.I.: Marine Ecology* 1: 3-46.
- Rivoirard J., Foote K.G., Fernandes P, y Bez N., 2000. Geostatistics for estimating fish abundance. Blackwell Science Inc.
- Roberts C.M., McClean C.J., Veron J.E.N., Hawkins J.P., Allen G.R., McAllister D.E., Mittermeier C.G., Schueler F.W., Spalding M., Wells F., Vynne C. y Werner T.B. 2002. Marine biodiversity hotspots and conservation priorities for tropical reefs. *Science*, 295: 1280-1284
- Robinson S.K., Thompson F.R., Donovan T.M., Whitehead D.R. y Faaborg, J., 1995. Regional forest fragmentation and nesting success of migratory birds. *Science* 276: 1987-1990.
- Rogers C.S., 1985. Degradation of Caribbean western Atlantic coral reefs. *Proceedings of the 5th International Coral Reef Congress, Tahiti, Vol. 6*, pp 503-508.
- Rogers C.S., 1990. Responses of coral reefs and reefs organism to sedimentation. *Marine Ecology Progress Series* 62: 185-202.
- Rueda M. y Defeo O., 2003. Spatial structure of fish assemblages in a tropical estuarine lagoon: combining multivariate and geostatistical techniques. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 296: 93-112
- Ruff B.P., Marchant J.A. y Frost A.R., 1995. Fish Sizing and Monitoring Using a Stereo Image Analysis System Applied to Fish Farming, *Aquacultural Engineering*, 14(2): 155-173
- Rupprecht W., 2000. Post SA GPS accuracy measurements. <http://www.wsrcc.com/wolfgang/gps/accuracy.html> .

- Sala E., Aburto-Oropeza O., Paredes G., Parra I., Barrera J.C. y Dayton P.K., 2002. A general model for designing networks of marine reserves. *Science* 298: 1991-1993.
- Salm R.V. y Clark, J., 2000. *Marine and Coastal Protected Areas. A Guide for Planners and Managers*. IUCN, Gland, 371 pp.
- Sandidge J.C., y Holyer R.J., 1998. Coastal bathymetry from hyperspectral observation of water radiance. *Remote Sens. Environ.* 65: 341-352
- Sgorbini S., Peirano A., Cocito S. y Morgigni M., 2002. An underwater tracking system or mapping marine communities: an application to *Posidonia oceanica*. *Oceanologica Acta* 25: 135-138.
- Sheppard C., 1995. The shifting baseline syndrome. *Marine Pollution Bulletin* 30, 766-767.
- Sheppard C.R.C., Matheson K., Bythell P., Murphy P., Blair Miers C., y Blake B., 1995. Habitat mapping in the Caribbean for management and conservation: use and assessment of aerial photography. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 5: 277-298.
- Silvester R., 1974. Coastal engineering I: generation, propagation and influence of waves. In: *Developments in Geotechnical Engineering*, Vol. 4A. Elsevier, Amsterdam.
- Simard Y., Legendre P., Lavoie G. y Marcotte D., 1992. Mapping, estimating biomass, and optimizing sampling programs for spatially autocorrelated data: case study of the Northern Shrimp (*Pandalus borealis*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 49: 33-45.
- Simrad, 1992. *Simrad EK500 scientific echo sounder instructional manual*. Simrad Subsea, Horten.
- Skreslet S., 1997. A conceptual model of the trophodynamical response to river discharge in a large marine ecosystem. *Journal of Marine Systems* 12: 187-189.
- Stachowitsch M., 1992. Benthic communities: eutrophication's "memory mode". In: *Marine Coastal Eutrophication*. Ed.: Vollenweider R.A., Marchetti R., Viviani R. *Science of the Total Environment*. Elsevier, Amsterdam, pp. 1017-1028.
- Stachowitsch M., 2003. Research on intact marine ecosystems: a lost era. *Marine Pollution Bulletin* 46: 801-805.
- Stachowitsch M. y Avcin, A., 1988. Eutrophication-induced modifications of benthic communities. In: *Eutrophication of the Mediterranean Sea: Receiving Capacity and Monitoring of Long-term Effects*. UNESCO Technical Reports in Marine Science 49: 67-80.
- Stanburry K.B. y Starr R.M., 1999. Application of Geographic Information Systems (GIS) to habitat assessment and marine resource management. *Oceanologica Acta* 22(6): 699-703.
- Steneck R.S., Ginsburg R.N., Kramer P., Lang J. y Sale, P. 2000. Atlantic and Gulf Rapid Reef Assessment (AGRRA): a species and spatially explicit reef assessment protocol. 9th International Coral Reef Symposium. Bali, Indonesia.
- Stumpf R.P. y Holderied K., 2003. Determination of water depth with high-resolution satellite imagery over variable bottom types. *Limnol. Oceanogr.* 48 (1, part 2): 547-556.

- Tagliani P.R.A., Landazurib H., Reisc E.G., Tagliani, C.R., Asmus, M.L. y Sánchez-Arcillae A., 2003. Integrated coastal zone management in the Patos Lagoon estuary: perspectives in context of developing country. *Ocean y Coastal Management* 46: 807-822.
- Tassan S., 1996. Modified Lyzenga's method for macroalgae detection and classification of shallow marine habitats. *Marine Technology Journal* 28: 68-74.
- ter Braak, C. J. F. 1986., Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology* 67: 1167-79.
- ter Braak, C.J.F. y Juggins, S., 1993. Weighted averaging partial least squares regression (WA-PLS): an improved method for reconstructing environmental variables from species assemblages. *Hydrobiologia* 269/270: 285-502.
- ter Braak, C.J.F. y Prentice I. C., 1988. A theory of gradient analysis. *Adv. Ecol. Res.* 18: 271-313.
- ter Braak, C.J.F. y Šmilauer P., 1998. CANOCO reference manual and User's guide to Canoco for Windows: Software for Canonical Community Ordination (version 4). Microcomputer Power, Ithaca.
- ter Braak C.F.J. y Looman C.W.N. 1995. Regression. In: *Data analysis in community and landscape ecology*. Ed.: Jongman, R.H.G., ter Braak, C.J.F. y van Tongeren, O.F.R. Cambridge University Press, Cambridge, pp 29-77.
- ter Braak C.F.J., 1995. Ordination. In: *Data analysis in community and landscape ecology*. Ed.: Jongman R.H.G., ter Braak C.J.F. y van Tongeren O.F.R. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 91-173.
- ter Braak C.J.F. y Verdonschot P.F.M., 1995. Canonical correspondece analysis and related multivariate methods in aquatic ecology. *Aquatic Sciences (57)* 3: 255-289.
- Testa V. y Bosence D.W.J., 1999. Physical and biological controls on the formation of carbonate and siliciclastic bedforms on the north-east Brazilian shelf. *Sedimentology* 46: 279-301.
- Traynor J.J., 1986. Some preliminary results using a new split-beam/dual-beam target strength measurement system. ICES, C.M. 1986/B: Fish capture committee.
- Traynor J.J., Ehrenberg J.E., 1990. Fish and standard sphere target strength measurements obtained with a split-beam/dual-beam system. *Int. Symp. Fish. Acoustic*, June 22-26 1990 Seattle, WA, USA. *Rapp. P.-v. Réun. Cons. Int. Explor. Mer.* 189: 325-335.
- Tseng C., Chen S., Huang C. y Liu C., 2001 GIS-assisted site selection for artificial reefs. *Fisheries Science* 67: 1015-1022.
- Tsontos V.M. y Kiefer D.A., 2003. The Gulf of Maine biogeographical information system project: developing a spatial data management framework in support of OBIS. *Oceanologica Acta* 25: 199-206.
- Turner M.G., 1989. Landscape ecology: the effect of pattern on process. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 20: 171-197.
- Tuya F. Boyra, A., Sanchez-Jerez P., Barbera C, y Haroun R., 2004a. Can one species determine the structure of the benthic community on a temperate rocky reef? The case of the long-spined sea-urchin *Diadema antillarum* (Echinodermata: Echinoidea) in the eastern Atlantic. *Hydrobiologia* 519: 211-214.

- Tuya F., Martín J.A., Luque A., 2004b. Patterns of nocturnal movement of the sea urchin *Diadema antillarum* (Philippi) in Gran Canaria (Canary Islands, central east Atlantic Ocean). *Helgol. Marine Research* 58(1): 26-31.
- Uibleim F., Bordes F. y Castillo R., 1996. Diversity, abundance and depth distribution of demersal deep-water fishes off Lanzarote and Fuerteventura. Canary Islands. *Journal of Fish Biology*: 49 (Supplement A) 75-90.
- Uibleim F., Bordes F., Castillo R. y Ramos A.G., 1998. Spatial distribution of shelf- and slope-dwelling fishes collected by bottom longline off Lanzarote and Fuerteventura, Canary Islands. *Marine Ecology* 19(1): 53-66.
- Underwood A.J., 1992. Beyond BACI: the detection of environmental impacts on populations in the real, but variable, world. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 161: 145-178.
- UNEP 1995. Global Biodiversity Assessment. United Nations Environment Program and Cambridge University Press, New York, 1139 pp.
- van Hengel W. y Spitzer D., 1991. Multi-temporal water depth mapping by means of Landsat TM. *Int. J. Remote Sensing*, 12(4): 703-712.
- van Tongeren, O.F.R., 1995. Cluster analysis. In: Data analysis in community and landscape ecology. Ed.: Jongman, R.H.G., ter Braak, C.J.F., van Tongeren, O.F.R.. Cambridge University Press, Cambridge, pp.174-212.
- Verdonschot, P.F.M., and ter Braak, C.J.F., 1995. An experimental manipulation of oligochaete communities in mesocosmos treated with chlorpyrifos or nutrient additions: multivariate analysis with Monte Carlo permutation tests. *Hydrobiologia* 278: 251-266.
- Vermote E., Tanré D., Deuzé J.L., Herman M. and Morcrette J.J., 1997. Second Simulation of the Satellite Signal in the Solar Spectrum (6S) User Guide Version 2. http://loasys.univ-lille1.fr/informatique/sixs_gb.html .
- Viceconsejería de Medio Ambiente de Canarias, 1997. Natura 2000 dossier: aplicación de la directiva hábitats en canarias, propuestas sucesivas de LICs, constitución Red Natura. Informe técnico, La Laguna, pp. 26.
- Ward T., Kenchington, R.A., Faith, D.P. and Margules, C.R., 1998. Marine BioRap Guidelines: Rapid Assessment of Marine Biological Diversity. CSIRO Perth, 52pp.
- Watson R.A. y Quinn, T.J., 1997. Performance of transect and point count underwater visual census methods. *Ecological Modelling* 104(1): 103-112.
- Webster R. y Oliver M., 2001. Geostatistics for environmental scientists. John Wiley & Sons, Ltd., West Sussex.
- Werdell P.J. y Roesler C.S., 2003. Remote assessment of benthic substrate composition in shallow waters using multispectral reflectance. *Limnol. Oceanogr.* 48(1, part 2): 557-567.
- Whittaker R. H., 1967. Gradient analysis of vegetation. *Biol. Rev.* 42: 207-64.
- Whittaker R. H., 1969. Evolution of diversity in plant communities. *Brookhaven Symp. Biol.* 22: 178-95.
- Wilkinson C.R., 2000. World-wide coral reef bleaching and mortality during 1998: A global climate change warning for the new millennium? In: *Seas at the Millennium:*

- An Environmental Evaluation, Vol. III. Ed.: Sheppard, C. Global Issues and Processes. Pergamon, Amsterdam, pp. 43-57.
- Williamson N.J. y Traynor, J.J., 1996. Application of one-dimensional geostatistical procedure to fisheries acoustic surveys of Alaskan pollock. ICES J. Mar. Sci., 53: 423-428.
- Wiman B.L., 1991. Implications of environmental complexity science and policy, Global Environ. Change (June): 235-247.
- With K. y King, A., 1999. Extinctions thresholds for species on fractal landscapes. Conservation Biology 13(2): 314-326.
- Yang X., 1997. Georeferencing CAMS data: polynomial rectification and beyond. Ph.D. Dissertation, University of South Carolina, Columbia.