



**Evaluation
Ecologica
Integral**

Parque Nacional

del Este,

República

Dominicana

**Tomo 2: Recursos
Marinos**



*evaluacion
ecologica
integral*

PARQUE NACIONAL DEL ESTE
REPUBLICA DOMINICANA

TOMO 2: RECURSOS MARINOS

por

Mónica Vega
Mark Chiaponne
Gabriel A. Delgado
Robb Wright
Kathleen M. Sullivan

por

Paula Vega
Georgina Bustamante

THE NATURE CONSERVANCY

Derechos reservados © 1997, The Nature Conservancy. Todos los derechos reservados. Queda prohibida la reproducción parcial o total por cualquier método, ya sea fotográfico, electrónico, mecánico o de otra índole, sin previa autorización escrita de impresores.

Para mayor información, dirijase a:

The Nature Conservancy
Conservation Science and Stewardship Division
Latin America and Caribbean Division
1815 Lynn Street
Arlington, Virginia 22209, USA
Teléfono: (703) 841-2710
Fax: (703) 841-2722

**Evaluación Ecológica Integral del Parque Nacional del Este, República Dominicana.
Tomo 2: Recursos marinos**

ISBN 0-9643786-7-1

Mónica Vega
Mark Chiappone
Gabriel A. Delgado
Robb Wright
Kathleen M. Sullivan

Fotografías de la cubierta. De la portada: Cortesía de GPS Aerial Services, Ormond Beach, Florida. De la contraportada: Imagen Landsat del Parque Nacional del Este suministrada por EOSTAT, Washington, DC. Otras fotografías: Cortesía de Patrice Ciesel, John G Shedd Aquarium, Chicago, Illinois.

Editado por Media Publishing Ltd, 31 Shirley Park Avenue, PO Box N-9240, Nassau, BAHAMAS. Media Publishing is a division of Media Enterprises Ltd. Tel: (242) 325 8210 Fax: (242) 325 8065. E-mail: info@bahamasmedia.com



TABLA DE CONTENIDO

PROLOGO 5

RECONOCIMIENTOS 6

1. INTRODUCCION 7

- 1.1 ¿Qué es una Evaluación Ecológica Integral?
- 1.2 Reseña del Parque Nacional del Este
- 1.3 Estudios previos realizados en el Parque Nacional del Este
- 1.4 La Evaluación Ecológica Integral en el Parque Nacional de Este

2. METODOS 13

- 2.1 Comunidades de manglares
- 2.2 Comunidades del litoral rocoso intermareal
- 2.3 Comunidades bentónicas
- 2.4 Comunidades de peces

3. RESULTADOS Y DISCUSION 17

- 3.1 Comunidades de manglares
 - 3.1.1 Diversidad
 - 3.1.2 Suelos
 - 3.1.3 Fauna de crustáceos
 - 3.1.4 Fauna de moluscos
 - 3.1.5 Conclusiones
- 3.2 Comunidades del litoral rocoso intermareal
 - 3.2.1 Patrones de riqueza de especies
 - 3.2.2 Composición por especies
 - 3.2.3 Patrones de zonación vertical
 - 3.2.4 Conclusiones
- 3.3 Comunidades bentónicas
 - 3.3.1 Comunidades bentónicas de fondo duro
 - 3.3.2 Comunidades bentónicas de fondo blando
 - 3.3.3 Análisis de los patrones encontrados
 - 3.3.4 Conclusiones
- 3.4 Comunidades de peces
 - 3.4.1 Riqueza de especies
 - 3.4.2 Patrones de similitud
 - 3.4.3 Análisis de grupos tróficos
 - 3.4.4 Escasez de peces el gran talla
 - 3.4.5 Conclusiones

4 RECOMENDACIONES 44

- 4.1 Recomendaciones para el establecimiento del parque marino
- 4.2 Recomendaciones de manejo
 - 4.2.1 Pesca y recolección
 - 4.2.3 Contaminación
 - 4.2.3 Sedimentación
 - 4.2.4 Turismo y recreación

- 4.3 Recomendaciones de investigación
- 4.4 Recomendaciones sobre el ecoturismo
- 4.5 Recomendaciones para la ubicación de las boyas

5 APENDICES 50

- 5.1 Las comunidad del manglar 50
 - 5.1.1 Manglares del Caribe
 - 5.1.2 Suelos del manglar
 - 5.1.3 Fauna de crustáceos
 - 5.1.4 Fauna de moluscos
 - 5.1.5 Descripción de las comunidades
 - 5.1.6 Lista sistemática de moluscos y crustáceos
- 5.2 La comunidad del litoral rocoso intermareal 61
- 5.3 Las comunidad de praderas de hierbas marinas 65
 - 5.3.1 Requerimientos físicos
 - 5.3.2 Asociaciones faunísticas
 - 5.3.3 Principales características
 - 5.3.4 Interacción con los arrecifes coralinos
 - 5.3.5 Cómo responden a los tensores?
- 5.4 La comunidad arrecifal 68
 - 5.4.1 ¿Las zooxantelas y los requerimientos físicos de los arrecifes coralinos
 - 5.4.2 La competencia conduce a la especialización
 - 5.4.3 Composición por especies
 - 5.4.4 Teorías acerca de la diversidad
 - 5.4.5. El reciclaje de nutrientes
 - 5.4.6 Zonación arrecifal
 - 5.4.7 Amenazas de los arrecifes coralinos
 - 5.4.8 Desarrollo costero
 - 5.4.9 Contaminación
- 5.5 Peces (principales componentes de las comunidades arrecifales) 81
 - 5.5.1 Ecología de los peces arrecifales
 - 5.5.2 Pesquerías arrecifales
 - 5.5.3 Amenazas a las poblaciones de peces
- 5.6 Mapas de las comunidades bentónicas

6 LITERATURA CITADA 90



PROLOGO

Los habitantes del planeta están comenzando a comprender que todos los procesos naturales están relacionados de una forma u otra, y que el Hombre es el principal responsable de la ruina de muchos recursos y ecosistemas. Muchos países en los cuales el turismo es una importante fuente de ingresos, como la República Dominicana, por ejemplo, se empezó a entender el significado que posee la conservación de las áreas marinas. El manejo correcto de los recursos marinos depende de muchos factores que varían con la localidad y el país. La evaluación del estado ecológico de las comunidades marinas naturales es de suma importancia. Constituye el primer paso del proceso de conservación, y es la base para el desarrollo de cualquier plan de manejo racional de un área determinada.

El objetivo de este documento es compilar los resultados científicos obtenidos durante la investigación, y servirá de base para el plan de manejo del Parque Nacional del Este. El documento fue redactado para los administradores del parque y las autoridades responsables de tomar las decisiones. El informe se redactó en español para el personal del parque, y en inglés para la comunidad internacional, de modo que ambos estuvieran informados. La comunidad internacional puede así dar retroalimentación a los primeros.

RECONOCIMIENTOS

El Proyecto de Parques en Peligro (PIP) de The Nature Conservancy financió la Evaluación Ecológica Integral del área costera del Parque Nacional del Este de la República Dominicana. En este proyecto se emplearon fondos de US-AID, PRONATURA, el Programa del Caribe de The Nature Conservancy, y la Universidad de Miami. The Nature Conservancy también prestó ayuda financiera a través del Centro para la Florida y el Caribe de Ciencias de la Conservación Marina (Florida and Caribbean Marine Conservation Science Center), que funciona en el Departamento de Biología de la Universidad de Miami. El trabajo de campo fue realizado por personal (ver el Informe Técnico) de varias instituciones, como el Acuario Nacional, el Centro de Biología Marina (CIBIMA) de la Universidad Autónoma de Santo Domingo y el Museo de Historia Natural, todas de la República Dominicana; y por la parte de los E.U., The Nature Conservancy, la Universidad de Miami, el J.G. Shedd Aquarium, la Fundación Munson, y la Fundación MacArthur.

La recopilación de la información para este informe final es el resultado de la colaboración de muchas instituciones y personas, cuya ayuda es inestimable y sin las cuales todo esto no hubiera sido posible. Expresamos nuestro reconocimiento a las siguientes personas por su continua asistencia y apoyo:

Rubén Torres
Emily Schmitt
Bob Sluka
Jeff Schmitt
Manuel Delgado
Oilda Delgado
Enrique Pugibet
Francisco Geraldès
Robb Wright

Agradecemos también la labor de Paula Vega y la Dra. Georgina Bustamante, esta última del Florida and Caribbean Marine Conservation Science Center de The Nature Conservancy, quienes realizaron la traducción del libro al español.

UNO

INTRODUCCIÓN



I.1 ¿QUE ES UNA EVALUACION ECOLOGICA INTEGRAL?

Una evaluación ecológica integral (EEI) es un proceso flexible desarrollado por The Nature Conservancy que utiliza metodologías integradas para obtener y analizar, con bajo costo, información biológica y ecológica básica para la toma de decisiones en cuanto a la conservación y el manejo de los recursos. Este método se desarrolló ante la necesidad de llevar a cabo programas de conservación en áreas en desarrollo, o que está poco estudiadas, o que poseen una diversidad excepcional tanto de hábitats, como de especies.

La EEI integra de forma jerarquizada métodos y análisis cada vez más detallados, con el objetivo de producir mapas de comunidades naturales y descripciones de su flora y fauna, y definir las prioridades de conservación. La síntesis de esta información es la base para planear programas de monitoreo y para desarrollar

una estrategia para la protección, manejo e investigación del área protegida. El término “rápida” es relativo; la duración de estas evaluaciones varía grandemente dependiendo del tamaño del área, de la disponibilidad de imágenes de satélite y mapas, y de datos previos obtenidos de estudios de las comunidades naturales y la flora y fauna del área. Asimismo, los objetivos, fundamentación, y procedimientos de campo de cada EEI también varían de acuerdo a la región. Generalmente estas evaluaciones se concentran en lo siguiente:

- descripción inicial de las comunidades naturales,
- desarrollo de mapas base de la comunidad,
- inventarios de flora y fauna, e
- identificación de las amenazas presentes y/o potenciales.

Esta información puede ser utilizada para establecer información básica del estado de los componentes del ecosistema marino, así como para proporcionar la base para el desarrollo de programas de monitoreo. La información producida por la EEI, junto con

información histórica y anecdótica, permitiría la evaluación ulterior de las prácticas de conservación y manejo de los recursos llevados a cabo en áreas marinas protegidas.

La EEI se basa en el análisis y verificación de campo de imágenes de satélite, fotografías aéreas, y mapas. Esto permite la caracterización de los componentes biológicos, físicos y sociales de un sistema natural, y la demarcación de las áreas prioritarias y las amenazas potenciales. El trabajo de campo reúne información biológica y ecológica detalladas de toda el área de estudio y proporciona una forma eficiente de inventariar que sirve de apoyo a análisis adicionales, al monitoreo, y a las necesidades de planificación. Antes de comenzar los trabajos de campo, hay que decidir cuales son los objetivos principales del estudio, ya que estos varían para cada área y proyecto. También se debe recopilar la mayor información posible sobre el área que se va a estudiar: estudios previos, condiciones oceanográficas, geología, mapas, fotografías aéreas, imágenes de satélite, etc. El objetivo del trabajo de campo en sí es recopilar toda la información existente para caracterizar, evaluar, y establecer guías para un plan de manejo y el monitoreo subsecuente de las comunidades marinas someras de esa área. Las prioridades de muestreo deben incluir por lo menos un ejemplo de cada tipo de comunidad, en especial de aquellas que sean raras, vulnerables o se encuentren en peligro. En resumen, deben establecerse prioridades de muestreo que incluyan la colecta de la cantidad mínima de información necesaria para verificar los mapas originales con los datos de campo, y para evaluar las comunidades que están en el área. Es importante establecer estas prioridades cuando los recursos, el tiempo, o el personal es limitado.

El Centro de Florida y el Caribe para la Ciencia de la Conservación Marina (FCMCSC) y The Nature Conservancy (TNC) financian algunos parques marinos y áreas protegidas en el Atlántico occidental tropical empleando un Sistema de Información Geográfica (SIG) computarizado y métodos de percepción remota, para la conservación y el manejo de estas áreas. En la medida que las bases de datos permitan monitorear y mejorar la supervisión del estado de las comunidades marinas, estas tendrán que interactuar no sólo con el programa computarizado del GIS, sino también con bases de datos numéricos de gran tamaño, particularmente de datos de calidad de agua. Ambos centros han proporcionado apoyo científico y técnico para la conservación marina en muchos países del Caribe. Se han realizado con éxito Evaluaciones Ecológicas Integrales en el Parque Marino de Montego Bay, Jamaica (Grossman et al., 1991) y en la Laguna de Punta Ycacos, en el Distrito Toledo, de

Belize. Las EEIs se han concentrado generalmente en la ejecución de entrenamientos en el propio país, el desarrollo de mapas base de las comunidades, y el desarrollo subsecuente de programas de monitoreo y restauración de las áreas protegidas, tanto terrestres como marinas. También se utiliza la información colectada en las EEIs para monitorear la biodiversidad marina a través de las Bases de Datos Biológicos y de Conservación (BDBC) de la Red Patrimonial (Heritage Network) que posee The Nature Conservancy. Estas bases utilizan un método de organizar la información basado en programas computarizados y mapas. El método ordena jerárquicamente las especies de acuerdo al grado de amenaza, basado en su fragilidad ecológica y en la estrategia de sus ciclos de vida en cada área geográfica. La información obtenida por la red permite establecer prioridades regionales y locales de conservación (Sullivan et al., 1994a).

I.2 RESEÑA DEL PARQUE NACIONAL DEL ESTE

El Parque Nacional del Este está localizado en la costa suroriental de la República Dominicana. Topográficamente, se encuentra entre San Rafael de Yuma, La Granchorra, La Romana, y Mano Juan, y está delimitado en el norte por San Rafael de Yuma, al este por la Bahía de Yuma, y al sur y oeste, por el mar Caribe. Fue declarado área protegida en septiembre de 1975 y posee aproximadamente 42,000 hectáreas de terreno (tierra firme e islas pequeñas).

El terreno del parque consiste mayormente de varias terrazas de roca coralina del Pleistoceno que emergieron del océano y cuya elevación ahora varía entre 15 y 60m por encima del nivel del mar. La caliza costera es extremadamente porosa y llena de cavidades y restos coralinos fósiles (Benchmarks, 1973). Existen dos fallas geológicas normales. Una está al noreste, cerca de Boca de Yuma y se extiende por casi 20km de este a noreste. La otra yace en el lado sureste cerca de La Granchorra y se extiende por aproximadamente 12km del este al sureste (Cano, 1993).

El clima del parque es típicamente tropical. La temperatura media anual del aire es 26.5°C, con muy poca variación anual (<2°). La humedad es muy estable, con una media de 79%. La precipitación promedio anual es de 1000 mm, y cerca del 70% ocurre entre mayo y julio, y entre septiembre y octubre. Los Vientos Alisios del Noreste soplan casi continuamente desde el noreste y el este (Benchmarks, 1973). Una característica notable del parque es la ausencia de fuentes de agua dulce. No existen ríos, lagos, charcas, riachuelos ni pantanos de agua dulce (Towle et al., 1973). Sin embargo, parecen

Isla Saona es, además, de gran interés, ya que es la única isla dominicana que posee tres lagunas de agua salada.

La geología, geomorfología e hidrogeología del parque, junto con el clima húmedo tropical que lo caracteriza, todo ello indica que, debido a la alta porosidad del suelo coralino, existe un gran flujo de agua subterránea, cargada de nitrógeno, hacia el océano (Cano, 1993).

1.3 ESTUDIOS PREVIOS REALIZADOS EN EL PARQUE NACIONAL DEL ESTE

Las investigaciones en el área del Parque Nacional del Este son escasas. Con pocas excepciones, la mayor parte de la información disponible fue obtenida a través de estudios realizados como base para declarar el área como parque nacional, o para su plan de manejo subsiguiente. Esta información se resumirá y discutirá brevemente a continuación. También nos referiremos a ella en el epígrafe de Resultados y Discusión de este informe.

En 1973, Metcalf et al. (1977) realizaron un estudio de oceanografía física con botellas de deriva. Estas fueron recuperadas posteriormente con el fin de estudiar el intercambio de agua entre el Océano Atlántico y el Mar Caribe a través del Canal de la Mona. Brucks (1971) realizó un estudio similar, pero en todo el Caribe. Ambos estudios poseen gran importancia, ya que el sistema de corrientes que influye sobre el Parque Nacional del Este es responsable de gran parte de la distribución de la fauna marina existente al depender de las corrientes marinas para la dispersión de sus larvas. Igual o aún más importante es el hecho que estas corrientes fuertes también pueden portar grandes cantidades de contaminantes que ciertamente afectarían la fauna y flora del parque: basura que arribe las costas, contaminantes que afecten la salud de la fauna y flora local, enfermedades y virus, petróleo y otros minerales, etc.

El estudio de Metcalf et al. (1977) indica que existe “un sistema de corrientes extremadamente complejo en el Canal de la Mona, con algunas botellas derivando desde el Caribe hasta el Océano Atlántico y otras en dirección opuesta” (Figura 1). Parece que existe un patrón muy complicado de mareas y corrientes residuales. De mayor importancia aún, Metcalf et al. (1977) reconocieron que “existe un peligro bastante real de que contaminantes superficiales provenientes del Canal de la Mona deriven hacia las costas de la República Dominicana” (Metcalf et. al., 1977).

Gauge y Arnemann (1982) realizaron un estudio de la pesquería costera y su manejo en la República Dominicana. Se concentraron en la estimación independiente de la producción pesquera, el número y tipos de embarcaciones, y el número de pescadores activos en 73 áreas costeras diferentes, así como la evaluación de los diferentes artes de pesca y la captura por unidad de esfuerzo (C.P.U.E.) de cada área. La Isla Saona fue una de las áreas estudiadas, y hasta la fecha es el único estudio de pesquerías que se ha realizado en el Parque Nacional del Este. Esta información es importante porque, como veremos más adelante, la sobrepesca y los métodos de pesca utilizados en el parque son dos de los problemas mayores identificados en el presente estudio.

El único estudio anterior en el área marina del Parque Nacional del Este es el de Olivares (1984). La investigación consistió en el estudio de la composición, distribución, y abundancia de la comunidad de zooplancton en la Bahía de las Calderas, en la costa sur del parque. Este trabajo también ofrece datos sobre la temperatura, salinidad, y profundidad en el área. La importancia de los estudios radican en el hecho de que el zooplancton sirve de base para caracterizar la productividad biológica del área.

Olivares halló que no existían en el área diferencias notables de temperatura debido a su poca profundidad, y que éstas tampoco variaban considerablemente con los cambios de marea. En cambio, la salinidad sí mostró diferencias en diferentes áreas y durante el ciclo de marea. La salinidad resultó alta en la bahía (37 y 38‰) y disminuye a niveles normales del océano (35‰) al salir de la bahía. Tanto la salinidad superficial como la de 1m de profundidad, disminuían según aumentaba el nivel de marea, demostrando que al disminuir la marea hay una salida de agua de la Bahía de las Calderas que produce un aumento de la salinidad. Encontraron bajos tenores de salinidad en una estación fuera de la entrada de la bahía. Después, con la subida de la marea, se observaron estos mismos bajos valores en la entrada de la bahía y posteriormente en la medida que se movía el agua hacia el interior de la misma. Este hallazgo indican la existencia probable de una fuente subterránea de agua dulce en algún lugar cercano a la entrada de la Bahía que aporta agua dulce hacia el interior de la misma.

El análisis del zooplancton parece indicar que la composición de la comunidad se mantiene constante mientras cambia la marea. Se halló, sin embargo, que sí existen diferencias significativas en la dominancia de ciertos grupos con el cambio de marea. Parece ser que

la marea alta puede concentrar algunas especies hacia la parte noroeste de la bahía. También se afirma que algunos grupos pierden parte de su población con la salida del agua de la bahía en el reflujó de marea.

Previo a la declaración del área como parque nacional en 1975, se realizaron tres estudios o muestreos. Estos formaron la base para la declaración actual del área como parque. Se contrató en 1973 a la compañía Benchmarks, Inc. para producir un documento que no solo describiera y señalara los valores y cualidades especiales de los recursos naturales y socio-culturales del parque, sino que también propusiera algunas ideas para su futuro plan de manejo. Entre las ideas propuestas hay algunas que tratan específicamente con la conservación de manatíes, tortugas, langostas, lambíes, flamencos, etc. Además de las descripciones generales de la flora, fauna, geología, e historia del área, el documento también tuvo en cuenta algunos problemas que enfrentaría el parque, como son los conflictos existentes entre pescadores y agricultores. El estudio también brinda algunas ideas sobre el desarrollo del ecoturismo relacionado con el mar, así como la forma de seleccionar y formar a los futuros guardaparques y al personal en general.

En 1973, varios investigadores del Island Resources Foundation, Inc. realizaron otro estudio mucho más completo, aunque complementario (Towle et al., 1973). Este conjunto de estudios titulado *Report on Terrestrial Wildlife, Marine Habitats and Management Aspects of Marine Oriented Recreation in the Proposed Parque Nacional del Este, Dominican Republic, and Site Suitability and Management Aspects of Marine-Oriented Recreation in the Proposed Parque Nacional del Este, Dominican Republic* se apoya en la interpretación de fotografías aéreas y reconocimientos en helicóptero, con verificación de campo, y ofrece la mejor descripción documentada del ambiente y la vida marina (inventarios) en el parque antes de la ejecución de esta EEL. Esta serie de estudios son, por tanto, útiles para detectar variaciones temporales en las especies dominantes de fauna y flora en las diferentes localidades del parque.

Estos estudios formularon recomendaciones específicas de manejo dirigidas hacia la conservación de especies de vida silvestre amenazadas tales como tortugas, manatíes, y flamencos; y de especies de importancia económica, como langostas y lambíes. También previenen la aparición de algunos problemas con la creación del parque, identifican necesidades de investigación y sugieren ideas relacionadas con el ecoturismo.

En 1975 Caboza y Pierce, Jr. (1975) efectuaron un breve

inventario submarino en las aguas que rodean el parque y otras dentro del mismo. Aunque fue sólo un simple estudio descriptivo que carece de una base cuantitativa, señala la existencia de una escasez general de peces de gran tamaño y sugiere que la pesca con arpón sea la responsable de este problema.

Después de la declaración del área como parque nacional, la Dirección Nacional de Parques elaboró un Plan de Manejo del Parque Nacional del Este (Fahrenkrog, 1979). Este plan de manejo fue el primero de su clase elaborado para cualquiera de los parques de la República Dominicana. No solo describe el parque y sus recursos, sino que incluye listas preliminares e incompletas de especies marinas de peces, reptiles, mamíferos, corales, moluscos, y algas y hierbas marinas, entre otros.

El plan de manejo divide el parque en tres áreas de acuerdo con las características de los recursos disponibles y al uso destinado a cada una. También traza el plan de manejo y vigilancia, así como las actividades recreativas, educacionales, y de investigación que se desarrollarían. Mas importante aún, el plan de manejo también propone que el Paso del Catuano (Bahía de Catalinita) que separa la Isla Saona de la tierra firme sea incluido dentro de los límites del parque para así poder conservar una importante zona de cría de muchos animales marinos. Además, propusieron que la franja de 500 m que se extiende desde la costa (tanto desde tierra firme como de la Isla Saona) fuera incluida también dentro de los límites del parque para proteger los recursos naturales y para investigación, educación, y recreación.

En 1993, la Dirección Nacional de Parques (DNP), junto con la Agencia Española de Cooperación Internacional (AECI) terminó un proyecto sobre el uso público, la protección, y la recuperación de la vida silvestre del Parque Nacional del Este (Cano, 1993). Este estudio brinda una descripción muy completa del área, incluyendo no solo los recursos naturales (su geología, geomorfología e hidrogeología, las lagunas, la topografía, el clima, la vegetación, y la fauna) y culturales (arqueología, historia, espeleología), sino también de algunas características específicas tales como el uso del suelo, el acceso al parque, la demografía, y los servicios recreativos y turísticos. Asimismo, propone proyectos bien diseñados que tratan del uso público del parque y la infraestructura asociada al mismo, así como de las investigaciones, la conservación, y la recuperación de la vida silvestre. Los autores, sin embargo, reconocen que por diferencias en la metodología, fue imposible muestrear las áreas mari-

nas y su flora y fauna características. No obstante, pudieron muestrear los moluscos intermareales en algunas zonas, lo cual es útil al menos para complementar el presente estudio.

Finalmente, no se puede dejar de mencionar una serie de estudios realizados por arqueólogos dominicanos en las Islas Catalinita y Saona (Vega, 1987). En estos estudios, el descubrimiento y la evidencia fotográfica de grandes pilas de conchas de lambí llamadas “conchales” o “concheros” no solo demuestra la gran importancia económica de *Strombus gigas*, tanto para los indios Taínos como para los pescadores modernos, sino también la gran abundancia de individuos y por tanto, la magnitud del recurso pesquero que una vez existió en el área. Vega nota “ Es interesante ver como los lugares donde más conchales precolombinos existen son los mismos donde, hoy en día, los pescadores todavía se dedican a la misma labor y crean conchales ‘modernos’ paralelos. El lugar del país con mayores conchales modernos es la isla Catalinita, entre Saona y Boca de Yuma”.

Se puede concluir que aunque se hayan realizado estudios en las áreas marinas que rodean el parque, estos (con la excepción del estudio de Olivares (1984) y Towle et al. (1973)) se limitan a brindar tan solo listados de especies. No se ha realizado ningún estudio profundo sobre la ecología de los hábitats marinos. Tampoco ha habido ningún esfuerzo para identificar de una forma específica la amenaza que enfrentan estos ambientes marinos y sus habitantes, o para elaborar un plan de manejo que los incluya.

I.4 LA EVALUACION ECOLOGICA INTEGRAL EN EL PARQUE NACIONAL DEL ESTE

Hasta la fecha, la EEI realizada en el Parque Nacional del Este ha consistido en tres fases: la recopilación de antecedentes y mapas de la región, la adquisición de fotografías aéreas de alta resolución de la región, y finalmente, la evaluación ecológica del área llevada a cabo por tres grupos de científicos en más de 21 días de trabajo de campo. Los investigadores se dividieron en tres grupos a cargo de:

- muestreo en el litoral rocoso intermareal y los manglares,
- muestreo del bentos (en sedimentos blandos y en fondos duros), y
- censos visuales de las comunidades de peces

El objetivo del trabajo de campo fue cubrir la mayor

cantidad de área del parque posible, tomando datos para la caracterización inicial de los diferentes componentes del parque: manglares, bentos, peces, y sistemas costeros. Los objetivos de campo de la EEI en Parque Nacional del Este fueron:

1. Inventarios de especies y caracterización del sustrato y las formas de vida (o biota) en las comunidades arrecifales y de praderas de hierbas marinas en todo el parque.
2. Censos para caracterizar las comunidades de peces arrecifales y evaluar, de forma preliminar, el impacto de la pesca en el parque.
3. Caracterización cuantitativa de las comunidades del litoral rocoso intermareal y los manglares.

DOS METODOS



Con el fin de arribar a un consenso con base científica, y con un tiempo limitado de trabajo de campo, se trató de obtener un máximo de información que pudiera ser relacionada con planes estratégicos de monitoreo y con acciones de manejo. La metodología utilizada para la verificación de campo y la colecta de datos se describe en el manual de la EEI (Sullivan et al., 1994a). Consulte este manual para revisar los métodos que se utilizaron en el Parque Nacional del Este. En él se incluyen fichas de datos, protocolos, y referencias para los métodos de campo.

2.1. COMUNIDADES DE MANGLAR

La primera etapa consistió en reconocimiento del ecosistema mediante el uso de mapas topográficos y fotografías aéreas, las que posteriormente serían utilizadas junto a imágenes de satélites en la elaboración de mapas de esa comunidad costera. Además se realizaron observaciones y mediciones *in*

situ. Las mediciones consistieron en:

1. Establecimiento de 15 estaciones representativas del manglar (Figura 2). Esta selección se hizo mediante observaciones indirectas como sobrevuelos, y directas mediante caminatas. En cada una de estas caminatas se delimitaron cuadrantes de un tamaño de 10X10m, en los lugares donde las condiciones lo permitieron. Los cuadrantes se utilizaron para evaluar las condiciones generales del ecosistema, tanto las características de los árboles (altura, DAP, densidad, etc.) como características de las aguas intersticiales, sustrato, etc.. Esta evaluación se realizó mediante la recopilación de informaciones básicas las cuales se detallan en los formularios diseñados al efecto.
2. Parte de la información recopilada en dichos formularios sirvió para determinar el tipo fisiográfico de cada estación de manglar, así como para clasificar el mangle por la

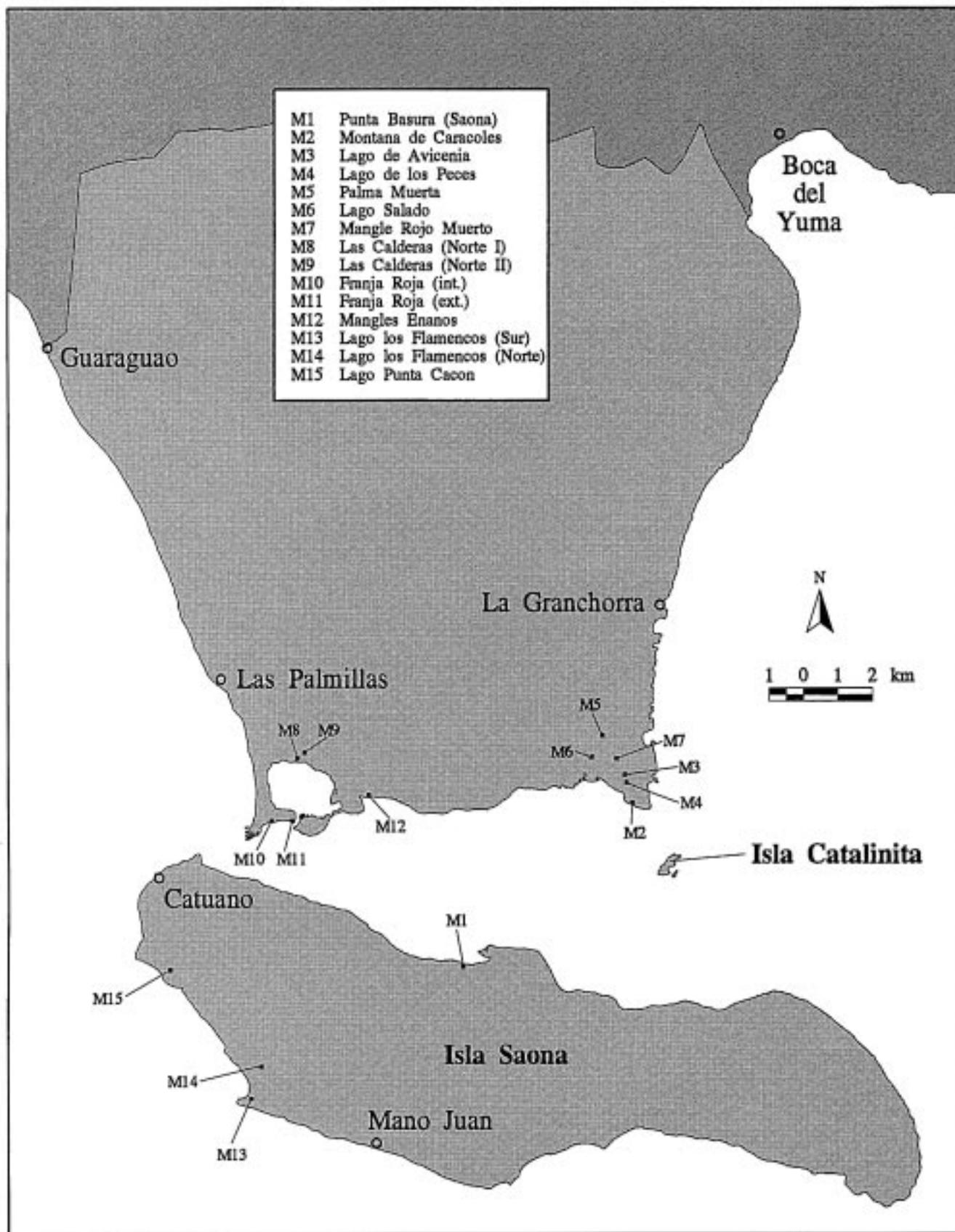


Figura 2. Mapa del Parque Nacional del Este con las 15 estaciones de muestreo en manglares.

estructura vegetal a la que correspondía cada estación. Con esta informaciones, además, se determinaron las comunidades vegetales a las que pertenecen los mangles del Parque Nacional del Este. En ese sentido, estos mangles fueron descritos en función del estrato ocupado por la o las especies; se incluye además, una evaluación de la altura de las plantas, así como el porcentaje de cobertura que dichas plantas ocupan.

Además de la información inherente al área del manglar propiamente dicho, se recopilaron datos informativos de los ecosistemas adyacentes, ya fueran de ambientes submarinos o terrestres. También se evaluaron los tensores que de una manera u otra afectan el normal desarrollo del mencionado ecosistema.

3. Para completar los formularios antes mencionados, se precisó de equipos como el Sistema de Posicionamiento Global (S.P.G.), aparato utilizado para determinar la posición geográfica a través con la cual de satélites localizados en dicha área.
4. Es importante señalar que la evaluación de las características del sustrato sobre el cual habita el manglar, reportado en el presente documento, reviste especial interés debido a que las características del suelo están íntimamente relacionadas al desarrollo y la clasificación de la comunidad vegetal del mangle. Las muestras de suelo tomadas en cada una de las estaciones se analizaron en los laboratorios de suelo de la Universidad de Utah, Estados Unidos.
5. Para evaluar las condiciones de desarrollo de los manglares se precisó además, de mediciones de área foliar de plantas que en el mangle se consideraron representativas de los cuadrantes.

2.2 COMUNIDADES DEL LITORAL ROCOSO INTERMAREAL

En las estaciones del litoral rocoso intermareal, se realizaron inventarios de presencia/ausencia de especies (moluscos y algas) (Apéndice 2) y se colectaron datos cuantitativos. Estos datos cuantitativos se utilizaron para:

1. construir perfiles costeros para determinar la pendiente general del litoral rocoso

intermareal. Esto es importante ya que la pendiente litoral determina parte de la clasificación de la comunidad inicial de un área rocosa intermareal.

2. caracterizar las comunidades en cuanto a su flora y fauna dominante mediante inventarios con cuadrantes. Esto permite el establecimiento potencial de estaciones permanentes de monitoreo, y facilita las comparaciones entre diferentes comunidades intermareales.

Los datos se utilizaron para generar una tabla resumen y una matriz de similitud. La similitud se calculó usando el Coeficiente de Jaccard.

2.3. COMUNIDADES BENTONICAS

En las estaciones de comunidades bentónicas (ver Figura 5 para la ubicación de las estaciones), se realizaron inventarios de presencia/ausencia de especies (algas, esponjas, octocorales, corales pétreos, y peces), transectos con cadena, inventario de los componentes bióticos (formas de vida) y abióticos (sustrato) de la comunidad bentónica, utilizando la técnica de cuadrantes en serie, e inventarios de ocurrencia de los elementos de la comunidad. En el Informe Técnico aparece un resumen de la metodología, aunque en el manual de la EEI (Sullivan et al., 1994a), se describe más ampliamente.

Los perfiles de profundidad y relieve físico (topográfico) se construyeron con los datos obtenidos con el método del transecto de cadena. Así se cuantifica la complejidad espacial o topográfica de la estación, la cual puede ser determinante en la abundancia y diversidad de las asociaciones de peces, invertebrados, y plantas. Esta información también puede ser utilizada como una herramienta de monitoreo para detectar cambios en la estructura física y ecológica del arrecife.

Los datos obtenidos de los inventarios de sustrato y formas de vida (biota) (cuadrantes en serie) fueron utilizados para:

1. Construir gráficas que muestran la distribución de frecuencia de los diferentes tipos de cobertura, ya sean de sustrato (naturaleza del fondo) o de forma de vida. Estas gráficas son muy útiles en la determinación de la biota y sustrato dominante en las diferentes estaciones.
2. Construir gráficas que muestran las distribuciones de frecuencias de las especies

de algas y hierbas marinas en las comunidades de fondo blando.

3. Crear una tabla resumen con los datos de biomasa de las hierbas marinas. Esta información es importante ya que puede ser indicadora de la “salud” de estas comunidades en el parque.

Las gráficas de frecuencia de distribución pueden utilizarse para detectar cambios temporales en la composición del bentos de las estaciones (monitoreo) y para comparar distintos arrecifes.

Los datos de frecuencia de los elementos de la comunidad se utilizaron para:

1. Construir gráficas de frecuencia de distribución del tamaño de esponjas y corales en las estaciones de bajo relieve dominadas por octocorales.
2. Crear tablas resumen con los datos del inventario a nivel de comunidad.

2.4 COMUNIDADES DE PECES

Los formularios de inventarios de peces R.E.E.F. fueron analizados mediante un programa computarizado, basado en UNIX. El procesamiento de los datos generó reportes según las indicaciones. Se eliminaron algunas especies de la base de datos si se observaban en menos de un 5% del tiempo (factor límite). Pudieran constituir errores de identificación, o que fueron observadas en tan pocas ocasiones que se necesitan más observaciones de ellas para incluirlas en la base de datos. Para poder interpretar los datos de una forma más ecológica, las especies fueron agrupadas en grupos tróficos. Se confeccionó una lista de las especies comerciales, con fines prácticos. En el Informe Técnico se explica cómo interpretar los datos de los reportes UNIX. Resumiendo, estos reportes ofrecen información sobre la frecuencia de observación de las diferentes especies, familias, o grupos tróficos según se solicite, y sobre la densidad de las especies, familias o grupos tróficos que fueron observados. Cada reporte lista primero las especies, luego las familias, y finalmente los grupos tróficos. Se puede generar una gran cantidad de reportes, dependiendo de los objetivos del estudio. De esta forma, se generaron reportes UNIX para:

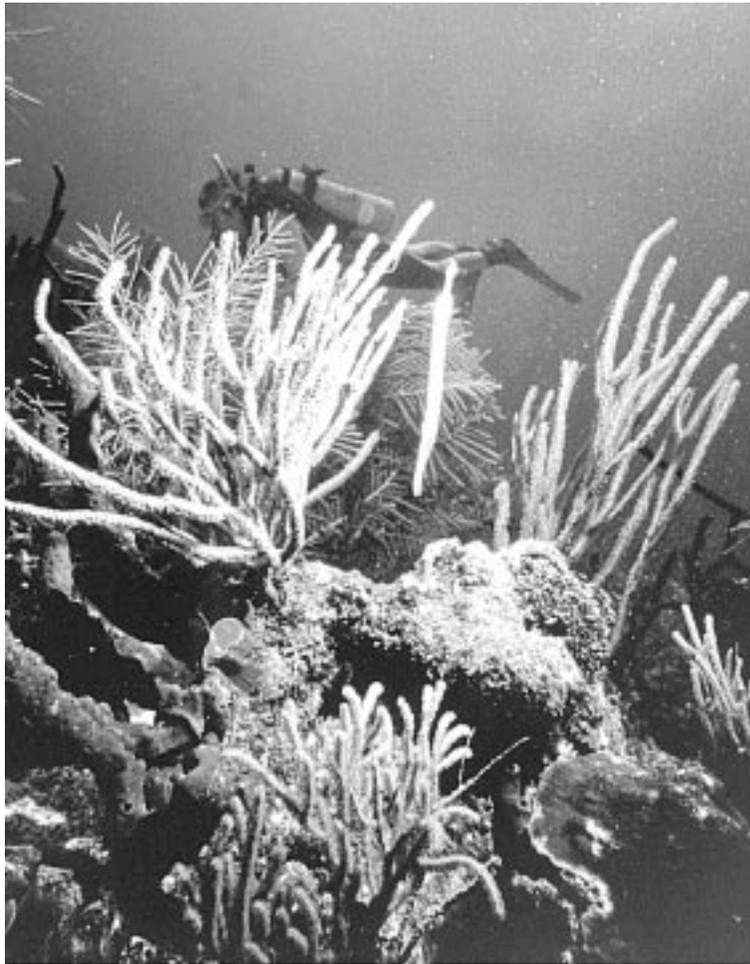
1. Todas las especies observadas en los buceos REEF en el Parque Nacional del Este, ordenadas por especie, familia, y grupo trófico.
2. Las especies observadas en cada una de las estaciones REEF en el Parque Nacional del

Este, ordenadas por especie, familia, y grupo trófico. En estaciones donde se hicieron varios buceos en diferentes horas del día (mañana, tarde, y noche), estos también fueron divididos, y se generaron reportes UNIX para cada uno.

Se resumió la información de los reportes UNIX en varias tablas que señalan la variación temporal y espacial en abundancia y riqueza de especies existente entre las estaciones. Se construyó una matriz de similitud con el coeficiente de Jaccard y el Coeficiente de la Comunidad para comparar las estaciones entre sí en cuanto a riqueza de especies. Se utilizaron los datos de los reportes UNIX también para generar gráficas que constituyen representaciones visuales de la importancia de los grupos tróficos en cuanto a abundancia relativa de especies en las diferentes sitios del Parque Nacional del Este.

TRES

RESULTADOS Y DISCUSION



3.1 COMUNIDADES DE MANGLARES

3.1.1 DIVERSIDAD

El objetivo de la evaluación ecológica de los manglares fue definir los métodos a emplear para caracterizar y clasificar las comunidades de manglar, como una herramienta para estudiar la biodiversidad costera. Los manglares combinan las características de los estratos de la vegetación de los ecosistemas terrestres, con las oceanográficas y geomorfológicas de los sistemas marinos y estuarinos. El objetivo de la jerarquización propuesta es identificar y seguir mejor las características de sus comunidades ecológicas, las cuales se encuentran

bajo la influencia singular de la interacción de factores físicos, hidrológicos y biológicos. La jerarquización pretende comparar la comunidades integrando los estratos de vegetación, con el suelo, la hidrología y la fauna de invertebrados (crustáceos y moluscos).

Las comunidades de manglar se definieron según poseyeran una de las cuatro estructuras de vegetación existentes. La estructura de la vegetación se describió a partir de los estratos, según la altura de los árboles y el área de terreno cubierto por la copa (valores de cobertura). A continuación, las cuatro tipos de estructuras existentes:

Arbustal abierto.- Cuando los manglares poseen entre 0.5 y 5m de altura, y cubren de 25 a 60% del área. Pueden

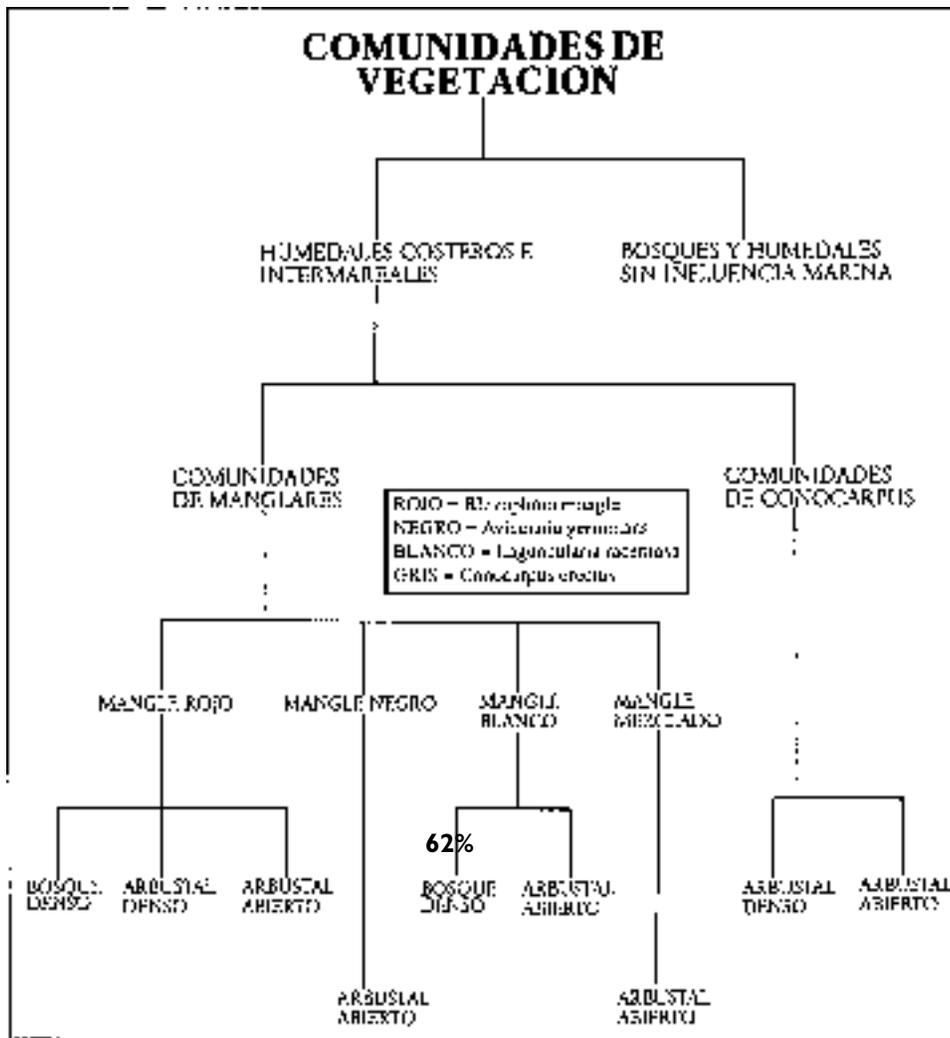


Figura 3. Diagrama de flujo de las principales comunidades de plantas halladas en el Parque Nacional del Este. Las comunidades de manglar son consideradas humedales costeros e intermareales. Comunidades de manglar similares a estas pueden subdividirse según el tipo de suelo donde crecen.

presentar árboles (es decir, de mayor talla), aunque su cobertura no puede sobrepasar 25% de la superficie. Las hierbas (plántulas) o plantas no vasculares, pueden existir con cualquier valor de cobertura. Aunque el término “manglares enanos” se usa a menudo para describir los arbustales abiertos, los verdaderos arbustales enanos son aquellos que poseen menos de 0.5m de altura.

Arbustal cerrado.- Cuando los arbustos poseen entre 0.5 y 5m de altura y la mayoría de las copas se superponen, ocupando un 60-100% del área. Esta es la más densa de las comunidades de arbustal. Puede presentar árboles, pero con 25% de cobertura como máximo. Las hierbas (plántulas) y las plantas no vasculares se presentan con cualquier cobertura.

Bosque abierto.- Cuando los manglares poseen más de

5m de altura y cubren 25-60% del área. Los arbustos, hierbas y plantas no vasculares se presentan con cualquier valor de cobertura.

Bosque cerrado.- Cuando la altura de los árboles sobrepasa 5m de altura. La mayor parte de sus copas se superponen y cubren un 60-100% del área. Arbustos, hierbas y plantas no vasculares pueden aparecer con cualquier densidad.

La caracterización de los tipos de comunidades del Parque Nacional del Este se basó en la de muestras testigos de estratos y suelo (la representación gráfica aparece en la Figura 3).

MANGLARES DE TIPO ARBUSTAL ABIERTO

- Arbustal abierto de mangle rojo
- Arbustal abierto de mangle prieto
- Arbustal abierto de mangle blanco
- Arbustal abierto de mangle de botón
- Arbustal abierto mixto

MANGLARES DE TIPO ARBUSTAL CERRADO

- Arbustal cerrado de mangle rojo
- Arbustal cerrado de mangle de botón

MANGLARES DE TIPO BOSQUE ABIERTO

- Ninguno

MANGLARES DE TIPO BOSQUE CERRADO

- Bosque cerrado de mangle rojo
- Bosque cerrado de mangle blanco

Estos 9 tipos no representan la alta diversidad de comunidades de manglar presentes en el parque, ya que es imposible muestrear todos los tipos existentes. El Apéndice I muestra la descripción de las 9 mencionadas más arriba.

En Jamaica y Belize (Tabla 1) se han realizado estudios similares a estos. En Montego Bay, Jamaica, se

Tabla 1. Presencia de las diversas comunidades de manglar halladas durante las Evaluaciones Ecológicas Integrales del Parque Marino de Montego Bay (Jamaica), el Parque Nacional del Este (República Dominicana), y la laguna de Punta Ycacos (Belize).

TIPO DE MANGLAR	PARQUE MARINO DE MONTEGO BAY, JAMAICA	PARQUE NACIONAL DEL ESTE, REPUBLICA DOMINICANA	LAGUNA PUNTA YCACOS, BELIZE
ARBUSTAL ABIERTO			
De mangle rojo	**	**	**
De mangle prieto	**	**	**
De mangle blanco		**	
De mangle de botón		**	
Mixto		**	
ARBUSTAL CERRADO			
De mangle rojo	**	**	**
De mangle de botón		**	
Mixto			**
BOSQUE ABIERTO			
De mangle rojo	**		
De mangle blanco	**		
Mixto			**
BOSQUE CERRADO			
De mangle rojo	**	**	**
De mangle prieto	**		
De mangle blanco		**	
De mangle de botón	*		
Mixto			**
AREA TOTAL (km²)	70	90	730

encontraron 8 tipos; en el Parque Nacional del Este, 9, y en Port Honduras, Belize, 7. Sin embargo, Port Honduras arrojó el menor número de tipos de comunidades, y el área total cubierta por manglares es mucho mayor (4.5 veces) que la de Montego Bay y el Parque Nacional del Este juntos.

3.1.2 SUELOS

La Tabla 2 muestra el contenido elemental de las muestras testigos tomadas en las estaciones de manglar. Los arbustales abiertos y cerrados de mangle rojo poseen raramente concentraciones de plomo; sin embargo, los arbustales cerrados de mangle gris (localizados alrededor de la laguna Los Flamencos) tienen la mayor concentración de metales pesados. Este tipo de comunidad arrojó también el mayor contenido de la fracción mayor de sedimento. El pH de los suelos resultó muy similar (ligeramente básico) en todas las estaciones. Los bosques cerrados de mangle rojo resultaron los de mayor contenido de humedad y materia orgánica, lo que era de esperar al estar el terreno de este tipo de comunidad en la misma orilla del mar. Su alto contenido orgánico puede explicarse con el hecho de que los bosques cerrados tienen una alta

producción de hojas y pequeñas ramas que se descomponen fácilmente bajo el tórrido sol y la humedad imperante; por eso, los suelos del bosque cerrado tienden a estar compuestos de turba, la cual posee un alto contenido orgánico.

3.1.3 FAUNA DE CRUSTACEOS

Se colectaron e identificaron 7 especies de crustáceos pertenecientes a 6 géneros y 5 familias del Orden Decapoda (Apéndice 1). Las especies se identificaron con las obras de Crane (1975), Voss (1976), Williams (1984), Abele y Kim (1986) y Kaplan (1988). Se utilizaron los caracteres morfológicos más visibles - forma del carapacho, rasgos de la superficie externa (i.e. espinas, pelos, tubérculos) y partes externas de la boca como rasgos distintivos para la identificación. Las especies encontradas son tropicales y han sido observadas previamente en otras comunidades de manglar.

Entre los principales grupos de cangrejos decápodos - el más abundante y frecuente de los grupos de decápodos hallados en el Parque Nacional del Este - se encontró una especie de cangrejo violinista de la Fa-

Tabla 2. Contenido de elementos del suelo del Parque Nacional del Este. El análisis de las muestras fue realizado por las laboratorios analíticas de la Universidad Estatal de Utah (ESI). Análisis Laboratorial. Se empleó el método orgánico calculado a partir del peso de las cenizas) para la clasificación a saber: <20% = bajo contenido de turba; 20-50% = contenido moderado de turba; >50% = alto contenido de turba. Se da la media y la desviación estándar entre paréntesis. Una media sin desviación estándar significa que solo hubo una muestra. El símbolo "<" indica que el elemento se encontraba por debajo de los límites de detección.

Tipo de manglar	Ca	K	Mg	P	S	Fracción del sedimento (% > 2mm)	pH	CE (mohm/cm)	% Humedad	Materi orgánica de cenizas)	MO
			%								
Arbustal cerrado de mangle rojo	15.6 (12.0)	0.11 (0.09)	0.56 (0.34)	0.03 (0.01)	1.4 (1.20)	16.8 (15.6)	7.4 (6.6)	72 (43)	61.2 (25.5)		33 (40.9)
Arbustal abierto de mangle rojo	21.4 (2.5)	0.09 (0.06)	2.3 (0.8)	0.02 (0.01)	0.6 (0.5)	6.9 (8.1)	7.7 (6.4)	80 (41)	41 (7.9)		15 (6.9)
Bosque cerrado de mangle rojo	13.8 (12.1)	0.13 (0.09)	0.56 (0.34)	0.03 (0.01)	1.4 (1.2)	11.5 (20)	7.2 (11.2)	41.7 (20.5)	80.9 (2.3)		42.8 (34.5)
Arbustal abierto de mangle rojo	17.3 (4.1)	0.3 (0.12)	1.8 (0.03)	0.05 (0.01)	0.54 (0.19)	2.8 (0.7)	7.6 (10.0)	>112 (39.6)	54.7 (19.4)		23.6 (10.3)
Arbustal abierto de mangle pinto	25 (0.83)	0.07 (0.01)	2.1 (0.12)	0.01 (0.0)	0.28 (0.09)	4.9 (4.0)	7.8 (10.3)	52 (25.5)	43.3 (11.5)		12.7 (6.0)
Arbustal abierto de mangle blanco	19.19	0.18	2.21	0.07	0.42	8.4	7.3	29	47.2		20.7
Bosque cerrado de mangle blanco	21.88	0.06	1.32	0.12	0.40	18.5	7.6	84	54.8		19.7
Arbustal cerrado de mangle blanco	14.9 (3.3)	0.38 (0.03)	2.04 (0.9)	0.12 (0.02)	0.35 (0.11)	34.2 (28.4)	7.65 (6.2)	59.5 (20.5)	45.2 (0.4)		27 (5.4)
Arbustal abierto de mangle blanco	14.38	0.37	1.80	0.05	0.67	3.3	7.6	>140	68.4		30.9
Límites de detección	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	-	-	-	-		-

Tipo de manglar	Al	B	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Mo	Ni	Nb	Pb	Sr	Zn
	mg/kg													
Arbustal cerrado de mangle rojo	1.351 (1.251)	132 (137)	<	<	4.5 (4.5)	17.4 (6.7)	1.042 (556)	20.2 (14.2)	23.3 (40.4)	3.7 (5.4)	19.967 (13.628)	65.7 (62.8)	1.563 (1.580)	13.9 (10.1)
Arbustal abierto de mangle rojo	2.156 (1.474)	49.6 (7.9)	<	<	2.4 (3.4)	7.7 (10.9)	891 (519)	49.3 (20.7)	<	<	14.718 (11.003)	69 (97.6)	61.0 (25.5)	21.5 (10.1)
Bosque cerrado de mangle rojo	2.490 (2.368)	160 (48.8)	<	<	8.5 (6.1)	9.5 (10.9)	1.637 (1.089)	9.5 (5)	12.6 (6.8)	2.7 (4.6)	19.380 (17.042)	12.7 (11.4)	2.844 (2.587)	15.3 (12.5)
Arbustal abierto de mangle pinto	10.554 (25.5)	86.1 (22.8)	<	<	13.3 (2.6)	<	3.978 (211)	63.4 (27)	<	<	24.647 (15.015)	<	817.9 (1.128)	8.7 (1.1)
Arbustal abierto mixto	1.928 (365)	26.1 (8)	<	<	2.8 (0.28)	1.1 (1.5)	1.074 (270)	45.8 (1.6)	<	<	7.471 (4.347)	<	1.113 (134)	4.2 (1.9)
Arbustal abierto de mangle blanco	7.828	69.1	<	<	8.5	<	3.047	32.0	<	<	6.047	<	1.494	7.9
Bosque cerrado de mangle blanco	1.012	62.3	<	<	3.1	2.2	474	20.8	<	<	10.996	<	3.217	7.3
Arbustal cerrado de mangle de botón	29.634 (18.417)	105.1 (20.8)	<	2.8 (4)	33.8 (21.1)	<	11.598 (9.711)	86.5 (86.6)	<	10.746 (5.442)	7 (9.9)	8.5 (12)	1.752 (675)	16.4 (12)
Arbustal abierto de mangle de botón	10.672	102.2	<	<	11.4	<	3.829	44.3	<	35.327	<	<	19.8	7.4
Límites de detección	2.0	5.0	2.0	2.0	2.0	2.0	2.0	1.0	2.0	5.0	8.0	10.0	1.0	2.0

milia Ocypodidae, y tres especies de cangrejos litorales y de marismas de la Familia Grapsidae. El resto de las especies halladas se hallaron en baja frecuencia debido a su carácter de especialistas y sus requerimientos específicos de hábitat. Los cangrejos ocipódidos, principalmente los del género *Uca*, fueron hallados comúnmente enterrados o caminando sobre el sedimento fangoso altamente saturado, en las áreas del manglar adyacentes al agua. Los cangrejos del género *Uca* constituyen un grupo de especies muy semejantes, por tanto son difíciles de identificar en el campo hasta el nivel de especie. Estos cangrejos se caracterizan por poseer largos ojos pedunculados, así como una pinza grande en los machos. Se encontraron cangrejos grápsidos, como *Pachygrapsus transversus* (cangrejo litoral común), entre las raíces de sostén del manglar en todos los tipos de comunidad.

3.1.4 FAUNA DE MOLUSCOS

El estudio del Parque Nacional del Este arrojó 17 especies de moluscos, distribuidas entre 8 familias y 2 clases (Apéndice I). Se hallaron 6 familias de gasterópodos con 15 especies, y 2 familias de bivalvos, con 2 especies. Se colectaron también 2 especies de gasterópodos (Familia Potamididae) y 3 caracoles pulmonados que no pudieron ser identificados hasta el nivel de especie usando los recursos del Museo de Invertebrados de la Escuela de Ciencias Marinas y Atmosféricas Rosenstiel, de la Universidad de Miami.

Los moluscos colectados en la República Dominicana se identificaron mediante la comparación de las características de sus conchas con las de la colección del Museo de Invertebrados. Por ejemplo, la forma del opérculo, la presencia o ausencia de umbo, el número y longitud de las espiras, la forma en que se marcan las suturas, las marcas en la concha, son todos rasgos que definen las características de los gasterópodos. Diferencias en las mismas son clave en la identificación de estos moluscos. Los bivalvos poseen otros rasgos que distinguen a las especies entre sí. El exterior de las valvas puede tener esculturas radiadas, concéntricas o reticuladas; el pico, el umbo y la lúnula son caracteres distintivos en los bivalvos. Sin embargo, sus características más definitorias se encuentran en el interior de sus conchas. La localización de las cicatrices del músculo abductor, las características de la charnela, y los atributos del seno y la línea palial, son los más importantes en la identificación de las especies. Se utilizaron las guías de Warmke y Abbot (1962), Morris (1975); Abbot y Dance (1982), y Rehder (1992) como ayuda para identificar las especies más comunes.

Los moluscos más comunes encontrados en los sitios de muestreo fueron los gasterópodos de las Familias

Littorinidae, Neritidae, Potamididae y Ellobiidae. Los miembros de la familia Neritidae suelen encontrarse en regiones cálidas; estos caracoles herbívoros aparecen mayormente en el litoral rocoso intermareal o en manglares. Las litorinas (Fam. Littorinidae) aparecen en la zona litoral de casi todo el mundo. Sin embargo, la mayoría de las especies del Caribe viven por encima del nivel de marea alta del litoral rocoso o en los manglares, y como las neritas, son herbívoras. Las conchas de cuerno (Familia Potamididae) se distribuyen en la zona cálida y forman grandes colonias en ambiente fangoso. Los caracoles de marismas de la Familia Ellobiidae son pulmonados que pasan la mayor parte del tiempo fuera del agua; son importantes macrodetritívoros de los bosques de mangle.

3.1.5 CONCLUSIONES

Tal y como se ha planteado, las comunidades naturales se caracterizan por su asociación de especies. Las asociaciones faunísticas están definidas no sólo por la presencia o ausencia de un grupo particular de organismos, sino también por su dominancia relativa y distribución dentro de la comunidad. Por ejemplo, las especies de cangrejo y caracoles que habitan una determinada área del manglar son los que le dan su carácter singular a la comunidad de un bosque de mangle rojo. Si es de orilla, puede tener una asociación faunística diferente a si está en una zona más al interior; lo que está dado por diferencias en el régimen de inundación y la composición química de su suelo, aunque ambas comunidades sean estructuralmente semejantes. Existe una superposición de especies entre las diferentes comunidades de manglar debido a la existencia de formas distintas del terreno donde está cada una (i.e. en el borde del agua o hacia el interior). De ahí las limitaciones de usar una clasificación basada en componentes estructurales en lugar de una basada en elementos ecológicos.

Los humedales costeros e intermareales, como los bosques de mangle, son considerados ambientes ecológicos severos, por estar sometidos a cambios y disturbios físicos. Estos disturbios pueden crear un nuevo espacio para la colonización o el asentamiento, e iniciar la interacción competitiva entre las especies. Esta interrelación entre los organismos de la comunidad es lo que determina su resiliencia y residencia al cambio. La diversidad específica de la comunidad no es simplemente una condición estética, sino un rasgo vital del funcionamiento de la comunidad como un todo. En otras palabras, todas las especies son importantes para su funcionamiento. La evaluación y el monitoreo de la salud de la comunidad en cuanto a su funcionamiento y producción obliga a monitorear tanto el estado actual como la tendencia de la diversidad.

Factores físicos como el régimen de inundación, pueden ser inferidos por su biota; por eso variaciones de la misma indican la existencia de cambios físicos, en particular de la hidrología. La estructura de la vegetación es en sí misma mucho más plástica y menos sensible al cambio físico.

3.2 COMUNIDADES DEL LITORAL ROCOSO INTERMAREAL

Es bien conocida la importancia de la exposición al oleaje en la distribución y abundancia de las poblaciones intermareales (Dayton, 1971). Las estaciones intermareales en el Parque Nacional del Este están caracterizadas o por estar a sotavento de tierra firme y de las islas Saona y Catalinita y tener pendientes relativamente moderadas a altas o por estar a barlovento y tener una pendiente mayor. Se muestrearon 15 estaciones a lo largo del parque (Figura 4). En diferentes ambientes se hallaron distintas especies, y cada cual se ha adaptado, de una forma u otra, al ambiente que habita. De acuerdo al análisis realizado, se puede observar un patrón que separa las especies en cuatro grupos dependiendo en su distribución: (1) las “especies generalistas” que se encuentran en la mayoría de las estaciones, (2) las “especies sotavento”, más comunes en estaciones protegidas del fuerte oleaje, (3) las “especies barlovento”, con mayor frecuencia en estaciones expuestas al fuerte oleaje, y (4) las “especies raras”, en sólo una o dos estaciones.

Las especies generalistas son las que aparecen en la mayoría de las estaciones. Son comunes en varios tipos de hábitat rocoso intermareal, y comprenden las siguientes especies: *Nerita peloronta*, *N. tessellata*, *N. versicolor*, *Cittarium pica*, *Echininus nodulosus*, *Littorina meleagris*, *L. ziczac*, *Tectarius muricatus*, *Purpura patula*, y *Acanthopleura granulata*. Algunas especies solo se encuentran en estaciones protegidas de vientos directos, las corrientes y el oleaje. Estas estaciones (R1, R2, R3,

R5, R7, R9, R12, R13, R14 y R15) están a sotavento de tierra firme y de la Isla Saona y tienen pendientes de moderadas a altas. Ellas son: *Isognomon alatus*, *Brachidontes exustus*, *Neritina virginea*, *Nodilittorina tuberculata*, *Leucozonia ocellata*, y *Chiton marmoratus*.

Otras especies se encuentran en lugares con vientos incidentes, corrientes y oleaje. Estas estaciones, localizadas mayormente a barlovento de tierra firme y de la Isla Saona, están caracterizadas por tener grandes pendientes (estaciones R4, R6, R8, R10 Y R11). Las especies encontradas aquí son principalmente las generalistas mencionadas anteriormente. Hay que agregar a la lista algunas especies que, aunque fueron halladas sólo en algunas estaciones, prevalecía en ellas el oleaje fuerte. Ellas son: *Littorina mespillum*, *Chiton squamosus*, *Chiton tuberculatus*, y *Chiton sp.* *Littorina mespillum*, *Chiton squamosus*, *Chiton tuberculatus*, y *Chiton sp.* A. Aunque no son características de estos hábitats, estas especies fueron encontradas en algunas estaciones a sotavento.

Otras especies parecen ser extremadamente raras en el Parque Nacional del Este y sólo se encuentran en una o dos estaciones, y en números relativamente bajos. Entre ellas tenemos las siguientes: *Acmaea leucopleura* (estación R7), *Acmaea sp.A.* (estación R6), *Diodora dysoni* (estación R14), *Diodora listeri* (estaciones R1 and R8), *Diodora viridula* (estación R14), *Fissurella barbadensis* (estaciones R1 and R2), *Fissurella nodosa* (estaciones R14 and R15), *Fissurella rosea* (estación R1), *Littorina angulifera* (estación R9), *Puperita pupa* (estaciones R4 and R9), *Tegula excavata* (estaciones R7 and R15), *Astraea phoebia* (estación R9) y *Ceratozonia squalida* (estación R14). Estas especies se han reportado previamente para el parque (Fahrenkrog, 1979; Cano, 1993) por lo que se consideran estar verdaderamente presentes allí. En este estudio se reportaron dos especies que parecen ser muy poco comunes y que no se han reportado previamente para el parque: *Fissurella angusta* (estaciones R6 y R12) y *Acanthochitona pygmaea* (estación R14). Se requieren estudios adicionales para confirmar su presencia.

Tabla 3. Especies más comunes de moluscos encontradas en los diferentes tipos de litoral rocoso intermareal del Parque Nacional del Este.

GENERALISTAS	FUERTE OLEAJE, A BARLOVENTO	DEBIL OLEAJE, A SOTAVENTO
<i>Nerita peloronta</i>	<i>Littorina mespillum</i>	<i>Isognomon alatus</i>
<i>Nerita tessellata</i>	<i>Chiton squamosus</i>	<i>Brachidontes exustus</i>
<i>Nerita versicolor</i>	<i>Chiton tuberculatus</i>	<i>Neritina virginea</i>
<i>Cittarium pica</i>	<i>Chiton sp.A.</i>	<i>Nodilittorina tuberculata</i>
<i>Echininus nodulosus</i>		<i>Leucozonia ocellata</i>
<i>Littorina meleagris</i>		<i>Chiton marmoratus</i>
<i>Littorina ziczac</i>		
<i>Tectarius muricatus</i>		
<i>Purpura patula</i>		
<i>Acanthopleura granulata</i>		

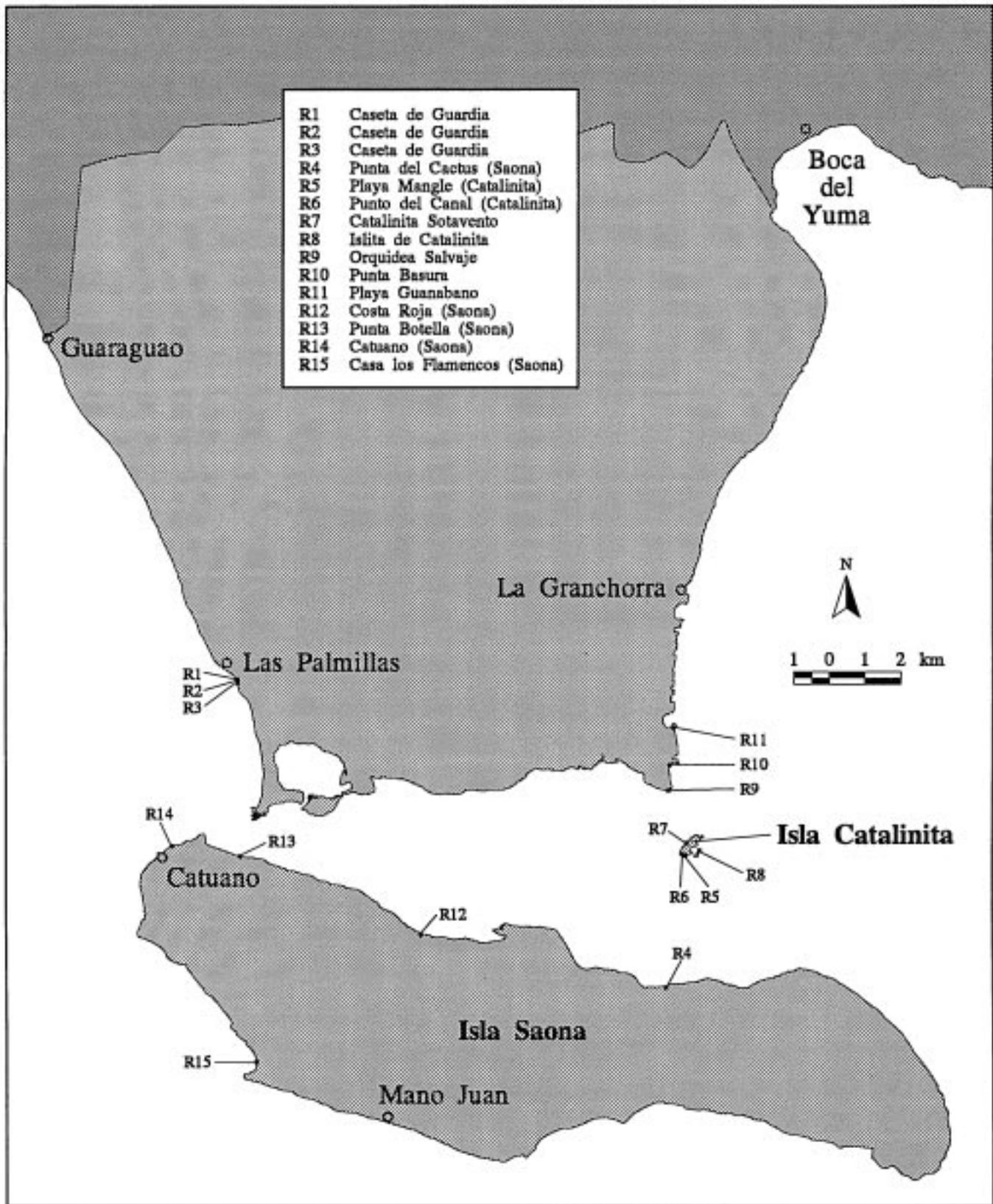


Figura 4. Mapa del Parque Nacional del Este con las 15 estaciones de muestreo en el litoral rocoso intermareal.

Esta división de las especies más comunes según el tipo de ambiente en el cual se encuentran más frecuentemente, representa las adaptaciones que cada especie posee para su supervivencia (Tabla 3). Aunque cada estación tiene su propio patrón de zonación, con lugares de alto nivel de tensión física (deseccación, oleaje) y áreas de alta competencia y depredación biológica, la ubicación de la estación en sí también es de gran importancia. Las estaciones donde ocurren fuertes vientos, corrientes y oleaje tienden a tener pendientes más verticales, y las especies listadas bajo la categoría de “fuerte oleaje, barlovento” tienen que adaptarse a vivir en estas estaciones. Son capaces de resistir el azote constante de las olas mucho más que las listadas bajo la categoría de “débil oleaje, a sotavento”. Además de las “generalistas”, esta lista incluye a los quitones, que están mejor adaptados al oleaje de alta energía. Las especies incluidas en la categoría de “débil oleaje, a sotavento”, o son excluidas de los demás ambientes por competencia o depredación, o simplemente no pueden resistir el ambiente de alta energía que existe a barlovento de la tierra firme y la Isla Saona.

3.2.1 PATRONES DE RIQUEZA DE ESPECIES

La lista completa de moluscos obtenida en las estaciones rocosas intermareales del Parque Nacional del Este incluye 13 familias y 35 especies (vea Apéndice 2). Se adicionan cuatro nuevas especies y dos nuevas familias a las listas previas de Fahrenkrog (1979) y Cano (1993). Ellas son: *Isognomon alatus* (Isognomonidae), *Diodora dysoni*, *Fissurella angusta*, y *Acanthochitona pygmaea* (Acanthochitonidae). Al comparar con el estudio realizado en la costa centro-occidental de Venezuela (Pérez, 1974), se pueden encontrar trece especies comunes a ambas localidades: *Brachidontes exustus*, *Cittarium pica*, *Diodora listeri*, *Fissurella barbadensis*, *F. nodosa*, *Littorina mespillum*, *L. ziczac*, *Nerita peloronta*, *N. tessellata*, *N. versicolor*, *Nodilittorina tuberculata*, *Tectarius muricatus* y *Purpura patula*. Estas especies parecen tener una amplia distribución geográfica.

Los datos colectados se resumen en la Tabla 4, la cual muestra las variables medidas en las estaciones rocosas intermareales, y su exposición al oleaje.

Como era de esperar, el número de especies aumentó en cada transecto en dirección hacia el agua. La riqueza de especies fue mayor en las zonas más bajas donde el ambiente físico es menos intenso que cerca del nivel alto de la marea, donde la exposición al ambiente terrestre es mayor.

La riqueza de las especies, sin embargo, varió sustancialmente entre estaciones (Tabla 4). En las

Tabla 4. Información sobre las estaciones del litoral rocoso intermareal. S= Sotavento, B= Barlovento.

Estación	Exposición al Oleaje	Angulo de la Pendiente	Riqueza de Especies (# especies)
R1	S	4	10
R2	S	5	14
R3	S	3	8
R4	B	33	12
R5	S	13	4
R6	B	20	8
R7	S	—	15
R8	B	36	15
R9	S	9	16
R10	B	—	10
R11	B	26	13
R12	S	22	11
R13	S	19	10
R14	S	14	18
R15	S	16	17

estaciones R5, R6, y R3, por ejemplo, se encontraron menos de 10 especies, mientras que en la estación R14, R15 y R9 se encontraron más de 15 especies. Las estaciones R5 y R6 están del lado suroeste de la Isla Catalinita. Esta baja riqueza de especies se explica probablemente por el hecho de que estas estaciones tienen una zona amarilla pequeña. El tamaño de la zona amarilla está directamente relacionado con la abundancia de neritas y quitones, lo que implica que muchas neritas y quitones no estarían presentes en estas estaciones. Las estaciones R14 y R15 están del lado de la costa occidental y suroccidental, respectivamente, de la Isla Saona. La estación R14 se encuentra, incluso, al lado de una playa turística. La alta riqueza de especies encontrada allí puede explicarse por la hipótesis de perturbación intermedia. En áreas naturales, la teoría de la competencia predice que en ausencia de disturbios, una sola o un pequeño número de especies ocuparían la mayoría del espacio. Los disturbios físicos son suficientes para impedir la monopolización del espacio por cualquier organismo sésil. El impacto de

los turistas (caminando en las costas, recogiendo caracoles) y/o la contaminación por la basura, etc., pueden actuar sobre las especies dominantes, impidiéndoles ocupar la mayoría del espacio. Se sugiere la realización de experimentos con cajas para verificar este proceso.

3.2.2 COMPOSICION POR ESPECIES

Al analizar la composición por especies en las diferentes estaciones, la matriz de similitud (Tabla 5) muestra que, en algunos casos, los mayores valores de similitud (coeficiente de Jaccard < 0.64) son para estaciones que tienen las mismas características, en cuanto a la energía del oleaje (derivada de observaciones y posición geográfica) y pendiente (medida en el estudio). Por ejemplo, las estaciones R8 (Islita de Catalinita) y R11 (Playa Guanábano) tiene el mayor índice de similitud (0.87). Ambas son consideradas estaciones de alta energía y tienen grandes pendientes (36.16° y 26.10°, respectivamente).

El matriz de similitud, sin embargo, demuestra

claramente que no es sólo la pendiente y la energía del oleaje las que determinan la composición por especies en un determinado lugar. Se observan casos donde dos estaciones, aparentemente diferentes en cuanto a características físicas, poseen composición por especies similares (altos valores del coeficiente de Jaccard). Este es el caso de las estaciones R2 y R8 (coeficiente de Jaccard=0.61), R9 y R10 (0.63), R10 y R12 (0.75), R2 y R11 (0.61) y R11 y R12 (0.60).

En otras ocasiones, dos estaciones tenían un bajo índice de similitud de especies, pero eran bastante semejantes en cuanto a las características físicas que fueron medidas. Este es el caso de las estaciones R1 y R5 (Coeficiente de Jaccard = 0.27), R1 y R7 (0.19), R1 y R14 (0.27), R3 y R7 (0.21), R5 y R7 (0.19), R5 y R9 (0.25), R5 y R14 (0.16), y R5 y R15 (0.24).

Algunas de estas contradicciones pueden explicarse. Por ejemplo, en el primer grupo, la similitud de especies entre las estaciones R9 y R10, y entre R9 y R11 pueden ser explicadas por la proximidad entre ellas. Aunque

Tabla 5. Matriz de similitud de 15 comunidades del litoral rocoso intermareal. Los números representan los índices de Jaccard basado en la presencia-ausencia de especies.

	R1	R2	R3	R4	R5	R6	R7	R8	R9	R10	R11	R12	R13	R14	R15
R1	-														
R2	.50	-													
R3	.70	.47	-												
R4	.29	.44	.33	-											
R5	.27	.29	.33	.33	-										
R6	.29	.38	.33	.43	.50	-									
R7	.19	.32	.21	.59	.19	.28	-								
R8	.39	.61	.35	.69	.27	.35	.50	-							
R9	.30	.71	.33	.47	.25	.33	.35	.55	-						
R10	.43	.56	.50	.47	.40	.50	.32	.67	.63	-					
R11	.35	.61	.40	.67	.31	.40	.47	.87	.61	.77	-				
R12	.40	.56	.46	.44	.36	.58	.37	.53	.59	.75	.60	-			
R13	.43	.50	.64	.47	.40	.38	.39	.39	.44	.54	.44	.62	-		
R14	.27	.45	.37	.30	.16	.24	.38	.38	.36	.40	.41	.38	.40	-	
R15	.35	.55	.47	.45	.24	.33	.52	.45	.43	.42	.43	.40	.50	.59	-

la R9 está localizada a sotavento, y las R10 y R11 a barlovento, están cercanas unas a las otras, y se puede concluir que los mismos factores que afectan un lugar también afectan a otros cercanos. La similitud de especies entre las dos estaciones muy distantes, R11 y R12, puede ser explicada a través de la semejanza de sus pendientes. A su vez, se encuentren muy separadas geográficamente y una esté caracterizada como una zona de bajo impacto y de alto impacto, ambas tienen valores altos y similares de inclinación (26° y 22°).

Otras, sin embargo, no pueden ser explicadas con tanta facilidad. Las estaciones R2 y R8, por ejemplo, tienen un índice de similitud de especies de 0.61, pero una se encuentra en la costa occidental a barlovento de tierra firme y tiene una baja pendiente de 5°, mientras que la otra estación está en la costa sotavento de una isla pequeña y posee una pendiente de 36°. Es evidente que hay que considerar otros factores que influyen también en los patrones de zonación de la zona intermareal del parque. Entre ellos está la depredación y la competencia, al igual que otros factores físicos (corrientes, salinidad, precipitaciones, etc.) que no fueron medidos en este estudio.

3.2.3. PATRONES DE ZONACION VERTICAL

Los patrones de zonación encontrados en las estaciones son los esperados. Las zonas son el resultado evidente de las respuestas variables de los diferentes organismos a las condiciones ambientales relacionadas con la exposición a la marea y al oleaje. En las estaciones donde se analizaron los patrones de zonación de especies, se puede observar que en la mayoría de ellas, las zonas blancas y grises (zona de rocío y salpicaduras), cuando están presentes, son dominadas o por *Tectarius muricatus* (estaciones R4, R5, R6, y R8) o por *Littorina ziczac* (estaciones R3, R9, R11, y R14), con *Echininus nodulosus* también presente. Pérez (1974) encontró que en la costa occidental central de Venezuela las litorinas (*Littorina ziczac*, *L. mespillum*, *L. nebulosa*, *Nodilittorina tuberculata*) eran las especies más abundantes en la parte alta de la zona intermareal, seguido por las neritas (*Nerita versicolor*, *N. peloronta*, *N. tessellata*). En Venezuela, sin embargo, la presencia de *Tectarius muricatus* es muy rara. Al comparar este estudio con el de Venezuela, se puede concluir que aunque la familia de las litorinas parece estar mejor adaptada a la vida en la zona alta intermareal en la mayoría de las áreas geográficas, la especie que domina varía de acuerdo a la localización geográfica. Esta conclusión se corresponde con otros estudios mencionados en este informe: aunque las especies pueden variar geográficamente, algunos géneros o grupos de organismos similares tienden a

ocupar posiciones semejantes en los ecotonos intermareales alrededor del mundo.

La desecación es probablemente el factor físico más importante en la determinación del límite superior de especies en el litoral rocoso intermareal. Las litorinas (familia Littorinidae) están bien adaptadas para resistir y evitar la pérdida de agua, y pueden vivir en la zona superior de la comunidad intermareal. Tiene una concha relativamente gruesa, y su apertura está cerrada por un opérculo córneo. A las litorinas también se les conoce por su tendencia a agruparse en depresiones en las rocas cuando la humedad es baja. Esto parece ser una adaptación de su comportamiento que reduce la entrada de aire al caracol, y por lo tanto la desecación (Thomas et al., 1983). Sus conchas gruesas y de color blancuzco también los protege de las altas temperaturas que contribuyen a la desecación a través de la evaporación. Las litorinas evitan el sobrecalentamiento mediante el enfriamiento por evaporación: se elevan del sustrato y el viento enfría sus cuerpos. Sin embargo, eso aumenta también la pérdida de líquidos y el riesgo de desecarse. En el Parque Nacional del Este, la zona negra es normalmente dominada por *Nerita* spp. al igual que por *Acanthopleura granulata* y el carnívoro *Purpura patula*. Cuando aparecen *Littorina meleagris* y *Cittarium pica*, ocurren en las zonas negras y grises. Pérez (1974) halló que las zonas bajas de las comunidades intermareales de Venezuela eran dominadas por *Cittarium pica*, *Purpura patula*, y otros gastrópodos carnívoros del género *Thais*. También encontró varios quitones y otras lapas más especializadas (*Fissurella*, spp., *Diodora* spp., *Acmaea* spp.) que parecen haberse adaptado al fuerte oleaje.

Se asume generalmente que los límites inferiores de las especies intermareales están determinados mayormente por factores biológicos como la competencia interespecífica por el espacio, y la depredación. Los depredadores incluyen los gastrópodos carnívoros, *Purpura patula* y *Leucozonia ocellata*, peces, cangrejos, aves y el Hombre. La depredación del bulgao, *Cittarium pica*, fue observada en la estación R7 y evidenciada por pilas de estos caracoles vacías en tierra firme. Estos gastrópodos son usados comúnmente como alimento y sus preciosos caracoles son vendidos a los turistas como suvenires. Estas se consideran actividades de depredación y/o disturbios físicos (pisar o caminar sobre la plataforma rocosa) en escalas de tiempo y espacio. El haber encontrado pocos individuos de bulgao de gran tamaño en los muestreos realizados en el parque es evidencia de que la depredación por parte del Hombre es definitivamente un factor importante que afecta el crecimiento y la abundancia de esta especie. El hecho de que muchos juveniles de bulgao

fueron encontrados en varias estaciones (R7, R14, R15, etc.) evidente que la depredación por parte de los otros depredadores mencionados anteriormente no es un factor limitante de gran importancia para esta especie. Keough et al. (1993) comparó la distribución por tamaños de 7 moluscos intermareales, la mitad de los cuales se usaba como carnada y alimento. El estudio comparativo se realizó en un área protegida de tensiones humanas por la proximidad de un campo de tiro deportivo, y en otra muy visitada por el Hombre. Estos autores encontraron que las especies colectadas eran considerablemente mayores (en 15-40%) y/o más abundantes en las áreas protegidas. Keough et al. (1993) señalan el efecto adicional de la eliminación de los individuos de mayor tamaño en una comunidad. La intensidad de competencia intraespecífica, por ejemplo, “puede variar con el tamaño de los individuos, de modo que la eliminación de los de mayor tamaño puede tener un efecto desproporcionado en el desarrollo de los individuos más pequeños” (Keough et al., 1993). Una reducción en la abundancia de *Cittarium pica*, un importante herbívoro del litoral rocoso intermareal, podría permitir el desarrollo de grandes poblaciones de macroalgas, que serían entonces resistentes al consumo posterior por parte de los herbívoros. La extracción de ejemplares grandes de una población puede ser importante si estos individuos contribuyen desproporcionadamente al esfuerzo reproductivo en la población local (por ejemplo, si el peso de las gónadas aumenta exponencialmente con el largo de los peces (Keough et al., 1993).

Aunque los patrones observados coinciden con los de comunidades rocosas intermareales del Caribe, es preciso definir los factores físicos (oleaje, desecación, temperatura, intensidad de luz, etc.) que afectan las poblaciones así como los factores bióticos y las relaciones interespecíficas para conocer a fondo la estructura comunitaria de los ecosistemas del Parque Nacional del Este. Ninguno de los factores mencionados arriba fueron medidos, por lo no es posible llegar a esa comprensión actualmente. Aunque se describieron algunos patrones, y se elaboraron algunas hipótesis, se requieren estudios adicionales (experimentos con cajas de exclusión, eliminación de depredadores, etc.) para profundizar en estos aspectos.

3.2.4 CONCLUSIONES

1. En general, el litoral rocoso intermareal del Parque Nacional del Este tiene la composición y riqueza de especies, y los patrones de zonación esperados, comparables a otras áreas del Caribe.
2. Las especies del Parque Nacional del Este

pueden dividirse en cuatro diferentes grupos, dependiendo de su distribución, la cual está relacionada con las condiciones ambientales a las cuales están mejor adaptadas a sobrevivir:

- a. especies generalistas: presente en la mayoría de las estaciones;
 - b. especies de sotavento: presentes más frecuentemente en las estaciones sotavento, más protegidas de vientos, corrientes y oleaje;
 - c. especies barlovento: presentes más frecuentemente en estaciones expuestas al fuerte oleaje, mayormente del lado barlovento del parque; y
 - d. especies raras: no parecen ser muy comunes, encontrándose tan solo en 1 o 2 estaciones.
3. La riqueza de especies disminuye al descender en dirección a la línea de la marea. La riqueza varía notablemente entre estaciones. Algunos de los patrones en la riqueza de especies pueden ser explicados simplemente por la ubicación geográfica de la estación. Otros, sin embargo, tienen que ser estudiados más a fondo para descubrir los factores responsables.
 4. Los altos índices de similitud (de acuerdo al Coeficiente de Jaccard) en la composición de especies entre estaciones se explican por la semejanza en oleaje y pendiente litoral. Es obvio, sin embargo, que otros factores que otros factores también son importantes en la estructuración de composición específica.
 5. En la mayoría de las estaciones, los patrones de zonación muestran que las litorinas son los moluscos dominantes en la zona alta intermareal (zonas blancas, grises o de rocío marino). Están bien adaptadas a las altas temperaturas y a las tensiones causadas por la desecación, a través de adaptaciones morfológicas, fisiológicas y de comportamiento.
 6. Las zonas negras del Parque Nacional del Este están generalmente dominadas por neritas, quitones y el gastrópodo carnívoro *Purpura patula*.
 7. La ausencia de grandes individuos de bulgao, *Cittarium pica*, es notable. Se sospecha que esto se debe a tensiones antropogénicas ya que esta especie es utilizada como alimento en la República Dominicana. Es ilegal recolectar especies más pequeñas de 5cm (Ley 5914, Decreto 312). La presencia de este importante herbívoro en las zonas bajas del litoral intermareal está relacionado con el crecimiento

de algas, y su ausencia podría tener gran influencia en la estructura de la comunidad.

3.3 COMUNIDADES BENTONICAS

Se analizó un total de 19 estaciones bentónicas (Figura 5). Catorce de éstas se caracterizan por sus fondos rocosos, y las otras 5 por sus fondos blandos. La forma de vida del biotopo ofrece una marca de la comunidad de cada sitio en forma de frecuencias de distribución. Se usó el relieve topográfico, la profundidad, y las formas de sustrato para clasificar cada tipo de comunidad. Sullivan y Chiappone (1993) explican como interpretar los datos de forma de vida del biotopo.

Se dividieron las estaciones de comunidades bentónicas de fondo rocoso en seis categorías dependiendo de su zonación en el arrecife, o del tipo de arrecife: espolones de bajo relieve, planicie rocosa, arrecife transicional, arrecife de parche, fondos rocosos de bajo relieve, y arrecife costero rocoso. Igualmente, las estaciones de fondo blando se dividieron en 3 categorías dependiendo de las especie(s) dominantes de algas y/o hierbas marinas que habitan en ellas: pradera de hierbas marinas

dominada por *Syringodium filiforme*, pradera de hierbas marinas mixtas, y comunidad mixta de algas y hierbas marinas. Estos 6 tipos diferentes de comunidades de fondo rocoso y las 3 de fondo blando, al igual que las estaciones que les corresponden, se encuentran descritos en detalle en el Informe Técnico.

Se dividió la información sobre los muestreos de presencia/ausencia realizados en las comunidades de fondo rocoso según las categorías de arrecife (espolones de bajo relieve, arrecife trasero, arrecife de parche, fondo duro de bajo relieve, arrecife transicional, y arrecife costero de plataforma rocosa), y por la forma de vida encontrada (algas, esponjas, octocorales, y corales duros). Esta información se resume en las Tablas 6 y 7. La Tabla 6 contiene los datos de los muestreos de presencia/ausencia, y es útil para comparar la riqueza de especies de las diferentes categorías en que fueron clasificadas todas las comunidades bentónicas. La Tabla 7 compila los datos de todas las estaciones del Parque Nacional del Este, y muestra de forma comparativa la cobertura relativa de las diferentes

La estructura de la comunidad arrecifal no se corresponde con el modelo general de zonación descrito anteriormente en la sección correspondiente a los

Tabla 6. Comparación de la riqueza de especies de las diferentes categorías de comunidades.

	Algas	Esponjas	Octocorales	Corales
Espolones de bajo relieve				
Parque Nacional	15	29	10	22
El Peñón	15	36	16	26
El Toro	-	28	22	23
Arrecife de Rubén	14	34	16	18
Planicie rocosa				
Pasa Grande	36	7	5	12
Arrecife del Tronco	27	16	7	14
Arrecife Fuerte Olas	28	5	3	10
Arrecife transicional				
El Faro #2	24	-	22	23
Arrecife de parches				
Arrecife del Angel #1	21	20	7	11
Arrecife del Angel #2	15	18	3	15
El Faro #1	19	-	18	23
Fondo rocoso de bajo relieve				
Arrecife los Cocos	29	28	23	14
Costa rocosa				
Acantilado de Catuano	29	28	13	20
Puerto Catuano	17	14	9	12
Fondo blando				
Hierba del Tronco	25	0	0	2
Pila de Lambí	9	1	0	1
Los Manglecitos	11	0	0	2
Ciudad de Penicillus	17	2	0	0
Hierba los Cocos	10	2	0	3

arrecifes de este informe. El Paso del Catuano está situado entre la tierra firme y la Isla Saona, y por él fluye velozmente el agua proveniente del Canal de la Mona y de la costa nororiental de la República Dominicana. La parte más oriental del Paso del Catuano se caracteriza por sus planicies arrecifales poco profundas producidas por el fuerte oleaje, y por pequeños arrecifes de parches. Adentrándose más en el canal, en aguas más someras, existen de densas a moderadas comunidades de algas y hierbas marinas. En el lado sotavento occidental del parque, se encuentran generalmente fondos rocosos y del tipo de espolones, ambos de bajo relieve. Desafortunadamente, no se contempló en este estudio la evaluación ecológica de la parte más oriental del parque al igual que de la costa sur-suroriental de la Isla Saona. Se recomienda fuertemente la realización de estudios para describir con mayor detalle la dinámica de la estructura de las comunidades arrecifales del Parque Nacional del Este.

A continuación se presenta un resumen de los resultados generales de los muestreos realizados en las estaciones bentónicas, seguido de un discusión de los posibles factores que influyen en los patrones hallados.

3.3.1 COMUNIDADES BENTONICAS DE FONDO DURO

a. *Espolones de bajo relieve*

Cuatro de las estaciones fueron definidas como comunidades de espolones de bajo relieve: Parque Nacional y El Peñón, ambas en el lado occidental del parque; Arrecife de Rubén en la costa occidental de la Isla Saona; y El Toro en la misma costa de esa isla pero ubicada más hacia el sur. Todas estas estaciones se encuentran relativamente protegidas de la influencia directa del oleaje por barreras terrestres. Se caracterizan por estar en una profundidad de 15-25m, y por poseer estructuras de espolones bien definidas, aunque de poco relieve (< 1m). No parece existir un crecimiento activo en estas estructuras.

El sustrato está compuesto mayormente por fondo rocoso duro, y el sedimento ocupa sólo los espacios, hendiduras y depresiones del mismo. Los resultados evidencian que estas comunidades están dominadas por algas, esponjas, y octocorales, mientras que la cobertura por corales pétreos es muy baja. La diversidad de formas de vida es alta; y es en estas estaciones donde se encuentra las riquezas más alta de octocorales (en El

Tabla 7. Comparación de la cobertura relativa (% de cuadrantes con > 5% cobertura) de los principales grupos taxonómicos en las comunidades estudiadas.

	Algas	Esponjas	Octocorales	Corales
Espolones de Bajo Relieve				
Parque Nacional	72	36	44	24
El Peñón	56	56	56	4
El Toro	92	92	76	40
Arrecife de Rubén	100	12	76	20
Planicie Arrecifal				
Pasa Grande	100	0	0	12
Arrecife del Tronco	100	0	8	48
Arrecife Fuerte Olas	100	0	0	0
Arrecife Transicional				
El Faro #2	100	0	88	8
Arrecife de Parches				
Arrecife del Angel #1	84	12	0	24
Arrecife del Angel #2	100	4	20	32
El Faro #1	-	-	-	-
Fondo Rocosos de Bajo Relieve				
Arrecife los Cocos	100	12	44	0
Costa Rocosa				
Acantilado de Catuano	96	8	0	0
Puerto Catuano	44	0	0	0
Fondo Blando				
Hierba del Tronco	24	0	0	0
Pila de Lambí	0	0	0	0
Los Manglecitos	56	0	0	0
Ciudad de Penicillus	100	8	0	0
Hierba los Cocos	100	0	0	0

Toro, con 22 especies), esponjas (en El Peñón, con 36 especies), y corales pétreos (en El Peñón, con 26 especies). La mayoría de las algas encontradas son calcáreas (*Halimeda*) o alga césped, aunque también hay especies de *Dictyota*. Las colonias individuales de octocorales y esponjas son de gran tamaño. Los corales pétreos, cuando están presentes, pertenecen principalmente a la especie *Diploria labyrinthiformis*, *Siderastrea siderea*, o *Montastrea cavernosa*. Estos sitios son reminiscencias de comunidades de espolones de bajo relieve encontradas en las Bahamas y las islas Turks y Caicos (Sullivan et al., 1994b).

b. Planicies rocosas

Se identificaron tres planicie rocosas traseros consistentes en plataformas de carbonato consolidada y de bajo relieve: Pasa Grande, Arrecife del Tronco, y Arrecife de Fuertes Olas. Todas están situadas en aguas someras (0.5-3.0 m) en el lado oriental del canal entre tierra firme y la Isla Saona, y están sometidas a la acción del fuerte oleaje y de las corrientes provenientes del Canal de la Mona.

A pesar de estas semejanzas, cada una de estas tres estaciones es diferente en sí mismo en cuanto a las características del sustrato y la biota. Pasa Grande tiene un fondo rocoso con un poco de cascajo, y virtualmente ningún sedimento; Arrecife del Tronco es un típico arrecife de *Porites* consolidado, con gran cantidad de cascajo y sedimento; mientras que la porción occidental del Arrecife de Fuertes Olas (solo muestreó el sustrato y las formas de vida de la parte occidental) está compuesto mayormente por cascajo con un poco de sedimento y pequeños parches de fondo duro.

Las características de las formas de vida también varían sustancialmente. Todas están dominadas por algas. En Pasa Grande las algas cubren > 75% del área, y aparecen en un 72% de ellos, aunque se presentan también pequeñas colonias dispersas de corales pétreos (*Acropora palmata*, *Diploria clivosa*, *Porites asteroides*, *Porites*). En esta estación se encontró la mayor riqueza de especies de algas, especialmente de algas pardas (Phaeophyta). Las más importantes son *Dictyota*, *Turbinaria*, *Styopodium*, y *Halimeda*. El Arrecife del Tronco también está dominado por algas, aunque no tan fuertemente como en Pasa Grande. En esta estación también se encontró una cobertura de escasa a moderada de esponjas y corales pétreos (mayormente *Porites* forma *furcata*). El Arrecife de Fuertes Olas está fuertemente dominado por algas con algunas colonias dispersas de corales pétreos, y hierbas marinas.

c. Arrecifes transicionales

La única estación definida como arrecife transicional,

El Faro #2, está situada en la costa suroccidental de la Isla Saona. Se describe como muy similar a los arrecifes transicionales del sur de la Florida, y constituyen una comunidad de planicie rocosa sumergida, colonizado por algas, octocorales, y corales pétreos. El Faro #2 está localizado a mayor profundidad (7-10m) que las otras estaciones, pero tiene muy poco relieve físico (incluso menor que las comunidades de espolones de bajo relieve). Consiste mayormente de un sustrato de fondo rocoso duro con un poco de cascajo, y sedimento en depresiones y agujeros, y está dominado por algas y octocorales. Las especies comunes de algas son *Halimeda*, *Dictyota*, y *Amphiroa*. Los corales pétreos y las esponjas no son dominantes, pero aparecen y de forma dispersa.

d. Arrecifes de parche

Dos de las tres estaciones de esta categoría, Arrecife del Angel #1 y Arrecife del Angel #2, están localizadas en la parte oriental del parque en un canal profundo entre la Isla Saona y la Isla Catalinita. La otra estación, El Faro #1, está situada en la costa suroccidental de la Isla Saona, cerca del arrecife transicional, El Faro #2. Aunque los tres arrecifes de parches contienen comunidades de relativamente bajo relieve, difieren sustancialmente en sus características físicas y biológicas. Los Arrecifes del Angel #1 y #2 tiene ambos una forma circular, y están rodeados por una aureola de arena seguida por una pradera de hierbas marinas (*Thalassia testudinum*). Se sabe que estas aureolas de arena son el resultado de la actividad de pastoreo nocturno de los erizos negros, *Diadema antillarum*, que salen de sus escondites en el arrecife durante la noche para alimentarse en las praderas de *Thalassia* adyacentes (varios autores, citados por Vega, 1990).

El sustrato de Arrecife del Angel #1 está formado por cascajo no consolidado o por corales *Porites porites* muertos y cementados, con sedimento que va aumentando hacia la periferia del arrecife (Informe técnico). El sustrato del Arrecife del Angel #2 es una mezcla de arrecife rocoso, sedimento, y cascajo. El Faro #1 es una serie heterogénea de parches separados por sedimentos y cascajos de *Acropora cervicornis*. El sustrato en sí consiste de una plataforma arrecifal consolidada con algunos cabezos coralinos.

Las algas son la forma de vida dominante en los tres arrecifes de parches. En los Arrecifes del Angel #1 y #2, las algas cubren mas del 50% del área de los cuadrantes, y aparece en 72% de ellos. El alga *Dictyota* es muy común en El Faro #1, aunque esponjas, octocorales, y corales pétreos están presentes en ellos. El Faro #1 y Arrecife del Angel #2, también están

caracterizados por una gran diversidad de corales pétreos y octocorales. Por ejemplo, El Faro #1 fue la única estación donde apareció *Agaricia tenuifolia*, además de varias colonias de *Millepora squarrosa*. En la estación adyacente, el Faro #2, fue en la única donde se encontró *Millepora squarrosa*. En éste arrecife se hallaron varias especies de corales pétreos y octocorales, con abundantes colonias de gran talla.

e. Fondos duros de bajo relieve

Solo se encontró una comunidad de este tipo, en el Arrecife de los Cocos. Esta estación está ubicada a menos de una milla de la costa, en un canal de 3-4m de profundidad, en el lado occidental del parque, de ahí que se encuentre relativamente protegida del oleaje. Se caracteriza por un relieve muy bajo, donde solo se observan cabezos coralinos aislados. La estación descansa sobre una plataforma de carbonato y posee pequeñas cantidades de sedimento y cascajo. Su biota está dominada por algas y octocorales. Esta estación posee una de las riquezas de algas más altas del área estudiada, específicamente de rodófitas o algas rojas. Aunque la cobertura por esponjas y octocorales es moderada, su riqueza de especies es alta. Esta estación posee la mayor riqueza de octocorales (28 especies) de todas las estaciones. En contraste, los corales pétreos son muy raros, y cuando se encuentran, las colonias son muy pequeñas. Entre los pocos corales pétreos encontrados en esta estación están: *Millepora alcicornis*, *Porites astreoides*, *Dichocoenia stokesii*, y *Diploria labyrinthiformis*.

f. Costas rocosa

Dos de las comunidades muestreadas corresponden a esta categoría: Acantilado del Catuano y Puerto Catuano. Ambas estaciones están localizadas en la costa norte de la Isla Saona, pero el Acantilado del Catuano está en el canal entre la isla y tierra firme, mientras que Puerto Catuano se encuentra más hacia el suroeste, fuera del canal.

Acantilado del Catuano es la continuación submarina de la costa rocosa vertical (intermareal), nivelada hacia plataforma. Su sustrato principal es rocoso con cascajo disperso. Su biota está dominada por algas, aunque también se encontraron esponjas, octocorales, y corales pétreos dispersos por la estación. El grupo de especies de algas es una combinación de especies típicas de fondos rocosos y blandos. De ahí que no sorprende que ésta sea una de las estaciones con mayor riqueza de algas (29 especies) del parque. Los corales pétreos y octocorales no son comunes, pero si riqueza de especies sí es alta. En la pared, los corales *Tubastrea*, *Madracis*, y *Agaricia* son comunes, mientras que *Montastrea*,

Diploria, y *Siderastrea* fueron los más comunes en la plataforma.

El sustrato de Puerto Catuano, al igual que el de Acantilado del Catuano, es mayormente rocoso, pero el último posee relativamente más sedimento y menos cascajo que el primero. También está dominada por algas, pero es mucho más pobre en esponjas, octocorales y corales pétreos que el Acantilado del Catuano.

3.3.2 COMUNIDADES BENTONICAS DE FONDO BLANDO

El sustrato de todas las comunidades bentónicas de fondo blando muestreadas en el Parque Nacional del Este está compuesto mayormente por sedimentos sueltos, con pequeñas cantidades de cascajo al igual que parches de fondo rocoso.

a. Praderas de hierbas marinas dominadas por *Syringodium*

Hierba del Tronco es la única estación de fondo blando cuya biota está dominada por la hierba marina *Syringodium filiforme*. Al igual que Arrecife del Tronco, su estación vecina, Hierba del Tronco está localizada en la parte oriental del canal entre las Islas Saona y Catalinita, y está sometida a altos grados de energía física causada por el fuerte oleaje. Como se esperaba, su biota está compuesta mayormente por hierbas marinas, aunque se observan algunos parches dispersos de algas. La comparación de la cobertura y frecuencia relativa de las diferentes especies de hierbas marinas muestra que, aunque *Syringodium* es la hierba marina dominante, *Thalassia* también está presente en cantidades moderadas. Su riqueza de especies de algas es considerablemente alta (25 especies). La más dominante de estas especies de algas es *Halimeda incrasata*, seguida por *Penicillus dumetosus* y *Udotea flabellum*.

b. Praderas mixtas de hierbas marinas

La única estación que se corresponde con esta categoría, Pilas de Lambí, está localizada al norte-noroeste de la Isla Catalinita, a 5 millas de tierra firme, y desde donde grandes pilas de conchas de lambí, *Strombus gigas*, se divisan claramente. Su flora está compuesta por diferentes especies de hierbas marinas (*Thalassia*, *Halodule*, y *Syringodium*) con densidades de cobertura de moderadas a altas, y algunas algas dispersas. La riqueza de especies de algas es baja, y, en cuanto a cobertura, ninguna en particular es dominante, aunque los individuos de *Penicillus dumetosus* son numerosos (aparecieron en 84% de los cuadrantes).

c. Comunidad mixta de algas y hierbas marinas

Tres de las comunidades muestreadas en el Parque Nacional del Este se corresponden con esta categoría, a saber: Los Manglecitos, La Ciudad de Penicillus, y Hierba de los Cocos. Estas comunidades se caracterizan por encontrarse en aguas relativamente someras (< 3 m) y por estar codominadas por especies de hierbas marinas y algas.

Los Manglecitos se encuentra a menos de 100m de la costa suroriental de tierra firme. Tiene una cobertura muy variable en cuanto a algas (*Halimeda*, *Laurencia intricata*, y *Dictyota*) y hierba marina *Thalassia testudinum*. En número, las especies de algas más dominantes son: *Penicillus capitatus*, *P. dumetosus*, y *Laurencia intricata*. En cobertura, sin embargo, las más dominantes son: *Halimeda opuntia*, *Laurencia intricata*, y *Dictyota cervicornis*.

La Ciudad de Penicillus tiene las mismas características que Los Manglecitos en cuanto a su biota dominante, pero posee mayor número de anémonas y esponjas. La hierba dominante es *Thalassia testudinum*. Las especies de algas más importantes en cuanto a cobertura son *Penicillus dumetosus*, *Halimeda monile*, y *Halimeda incrassata*, mientras que en número se destacan varias especies de *Caulerpa*, *Halimeda*, *Penicillus* y *Udotea*. Es interesante destacar que la densidad de brotes y hojas de hierbas marinas es más baja en la Ciudad de Penicillus que en Hierba del Tronco (las únicas estaciones donde se efectuó este tipo de muestreo), la cual está dominada por *Syringodium*, aunque en Hierba del Tronco la longitud de la hoja sea relativamente mayor.

Finalmente, Hierba Los Cocos está dominada por el alga *Lobophora variegata*, aunque también son comunes *Udotea* y *Avrainvillea*. Ambas hierbas marinas, *Thalassia testudinum* y *Syringodium filiforme*, también se encuentran en esta estación.

3.3.3 ANALISIS DE LOS PATRONES ENCONTRADOS

Algunos de los patrones de diversidad y cobertura por corales pétreos (Tablas 6 y 7) pueden ser explicados. En otros casos, sin embargo, se precisan estudios adicionales para esclarecer los factores que controlan estos patrones.

Existe un consenso general entre los científicos de que la diversidad de especies de coral se incrementa con la profundidad. En el Parque Nacional del Este se cumple este patrón: la riqueza de especies es relativamente mayor en las estaciones más profundas (espolones de bajo relieve y arrecifes transicionales) que en las de

menor profundidad (arrecifes traseros y comunidades de fondo duro de bajo relieve) (Tabla 6).

Una de las observaciones más notables que se hizo en el parque fue el pobre desarrollo estructural del arrecife en las localidades visitadas. Por lo general, las formaciones de espolones están poco desarrolladas, y tienen un bajo relieve fisiográfico. No se encontraron comunidades de espolones de alto relieve y/o comunidades de *Acropora* altamente desarrolladas. Por lo general, la cobertura por corales pétreos es baja en todas las estaciones (Tabla 7). La ausencia de espolones de alto relieve puede deberse a altos niveles de transporte de sedimento. Las partículas de sedimento asfixian los organismos del arrecife, y reducen la penetración de la luz, necesaria para que los corales realicen la fotosíntesis. Este fue el caso de los arrecifes de plataforma del Banco de Caicos (Sullivan et al., 1994b), donde la influencia del sedimento arrastrado desde las áreas someras hacia el talud arrecifal, al igual que las condiciones de oleaje fuerte del lado de barlovento, resultó en un pobre desarrollo de la comunidad del talud arrecifal. De igual forma, Rogers (1990) concluyó que los corales se deterioran debido a la sedimentación. En particular, encontró que altos niveles de sedimentación estaban asociados con reducciones en la diversidad de corales, su cobertura, tasas de crecimiento, reclutamiento, calcificación, y productividad neta de corales, así como de las tasas de crecimiento del arrecife como una entidad. De ahí que la sedimentación puede afectar negativamente los organismos del arrecife en un sinnúmero de maneras, originando cambios en las interacciones entre los peces y los ambientes arrecifales en que viven.

Otra posible causa del desarrollo restringido del arrecife es que las comunidades de espolones de alto relieve estuviesen presentes, pero no fueran inventariadas. Es necesario estudiar el talud del arrecife de la parte oriental del parque, así como de la parte sursuroriental de la costa de la Isla Saona, antes de emitir conclusiones al respecto.

El bajo número o la ausencia total de *Acropora* es sorprendente en muchas áreas, ya que *Acropora palmata* y *A. cervicornis* suelen dominar la cresta arrecifal y las comunidades de aguas someras y de profundidades intermedias del Caribe (Bak, 1977). En el Parque Nacional del Este solo se encontraron en las tres comunidades de arrecife trasero y en algunos arrecifes de parches y transicionales, pero nunca en cantidades y densidades típicamente grandes. Es interesante resaltar que la mayoría de estaciones se situaron en profundidades mayores de 10 m.

La especie *Acropora palmata* se encuentra normalmente a menor profundidad. Su importancia en la estructura de la comunidad es muy difundida. De acuerdo con Kojis y Quinn (1993), por ejemplo, solo tres especies de corales dominan las comunidades actuales, así como los registros geológicos del Pleistoceno: *Acropora palmata*, *A. cervicornis* y el “complejo de *Montastrea annularis*.” Se ha reportado que algunos arrecifes en la parte noroccidental del Caribe se mantienen en condiciones de débil oleaje y predomina en ellos *Acropora cervicornis* como el principal constructor arrecifal de profundidades intermedias (Sullivan et al., 1994b). Los corales del género *Acropora* son los escleractíneos de más rápido crecimiento (de 10 -12cm/año). Ofrecen protección para una gran variedad de organismos, y desempeñan un importante papel en la protección de las lagunas arrecifales contra el efecto del oleaje.

Su bajo número en el Parque Nacional del Este puede tener varias explicaciones. Primero, *Acropora palmata* es una especie altamente sensible al medio ambiente, con límites estrechos de su nicho. Requiere agua clara y con fuerte circulación, un sustrato firme y estable para fijarse, y temperaturas moderadas sin extremas variaciones temporales (Jaap et al., 1989). La virtual ausencia de *Acropora palmata* en los arrecifes inventariados en el Parque Nacional del Este puede explicarse por la turbidez del agua o por daños causados por tormentas. Esos factores pueden reducir el tamaño de la población y el consiguiente reclutamiento de corales, debido a que la forma principal de reclutamiento es por propagación vegetativa de fragmentos de colonias madres. Alternativamente, los sedimentos pueden ser inestables y dinámicos, sin permitir el asentamiento o fijación de los corales, o el crecimiento a largo plazo. Es posible que las olas o los botes de motor remuevan los sedimentos causando tensiones crónicas (enterramiento parcial, abrasión de tejidos, e inhibición del reclutamiento) a estos corales. Segundo, en las últimas décadas, la enfermedad de banda blanca ha disminuido severamente las poblaciones de *Acropora* en el Caribe. Según Kojis y Quinn (1993), su dominancia en la cresta del arrecife y sus hábitos reproductivos vegetativos “pueden haber conducido a una baja variación genética y, junto a una muy alta abundancia, aumentar grandemente la susceptibilidad de estas especies a enfermedades epidémicas.” Además su reclutamiento al azar y por parches puede afectar su capacidad para recuperarse, debiendo las poblaciones depender de la auto-reproducción para la producción de nuevos reclutas.

Kojis y Quinn (1993) han formulado la hipótesis de que

existen una alta probabilidad de que las formaciones de corales escleractíneos del Caribe dañados por la enfermedad de banda blanca sean recolonizados por corales blandos. Estos autores plantearon que los corales blandos son capaces de recolonizar rápidamente los arrecifes del Caribe que previamente estaban dominados por corales escleractíneos, funcionando así como especies sucesivas en la reconstrucción de la estructura de la comunidad arrecifal. La gran abundancia arrecifes dominados por octocorales en el Parque Nacional del Este puede ser explicada por esta teoría. Se han encontrado arrecifes muy similares, dominados por octocorales, en las islas Turks y Caicos (Sullivan et al., 1994b) y en Curacao (Bak, 1977). Desafortunadamente, no existen descripciones previas para las comunidades arrecifales del parque, que pudieran ser utilizadas para comparar las comunidades en una escala temporal y sostener esta hipótesis.

Los patrones característicos de la biota de las comunidades de espolones de bajo relieve, del arrecife transicional, y de comunidades de fondo rocoso de bajo relieve requieren de ulterior discusión. Las comunidades de espolones de bajo relieve y de fondo rocoso se caracterizan por tener una alta cobertura de octocorales y esponjas en relación con los corales pétreos, mientras que los arrecifes de transición están caracterizados por una alta densidad de octocorales. Las gorgonias y las esponjas son elementos importantes del ecosistema marino ya que son huéspedes y sirven de refugio para una gran variedad y número de organismos, contribuyendo además con cantidades notables de espículas microscópicas al sedimento en áreas aledañas.

Las asociaciones de octocorales en cada una de las comunidades pueden ser analizadas individualmente si el tiempo y espacio lo permitiera. Opresko (1973), en un estudio en la Florida, clasificó los octocorales de acuerdo a su distribución y frecuencia de observación (generales vs. restringidos), y el tipo de ambiente en los que eran más comunes (arrecife de parche de aguas claras vs. costero). Además, identificó y discutió los factores de medio ambiente que con más probabilidad influyen en la distribución de las especies. Estos son: temperatura, salinidad, iluminación, sedimentación, y corrientes. Yoshioka y Yoshioka (1989, 1991) también propusieron que la variación en el transporte de sedimento (e indirectamente las variaciones topográficas) es el factor de mayor influencia en la distribución de las gorgonias de aguas someras.

La distribución y alta cobertura de esponjas y octocorales en relación con la de corales pétreos en las

estaciones de comunidades de espolones de bajo relieve y fondo rocoso de bajo relieve en el Parque Nacional del Este (Tabla 7), así como la enorme cobertura por octocorales en el arrecife transicional, pueden ser explicadas teóricamente por esos factores. Esas comunidades están localizadas en el lado occidental de tierra firme y la Isla Saona. Allí quedan protegidas contra el fuerte oleaje para el cual dichos organismos no están bien adaptados. Asimismo, en todas esas comunidades, el sustrato es principalmente fondo rocoso, lo cual asegura el exitoso reclutamiento y asentamiento de la plánula, así como condiciones de fijación para esos organismos. Observaciones *in situ*, logística oceanográfica, y la observación de que los sedimentos solo se encontraron en las cavidades y depresiones, indican que esos lugares son barridos por corrientes que podrían transportar alimento a las colonias. También traen sedimento, pero parece que su presencia en estas comunidades no es muy duradera. Rogers (1990) inventarió áreas en la Florida antes y después de un dragado, y encontró que los octocorales eran los organismos del bentos arrecifal más tolerantes a la sedimentación, debido principalmente a su morfología que impedía la acumulación del sedimento. Los octocorales están morfológicamente adaptados para evitar la acumulación de sedimento (forma) y también tienen adaptaciones metabólicas para deshacerse de partículas de sedimento a través del mucus (Opresko, 1973). Parece ser una mayor densidad de octocorales, en comparación con la de corales pétreos, es común en esos lugares ya que estos organismos están mejor adaptados a las condiciones existentes, y específicamente al transporte de sedimento y a las fuertes corrientes. Se realizaron determinaciones adicionales de densidad, abundancia, y tamaño de las esponjas, corales pétreos, y octocorales, en la estación Arrecife Los Cocos, la comunidad de fondo rocoso de bajo relieve muestreada. También se encontró que los octocorales y las esponjas forman colonias típicas de mayor tamaño que aquellas formadas por los corales pétreos. De acuerdo a Opresko (1973), “la abundancia de especies, su tamaño y peso promedio en diversos ambientes, y su abundancia relativa a la de las otras especies que se presentan en el mismo ambiente, es indicativo de la adaptación de la especie a un determinado ambiente.” Los resultados constituyen una evidencia adicional de que las esponjas y los octocorales están mejores adaptados a dichos ambientes que los corales pétreos.

Asimismo, el hecho de que en muchas de las estaciones los corales pétreos que fueron descritos como relativamente abundantes (*Diploria labyrinthiformis*, *Montastrea cavernosa*, *Siderastrea siderea*) han sido

considerados como indicativos de áreas de alta tensión causada por la sedimentación (debido a su gran tolerancia), evidencia esta hipótesis.

A pesar de que la cobertura por corales pétreos es baja en estas estaciones, la riqueza de especies no lo es. Esto también puede ser explicarse por los efectos de la sedimentación. Liddell y Ohlhorst (1987) encontró que las tasas de sedimentación en Jamaica no se correlacionaban con la cobertura o abundancia de corales pétreos vivos, pero estaban correlacionadas posiblemente con su diversidad. Este autor formuló la hipótesis de que los sedimentos (en las cantidades encontradas en su estudio) podían actuar como una pequeña perturbación para aumentar la diversidad de especies de acuerdo a la hipótesis de perturbación intermedia.

Finalmente, y lo que parece ser la más notable de las observaciones hechas en el Parque Nacional del Este, es el alto grado de cobertura por algas encontrado en la mayoría de las estaciones (Tabla 7). Todas las comunidades bentónicas de fondo duro están dominadas por algas. La alta cobertura por algas puede ser causada por varios factores que pueden actuar de manera individual o en conjunto:

- ausencia de pastoreo por erizos o peces herbívoros (Scaridae, Acanthuridae);
- altas concentraciones de nutrientes en el agua, lo cual aumenta la competencia de las macroalgas con los corales pétreos.

La acción de los herbívoros es un factor importante en el desarrollo y estructura de las comunidades de macroalgas y arrecifes, especialmente en los trópicos, donde la intensidad de esta actividad es mayor. Hipotéticamente esto se debe a que en las regiones tropicales y subtropicales, los peces herbívoros tienen mayor tamaño, mayor tasa metabólica, más movilidad, mayor orientación y una capacidad sensorial más sofisticada, lo que los hace más efectivos contra las poblaciones de macroalgas (Littler et al., 1986b). Esto también constituye una fuerza selectiva en la evolución de las plantas y sus mecanismos de defensa contra herbívoros. Los variados mecanismos de defensa han sido revisados por Littler et al. (1983, 1986b). En resumen, pueden ser morfológicos, químicos, nutritivos, o de comportamiento. Se encontró en Belize la asociación como defensa contra herbívoros como otro mecanismo, donde algunas algas marinas como *Amphitroa tribulus*, *Jannia adherens*, *Laurencia poitie*, *Digenia simplex*, y las algas que forman césped, presentaron una probabilidad significativamente reducida de ser descubiertas e ingeridas cuando se

encontraron en las proximidades de una de las algas marinas más tóxicas, *Styopodium zonale* (Littler et al., 1986a). A pesar de que algunas de estas algas tienen ciertos mecanismos de defensa (*Amphiroa tribulus* está calcificada, y *Laurencia poitie* y *Digenia simplex* tienen cierto grado de toxicidad), si no hubiera otra alternativa, la probabilidad de ser ingerida por herbívoros sería más alta cuando está sola que cuando está cerca o asociada a *Styopodium zonale*.

Si el planteamiento de que “el límite máximo de la biomasa de algas en sistemas arrecifales... está determinado generalmente por los niveles de nutrientes ..., mientras que, la población presente está determinada por la acción de los herbívoros, como factor controlador más próximo” (Littler et al., 1986b) es verdadera, podemos concluir que muchas de las zonas del arrecife en el Parque Nacional del Este están influenciadas por altos niveles de nutrientes, y que la acción de los herbívoros está poco desarrollada, o, por el contrario, una alta proporción de las algas encontradas en el parque tienen fuertes mecanismos de defensa. Esta última posibilidad será discutida a continuación.

Algunas de las algas halladas en la zona se sabe que poseen un mecanismo efectivo de defensa contra el herbivorismo, a saber: las coralinas incrustantes (*Hydrolithon boergesii*, *Neogoniolithon strictum*, *Peyssonnelia* spp., *Porolithon pachydermum* y *Lithophyllum congestum*, por ejemplo); las calcáreas articuladas (*Amphiroa rigida* y *Halimeda* spp., por ejemplo); las especies curtidas gruesas (*Sargassum polyceratium*, *Turbinaria turbinata* y *Gracilaria debilis*, por ejemplo); y *Dictyota cervicornis*, *Styopodium zonale*, y *Laurencia obtusa*, las cuales tienen una fuerte defensa química. Algunas de las algas más susceptibles son las lechugas (*Anadyomene stellata*, *Enteromorpha lingua* y *Ulva lactuca*, por ejemplo), y las filamentosas (como *Cebtroceros clavulatum*, *Ceramium nitens*, y *Spyridia filamentosa*) (Littler et al., 1983, 1986a).

Al comparar la lista anterior con las algas más abundantes de los arrecifes del Parque Nacional del Este, podemos ver que las especies más comunes están incluidas entre las que poseen eficaces mecanismos de defensa. Parece que los requerimientos nutritivos de los herbívoros están satisfechos por otras algas más apetitosas. Pero, si los peces herbívoros tuviesen menos opciones de alimento (o hubiera un mayor número de ellos), entonces esas comunidades de macrofitas no deberían de estar teóricamente tan desarrolladas. Los herbívoros no tendrían otra opción que alimentarse de esas algas, como supuestamente lo hacen en la mayoría

de los arrecifes del Caribe donde no existen estas grandes poblaciones de macrofitas no existen. Esta discusión nos lleva a tres opciones: (a) la presión alimentaria por los herbívoros no es tan fuerte y permite una gran población de algas macrofitas, (b) la carga de nutrientes en el área es grande y permite el desarrollo de esas comunidades, y (c) ambas. Estas posibilidades se examinan a continuación.

Una débil presión de pastoreo pudiera explicar la gran abundancia de algas en los arrecifes del Parque Nacional del Este. Esto se debe al bajo número y pequeño tamaño de los herbívoros en el arrecife. Littler et al. (1986b) notó una abundancia desproporcional de peces herbívoros, siendo los loros (Scaridae) excepcionalmente grandes, en Looe Key, Florida. Atribuyó esto al aumento en la cobertura de algas (debido al aumento de la eutroficación como resultado del incremento de la población humana). Como se discutirá posteriormente en la sección de las comunidades de peces, los inventarios arrojaron que, a pesar de haber numerosos peces herbívoros en el arrecife, este grupo alimentario nunca era el dominante, y en general hay una ausencia en todo el parque de peces de gran tamaño. En la estación Arrecife Los Cocos, se encontró una alta cobertura de algas rojas. A pesar de que muchas de las especies encontradas (*Jannia*, *Acanthophora*, por ejemplo) son altamente comestibles y apetitosas para los peces herbívoros (M. Chiappone, comunicación personal), su presencia en el lugar solamente puede ser explicada por la falta de herbívoros.

La gran cobertura de algas encontradas en el Parque Nacional del Este también puede ser ocasionada por una restringida heterogeneidad espacial. Littler et al. (1986b) reseñó las investigaciones que demostraron que mientras más bajo es el nivel de heterogeneidad espacial, más pobre la cantidad de cobertura protectora disponible para peces y erizos, y más baja la presión de pastoreo. De esta forma, pueden desarrollarse grandes poblaciones de algas macrofitas. El bajo nivel de desarrollo encontrado en el parque se ha discutido previamente. Esto, junto a las observaciones personales de una pobre abundancia de *Diadema antillarum*, podría explicar parcialmente la alta cobertura de algas encontrada en el parque.

Ya que la acción de los herbívoros puede actuar como control directo de las poblaciones de algas en el Parque Nacional del Este, se requieren estudios adicionales. Son necesarios inventarios de algas que ofrezcan información sobre la abundancia y densidad de algunas especies indicadoras. Se recomienda la realización de

estudios comparativos de pastoreo y apetitividad de las algas (poner diferentes especies de algas en líneas y monitorear su apetitividad, por ejemplo), y estudios de manipulación de las poblaciones de herbívoros (experimentos con jaulas, por ejemplo). A estos pueden agregarse otros experimentos utilizando difusores de nutrientes para simular condiciones de afloramiento o eutroficación, y los resultados podrían ser utilizados en el manejo del parque.

Las aguas con elevada concentración de nutrientes que alcanzan el Parque Nacional del Este pueden provenir de fuentes diversas. La ausencia general de contaminación ambiental que afecte directamente el área elimina el enriquecimiento por nutrientes a través del vertimiento de basura o residuales domésticos (las pequeñas cantidades de efluentes domésticos provenientes de las costas de la Isla Saona se consideran insignificantes). En el parque, tampoco existen ríos que pudieran aportar fertilizantes, residuales u otros nutrientes al parque. El Río Yuna, al este del parque, y los ríos Chavón y Cumayasa al oeste, sin embargo, pudieran ser fuentes importantes de nutrientes y contaminantes. Estos ríos atraviesan las provincias de la Altagracia y la Romana, las cuales se destacan por ser importantes productoras de azúcar y ganado. Se utilizan herbicidas, fertilizantes, y otras sustancias químicas en esta región, y estos terminan como descarga de los ríos. Si las corrientes los llevan hacia los arrecifes, praderas de hierbas marinas, y comunidades de manglares del parque, podrían generar la alta cobertura por algas encontrada allí.

Por otro lado, los nutrientes podrían provenir de fuentes distantes tales como Puerto Rico, o hasta de Suramérica por la pluma del Orinoco. Grandes cantidades de basura y petróleo (tarbia), aparentemente de Puerto Rico y los derrames de petróleo que han sucedido allí recientemente, fueron encontradas en las costas orientales del parque mientras se realizaban los muestreos de la zona intermareal. Grandes cantidades de nutrientes podrían estar siendo transportadas a las aguas del Parque.

El afloramiento, proceso oceanográfico por el cual aguas profundas y con abundantes nutrientes son llevadas a la superficie, es otra posible fuente de nutrientes para las aguas del parque. Littler et al. (1986b) han resaltado la gran importancia que este proceso posiblemente tenga en los niveles de nutrientes de los sistemas arrecifales del mundo. Aunque su importancia no se ha demostrado aún, debe tomarse en cuenta al estudiar la dinámica de los nutrientes de los sistemas arrecifales.

Finalmente, el drenaje hacia el mar de aguas

subterráneas también podría aportar cantidades considerables de nutrientes (nitrógeno específicamente) a las áreas arrecifales. Se ha reportado la existencia de una gran cantidad de manantiales que descargan en las costas del Parque Nacional del Este (Cano, 1993; Towle et al., 1973). Esta misma observación se hizo por el grupo terrestre de investigación (D. Abreu, com. pers.). El enriquecimiento con nitrógeno a través de las aguas subterráneas probablemente no se debe a fuentes antrópicas. Puede derivarse de la descomposición de plantas (manglares, etc.), de organismos terrestres capaces de fijar nitrógeno (NH_4 es oxidado a NO_3 por nitrificadores), o de la lluvia, la cual ha mostrado ser extremadamente variable en cuanto a su contenido de nitrato (D'Elia et al., 1981). Se requiere la realización de estudios oceanográficos, de salinidad superficial en las costas del parque, así como de la hidrología o hidrografía del área para poder atestiguar la posible importancia de esta fuente de nutrientes para las aguas del parque.

La presencia de descargas de aguas subterráneas ricas en nitrógeno al parque podría tener importantes implicaciones para el manejo del mismo, si estas comunidades están limitadas por nutrientes. Por ejemplo, se ha sugerido que el proceso de eutroficación que está ocurriendo en la Florida se debe a descargas de fósforo en las aguas costeras del Golfo de México oriental y que son arrastradas por las corrientes a las aguas de la Bahía de la Florida, las cuales son ricas en nitrógeno pero deficientes en fósforo (Lapointe et al., 1993). Esto puede significar que hasta pequeños enriquecimientos de las aguas del parque con nutrientes provenientes de desechos domésticos (típicamente muy ricas en fósforo), podrían generar un gran problema de eutroficación, dada la existencia de manantiales ricos en nitrógeno y a la tendencia general de que en aguas someras y ricas en carbonatos, el crecimiento algal está limitado por el fósforo (Lapointe et al., 1993). También debe considerarse que ya existe una importante fuente de fósforo en la parte occidental del parque en forma de excrementos provenientes de las colonias de aves marinas en la región de Las Calderas.

3.3.4 CONCLUSIONES

1. Las comunidades bentónicas muestreadas en este estudio en el Parque Nacional del Este fueron:
 - a. arrecifes traseros someros bañados por fuerte oleaje y pequeños arrecifes de parches en la zona oriental (barlovento) del área muestreada del parque,
 - b. praderas de hierbas y algas marinas de altas y moderadas densidades en aguas

- someras cerca de las costas del Paso del Catuano, y
- c. comunidades de espolones y de fondos duros, ambos de bajo relieve en la zona occidental (a sotavento) del parque.
2. La mayoría de los muestreos bentónicos se efectuaron a profundidades intermedias, y se encontró un escaso desarrollo estructural del arrecife. Se discuten las posibles causas de este hallazgo.
 3. Las comunidades arrecifales que se encontraron en la parte más occidental del área estudiada (lado sotavento), fueron las siguientes:
 - a. comunidades de espolones de bajo relieve y de fondos rocosos de bajo relieve, con biotas o formas de vida caracterizadas por altas coberturas por octocorales y esponjas en relación con la de corales pétreos, y
 - b. arrecifes transicionales caracterizados por una cobertura muy alta de octocorales, en comparación con la de esponjas y corales pétreos.

La alta cobertura por esponjas y octocorales (mayor que la de corales pétreos), mejor adaptados y más tolerantes a altos niveles de sedimentos suspendidos (mayor que los corales pétreos), así como las peculiares condiciones oceanográficas encontradas en estas áreas, justifican la necesidad de realizar estudios posteriores para explicar la presencia de estas comunidades únicas.

4. Todas las estaciones muestreadas están cubiertas mayormente por algas macrófitas. Esto puede deberse a los bajos niveles de pastoreo, o al enriquecimiento por nutrientes, o a una combinación de ambos factores. Bajos niveles de presión de pastoreo pueden ser ocasionados por la escasez de herbívoros, por una restringida heterogeneidad espacial del área, o por fuertes mecanismos de defensa en las algas del lugar. Se requieren estudios adicionales sobre la acción de los herbívoros para evaluar la importancia de este factor en la formación de la estructura de la comunidad de estas áreas.
5. El enriquecimiento por nutrientes puede provenir de fuentes cercanas tales como afloramiento local, descargas de aguas subterráneas, o ríos; o de fuentes más lejanas tales como Puerto Rico o Suramérica. Ya que el Parque Nacional del Este se encuentra en un área fuertemente influenciada por olas,

vientos, y corrientes, se necesitan estudios oceanográficos e hidrológicos para determinar la importancia de estos factores, y posiblemente otros, en la formación de la estructura arrecifal.

3.4 COMUNIDADES DE PECES

Se realizó un total de 58 muestreos de peces en tipos de ambientes de sustrato bentónico (Figura 6). Los ambientes estudiados fueron: espolones de bajo relieve, arrecife transicional, arrecife de parche, fondo rocoso de bajo relieve, litoral rocoso, y comunidades mixtas de algas y hierbas marinas. La Figura 6 muestra la variación geográfica de las estaciones con relación al número total de buceos y tiempo total en cada estación. Se puede observar que los muestreos de peces se realizaron mayormente en las costas norte y noroeste de la Isla Saona, y que no se realizaron muestreos en la parte occidental del parque. Hubo más buceos y los censos de peces duraron más en la zona adyacente a la Isla Saona, que en el lado occidental del parque.

3.4.1 RIQUEZA DE ESPECIES

La fauna piscícola muestreada en el Parque Nacional del Este se distingue por ser muy rica desde el punto de vista taxonómico y trófico. Se reportó un total de 122 especies de peces. La mayoría no se había reportado previamente (Cano, 1993). Los muestreos muestran la variación en la riqueza de peces (por especie y por familia) existente entre ambientes, estaciones y hora del día. A partir de este limitado esfuerzo de muestreo se puede llegar a las siguientes conclusiones:

- la mayor riqueza de peces, 79 especies, se encontró en el Arrecife de Los Cocos;
- no existe diferencia significativa en la riqueza de especies entre las estaciones adyacentes a la Isla Saona y las del lado occidental del parque;
- la riqueza de especies es significativamente mayor en las estaciones de arrecife que en las de algas y hierbas marinas;
- en la comunidad mixta de algas y hierbas marinas no existen diferencias notables en la riqueza de especies o familias entre la mañana y la tarde;
- la riqueza de especies de peces en la mañana es superior a la de la tarde, en las comunidades de espolones de bajo relieve, arrecife transicional, y fondo rocoso de bajo relieve, siendo esta diferencia más pronunciada en los espolones de bajo relieve del Arrecife de

Tabla 8. Matriz de similitud de especies para las diferentes estaciones del Parque Nacional del Este. Se presenta el índice de Jaccard en el numerador, y el Índice de Similitud de las Comunidades, en el denominador, y ambos en porcentajes.

	Hierba Los Cocos	El Peñón	Arrec. Rubén	El Toro	El Faro I	El Faro II	Arrec. Cocos	Acant. Catuano	Puerto Catuano
Hierba Los Cocos	**	39 / 24	35 / 21	43 / 27	40 / 25	40 / 25	53 / 36	46 / 30	43 / 27
El Peñón		**	79 / 65	78 / 63	70 / 53	65 / 48	61 / 43	69 / 53	63 / 46
Arrecife Rubén			**	76 / 61	71 / 55	66 / 49	64 / 47	69 / 53	67 / 50
El Toro				**	68 / 51	73 / 58	68 / 51	66 / 49	64 / 47
El Faro I					**	77 / 63	55 / 38	69 / 53	71 / 55
El Faro II						**	58 / 41	68 / 51	68 / 52
Arrecife Los Cocos							**	72 / 56	71 / 55
Acantilado de Catuano								**	76 / 62
Puerto Catuano									**

- Rubén, en la costa oeste de la Isla Saona;
- en la estación del Arrecife de Los Cocos, costa occidental del parque, donde se realizó el único muestreo nocturno de peces, se observó una diferencia significativa entre la riqueza de especies durante el día (mañana y tarde) y la durante la noche. Esto se debe probablemente a un error humano, y se requieren más buceos nocturnos para confirmar esta diferencia;
- no se encontraron diferencias significativas entre la riqueza de especies de diferentes ambientes arrecifales y estaciones del mismo tipo de ambiente.

La mayor diversidad en áreas arrecifales, en comparación con la del área de algas y hierbas marinas es comprensible dada la mayor complejidad topográfica y heterogeneidad espacial que los arrecifes ofrecen. Se ha demostrado (Carpenter et al., 1981) que la densidad y diversidad de peces se incrementa con la complejidad estructural del área. Esto, sin embargo, niega la última conclusión dada anteriormente. Debe existir diferencia en diversidad de especies de peces entre ambientes arrecifales, habiendo un mayor número de especies en los de mayor complejidad estructural. Es posible que se explique por la falta de muestreo en habitats arrecifales de alta complejidad topográfica y gran desarrollo estructural, como se discutirá brevemente.

3.4.2 PATRONES DE SIMILITUD

Como se esperaba, la similitud de estructura comunitaria en diferentes estaciones de la misma categoría arrecifal (espolones de bajo relieve, arrecife transicional, etc.) fue mayor que entre estaciones de diferentes categorías arrecifales (Alevizon et al., 1985). Si se analiza la tabla de similitudes (Tabla 8) se puede observar que tres de las cuatro estaciones más similares (en cuanto a composición de especies) son: El Toro, El

Peñón, y Arrecife de Rubén. Estos resultados eran de esperar ya que las tres estaciones están categorizadas como espolones de bajo relieve y deberían tener una alta similitud en los grupos de especies. También se encontró, como era de esperar, que la estación de algas y hierbas marinas fue la de menor grado de similitud con el resto. La matriz de similitud (Tabla 8) muestra semejanzas en el número total de especies de diferentes sitios. Algunas similitudes relativamente altas entre estaciones de diferentes ambientes bentónicos, como la existente entre El Faro 1 (un arrecife de parche) y El Faro 2 (un arrecife transicional), pueden ser explicadas por su cercanía geográfica. De igual forma, algunas de las altas similitudes entre Puerto Catuano, Acantilado de Catuano, y El Peñón y otras estaciones de diferentes ambientes bentónicos (o categoría arrecifal) pueden explicarse por el hecho que en estas tres estaciones se encontraron las más altas riquezas de peces. Por lógica, deberían tener altas similitudes con todas las estaciones ya que sus listas de especies son más largas, y las especies observadas en las otras estaciones tienen mayor probabilidad de encontrarse en estas listas. Hierba Los Cocos, la única estación muestreada de fondo blando, es muy distinta a las otras estaciones, en cuanto a diversidad de especies de peces. Esto se esperaba. La estación con la cual tiene la más alta similitud es Arrecife de los Cocos. No es sorprendente que Arrecife de los Cocos esté situada justamente al lado de Hierba Los Cocos geográficamente. Desafortunadamente, no se tomó ningún dato sobre la biomasa de peces ni sobre la abundancia (conteos) de cada especie. Esto imposibilita un análisis profundo que resalte las diferencias en las estructuras y/o grupos de peces de las comunidades existentes en los variados ambientes o categorías arrecifales, ya que un simple análisis de las listas de presencia/ausencia de las especies (lo que se hizo en el parque) minimiza las diferencias entre ambientes (Alevizon et al., 1985).

3.4.3 ANALISIS DE GRUPOS TROFICOS

En los reportes UNIX se presenta una abundante información. Para el objetivo de la evaluación ecológica, los datos más útiles son los derivados del análisis de los grupos tróficos. Este método de organizar los datos también ha sido utilizado por Sale y Guy (1992) y otros autores (reseñados por Sale, 1991).

La Tabla 9, resume numéricamente la información que aparece en los reportes UNIX. La tabla muestra el porcentaje de frecuencia de observaciones (%F) de cada grupo en todas las estaciones de muestreo. Así, un porcentaje de frecuencia de 100 indica que se observó por lo menos un miembro de ese grupo trófico por todos los observadores en esa estación. Este mismo tipo de análisis se puede realizar para la información de los reportes UNIX, separada por familia y especies de peces. Sin embargo, para el objetivo de este estudio, es suficiente el análisis de la información separada por grupos tróficos.

A partir de esta tabla, podemos concluir que el grupo trófico más frecuente fue el de los planctófagos. Esto coincide con Russ y Alcalá (1989) quienes encontraron que los planctófagos son el grupo trófico dominante en número y biomasa en los ecosistemas arrecifales. Esto probablemente se debe a que los arrecifes de coral se encuentran cercanos a grandes masas terrestres y están sujetos a grandes ingresos de nutrientes y materia orgánica; el área debe tener una alta productividad.

Los datos colectados muestran, asimismo, que Labridae y Pomacentridae están entre los peces más frecuentemente observados durante los muestreos. Esto puede deberse a un nivel bajo de competencia y depredación debido a la sobrepesca (como se discutirá en breve), ya que la gran mayoría de los miembros de estas familias son pequeños, de bajo comercial que no son capturados en las nasas.

3.4.4. ESCASEZ DE PECES DE GRAN TALLA

La observación más importante de todas las realizadas por el personal de investigación fue la gran escasez de peces de gran talla, en comparación con otros lugares del Caribe occidental. Esta misma observación fue hecha por Caboza y Pierce (1975) en arrecifes cercanos: "hay una marcada ausencia de peces grandes por el área arrecifal de la isla [Isla Catalina, a solo 15 millas hacia el oeste del parque]. Realmente se puede definir como vacía de peces que sobrepasen la clase de dos libras." En el presente estudio, se evidencia lo mismo (Apéndice V). El Apéndice V muestra claramente que el grupo trófico observado con menor frecuencia fue el de los

depredadores primarios. La Tabla 9, también muestra lo mismo, aunque de manera más detallada, dividida por estaciones y por muestreos a diferentes horas del día. El grupo trófico que comprende los depredadores primarios, lógicamente incluirá a la mayoría de las especies de gran tamaño que se observaron en el Parque Nacional del Este.

La escasez de peces de gran talla puede ser causada por:

- escasa disponibilidad de alimento
- ambientes inapropiados, y
- sobrepesca

La escasez de alimento es una causa dudosa ya que estaba plenamente disponible en la mayoría de las estaciones. Por ejemplo, se observaron muy pocos loros grandes en áreas caracterizadas por tener una alta cobertura por algas muy apetitosas. Este fue el caso del Arrecife de Los Cocos, caracterizado por una alta cobertura de rodófitas (de gran apetitividad), pero donde no se observaron loros grandes (aunque sí muchas de las especies pequeñas sí fueron observadas). Esta estación se caracterizó por tener la mayor riqueza de peces (79 especies), pero los únicos depredadores primarios fueron algunos jureles (*Caranx ruber*), una barracuda (*Sphyraena barracuda*), y varios pargos (*Lutjanus griseus*).

La ausencia de ambientes apropiados podría ser una razón explicativa para el pequeño número de peces grandes observados en el Parque Nacional del Este. La reducción de los recursos pesqueros tropicales se deben en parte a la degradación de los arrecifes coralinos, praderas de hierbas marinas, y bosques de mangle, debido a la sedimentación (Rogers, 1990). Samoilys (1988) atribuyó la incapacidad de recuperarse de una población de peces (después de prohibir la pesca y recolección) en un área en Kenya, a los altos niveles de sedimentación, provenientes de un río cercano. Es evidente que en el Parque Nacional del Este la sedimentación puede constituir un grave problema. La sedimentación no solamente podría destruir manglares y praderas de hierbas marinas, importantes hábitats para el crecimiento de juveniles de invertebrados y peces, sino que también podría ser la causa de la baja complejidad topográfica discutida previamente. Si hay poco desarrollo arrecifal, relieve topográfico, o complejidad estructural en un área, hay pocos refugios para peces, disminuyendo su densidad (Rogers, 1990). El deterioro de cualquiera de estos ecosistemas ha conducido al colapso total de las pesquerías en muchas áreas del mundo (Rogers, 1990).

La tercera alternativa mencionada, la sobrepesca, tiene la mayor probabilidad de ser la causante de la casi total ausencia de peces de gran tamaño en el Parque Nacional

Tabla 9. Frecuencia de observación de los grupos tróficos para cada estación. Para detectar variaciones temporales, se presentan los valores si los muestreos se realizaron durante diferentes horas del día.

ESTACION	GRUPO TROFICO	F(%)
Hierba Los Cocos (total)	plancófagos, bentófagos	100
	especies de importancia comercial	88
	herbívoros no-territoriales	63
	depredadores secundarios	50
	depredadores primarios, herbívoros territoriales	38
	espongióvoros, coralívoros	13
Hierba Los Cocos (am)	plancófagos, bentófagos	100
	especies de importancia comercial	75
	herbívoros no territoriales, depredadores secundarios	50
	depredadores primarios, herbívoros territoriales	25
	espongióvoros, coralívoros	0
Hierba Los Cocos (pm)	plancófagos, bentófagos, especies de importancia comercial	100
	herbívoros no territoriales	75
	herbívoros territoriales, depredadores secundarios, depredadores primarios	50
	espongióvoros, coralívoros	25
El Peñón	todos excepto depredadores primarios	100
Arrecife de Rubén (total)	depredadores primarios	80
	todos	100
Arrecife de Rubén (am)	todos	100
Arrecife de Rubén (pm)	todos	100
El Toro (total)	todos excepto depredadores primarios	100
	depredadores primarios	75
El Toro (am)	todos	100
El Toro (pm)	todos excepto depredadores primarios	100
	depredadores primarios	50
El Faro 2 (total)	todos excepto depredadores primarios	100
	depredadores primarios	71
El Faro 2 (am)	todos	100
El Faro 2 (pm)	todos excepto depredadores primarios	100
	depredadores primarios	50
El Faro 1	todos	100
Arrecife Los Cocos (total)	herbívoros territoriales, plancófagos, depredadores secundarios, bentófagos, especies de importancia comercial	100
	depredadores primarios	92
	coralívoros	83
	herbívoros territoriales, espongióvoros	75
Arrecife Los Cocos (am)	todos	100
Arrecife Los Cocos (pm)	todos	100
Arrecife Los Cocos (noche)	herbívoros no territoriales, plancófagos, depredadores secundarios, bentófagos, especies de importancia comercial	100
	depredadores primarios	75
	coralívoros	50
	herbívoros territ., espongióvoros	25
	todos	100
Acantilado del Catuano	todos	100

del Este. Los tamaños encontrados sugieren un estado de sobreexplotación. Desafortunadamente, no se tomaron datos sobre la biomasa de los peces, medida que aporta gran información en el análisis del efecto de la pesca en los peces coralinos (Samoily, 1988). En su estudio en la República Dominicana, Towle et al. (1973) parecen estar de acuerdo con la hipótesis de que la

escasez de peces grandes se debe mayormente a la sobrepesca cuando dicen “la escasez de peces y langostas en las costas occidentales de la península y Bahía Catalinita, donde anteriormente eran abundantes, se puede atribuir directamente a la intensa pesca con arpón durante todo el año.” El mejor indicador del efecto de la sobrepesca es la escasez de especies de gran

Tabla 10. Porcentaje relativo de pescadores en diferentes áreas del parque y tipo de pesca que desarrollan.

	Cordel y anzuelo	Pesca con nasas	Pesca con arpón
Boca de Yuma	0	22	6
Isla Saona	28	52	44
Bayahibe	18	73	36

tamaño (Russ y Alcalá, 1989). En La Gonave, Haití, Ferry y Kohler (1987) hallaron que los peces eran relativamente más pequeños en los arrecifes de borde, altamente explotados (por nasas), en comparación con uno estructuralmente similar, pero que no había sido tan intensamente explotado. La composición por especies, abundancia total, y el número de peces capturados por unidad de esfuerzo, no difirió significativamente entre los dos arrecifes. La baja densidad o casi total ausencia de peces grandes también ha sido atribuida a la sobrepesca en muchas otras localidades como la Gran Barrera de Arrecife Australiana, Guam, Florida (todos en Salvat, 1987), y Kenya (Samoilys, 1988). Roberts y Polunin (1991) y Bohnsack (1982) presentan una revisión sobre el tema.

La pesca con nasa (Koslow et al., 1988) y con arpón (Bohnsack, 1982) han sido mencionadas como causantes de la reducción de la abundancia y tamaño promedio de los individuos de las poblaciones de peces. De acuerdo con estudio socioeconómico de esta área realizado por el Grupo Equis (vea Tomo 1) ambos métodos son utilizados en el parque (Tabla 10).

Aunque no se ha realizado un estudio pesquero del parque, el estudio socioeconómico (basado en entrevistas personales) concluyó que la pesca constituye la forma de vida más importante, ocupando 40%, 30%, y 22% de mano de obra en la Isla Saona, Bayahibe, y Boca de Yuma, respectivamente. En general, 30% de las personas que viven en el parque son pescadores. El estudio muestra que 80% de los pescadores han realizado esta actividad desde hace por lo menos 5 años, y que otros pescadores de otras zonas también utilizan el parque para la pesca. Un 57% de los pescadores entrevistados salen a pescar a diario, o cada siguiente día (28% de ellos pescan tres veces por semana), y 82% pescan por más de 6 horas diarias. Además, la captura diaria promedio de cada pescador es de 50.3 lbs. Estos resultados parecen indicar que la presión pesquera es muy alta en el parque. Un estudio completo de la pesquería (incluyendo medidas de biomasa, especies capturadas, presión pesquera, artes de pesca, selectividad, etc.) determinará la situación real de la pesca en el Parque Nacional del Este.

Cualquiera sea la causa del bajo número de peces

grandes observados, su eliminación de la comunidad causa cambios en la relación depredador - presa y en los patrones de herbivorismo, lo cual afecta fuertemente la estructura total de la comunidad arrecifal debido a la estrecha relación trófica existente entre la dinámica de peces, algas, y corales (Koslow et al., 1988). Los tipos de cambios dependen de la pesca en sí. La depredación, por ejemplo, controla las poblaciones de peces y su abundancia. La eliminación de una parte notable de la biomasa de un ecosistema como el arrecife coralino, que depende de un continuo reciclaje de nutrientes para mantener su productividad, debe causar grandes cambios en la estructura de la comunidad arrecifal. Además, la extracción de un número excesivo de peces reproductivamente maduros puede tener efectos serios sobre el reclutamiento en esos arrecifes, y otros cercanos, o de otras islas del Mar Caribe (Ferry y Kohler, 1987).

En un estudio realizado en Looe Key (Florida), Bohnsack (1982) comparó arrecifes con alta y baja (debido a la pesca con arpón) abundancia de depredadores primarios. Demostró que la extracción de depredadores piscívoros producía cambios significativos en la abundancia del resto de las especies de peces. De la misma forma, Goeden (1982), trabajando en la Gran Barrera de Australia, llegó a la conclusión que la remoción de especies de depredadores clave a través de la pesca, produce cambios en la composición por especies de la comunidad entera (abundancia relativa de otros depredadores varió, etc.). En un estudio más completo, Russ y Alcalá (1989) encontraron que la abundancia de las especies más cotizadas y buscadas por los pescadores (pargos, meros, y jureles, entre otros) disminuyó considerablemente luego de permitir la pesca con nasa, cordel y anzuelo, arpón, y trasmallo en una reserva marina donde anteriormente no estaba permitido. También hallaron cambios notables en la estructura de la comunidad, que incluían disminución en la densidad y diversidad de peces. Concluyeron que la presión causada por la pesca intensiva sobre la comunidad tenía efectos tanto directos como indirectos, e incluso un impacto más amplio sobre las asociaciones de peces que el cabría esperar por una simple disminución en la abundancia de las especies de importancia comercial mejor cotizadas por los pescadores. En Jamaica, Koslow et al. (1988) encontró que la captura disminuyó considerablemente (82%) en algunas áreas fuertemente explotadas. Específicamente, encontraron que los peces comúnmente pescados con nasa (pargos, meros y loros grandes), las familias que son particularmente vulnerables a la pesca con nasas (Acanthuridae y

Balistidae), y otros grupos de interés comercial (Serranidae pequeños, Mullidae, y Haemulidae) fueron los que disminuyeron más consistentemente; mientras que la captura de otras especies menos cotizadas (Chaetodontidae, Holocentridae, y Tetraodontidae) se incrementó. De igual forma, Russ (1985) halló que una estación con prohibición total de pesca gozaba de mayor abundancia y riqueza de especies, y de mayor abundancia de las altamente cotizadas por los pescadores.

En resumen, los estudios parecen indicar que la presión pesquera puede conducir a los siguientes cambios: disminución en el tamaño promedio de las especies cotizadas; disminución en la abundancia de especies cotizadas (por artes de pesca selectivos), mayormente grandes piscívoros y/o carnívoros; reducción de la abundancia de especies no cotizadas (si se utilizan artes de pesca no selectivos); disminución en la producción de huevos por la comunidad; cambios genéticos dentro de las poblaciones; incremento en abundancia de especies no cotizadas; incremento de la productividad de la población pescada debido a que una mayor parte de ella se mantiene en fase de crecimiento activo (más energía es asignada al crecimiento, como ocurre en los juveniles, en lugar de la reproducción, como en los adultos); destrucción del sustrato bentónico y disminución de la cobertura de coral vivo, ambos de los cuales afectan la abundancia de peces (especies cotizadas y no cotizadas disminuyen); y reducción en la diversidad o riqueza de especies de piscívoros grandes.

Afortunadamente, parece ser que la recuperación de las especies de peces que alcanzan gran tamaño es rápida cuando la intensidad de pesca se reduce. Salvat (1987), por ejemplo, demostró que desde que se prohibió terminantemente la pesca con arpón en Looe Key, Florida, hubo un incremento logarítmico en la abundancia de depredadores en los dos primeros años. Otros estudios (Roberts y Polunin, 1991) han corroborado esta conclusión.

3.4.5 CONCLUSIONES

1. Se realizaron muestreos de peces en diferentes tipos de fondo y horas del día, pero solo en el lado occidental del Parque Nacional del Este incluyendo la Isla Saona. No se realizaron muestreos en el lado oriental del parque ni en la costa sur y suroriental de la Isla Saona.
2. La fauna de peces se caracteriza por su riqueza taxonómica y trófica. Se reportó un total de 122 especies de peces (pertenecientes a 42 familias), la mayoría de las cuales no se habían

reportado previamente para el Parque Nacional del Este.

3. No se encontró diferencia entre la riqueza de especies de peces de diferentes comunidades arrecifales, comparadas entre sí mediante el Coeficiente de Jaccard y el Coeficiente de la Comunidad. Aplicando los mismos métodos, se encontró diferencia cuando se compararon comunidades arrecifales con otras de hierbas marinas, al igual que cuando se compararon los muestreos en horas de la mañana y de la tarde. La diferencia en la riqueza de especies encontrada entre los ambientes comparados, arrecifes y hierbas marinas, puede deberse a la diferencia en la topografía de estos ambientes.
4. La mayoría de los patrones de similitud entre las especies de peces se puede explicar por las siguientes razones:
 - proximidad de los ambientes, y
 - semejanza entre ambientes
5. Del análisis de los grupos tróficos se puede concluir que el más abundante es el de los planctófagos, seguido por los peces que se alimentan de invertebrados de fondo, los herbívoros no territoriales, los depredadores secundarios, los herbívoros territoriales, los coralívoros, los espongiívoros, y por último, los depredadores primarios. Estos resultados indican una estructura de la cadena trófica aparentemente normal, aunque la presencia de depredadores primarios fue menor que la esperada.
6. Las familias que se observaron con más frecuencia fueron Labridae (lábridos) y Scaridae (peces loros), seguidas por Holocentridae (candiles), Acanthuridae (doctores), y Pomacentridae (negritos).
7. Se observaron muy pocos peces de gran tamaño (especies e individuos) durante este estudio. Existen tres grandes razones que lo explican:
 - sobrepesca
 - falta de hábitat apropiado, y
 - falta de fuente adecuada de alimento

En otros estudios se ha demostrado que la escasez de peces de gran tamaño causa importantes cambios en la estructura de la comunidad arrecifal, incluyendo alteraciones en la relación depredador - presa, la abundancia y diversidad de peces, los patrones de pastoreo, el reciclaje de nutrientes y la productividad, la distribución por tallas determinadas genéticamente, la producción de

huevos en la comunidad, etc. Todos estos factores afectan la pesquería de la zona y de otras adyacentes. Se requieren estudios adicionales sobre este tema.

8. El alto número, tanto de individuos como de especies de tamaño pequeño (lábridos y pomacéntridos), el bajo número de depredadores primarios, y la incertidumbre sobre la causa de la alta cobertura por algas, que podría deberse tanto a altos niveles de nutrientes como a un bajo número de herbívoros grandes, destacan la necesidad de estudios oceanográficos y pesqueros.

CUATRO RECOMENDACIONES



Los arrecifes coralinos y las comunidades someras a asociadas a ellos son importantes recursos costeros. Los sistemas costeros protegen el litoral de la energía de las olas oceánicas y tormentas. La productividad de las zonas costeras ha sostenido las poblaciones humanas asentadas en ellas en el Trópico por centenares de años, principalmente a través de la extracción de peces arrecifales, langostas, y caracol. A pesar de su importancia, el deterioro de los arrecifes coralinos, manglares y praderas de hierbas marinas se ha incrementado de modo alarmante. Los peligros a los que se enfrentan los sistemas tropicales someros se deben a tres tipos de amenazas: 1. sobreexplotación de las especies objeto de pesca; 2. el deterioro de la calidad del agua por la desviación o contaminación del

escurrimiento terrestre; y 3. la destrucción de hábitats a través de daño mecánico, sedimentación y dragado.

El uso indiscriminado de los recursos marinos costeros o la falta de regulación de las actividades humanas a lo largo de la costa ha afectado de modo adverso estos importantes ecosistemas. La necesidad de un manejo racional de los recursos marinos es urgente y ha sido reconocido como una prioridad de la Estrategia Mundial para la Conservación (Kenchington and Hudson, 1988). El Manejo Integral de la Zona Costera, que combina el uso sostenible de recursos con las áreas marinas protegidas y las reservas de reposición se ha convertido en una prioridad debido a la atención que prestan las comunidades de profesionales ecólogos y

conservacionistas, así como las comunidades locales que dependen de estos recursos para su vida. Existe un reconocimiento global de que la supervivencia de los sistemas tropicales costeros, con sus arrecifes, recursos pesqueros y turismo potencial, se pone en peligro si carece de un manejo adecuado.

El establecimiento de parques y reservas marinas en las aguas tropicales del Caribe y el Mundo se ha acelerado en los últimos años (Clark et al., 1989). Entre las principales razones para la protección, manejo y uso sostenible de las áreas marinas, están las siguientes: 1. crecientes ingresos financieros a través del ecoturismo; 2. conservación de poblaciones de peces e invertebrados; 3. prevención de la erosión litoral; y 4. protección de los corales. No se comprende aún cabalmente la dinámica y variabilidad natural de comunidades costeras, tales como los arrecifes coralinos. Sin embargo, existen prudentes acciones de manejo que pueden tomarse para asegurar la protección de los arrecifes, como son limitar, controlar o permitir la reparación del daño causado por el uso humano y sostener la alta productividad asociada a los arrecifes, los que a su vez sostienen otras comunidades biológicas vecinas).

Cada área considerada para un potencial manejo conservacionista tiene especiales consideraciones y se encuentra amenazada o impactada por diferentes factores. “El primer requisito para identificar las opciones de manejo es la evaluación práctica del tamaño, impacto y factibilidad de cambio o control de las actividades humanas que afectan o probablemente afectan el área en cuestión” (Craik et al., 1982). A través de la Evaluación Ecológica Integral realizada en el Parque Nacional del Este, se obtuvo el análisis del área. Se ganó en entendimiento de la dinámica de los procesos que influyen en la zona marina del parque, y se identificaron los usos y amenazas potenciales. La Tabla 11 muestra estos usos potenciales y amenazas a los arrecifes coralinos en general, y al Parque Nacional del Este, en particular. Esta información, junto con alguna información adicional sobre las pesquerías (análisis de usos) del informe socioeconómico (Grupo Equis, 1994), permite determinar el valor e importancia económica del área como un recurso turístico y pesquero.

Aunque la Tabla 11 ha sido útil para formular las recomendaciones específicas que se ofrecen más abajo, no debe olvidarse que el éxito final del plan de manejo está determinado por la relativa aceptación por parte de los usuarios, el nivel de aplicación de las regulaciones por parte de los administradores, y la adecuación del plan para asegurar la sostenibilidad ecológica de los ecosistemas del parque (Craik et al., 1982).

Los resultados de este estudio han identificado y

Tabla 11. Uso potencial de los arrecifes coralinos y su aplicación particular al Parque Nacional del Este. Se refiere a usos no determinados en el parque (Kenchington y Hudson, 1988).

<p>I. Pesca y recolección</p> <ul style="list-style-type: none"> - recolección de corales y caracoles por turistas - recolección de corales y caracoles para uso comercial - pesca con arpón - captura comercial (para alimento, farmacología, etc.) - extracción de material para la construcción - pesca con cordel - pesca con nasas - pesca en manglares - pesca en la boca de ríos - pesca comercial con chinchorro de fondo cerca de la costa - pesca con explosivos - pesca con veneno - uso de muro-ami y kayakas <p>II. Contaminación</p> <ul style="list-style-type: none"> - herbicidas - pesticidas - pinturas, y agentes anticrustantes - sedimentos y turbidez - aguas residuales y detergentes - hidrocarburos del petróleo - agua caliente proveniente de plantas de enfriamiento de industrias - aguas hipersalinas de desecho (plantas de desalinación) - metales pesados (mercurio, cadmio, etc.) - desechos radioactivos - minería <p>III. Sedimentación</p> <ul style="list-style-type: none"> - tala de árboles - agricultura de tumba y quema - dragado - minería costera - destrucción de manglares <p>IV. Desarrollo costero</p> <ul style="list-style-type: none"> - relleno - extracción de arenas - dragado <p>V. Turismo y recreación</p> <ul style="list-style-type: none"> - anclaje - caminatas sobre arrecifes - buceo con equipo ligero (“snorkeling”) - buceo con SCUBA - daño por embarcaciones pequeñas <p>VI. Actividad militar</p> <ul style="list-style-type: none"> - bombas - pruebas atómicas

sentado una etapa en el desarrollo de las necesidades de manejo, investigación, y monitoreo durante los próximos años. En cuanto a necesidades de investigación y monitoreo, se han identificado cuatro áreas: 1. estudios oceanográficos y monitoreo de la calidad del agua; 2. monitoreo de los arrecifes y los procesos biológicos; 3. características ecológicas de los peces; y 4. estudios del uso por la comunidad local del parque y sus recursos pesqueros locales. Sobre la base de este estudio y como resultado del conocimiento en general ganado a través de años de manejo de pesquerías y parques alrededor de la zona tropical del mundo, se pueden formular las siguientes recomendaciones. Estos estudios (Alcala, 1988; Alcala y Russ, 1990; Alcolado et al., 1993; Berkes, 1995; Bohnsack, 1993a; Clark et al., 1989; Craik et al., 1982; Davis, 1981; Etshman, 1993; Gilmour y Craik, 1985; Hawkins y Roberts, 1993; Johannes, 1981; Kelleher et al., 1982; Kelleher y Duton, 1985; Kenchington, 1988; Plan Development Team, 1990; Polunin, 1990; Reese, 1993; Roberts y Polunin, 1991; Salm, 1984; Salvat, 1987; Savina y White, 1986; Soulé y Simberloff, 1986; Tilmant y Schmahl, 1981; Usher, 1991; Van't Hof, 1985; White, 1986a, 1986b; y muchos otros) son numerosos y demuestran los diversos métodos para lograr el mejor uso sostenible de los recursos para el beneficio de todos los involucrados, objetivo primordial de los administradores del Parque Nacional del Este.

4.1 RECOMENDACIONES PARA EL ESTABLECIMIENTO DEL PARQUE MARINO

Previamente, el estudio realizado por Benchmarks, Inc. (1973) había planteado que “lo más valioso del Parque Nacional del Este son sus recursos naturales..... y las cualidades especiales inherentes a esta zona fascinante de contacto donde se encuentran la tierra y el mar.....Muchos de sus recursos especiales están relacionados con el mar, la zona costera, y las aguas adyacentes a la costa.” Además, Towle et al. (1973) argumentó también en favor de que las áreas marinas se incluyeran dentro de los límites del parque por dos razones:

Primero, señalaron que existen interdependencias “entre el ecosistema subacuoso y subaéreo. Las actividades naturales y las ejercidas por el Hombre tienen su impacto en la zona marina y viceversa. El papel de la laguna de manglar en Las Calderas y otras lagunas, y la productividad de la zona sublitoral cercana a la costa, es un ejemplo. El flujo subterráneo de agua, las tasas

de filtración costera, y el equilibrio que existe en el acuífero peninsular, es otro ejemplo natural. El hecho de la interdependencia se extiende hasta más allá del límite superior del agua en el litoral.”

En segundo lugar, tanto Towle et al. (1973), como el grupo Benchmark Inc., son de la opinión de que lo siguiente constituye una poderosa razón para incluir las áreas marinas dentro de los límites del parque, a saber: “los valores marinos comprenden la porción valiosa del interés por la naturaleza del parque, y recibirá una atención inicial con el uso anticipado y el desarrollo asociado a las playas del parque y las áreas costeras.”

Varios autores (por ejemplo, Benchmark Inc., 1973; Towle et al., 1973) han reclamado que el mayor valor del Parque Nacional del Este reside en sus recursos naturales y en el uso regulado y controlado de las playas y zona costera. El presente estudio corrobora este planteamiento. Se encontró un total de 122 especies de peces, 35 especies de moluscos, 87 especies de algas, 62 especies de esponjas arrecifales conspicuas, 29 especies de octocorales, y 38 especies de corales pétreos durante este estudio. Estas especies pudieron ser registradas de listas de especies conspicuas o comunes; un inventario de estos y otros taxones revelaría una diversidad incluso mayor. La alta biodiversidad, no solo en cuanto a especies se refiere, sino también a hábitats, el encanto natural de los ambientes marinos, y el bajo nivel de influencia antrópica presentes en el parque, son razones suficientes para fomentar y exigir la protección de sus aguas y sistemas costeros.

La ubicación del Parque Nacional del Este, en la punta suroriental de la República Dominicana, hacen de él un lugar ideal para el manejo orientado hacia la conservación. Se reconoce que los habitantes de los arrecifes coralinos, incluyendo los mismos corales, pueden depender casi completamente de otros arrecifes cercanos para el reclutamiento de larvas (peces, langostas, etc.). Las aguas del Parque Nacional del Este probablemente son fuente importante de larvas para otras áreas de interés recreativo y comercial (pesca) en la costa sur de la República Dominicana, incluyendo el Parque Nacional Jaragua cerca de Haití. Metcalf et al. (1977) demostró que el Canal de la Mona juega un papel muy importante en la regulación de los movimientos de las aguas superficiales dentro del Mar Caribe ya que existen fuertes corrientes de mareas en los 115km de anchura que lo caracterizan. Su estudio de botellas de deriva mostró claramente que las aguas que bañan las costas sureñas de la República Dominicana pasan primero por el Parque Nacional del Este. Esto significa

que cualquier evento que tenga influencia sobre o ocurra en el Canal de la Mona o en las aguas del Parque Nacional del Este puede afectar (positivamente y negativamente) toda la costa sur de la República Dominicana y más allá.

4.2 RECOMENDACIONES DE MANEJO

Si las recomendaciones previas de incluir las áreas marinas como parte del parque se toman en cuenta, deben seguirse las siguientes recomendaciones de manejo:

4.2.1 PESCA Y RECOLECCION

El manejo eficiente de los ecosistemas costeros tropicales requiere de tres importantes componentes: 1. Vedas para proteger las poblaciones de desove, 2. límites de talla para proteger los juveniles y evitar la sobreexplotación, y 3. la creación de áreas marinas protegidas o zonas de reserva para proteger las poblaciones y su variabilidad genética. Desde una perspectiva regional, si el parque debe funcionar como una reserva marina pesquera y conservar la biodiversidad, la pesca debe restringirse dentro de los límites. La pesca debe limitarse al uso de caña, y de cordel y anzuelo.

El parque debe incluir áreas “no extractivas” donde se prohíba la pesca con cualquier método o la colecta de organismos marinos y conchas. Estas áreas deben ser designadas como reservas o refugios de flora y fauna. Inicialmente, estas zonas incluirían Las Calderas, Paso del Catuano, y la zona somera de las costas occidentales.

Se recomienda la prohibición, dentro de los límites del parque, de la captura, pesca y colecta de especies, que los estudios mostraron estar en peligro o amenazadas. Específicamente, los caracoles *Cittarium pica*, y *Strombus gigas*, y las langostas *Panulirus argus*, *P. guttatus*, etc. Además, se recomienda prohibir la recolección por cualquier persona y para cualquier fin de corales, conchas de moluscos (vivos o muertos), equinodermos, y esponjas, debajo del agua o en las costas. Se recomienda prohibir la molestia, captura, o muerte de tortugas y aves marinas (sus nidos y sus huevos), así como a los mamíferos marinos dentro de los límites del parque.

4.2.2 CONTAMINACION

Metcalf et al (1977) alertó de “que es un verdadero peligro que los contaminantes superficiales del Canal de la mona puedan derivar hacia la costa de la República Dominicana”. Este planteamiento no solo contribuye a presionar que se establezcan regulaciones a las actividades del Parque Nacional del Este, sino que exige

la inclusión de periódicas evaluaciones y análisis químicos de las aguas superficiales, así como la eliminación y examen periódicos de la basura que se encuentra en la costa oriental de tierra firme y la isla Saona.

Por tanto, se recomienda prohibir el vertimiento y utilización de los siguientes productos dentro de los límites del parque y en las áreas adyacentes: herbicidas, plaguicidas, pinturas y agentes anti-incrustantes, aguas residuales, detergentes, hidrocarburos del petróleo, aguas calientes provenientes del enfriamiento de plantas industriales, aguas hipersalinas de desecho provenientes de plantas de desalinización, metales pesados, desechos radiactivos, y residuos de actividades mineras. Se recomienda prohibir el vertimiento a las aguas del parque de aguas utilizadas previamente en la industria, la agricultura, o las actividades domésticas, sin antes haber sido tratadas hasta alcanzar niveles seguros de potabilidad.

4.2.3 SEDIMENTACION

Se recomienda prohibir toda actividad de tala, quema, y poda de árboles para cualquier fin dentro de los límites del parque. Se recomienda prohibir la construcción de caminos, carreteras y veredas dentro del parque sin los debidos estudios del control de agua y erosión. Se recomienda prohibir la actividad minera y el dragado de cualquier tipo y para cualquier propósito dentro de las aguas del parque, así como la extracción de arena en la plataforma y la costa, dentro de los límites del parque.

4.2.4 TURISMO Y RECREACION

La experiencia de turismo para el PNDE debe ser una aventura única de rara de ver un área natural en estado immaculado. Habrá una capacidad de carga o número máximo de turistas que pueda sostener el parque para mantener esta calidad. Se recomienda reglamentar áreas específicas de anclaje, y la instalación de muertos y boyas con el propósito de eliminar el uso de anclas por parte de los barcos de uso recreativo y turístico, en el parque.

En consonancia, se recomienda establecer lugares específicos para las actividades de buceo ligero y con SCUBA dentro del parque.

Se recomienda prohibir la libre navegación dentro del parque. La navegación debe estar delimitada en vías establecidas y marcadas dentro de los límites del parque. Se deben establecer los límites de velocidad, tamaño, y número de botes en las diferentes áreas del parque.

4.3 RECOMENDACIONES DE INVESTIGACION

La evaluación del impacto antrópico requiere generalmente de datos adicionales a los anecdóticos registrados durante las observaciones de campo. La ubicación y tamaño de las áreas costeras protegidas dependen de una buena información básica:

- diversidad biológica
- relación entre la zona que abarca desde los humedales costeros, hasta tierra adentro, y las comunidades marinas,
- una evaluación del impacto y las amenazas provenientes de las actividades humanas, las que pueden enfrentarse de manera exitosa a través del manejo

Aunque el área costera del Parque Nacional del Este tiene, en realidad, una baja densidad de población, los usos humanos y el impacto sobre los recursos naturales son notables. Los recursos pesqueros y de vida silvestre del área se explotan, y gran número de turistas visitan el área. La zona de estudio es compleja por su hidrología y geología, proporcionando una matriz diversa de comunidades marinas y costeras. Para completar el plan de manejo es necesario incluir las siguientes recomendaciones específicas:

1. Una evaluación intensiva de los usos humanos de esta área, específicamente de la caza y la pesca. Se requiere la documentación del impacto en las poblaciones animales, cambios en el ecosistemas, y un uso potencial alternativo de los recursos que sea menos destructivo.
2. Se propone un inventario extensivo de la diversidad de plantas, específicamente de la bromeliáceas y orquídeas a través de un proyecto para botánicos tropicales. Es importante también determinar el porcentaje de cobertura y la gama de especies asociadas. Además, un censo e inventario de las especies mamíferos, reptiles, anfibios y peces que utilizan el área proporcionaría una información de gran utilidad para evaluar el impacto de las prácticas de caza.
3. Se recomienda la evaluación ecológica de áreas marinas no cubiertas en el presente estudio (el sur y sureste de la Isla Saona, y costa oriental del parque).
4. Se recomienda realizar un estudio de campo para determinar los lugares más adecuados para el establecimiento de boyas de navegación, amarre, y demarcación.

5. Se recomienda realizar un estudio para determinar el uso de las playas por tortugas marinas. Este estudio será acompañado de un programa educativo orientado a los habitantes de la zona, sobre tortugas marinas y los peligros que las amenazan.
6. Se recomienda hacer estudios oceanográficos e hidrológicos del parque para coleccionar información básica del parque.
7. Se recomienda desarrollar un plan de protección de la calidad del agua del parque que incluya actividades de investigación y monitoreo.
8. Se recomienda realizar un estudio de pesquerías en el parque.
9. Se recomienda realizar un estudio para determinar posibles sitios de reproducción de importantes especies de peces e invertebrados marinos. Se deben realizar estudios de plancton para determinar la importancia del reclutamiento de estas especies a diferentes áreas del parque.
10. Se recomienda realizar estudios de productividad de las praderas de hierbas marinas encontradas en el parque para poder determinar el flujo de nutrientes a través de las diferentes áreas del parque.

Como ya se ha discutido, la pesca artesanal puede ser una de las principales fuerzas estructurales, directa e indirectamente, de los arrecifes coralinos. El efecto ecológico indirecto de la pesca, así como el efecto causado por cambios en los niveles de depredación y acción de los herbívoros en la estructura de la comunidad arrecifal, no han sido estudiados tan a fondo como los directos. Una de las principales razones de esto es la ausencia de localidades que sirvan como controles válidos para los estudios científicos. “Reservas marinas de pesca, áreas donde la pesca está prohibida, ofrecen la mayor oportunidad de tener controles que sean válidos científicamente y en los cuales el sistema puede operar con el mínimo de interferencia por la pesca.” El establecimiento de reservas marinas en áreas designadas específicamente como tales en el Parque Nacional del Este ofrecería una manera de distinguir el efecto de la pesca de otros factores que impactan la ecología de arrecifes coralinos y las comunidades de peces.

Estudios ecológicos y pesqueros, realizados antes y después del establecimiento de la reserva, ofrecerían datos científicamente fundamentados y una excelente oportunidad de estudiar el efecto de la pesca como tal, comparable con muy pocos lugares en el mundo. Esta

información contribuiría significativamente al conocimiento mundial sobre las pesquerías y su manejo, y sobre la ecología de los sistemas arrecifales, en general.

4.4 RECOMENDACIONES SOBRE EL ECOTURISMO

Se recomienda dar entrenamiento a los capitanes de los botes sobre ecología marina tropical. Estos cursos deberán enfatizar los daños causados por la contaminación, el turismo, la alta velocidad y ruido de los botes, etc., a la fauna y flora marina.

Por otra parte, se recomienda que a todo visitante del parque (incluyendo sus costas y la zona marina) se le dé una orientación que explique el significado de su visita y que lo motive a actuar acorde a las normas de conservación establecidas.

4.5 RECOMENDACIONES PARA LA UBICACION DE LAS BOYAS

Existen distintos tipos de boyas, cada una físicamente diferente de la otra y con diferentes objetivos. Las boyas de amarre se usan para disminuir el daño físico y biológico causado por el anclaje descuidado. En el Parque Nacional del Este puede alcanzarse este objetivo fácilmente, puesto que no existen boyas actualmente. Se recomienda que las boyas de amarre se sitúen en sitios identificados como de buceo usual, o en aquellos donde se prevea el desarrollo de este tipo de actividad. Las boyas de navegación se colocarán en lugares específicos para servir de guía a los barcos. Deben contener información sobre los peligros (arrecifes, canales estrechos, bancos de arena) e instruir a los capitanes de cómo evitarlos. Las boyas de demarcación están diseñadas especialmente para señalar sitios importantes y ecológicamente sensibles, como los de anidación de aves marinas, arrecifes, etc.

1. Se recomienda la colocación de boyas de amarre en los siguientes lugares y para las siguientes actividades:
 - a. lugares de buceo:
Parque Nacional,
El Toro,
Arrecife de Rubén,
El Peñón,
Guaragao, y
El Faro.
2. Se recomienda la colocación de boyas de navegación en:
 - a. lugares estratégicos cerca de la línea

costera para mantener la navegación de embarcaciones pequeñas a 500m cuando menos del borde del litoral, y

b. en el Paso del Catuano, incluyendo los canalizos de mangle.

3. Se recomienda que se coloquen boyas de demarcación que muestre los sitios de anidación de las colonias de rabihorcados en la Bahía de Las Calderas, así como cualquier área de reclutamiento, cría y reproducción de lambí y langosta.

CINCO

APENDICES

5.1 LA COMUNIDAD DEL MANGLAR

5.1.1 MANGLARES DEL CARIBE

Se conoce como manglar a la asociación de plantas leñosas que poseen las siguientes características:

- están formadas por arbustos, matorrales o árboles que toleran la salinidad,
- dominan las costas acumulativas, y
- están restringidas a los trópicos (Chapman, 1976).

Las comunidades de manglares se asientan en *hábitats estructurales*, como son los follajes de los árboles o el fango de la turba, y en *hábitats dinámicos*, originados por ciclos estacionales, como los de la salinidad y la sedimentación.

Los manglares del Atlántico occidental tropical están constituidos por relativamente pocas especies (6) de mangle. Sin embargo, en la costa centroamericana del Caribe hay sólo cuatro. Estas especies pueden desarrollarse como arbustos o árboles, en dependencia de las condiciones geomorfológicas y ambientales en que crecen. Las comunidades de manglar se caracterizan por su escenario geomorfológico, estructura de la vegetación, composición por especies, y tipo de suelo. El primer paso para comprender los procesos ecológicos que tienen lugar en estas comunidades es describir sus patrones de estructura y funcionamiento.

Thom (1984) y Cintron-Molero y Schaeffer-Novelli (1992) describieron las bases geológicas de la distribución de los manglares. Estos crecen casi siempre en zonas geológicamente activas y tienen la capacidad de estabilizar la fisiografía del terreno después de un evento de sedimentación. Cada escenario geológico se caracteriza por un determinado tipo de fisiografía: franja, cuenca, sobrelavado, fluvial, matorral o monte bajo, o arboleda. Las comunidades de manglar se caracterizan, además, por su producción, las exportaciones de materia orgánica, y los patrones de su utilización. Todos estos procesos dependen del escenario geológico. Los ocho escenarios que favorecen el establecimiento de estas comunidades en el Caribe son:

1. Mareas pequeñas con abundante ingreso de sedimento. En este escenario prevalecen los aportes de agua dulce y un delta fluvial de rápida formación.
2. Amplios límites de marea con aporte de sedimentos. Este escenario es típico de estuarios con amplias desembocaduras y fuerte flujo de marea bidireccional.
3. Oleaje de alta energía con aportes de sedimentos. Este escenario es típico de islas de barlovento, donde los procesos litorales están dominados por el oleaje.
4. Oleaje de alta energía y abundante descarga fluvial.
5. Valle fluvial inundado.

Los siguientes tres escenarios ocurren sólo en ambientes carbonatados, como es el caso del archipiélago de las Bahamas, los Cayos de la Florida, o los cayos exteriores de Belize:

6. Plataformas carbonatadas de baja energía.
7. Explanadas coralinas o barras de arena protectoras.
8. Ensenadas de baja energía sin barras protectoras.

Se describió la composición específica de las comunidades de manglar del Parque Nacional del Este con el objetivo de identificar los factores críticos que dan lugar a la diversidad comunitaria que ellos poseen. De hecho, la estructura de las comunidades de manglar está formada por árboles. Sin embargo, estas plantas son únicas en su capacidad de crecer al borde del mar y de modificar su forma de crecimiento al variar la hidrología y la sedimentación. Las mismas especies de árboles pueden crecer y madurar como un arbusto achaparrado de menos de 1m de altura, o ser un árbol masivo de más de 30m. Esta plasticidad de formas de crecimiento y de tolerancia fisiológica al agua salada y salobre conforma una comunidad costera singular. La comunidad de manglar es semejante a las de plantas terrestres de tierra adentro, pero también tienen algunas similitudes con las comunidades bénticas marinas. Las comunidades de manglar habitan en determinadas condiciones de aporte de agua dulce y sedimentos en la interfase tierra-mar (Thom, 1984). La combinación particular de flora y fauna es un producto de tres

procesos interrelacionados: la productividad de la columna de agua y el suelo, las interacciones biológicas y los disturbios (ej. huracanes). Por eso, el estudio de los manglares como una comunidad costera ha requerido de la integración de la ecología marina y terrestre. La gradación de factores físicos como la salinidad y la inundación, produce un sistema único de zonas de vegetación estructuradas por las tres diferentes especies de mangle. El único sistema comparable, sea en ambiente marino o terrestre, es la zonación que se observa en las comunidades de plantas alpinas donde se presentan gradientes únicos de aspecto y altitud. La geología, la oceanografía y la hidrología de la línea costera generan la naturaleza y alcance de estos gradientes físicos.

Clasificar comunidades naturales ha sido un ejercicio y objetivo habitual de los ecólogos terrestres por más de 70 años. Solo recientemente es que los ecólogos marinos se han dado a la tarea de clasificar comunidades (Maragoes et al, 1985). Los ecosistemas terrestres y los biomas mayores deben ser identificados por la características particulares de la geología y hidrología del área, pero las “comunidades” han sido designadas históricamente por la estructura de la vegetación (por ej., sabanas, bosques, praderas, etc.). La confusión entre los términos “clasificación de la vegetación” y “ecología de la vegetación” ha hecho más difícil la aplicación a los sistemas marinos del concepto jerárquico universal de la clasificación ecológica de los sistemas terrestres. Con la importante excepción de las praderas de hierbas marinas, la mayoría de las comunidades marinas bénticas no están estructuradas según los estratos de la vegetación.

Existe abundante información científica sobre la estructura, distribución y producción de los sistemas de manglares; estas reseñas tiene, generalmente, un enfoque regional (Lugo y Snedaker, 1974; Odum et al., 1982; Cintron-Molero and Schaeffer-Novelli, 1992). Por ejemplo, un derrame de petróleo en la costa caribeña de Panamá ofreció una infortunada oportunidad para evaluar el impacto a largo plazo de la contaminación por hidrocarburos en los sistemas de manglar (Keller y Jackson, 1991). Se reconoce la importancia de los manglares en el funcionamiento de los ecosistemas costeros y la producción pesquera.

5.1.2 Suelos del manglar

El mangle puede persistir en una amplia variedad de sustratos, desde la arena hasta la turba. En lugares donde los manglares han estado presentes por cierto tiempo y persisten condiciones de deposición y oleaje de baja energía, se formarán y depositarán grandes

cantidades de turba en el suelo (Odum y McIvor, 1990). Los suelos de turba se forman por la acumulación de material de troncos y fibras en proceso de descomposición al encontrarse en un ambiente reducido. La formación de un suelo de turba es el resultado de la producción y posterior descomposición de grandes cantidades de material vegetal (por ej., hojas, madera, propágulos y flores).

En 1975 se desarrolló en los E.U. un sistema de clasificación de los suelos basado en propiedades cuantificables del mismo (Soil Survey Staff, 1975; Brown et al., 1990). Este sistema clasifica los suelos de manera jerárquica, desde la categoría más amplia, a la más estrecha:

- suborden
 - gran grupo
 - subgrupo
 - familia, y
 - serie.

La clasificación de los suelos está basada en la morfología, así como en ciertas propiedades físicas y químicas. De acuerdo con este sistema, los suelos de turba se sitúan en el grupo histosol. Este grupo agrupa suelos de su alto contenido orgánico, consistentes en depósitos de turba y estiércol que se acumulan en condiciones de alta humedad sobre otros tipos de suelo (por ej., arena, marga). En los suelos de histosol, al menos la mitad -en volumen- del estrato superior de 80cm de espesor consiste en material orgánico (Rieger, 1983). Dentro del grupo de histosol, los suelos de turba se clasifican en los subórdenes hemisto y sapristo. Estos subórdenes se distinguen por el nivel de descomposición de la materia orgánica acumulada. Los hermistos son histosoles que están formados por materia orgánica descompuesta, pero no hasta el punto de que no pueda ser identificada, mientras que los sapristos contienen mayormente materia orgánica totalmente descompuesta. En general, los suelos de turba se caracterizan por una retención de humedad mayor de 75%, menos de un 12% de materia mineral en los depósitos naturales saturados, pH de bajo a neutro, y una cantidad limitada de descomposición microbiana (Cohen y Spackman, 1984).

Los suelos de manglares del sur de la Florida, el Caribe y América Central han sido caracterizados en estudios anteriores. Cohen y Spackman (1984) describieron los diferentes suelos de turba en los humedales costeros del sur de la Florida. Wanless (1974) describió la geología de los suelos de los manglares de esa región. Woodroff (1981) investigó las implicaciones de la estratigrafía de los suelos en la historia de los manglares

inundados en Gran Caimán, y comparó estos dos suelos de manglar en la plataforma de Belize. Thom (1967) describió la geomorfología y ecología de los suelos de los manglares de Tabasco, México. La mayoría de estos estudios han tratado principalmente sobre las implicaciones geológicas de la acumulación de turba en los humedales, y no han considerado la relación entre los suelos de los manglares y su correspondiente estructura vegetal y la fauna de invertebrados asociada.

Los suelos de turba de los manglares proporcionan información útil para caracterizar la comunidad que habita en ellos. Por ejemplo, Woodroffe (1981) registró la existencia de sedimentos calcáreos asociados a los suelos de turba de los manglares. Encontró testigos de suelo en Ambergris que eran idénticos a los obtenidos en registros submarinos de la plataforma de Belize (lecho de roca caliza cubierto de turba de manglar, y finalmente depósitos marinos). El conocimiento del espesor de la turba y la secuencia de capas de sedimentos puede indicar la edad e historia de la incursión de agua salada y la formación del terreno de una comunidad de manglar. Además, conociendo la bioquímica y microbiología de la turba del manglar, se puede determinar su estado de descomposición microbiana.

5.1.3 Fauna de crustáceos

Los crustáceos constituyen uno de los grupos de invertebrados de mayor penetración del ambiente marino, y las comunidades de manglar no son una excepción. Su diversidad y abundancia se debe principalmente a su gran adaptabilidad a condiciones variables. En las comunidades de mangle, pueden ser hallados en todos los componentes del hábitat: desde las raíces de sostén, hasta la copa. Su diversidad y adaptabilidad se evidencia en las variadas formas de alimentación de los componentes de la comunidad, desde detritívoros hasta herbívoros que se alimentan de las hojas. Estas formas de alimentación ubican a los crustáceos en la base de la trama alimentaria; son responsables de la mayor parte del reciclaje de nutrientes en estas comunidades. A pesar de su alimentación a base de materia orgánica y vegetal, los crustáceos del manglar son capaces de acelerar la descomposición microbiana y devolver los nutrientes rápidamente al sistema. Aún cuando algunos crustáceos, como las larvas de camarones decápodos, son abundantes y diversos en las aguas vinculadas a los manglares, los que viven asociados a los lodazales del manglar y las propias plantas (comunidad arbórea), se reconocen más fácilmente (Odum et al., 1982; Kaplan, 1988). Estos crustáceos “intermareales”, pertenecientes principalmente al Orden Decapoda, se han adaptado a condiciones físicas variables (par ej. salinidad y

temperatura) del entorno situado frente al agua.

Son cuatro los grupos de cangrejos decápodos más comunes de la zona intermareal del manglar (raíces expuestas, lodazal y comunidades arbóreas): las familias Grapsidae, Ocypodidae, Gecarcinidae y Xanthidae.

Familia Grapsidae.- Incluye los cangrejos del litoral o marismas, quienes se encuentran siempre en aguas muy bajas o en la tierra cerca del agua. En los manglares, especies como el cangrejo *Aratus pisonii* se encuentran en las ramas del mangle rojo, *Rhizophora mangle*, donde hallan protección y se alimentan de las hojas (Kaplan, 1988). Otros cangrejos grápsidos como el de playa, *Pachygrapsus transversus*, viven entre las raíces de sostén de los mangles.

Familia Ocypodidae.- Incluye los cangrejos violinistas del género *Uca*. También pertenecen a este grupo especies similares que viven en madrigueras del fondo fangoso asociado a comunidades de manglar. Estos cangrejos son carroñeros, se alimentan de materia detrítica; sin embargo, algunos cangrejos ocipódidos lo hacen directamente de los neumatóforos de los mangles (Wada y Wowor, 1989).

Familia Gecarcinidae.- Incluye los cangrejos de tierra que se han adaptado a largos períodos fuera del agua. La paloma de cueva, *Cardisoma Guanhumi*, puede encontrarse en grandes madrigueras cavadas en sedimentos cercanos a los manglares. Estos cangrejos son omnívoros, se alimentan de detrito y plantas (Kaplan, 1988).

Familia Xanthidae.- Incluye los cangrejos de fango y de piedra, que viven en aguas someras. Especies como el cangrejo de mangle, *Eurytium limosum*, se pueden encontrar cavando en los sedimentos fangosos de los pantanos del manglar, debajo del nivel de marea alta (Kaplan, 1988).

Ocasionalmente, pueden encontrarse representantes de otras familias de decápodos, mayormente en comunidades marinas sumergidas. Cangrejos de la Familia Portunidae, como la jaiba azul *Callinectes sapidus*, pueden entrar a las llanuras litorales del manglar durante la marea alta. Los cangrejos ermitaños de las familias Diogenidae y Paguridae pueden observarse también en aguas adyacentes a los manglares.

La caracterización de la fauna de crustáceos que habita los manglares es un paso importante para entender la relación entre la estructura vegetal y la diversidad de

invertebrados que sustenta esta estructura. Los crustáceos de los manglares y otras comunidades marinas están muy relacionados con el sustrato, usándolo tanto como refugio como fuente de alimento. Siendo los manglares ambientes acumulativos y dependientes del delicado equilibrio de factores físicos y bióticos, la presencia o ausencia de los crustáceos brinda una importante información sobre el estado de la comunidad. Por ejemplo, la ausencia de cangrejos en el manglar puede llevar al aumento de la acumulación de materia orgánica. Además, la diversidad, gran adaptabilidad debido a su morfología especializada, facilidad de muestreo en áreas intermareales, y taxonomía resuelta hace de los crustáceos de los manglares excelentes candidatos a indicadores ecológicos.

5.1.4 Fauna de moluscos

Las especies de moluscos que habitan los pantanos de los manglares son importantes componentes del ecosistema; de hecho, los moluscos son responsables por una gran parte de la biomasa de la zona eulitoral, y son claves en todos los niveles tróficos (Morton, 1983). Esto a llevado a científicos como Macnae (1963) y Morton (1983) a plantear que existe una fauna específica en los manglares. Sin embargo, mucha de las especies que encontramos en los bosques de mangle pueden encontrarse en otros hábitats a un nivel de marea equivalente (Macnae, 1963). En general, la fauna de moluscos de los manglares puede describirse como compuesta por especies que están asociadas con áreas estuarinas tropicales, que son capaces de sobrevivir en manglares hasta el límite de su distribución ecológica, y/o aquellas especies que han evolucionado dentro de un ecosistema de manglar específico (Morton, 1983).

Aunque quizás no existan moluscos específicos de manglares, hay especies que se encuentran asociadas comúnmente con ellos y fueron encontradas en el Parque Nacional del Este. Por ejemplo, *Littorina angulifera* vive casi siempre en las raíces del mangle rojo (por encima de la superficie del agua) y sube por el árbol durante mareas muy altas o fuertes marejadas. De hecho, se sumergió experimentalmente al caracol, y la mitad murió en dos días (Coomans, 1969). La especie *Isognomon alatus* es otra que habita comúnmente en las aguas ricas en nutrientes de los manglares. Este bivalvo se adhiere a las raíces con un biso, y es filtrador como el resto de los bivalvos. También *Melampus coffeus* es un detritívoro importante de la comunidad del manglar, y es responsable de gran parte de la descomposición de la hojarasca (Proffitt et al., 1993).

La fauna de moluscos de los manglares, y especialmente la de bivalvos, es un importante indicador de calidad

ambiental y cambios en el hábitat, de ahí la conveniencia de monitorear las que habitan sitios amenazados. Por ejemplo, Branch y Bridley (1979) reportaron la existencia de variaciones en la fauna estuarina al cambiar el ambiente. La facilidad de su taxonomía y su diversa especialización trófica contribuyen ambos a su utilización como indicadores ambientales. En particular, las especies que habitan en los manglares están descritas y bien documentadas, y ocupan diferentes niveles de la trama trófica de los manglares. Por ejemplo, *Melongena melongena* es un depredador de bivalvos y la disminución de la disponibilidad de alimento puede provocar la ausencia de este depredador clave en un área de manglar. A su vez, es necesario investigar porqué se ha reducido el número de los bivalvos sobre los cuales esta especie se alimenta ya que puede ocurrir por el exceso de depredación o por un cambio ambiental.

Los muestreos para monitorear la diversidad de moluscos o la abundancia de sus poblaciones no son complejos porque las especies son muy conspicuas. Los moluscos son fáciles de coleccionar y censar.

Estudios previos de la fauna de moluscos han dado resultados tan diversos como el de encontrar diferencias regionales en la fisonomía de las características de la concha (Vermeij, 1974) y la tasa de consumo de hojarasca por la especie *Melampus coffeus* (Proffitt et al., 1993). Anteriormente, autores como Rodríguez (1963), Coomans (1969), Pérez (1974) y Morton (1983) reportaron las especies de moluscos que habitan en el manglar, así como su distribución en las diferentes zonas de la comunidad. Sin embargo, pocos estudios han usado las asociaciones de moluscos para clasificar las comunidades de manglar. Por ejemplo, Morton (1976) demostró la similitud entre la zonación de un bosque de mangle y la del litoral rocoso intermareal; por su parte, Berry (1963) argumentó que la zonación en los manglares inundados es más compleja debido a la existencia de condiciones físicas variables. La zonación de hábitats define qué tipo de organismos pueden encontrarse en ellos en dependencia de los factores físicos y biológicos (i.e. mareas, exposición al oleaje, competencia y depredación). En los manglares, los moluscos pueden utilizarse para este objetivo, tal y como se hace en el litoral rocoso intermareal (Morton, 1983). De hecho, la composición por especies de moluscos en las diferentes zonas constituye el principal elemento para caracterizar el litoral rocoso intermareal (Delgado y Chiapone, 1993). Resulta entonces que es posible diseñar un sistema jerárquico de caracterización similar para los manglares, basado en la zonación y/o la composición faunística, más que en la estructura de la vegetación. Anteriormente, se

utilizaba la vegetación para determinar los rasgos de la comunidad y la fauna era una característica secundaria del bosque o el humedal. Pocos autores han utilizado la relación entre la asociación faunística y la comunidad de manglar como método para determinar la zonación y caracterizar de la comunidad.

Tal y como se planteó anteriormente, la zonación de plantas y animales de las comunidades de manglar se produce como resultado de la combinación de factores bióticos y abióticos. Factores ambientales tales como el régimen de mareas, la exposición al oleaje, la influencia del agua dulce, junto con la competencia y la depredación, afectan la línea costera. Las especies poseen diferente tolerancia a la salinidad, la exposición, la temperatura y la sedimentación; por eso, los crustáceos y moluscos pueden ser empleados como importantes organismos de zonación en las comunidades de manglar (Berry, 1963; Sasekumar, 1974). Transectos trazados desde la parte interna del litoral hasta la línea del agua, pueden mostrar los patrones básicos de distribución, no sólo de los árboles, sino también de la fauna asociada a los manglares (Morton, 1983). Muestreos especialmente diseñados pueden ofrecer información sobre la zonación y la abundancia de la fauna del manglar. Sin embargo, deben tomarse en cuenta factores ambientales tales como la altura de marea, el clima, el suelo y la salinidad. Los ecosistemas de manglar poseen 5 zonas diferentes, definidas por su fauna, en contraste con los mismos árboles (Fig. 1.1):

1. La ZONA ALTA DEL ARBOL se caracteriza por la presencia de especies de *Littorina*, por lo que se le conoce también con el nombre de zona de litorinas.
2. La ZONA BAJA DEL ARBOL se caracteriza

por tener otras especies de gasterópodos que toleran largos períodos de inundación, como es el caso de *Nerita* spp. Las Zonas Baja y Alta del Arbol se extienden ambas desde la franja que da al mar hasta la margen de tierra de los manglares.

3. La ZONA MARGINAL se localiza en el borde del agua y se caracteriza por la presencia de bivalvos.
4. La ZONA DE TIERRA ofrece hábitat para grandes poblaciones de cangrejos, principalmente del género *Uca*.
5. La ZONA DE PERFORADORES abarca el banco costero.

El sistema de basamento ecológico formulado por Berry (1963), reconoce la importancia de la fauna de invertebrados de la comunidad del manglar. Este sistema de clasificación ofrece una alternativa a la clasificaciones basadas en la vegetación, que basan su sistema en la estructura vegetal del bosque de mangle, y considera a la fauna como algo secundario.

5.1.5 Descripción de las comunidades

ESTACION NO. 1

El manglar de esta estación está situado al norte de la Isla Saona en las coordenadas 18°10.299' latitud norte y 68°41.697' longitud oeste. Su clasificación fisiográfica corresponde al tipo franja, y está ubicado sobre un sustrato de pendiente suave y fangoso, con predominio de turba, la cual penetra hasta los primeros 60m; este sustrato se caracteriza por un fuerte olor a sulfhídrico y un color marrón muy intenso (código 2.5/2), debido posiblemente a la presencia de tanino en las aguas superficiales y intersticiales, proveniente del mangle. Aproximadamente a los 70cm del sustrato aparece un fondo rocopedregoso.

El mangle presenta buenas condiciones de desarrollo y fue clasificado como de bosque cerrado con *Rhizophora mangle* como especie predominante. Por la concentración salina, las aguas intersticiales en este ecosistema clasifican como mesoalinas, con una temperatura de 24°C.

Aún el mangle está bien desarrollado, la regeneración natural es casi nula debido a la alta densidad del bosque. Es importante señalar que en el mes de marzo, cuando se realizó esta evaluación, se iniciaba la época de

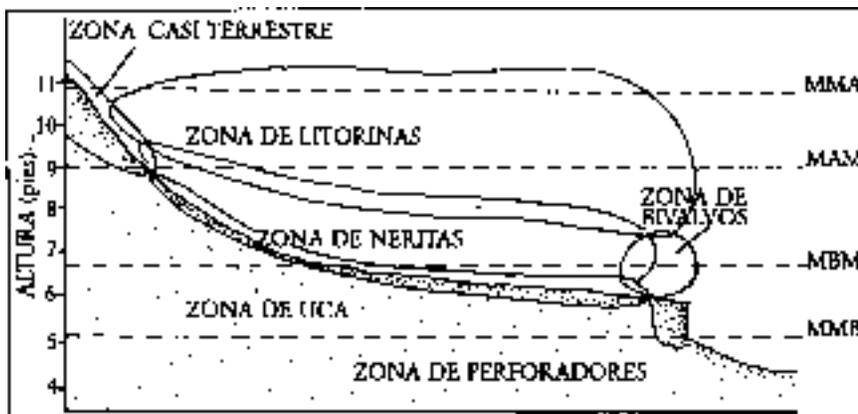


Figura 1.1 Diagrama del perfil de un manglar hipotético con las características principales de la zonación de moluscos y crustáceos. Las dimensiones horizontales están muy reducidas en comparación con el eje vertical. Nota: MMA: pleamar más alta; MAM: pleamar media (o la media de las mareas altas); MBM: bajamar media (o la media de las mareas bajas); MMB: bajamar más baja (Morton, 1983).

floración, contrario a los mangles de otras estaciones del Parque del Este. La fauna asociada fue escasa y sólo se observaron unos pocos ejemplares de moluscos y crustáceos sobre las ramas y troncos del mangle.

ECOSISTEMAS ADYACENTES. Uno de los principales ecosistemas asociados a este manglar se desarrolla en un ambiente submarino y fue descrito del agua hacia tierra firme a partir desde unos 25m, como sigue: bajo las aguas casi transparentes aparece un sustrato arenoso con una abundante comunidad de algas verdes mezcladas con escasos ejemplares de algas rojas y algunas fanerógamas. A medida que esta franja submarina se acerca al mangle la textura del sustrato cambia a arenofangosa y luego a un fango franco. Las aguas transparentes se tornan turbias debido a la gran cantidad de materia orgánica en suspensión y al tanino proveniente del mangle. Ya en el área contigua al mangle no crecen las algas ni las fanerógamas, debido a que las condiciones sólo permiten el establecimiento del mangle, en forma de franja.

TENSORES. El principal tensor de este mangle es la acumulación de basura, que no solo contamina al manglar y su fauna, sino que además afecta considerablemente la vegetación sumergida de algas y fanerógamas.

ESTACION NO. 2

Localizada en el extremo sureste del Parque Nacional del Este a 18°12.648' N y 68° 38.818' O. Constituye un manglar de franja, de fácil acceso a través de canales marinos de formación natural. Este manglar habita sobre un sustrato de pendiente llana, lo que permite el flujo normal del agua movida por las mareas.

La naturaleza del sustrato es arenoso-rocosa desde la superficie y hasta los 60cm de profundidad; a partir de esa distancia aparece una mezcla de restos de conchas y arena de una coloración blanco hueso, correspondiente al código 3/1. El agua intersticial es mesohalina, con un pH de 6.0, y 3.7 ppm de oxígeno disuelto.

El manglar corresponde al tipo de comunidad vegetal denominado matorral cerrado en el que la especie predominante es *Rhizophora mangle*. Presenta un pobre desarrollo, aunque la regeneración natural dentro y fuera de la estación, específicamente en la parte acuática, es muy buena. El tamaño promedio de las hojas de *Rhizophora mangle* fue de 9.5cm de largo por 4.3cm de ancho. Detrás de la estrecha franja de *Rhizophora* aparece el mangle negro *Avicennia germinans*, en menor cantidad.

FAUNA ASOCIADA. Representada por escasos cangrejos y moluscos observados en las raíces y ramas del mangle, así como otros invertebrados en las aguas de los canales naturales. Se observaron algunas aves y se oyó su canto en el follaje del mangle.

La estación está delimitada por dos ecosistemas, uno terrestre al norte y otro marino al sur.

ECOSISTEMAS ADYACENTES. El ecosistema marino adyacente está formado por una franja submarina paralela al mangle de aproximadamente 20m de ancho sobre sustrato arenoso, y de aguas de color azul y transparencia casi total, lo que permite apreciar una importante pradera con fanerógamas marinas, así como los colores de algas verdes, pardas y rojas. Se observaron en él estrellas de mar y pequeños moluscos. Esta vegetación marina disminuye y el sustrato cambia a arenofangoso a medida que la franja de hierbas se acerca al manglar. A continuación de la franja de mangle hacia tierra adentro aparecen 15-20 m de arenas blancas sobre la cual crece una vegetación herbácea con predominio de *Batis*, *Sesuvium*, *suriana* y gramíneas. Se identificó un matorral de vegetación espinosa principalmente, donde predominan las especies *Caesalpinia bonduc*, *Randia aculeata*, *Capparis flexuosa*, *Pithecellobium sp.* y *Morinda citrifolia*.

TENSORES: El área donde se encuentra localizada la estación no. 2 se conoce con el nombre de Algibe. Ese nombre fue dado a esa parte del Parque del Este en la década del 50 por los habitantes de dicha área, debido a que en el subsuelo encontraban agua potable, útil para el consumo humano. Posiblemente, a causa de las actividades generadas por esos grupos humanos, los mangles del extremo oriental del Parque hayan sido tan diezmados en los últimos años, específicamente las especies *Laguncularia racemosa* y *Conocarpus erecta*, de las cuales sólo quedan escasos ejemplares en la mencionada estación.

Por otra parte, esta área ha sido utilizada por años para el depósito de conchas de lambí (*Strombus*). Estas conchas aparecen por millares formando promontorios gigantescos dentro del manglar, eliminando así parte de esta vegetación. La presencia de grandes cantidades de termita afecta en la actualidad más del 30% de los troncos del mangle.

ESTACION NO. 3

En el extremo oriental del Parque, específicamente al norte de la estación no. 2 fue localizada una laguna hipersalina a los 18° 13.375' N y 68° 39.016' O.

El mangle en esta estación aparece bordeando un cuerpo de agua comunicado con el mar. La cantidad de agua de dicha laguna aumenta o disminuye de acuerdo a la actividad pluviométrica.

Desde el punto de vista fisiográfico, este mangle corresponde al tipo cuenca, el cual se establece sobre un sustrato rocoso con pequeñas depresiones cubiertas por material terrígeno rocoso y materia orgánica arrastrada del área circundante o producto de la descomposición de árboles secos, hojarascas, etc.

La salinidad intersticial del sustrato sobre el cual habita el mangle en esta estación fue de 64‰, la temperatura del agua, 40°C y el pH, 6.5.

De acuerdo a las características de la vegetación, el manglar de esta estación fue identificado como un arbustal abierto con predominio de la especie *Avicennia germinans*, algunas plantas achaparradas de *Rhizophora mangle* y *Conocarpus* en mal estado; se observaron además muchos ejemplares secos de las tres especies mencionadas. Los troncos de estos mangles, secos y/o verdes, sirven de sustrato a orquídeas y bromelias.

Las condiciones de este mangle son críticas, las especies se encontraban tensionadas y de tamaño achaparrado; no existe regeneración natural. El tamaño promedio de las hojas de *Avicennia* fue de 5.4 cm de largo por 2.8 cm de ancho.

FAUNA ASOCIADA. No se identificó la fauna, excepto peces casi microscópicos, observados en aguas encharcadas en los alrededores de la laguna.

ECOSISTEMAS ADYACENTES. Los ecosistemas cercanos son arbustales más altos que el mangle de la estación. En dichos arbustales predomina la especie *Bucida buceras* de altura de hasta 8m.

TENSORES. Los cambios de contenido hídrico de los cuerpos de agua y las modificaciones consiguientes de los patrones de salinidad, temperatura, etc. afectan considerablemente el normal desarrollo y supervivencia del mangle en esta estación, tensores naturales que se complementan con la naturaleza del sustrato.

ESTACION NO. 4

Está situada en el extremo oriental del Parque Nacional del Este, en las coordenadas 18°13.187' N y 68° 39.066' O. El mangle de esta estación bordea un cuerpo de agua principal, así como islitas que aparecen en el interior de dicha laguna.

Aunque la pendiente del sustrato es llana, estos mangles se encuentran bordeando cuerpos de agua depositadas en depresiones del sustrato. Dichas lagunas mantienen comunicación con el mar.

El tipo fisiográfico de este mangle es de franja. El sustrato es de naturaleza rocosa, pero el mangle se implanta sobre acumulaciones de material halóctono, similar al de la estación no. 3.

Las características del agua intersticial de esta estación son: salinidad, 38‰; oxígeno disuelto, 3.9 ppm; pH, 5; temperatura del agua, 36°C. La salinidad del agua de la laguna es similar a la intersticial.

La comunidad vegetal en esta estación corresponde a un arbustal abierto con predominio de *Rhizophora mangle* achaparrado de aproximadamente 1m de altura. También achaparrada es la altura de *Avicennia germinans*, especie de mangle que aparece inmediatamente detrás del mangle rojo, aunque en menor cantidad que éste.

Las condiciones de este manglar son las normales de una comunidad tensionada por cambios bruscos de salinidad y temperatura. La regeneración natural es nula.

FAUNA ASOCIADA: En las aguas de esta laguna viven varias especies de peces, posiblemente pargos (*Lutjanus*) y picúas (*Sphyraena*), así como algunas especies de moluscos. Se registró, además, la presencia del alga verde *Batophora sp.* Las aves costeras utilizan las ramas de este mangle para anidar.

ECOSISTEMAS ADYACENTES. El ecosistema más cercano a la estación no. 4 es uno salado casi desprovisto de vegetación; sólo escasos ejemplares de *Batis* y *Salicornia* fueron identificados en el área.

TENSORES. Los principales tensores responsables de la condiciones de desarrollo en las que se encuentran estos manglares son los fenómenos climatológicos y edafológicos principalmente. En esta estación no fue posible tomar muestra del sustrato.

ESTACION NO. 5

Es la estación más distante (unos 3.5km, desde la línea de marea del extremo oriental del Parque del Este), en los 18°13.891' N y 68°39.665' O. Es la que está más al norte de las 6 estaciones muestreadas en dicha área.

Es un manglar interesante, ya que la especie *Conocarpus erecta* y *C. erecta var. sericea* cubre en su forma rastrera

más de un 80% de la superficie de dicha estación. El mangle de esta estación corresponde al tipo de comunidad vegetal que denominamos arbustal cerrado en la que predomina el mangle botón, perteneciente al tipo fisiográfico *cuenca*, sobre un sustrato rocoso, con capas muy finas de unos 6cm de material terrígeno de textura arcillosa, muy húmedo pero sin presencia de agua intersticial (ésta sólo aparece en pequeñas depresiones de terreno donde se forman islitas en las que habitan árboles de *Conocarpus* y *Rhizophora* de más de 5m de altura).

La especie predominante es *Conocarpus erecta*. Las condiciones de este mangle son buenas si tomamos en cuenta las características del sustrato. Muy poca regeneración natural a pesar de que esta forma de mangle se extiende rápidamente.

La flora asociada se concentra en la isla antes mencionada. En ésta abundan epifitas como bromelias y orquídeas. En el suelo de este mangle es frecuente encontrar crustáceos del género *Cardisoma*.

ECOSISTEMAS ADYACENTES. Los ecosistemas próximos a este mangle son arbustales cerrados con características de la zona de vida del bosque de transición entre el seco y el húmedo, donde predominan palmáceas y *Mahogani sp.*

TENSORES: Los insectos y crustáceos atacan fuertemente las hojas del mangle rastrero pero la naturaleza del sustrato es el principal obstáculo para el buen desarrollo de esta comunidad.

ESTACION NO. 6

Este manglar está situado en la parte oriental del Parque Nacional del Este en la latitud 18°13.677' N y la longitud 68°39.572' O.

El tipo fisiográfico de este manglar es el de cuenca sobre un sustrato rocoso con planicies de pendientes suaves e inundables con amplias depresiones cubiertas de material orgánico, el cual ocupa capas de hasta 18m de profundidad.

Las características del agua intersticial del sustrato de este mangle son las siguientes: salinidad, 75‰; temperatura, 28.5°C; pH, 5.5.

Esta comunidad vegetal corresponde al tipo arbustal abierto en el que predomina *Avicennia germinans*. Las especies *R. mangle*, *L. racemosa* y *C. erecta* aparecen en menor cantidad. El tamaño de las hojas de *Rhizophora* fue de 6.9cm largo por 3.8cm ancho. Esta comunidad

de mangle mostró escaso desarrollo, y regeneración natural muy pobre. No se observó fauna asociada.

ECOSISTEMAS ADYACENTES. Los ecosistemas asociados a este manglar se identifican como salados desprovistos de vegetación e inundados, producto de las lluvias caídas en esa época.

TENSORES. Los tensores que afectan este manglar son de origen climáticos y edafológicos.

ESTACION NO. 7

En esta estación se evaluó el manglar situado en la parte oriental del Parque del Este, justo entre las estaciones no. 3 y 6, en 18°13.670' N y longitud 68°39.120' O.

Es un tipo de manglar de cuenca, en el cual predomina la especie *Rhizophora mangle*, en su forma achaparrada y en malas condiciones; más de un 30% de las plantas están secas y han sido sustituidas naturalmente por *Avicennia germinans*, especie que en ocasiones alcanza hasta 5m de altura y muestra buenas condiciones de desarrollo. El tamaño promedio de las hojas de *Rhizophora* fue de 5.5 cm de largo por 3.4 cm de ancho.

Este mangle habita sobre un sustrato arcillo-rocoso. La parte de arcilla ocupa las capas superiores hasta unos 30cm de profundidad, ya que a los 40cm aparece la roca.

La pendiente del sustrato en esta estación es llana. El manglar corresponde a la comunidad forestal denominada arbustal abierto con predominio de mangle rojo.

FAUNA ASOCIADA. No se observó fauna asociada.

ECOSISTEMAS ADYACENTES. Los más cercanos eran lagunas saladas, cubiertas de agua en ese periodo de lluvia. Dentro de las mismas habita *Avicennia germinans*.

TENSORES: Al igual que las estaciones no. 3 y 4, los cambios bruscos de temperatura y salinidad del agua superficial e intersticial, así como la fina capa vegetal de esta estación constituyen los principales tensores.

ESTACION NO. 8

Está situada en la parte norte de la Bahía de las Calderas del Parque Nacional del Este, en los 18°13.342' N y los 68°44.352' O.

Esta comunidad de manglar pertenece fisiográficamente al tipo cuenca, aunque en el extremo sur es una franja permanentemente inundable; más del 95% de este manglar presenta características de un manglar de cuenca, el cual habita sobre un sustrato

arcilloso en los primeros 40cm, a partir de esa profundidad es rocoso. La pendiente de este sustrato es llana, por lo que la franja externa situada en el extremo sur de esta estación es completamente inundada por agua de mar.

La comunidad vegetal corresponde a un arbustal cerrado de mangle rojo. La especie que predomina es *Rhizophora mangle*, casi enano; algunos ejemplares de *Laguncularia racemosa* en completa degeneración, ramas muy frágiles, muchas secas, y grandes parches del terreno desprovistos de mangle, a veces habitados por *Salicornia*, *Batis* y ciperáceas. La regeneración natural es casi nula. Orquídeas y bromelias fueron observadas sobre estos mangles.

El tamaño promedio de las hojas de *Rhizophora* fue de 6.5cm de largo por 3.1cm de ancho.

FAUNA ASOCIADA. La fauna asociada al mangle de esta estación fue muy escasa, solo algunos ejemplares de moluscos fueron observados en las ramas de dicho mangle.

ECOSISTEMAS ADYACENTES. El ecosistema más cercano es un arbustal de *Avicennia germinans* de mayor estatura que el mangle de la estación no. 8. Algunos ejemplares de *Avicennia* alcanzaron hasta 15m de altura y 50cm de DAP.

TENSORES. Los tensores que han afectado este mangle se relacionan con el aumento de salinidad en el sustrato y, específicamente, con su naturaleza rocosa, que solo permite al mangle alcanzar alturas mínimas y sobrevivir algunos años.

Las depresiones del sustrato son colonizadas por el mangle negro *Avicennia germinans* el cual parece tolerar mayores concentraciones de sal que *Rhizophora*. El mangle situado en la orilla inundada es afectado por efectos de la alta concentración de sedimentos en el sistema radicular del mismo.

ESTACION NO. 9

El mangle situado en la estación no. 9 se encuentra en la parte norte de la Bahía de las Calderas en la posición 18°13.459' N y 68°44.182' O.

Es un mangle tipo cuenca plantado sobre un sustrato arcilloso con una capa superficial de color oscuro casi negro producto de la presencia de algas verde-azules que se acumulan en el lugar y que a causa del sol conforman una lámina de consistencia dura. El color del suelo en los primeros 40cm correspondió a la clave 6/1 con ligero cambio de color en los 60cm.

A partir de los 60cm de profundidad el sustrato es de textura rocosa. El agua intersticial en este sustrato presentó una salinidad de 55‰, temperatura de 26°C y pH de 6.

La comunidad vegetal en este manglar es del tipo arbustal abierto. La especie de mangle predominante es *Avicennia germinans*, y en menor cantidad *Rhizophora mangle*, con tamaño achaparrado y mostrando condiciones de mucha tensión. El piso aparece en ocasiones casi tapizado por pneumatóforos, razón por la que en los primeros 20cm del sustrato aparece una mezcla de arcilla y restos orgánicos de estas raíces. Los árboles de *Avicennia*, sin embargo, poseían muchas flores y buenas condiciones de desarrollo. La regeneración natural de *Avicennia* fue aproximadamente un 80% mayor que la regeneración de *Rhizophora mangle*. Los ecosistemas más cercanos son bosques monoespecíficos de *Avicennia*.

TENSORES. Los tensores que más afectan este mangle son del tipo climático.

ESTACION NO. 10

Esta estación está situada en la parte sur (borde interno de la Bahía de las Calderas) en los 18°12.576' N y los 68°44.715' O. El manglar de la estación no. 10 es del tipo islote o permanentemente inundado. Los árboles de este mangle se han desarrollado sobre sustrato fangoso de varios metros de profundidad. Esta característica, junto al fuerte entrecruzamiento de gran cantidad de raíces aéreas, troncos y ramas, imposibilitan el acceso al interior de este mangle. Producto de la descomposición de la hojarasca y de las algas y fanerógamas, se forma un sedimento halóctono sobre el cual habita este manglar, razón que le imprime unas condiciones de desarrollo excepcionales con relación a otros manglares del Parque.

Las características del agua que inunda este mangle son mesoalinas.

El mangle de dicha estación corresponde al tipo de comunidad vegetal de bosque cerrado monoespecífico, en el que predomina la especie *Rhizophora mangle*, que se encuentra en muy buenas condiciones de desarrollo en época de floración con buena regeneración natural. El tamaño promedio de las hojas de *Rhizophora mangle* fue de 8.5cm de largo por 4.4cm de ancho.

ECOSISTEMAS ADYACENTES. El ecosistema más cercano es una pradera de *Thalassia testudinum* fuertemente sedimentada.

FAUNA ASOCIADA. La fauna asociada a este mangle estuvo dominada por moluscos.

TENSORES: Los principales son producidos por una gran movimiento de sedimentos, cuyas partículas asfixian las hierbas marinas y parte del sistema radicular del mangle.

ESTACION NO. 11

El mangle de esta estación está situado en el extremo suroccidental de la boca de la bahía Las Calderas en los 18°12.534' N y 68°44.502' O. Al igual que el manglar de la estación no. 10, éste tiene las características de un islote permanentemente inundado. Los primeros 60cm del sustrato son de origen orgánico producto de la descomposición de las hierbas marinas, hojarasca del mangle, y algas verdes, especialmente *Halimeda*.

Esta comunidad vegetal es tipo bosque cerrado monoespecífico de mangle rojo *Rhizophora mangle*. Este bosque presentó muy buenas condiciones de desarrollo y regeneración natural muy buena, de unas 68 plántulas en 100 m². La densidad del mangle adulto es buena. El tamaño promedio de las hojas de *Rhizophora mangle* fue de 9.4 cm de largo por 4.8 cm de ancho.

El ecosistema más cercano es una importante pradera de vegetación sumergida de *Thalassia*, *Halimeda* y *Caulerpa* principalmente, y escasas algas pardas y rojas. Es importante destacar el fuerte epifitismo de las hojas de *Thalassia*, así como la presencia de picaduras en los bordes de estas hojas.

FAUNA ASOCIADA. Se observaron escasos ejemplares de moluscos.

TENSORES: El turismo irracional, la actividad náutica, etc. que producen un fuerte movimiento de sedimentos, se convierten en un peligro potencial para el manglar. La fauna registrada por Alvarez (1983) no existe actualmente.

ESTACION NO. 12

Situado al este de la Bahía de Las Calderas y como continuación de los mangles de dicha bahía, se identificó una estación de mangle en los 18°12.495' N y los 68°43.474' O. Estos mangles corresponden al tipo fisiográfico especial denominado bosque enano, el cual habita sobre sustrato de turba que penetra a profundidades de más de 75cm, con olor a sulfídrico que se intensifica con la profundidad. El agua intersticial de este sustrato presentó las siguientes características: temperatura, 29°C; salinidad, 37‰; pH, 6.0 y oxígeno disuelto, 2.5 ppm.

Es un tipo de comunidad vegetal con características de arbustal cerrado monoespecífico en la que predomina

Rhizophora mangle. Las condiciones del mangle son críticas ya que la franja que originalmente protegió este ecosistema de mangle enano ha desaparecido, pero además la población de mangle se ha reducido considerablemente, razón por la que se observan parches deprovidos de vegetación. Toda el área está inundada de agua de mar; en marea alta el agua alcanza niveles de hasta 1m, fenómeno que anteriormente era mitigado por la presencia de la franja externa del mangle.

Es importante señalar además, que las condiciones de los arbustos del mangle en la estación no. 12 son malas, presentándose ramas muy frágiles, sin flores ni frutos.

FAUNA ASOCIADA: Se observaron dos o más especies de pequeños peces en las aguas que inundan los tramos de este mangle. Se registró la presencia de algas verdes como *Halimeda*, así como de ejemplares de moluscos y crustáceos.

ECOSISTEMAS ADYACENTES. Ecosistema de matorral cerrado de *Avicennia germinans* en mejores condiciones que *Rhizophora mangle*.

TENSORES: El efecto del turismo y el activo tránsito de botes de motor ha provocado un aumento significativo de la sedimentación y la contaminación en el agua que inunda el manglar, lo que ha provocado probablemente la asfixia del sistema de mangle enano y en consecuencia las condiciones de éste han cambiado, reduciendo en más de un 15% la población de ese mangle.

ESTACION NO. 13

El manglar de esta estación está situado en el extremo suroeste de Saona bordeando un cuerpo de agua denominado Laguna Los Flamencos, específicamente en la parte sur de dicha laguna en los 18°08.133' N y 68°44.888' O.

Desde el punto de vista fisiográfico, el manglar es del tipo cuenca, y habita sobre una pendiente suave. El sustrato presenta desde la superficie hasta el interior una estrecha capa arenosa de unos 10cm de profundidad. A partir de esa profundidad predomina un tipo de sustrato rocoso. Debido a la presencia de este tipo de sustrato, no fue posible obtener agua intersticial, razón por la que sólo se evaluó el agua de la superficie lagunar. En esta agua se registró un pH de 6.5, temperatura de 28°C y salinidad superior a 100‰. Estos parámetros fueron evaluados a las 09:00h en periodo lluvioso. En 1983, Alvarez y Cintrón informan para este manglar una salinidad intersticial mayor de 100‰.

El tipo de comunidad vegetal en este mangle corresponde a un arbustal abierto mixto con las especies *Laguncularia racemosa* y *Conocarpus erecta*, predominando la primera. Estos mangles sobreviven en condiciones muy críticas con un porcentaje de regeneración natural casi nula. *Laguncularia racemosa* ocupa más del 75% de la densidad, y no alcanza más de 1m de altura, aún cuando sean plantas adultas, muchas de ellas de más de 10 años de edad. Menos de 1% de la población de mangle corresponde a *Conocarpus erecta* de igual tamaño. En ese ambiente aparecen esporádicamente escasos ejemplares de *Rhizophora mangle*.

ECOSISTEMAS ADYACENTES. Los ecosistemas más cercanos a este mangle corresponden a una estrecha franja de *Rhizophora mangle* de más de 5m de altura; detrás de este mangle hacia la línea de marea alta aparece una franja de *Coco nuciferas*, ambas sobre sustrato arenoso en las áreas donde la roca está más profunda, lo que permite que la capa de arena penetre más profundamente.

Tanto el mangle como el resto de la vegetación costera de este sector se encuentran fuertemente epifitado por bromelias y orquídeas.

FAUNA ASOCIADA. La fauna asociada a estos manglares fue la más representativa de las 15 estaciones evaluadas.

TENSORES: Los fenómenos naturales como las altas salinidades, la falta de agua dulce y la presencia de amplios tramos de sustrato rocoso, son los principales responsables de la situación en la que se encuentran estos manglares.

ESTACION NO. 14

El mangle de esta estación está situado en la parte norte de la laguna Los Flamencos, específicamente en las coordenadas 18°08'55" N y 68°44'06" O.

Este ecosistema es el típico mangle de cuenca, sobre una pendiente suave. El sustrato es de textura arenosa hasta de 20cm de profundidad, después de lo cual aparece la roca. Las depresiones del sustrato rocoso son ocupadas por materia orgánica que sirve para el asentamiento del mangle.

El mangle de esta estación está situado a unos 50m de la orilla del cuerpo agua de la laguna.

El tipo de comunidad vegetal es de arbustal cerrado mixto con predominio de la especie *Conocarpus erecta*; en menor proporción aparecen *Laguncularia racemosa* y

Rhizophora mangle. Aunque *Conocarpus* alcanza alturas de hasta 5m, el aspecto de esta comunidad puede considerarse tensionado. La regeneración natural de *Conocarpus* es buena. Varias especies de aves fueron vistas volar en el follaje de esta estación de mangle. El ecosistema cercano es un matorral conformado por vegetación típica de la zona costera con predominio de *Bucidas buceras* muy epifitada por orquídeas.

TENSORES. Los tensores que afectan este manglar son la escasez de agua dulce y la naturaleza rocosa del sustrato, entre otros.

ESTACION NO. 15

El manglar se encuentra bordeando un cuerpo de agua situado en el extremo occidental de la isla Saona, específicamente en el área denominada Punta Cacón en los 18°10.303' N y los 68°46.794' O.

Es del tipo fisiográfico de cuenca sobre pendiente suave.

El sustrato es de textura arcillo-arenosa con presencia de materia orgánica. El agua de la laguna, que también inunda parte del mangle, mostró una salinidad de 21‰, una temperatura de 26°C, y un pH de 8.0.

El D.A.P. promedio de este mangle fue de 10.2cm, con alturas de hasta 12m, y árboles cortados. Este mangle tiene características de bosque cerrado mixto, constituido por las especies *Laguncularia racemosa* (especie dominante), *Rhizophora mangle* y escasos ejemplares de *s*

Las condiciones del manglar son críticas debido a la intervención humana en los ecosistemas adyacentes, como lo es la playa arenosa que separa el manglar de las aguas oceánicas. Por otra parte, el mangle es secado artificialmente y luego cortado con el propósito de secar la laguna, a fin de extender el área turística de la playa arenosa, además de eliminar los mosquitos que se generan en dicho humedal.

La situación general de la laguna es alarmante debido a la presencia de troncos tirados en el cuerpo de agua, así como la profundidad del fango de la misma, lo que imposibilita el tránsito a través de dicha laguna y posiblemente la presencia de una fauna típica de este ecosistema.

La regeneración natural del mangle alrededor de la laguna es escasa. La fauna asociada a este ecosistema se reduce a muy pocas aves, así como crustáceos del género *Cardisoma*, cuyos esqueletos, de gran tamaño, fueron encontrados en las proximidades del mangle.

ECOSISTEMAS ADYACENTES. El ecosistema más

cercano a este manglar es una playa arenosa muy intervenida.

TENSORES. En esta estación no. 15 se reducen principalmente a los efectos causados por el secado de árboles, así como del agua de la laguna con fines de convertir el área en instalaciones para el turismo de playa.

6. Lista sistemática de moluscos y crustáceos

PHYLUM MOLLUSCA

Clase Bivalvia

Orden Mytiloida

Familia Mytilidae

Brachidontes exustus (Linnaeus, 1758)

Orden Pterioidea

Familia Isognomonidae

Isognomon alatus (Gmelin, 1791)

Clase Gastropoda

Subclase Opisthobranchia

Orden Cephalaspidea

Familia Bullidae

Bulla striata Bruguiere, 1792

Subclase Prosobranchia

Orden Archaeogastropoda

Familia Neritidae

Nerita tessellata Gmelin, 1791

Nerita versicolor Gmelin, 1791

Neritina virginea (Linnaeus, 1758)

Puperita pupa (Linnaeus, 1758)

Puperita pupa forma *tristis* (Orbigny, 1842)

Orden Mesogastropoda

Familia Littorinidae

Littorina angulifera (Lamarck, 1822)

Familia Potamididae

Batillaria minima (Gmelin, 1791)

Cerithidea sp. A

Cerithidea sp. B

Subclase Pulmonata

Orden Archaeopulmonata

Familia Ellobiidae

Melampus coffeus (Linnaeus, 1758)

Orden Stylommatophora

Familia Cerionidae

Cerion yumaensis Pilsbry & Vanatta, 1895

PHYLUM ARTHROPODA

Subphylum Crustacea

Clase Malacostraca

Orden Decapoda

Superfamilia Grapsidoidea

Familia Grapsidae

Goniopsis cruentata (Latreille, 1802)

Pachygrapsus transversus (Gibbes, 1850)

Pachygrapsus sp. A

Familia Gecarcinidae

Gecarcinus lateralis (Freminville, 1835)

Superfamilia Ocypodoidea

Familia Ocypodidae

Uca burgersi Holthuis, 1967

Superfamilia Portunoidea

Familia Portunidae

Callinectes sapidus Rathbun, 1896

Superfamilia Coenobitoidea

Familia Coenobitidae

Coenobita clypeatus (Herbst, 1791)

5.2 LA COMUNIDAD DEL LITORAL ROCOSO INTERMAREAL

El litoral rocoso intermareal se define como la región de la línea costera que queda sometida a la exposición intermitente de agua de mar por acción de las mareas. Este ecosistema, sin embargo, incluye generalmente la zona litoral que está directamente afectada por las salpicaduras y el oleaje del mar. Es un punto de encuentro entre comunidades terrestres y marinas, y está caracterizado por una alta heterogeneidad física, y altos niveles de luz y nutrientes (suministrados tanto por el escurrimiento terrestre, como por el movimiento de los sedimentos litorales debido al oleaje). Generalmente hay mayor diversidad en el litoral rocoso intermareal del trópico que en las zonas más templadas, aunque la diversidad de algas es mayor en las últimas.

Estos sistemas han sido muy estudiados, en parte, debido al fácil acceso a estos ambientes, pero también porque los organismos sésiles o de movimientos lentos, y por tanto, de fácil manipulación, se encuentran en alta diversidad y densidad. Los estudios realizados han desempeñado un importante papel en la determinación de la importancia relativa de los factores físicos y bióticos en la determinación de la estructura de la comunidad.

La zonación vertical de los organismos con respecto al nivel de la marea, es una característica universal de la zona intermareal. Aunque las especies varíen geográficamente, ciertos géneros o grupos taxonómicos

cercanos tienden a ocupar posiciones similares en todo el mundo. Se conoce que las mareas afectan esta zonación, aunque no sean la causa directa de la misma. Las mareas son el resultado de la combinación de las fuerzas gravitacionales de la luna, el sol, y otros planetas, sobre el océano en la Tierra, y del período natural de oscilación de océanos y bahías.

El movimiento de las mareas provoca un gradiente de exposición a condiciones atmosféricas, que inevitablemente impone gradientes de otros factores ambientales a los organismos que allí habitan. Las diferencias en las respuestas de los organismos a estas variables, y por lo tanto su potencial de adaptación a los factores físicos, dan lugar, en parte, a los patrones de zonación que se observan en estas comunidades. Factores bióticos tales como la competencia, la depredación, y la acción de los herbívoros, sin embargo, desempeñan un papel importante en la definición de estos patrones de zonación, y no pueden ser desechados. Whittaker (1970) utiliza el término “gradiente de la comunidad” para describir la variación en la densidad y la composición de especies (estructura de la comunidad) a lo largo de este gradiente ambiental.

Los factores físicos más importantes que controlan la distribución en estas comunidades intermareales son la desecación, la temperatura, la salinidad, y la acción del oleaje. La desecación potencial y la temperatura aumentan al ascender por la costa. La desecación es un factor muy importante en el control de los límites superiores de muchas especies, especialmente la parte superior de la costa. Demostró ser el factor físico que más limitaba la distribución local de la mayoría de los organismos de la zona litoral de Washington (Dayton, 1971). Las especies que colonizan la parte alta del litoral rocoso intermareal deben ser capaces de evitar o resistir la desecación, a través de adaptaciones morfológicas, fisiológicas, o de comportamiento. Estas incluyen la posesión de conchas blancas (como en algunos balanos), conchas gruesas (como en algunas *Littorina*), y opérculos, y en mantenerse cerca del sustrato (como en los quitones). En la costa centro-occidental de Venezuela, se ha demostrado que la exposición tiene un efecto impactante tanto en la densidad como en el número de individuos. En marea alta habían más organismos agrupados que durante la marea baja, cuando los organismos disponían de más espacio y podían dispersarse. El agrupamiento parece ser una adaptación en el comportamiento para evitar ser arrastrados por el agua durante la marea alta. No obstante, también encontraron un número más alto de individuos durante las mareas bajas (el flujo) que durante las mareas altas (el reflujó) (Pérez, 1974).

La temperatura puede ser un factor importante en sí misma, pero también puede aumentar la desecación a través del incremento en la evaporación. Algunas formas de evitar el efecto perjudicial de las altas temperaturas incluyen tener conchas gruesas (*Acmaea*, *Thais*, y *Littorina*), y el enfriamiento a través de la evaporación (balanos, isópodos, lapas).

La salinidad puede ser muy variable: aumenta durante la marea baja cuando el agua en los charcos de marea es propensa a la evaporación, y baja drásticamente durante fuertes aguaceros y tormentas. Los organismos que viven en estas charcas deben ser capaces de resistir los cambios bruscos de salinidad.

La acción del oleaje y la exposición pueden actuar de diferentes maneras. El efecto físico directo sobre la costa es obvio, ya que al romper, las olas ejercen una gran presión sobre la costa y los organismos que viven adheridos al sustrato. Las olas pueden actuar como disturbios e impedir la monopolización del espacio por un solo organismo. La acción de las olas también amplía de forma vertical la zona intermareal y disminuye los efectos de la desecación y el calentamiento, directamente a través del oleaje, o indirectamente a través de las salpicaduras. Las olas también tienen el potencial de exponer al aire a los organismos submareales. Además, el efecto del oleaje puede modificarse con la neblina, el viento, la pendiente de la costa, y la naturaleza del sustrato (Thomas et al., 1983). Las corrientes influyen fuertemente en la zonación y la densidad de las especies, ya que son responsables de suministrar las larvas y el plancton que le sirve de alimento. Se ha demostrado, por ejemplo, que los balanos poseen tasas de crecimiento y densidades poblacionales más altas en ambientes de fuerte oleaje que en ambientes similares pero más tranquilos y protegidos (Bierbaum y Zischke, 1979). Las corrientes pueden ser responsables de la muerte de muchos organismos si están cargadas de sedimentos que pudieran sofocarlos o de contaminantes que los perjudique.

Los factores bióticos también juegan un papel definitorio en la distribución de las especies. Las especies que tienen sus límites inferiores por debajo del nivel superior de la marea alta deben habitar normalmente en la zona submareal. Entonces, la causa de la existencia de patrones de zonación debe estar relacionada principalmente con las interacciones bióticas. Se cree que las discontinuidades abruptas en el patrón de distribución de las poblaciones sésiles son el resultado de la interacción competitiva.

Se asume que la competencia por espacio o alimento

aumenta al descender por el litoral, ya que con el crecimiento, se intensifican los procesos competitivos tales como el sombreado, el sofocamiento, o el aplastamiento de una especie por otra (Thomas et al., 1983). La competencia conduce a jerarquías de dominancia y patrones de zonación bien definidos (Dayton, 1971). Se han observado otros efectos más específicos de la competencia interespecífica, como la disminución en el diámetro de la base de las conchas de balanos (Bierbaum y Zischke, 1979).

Asimismo, la depredación puede delimitar los límites intermareales de distribución de las especies, ya que en estos ecosistemas existen muchos gastrópodos, aves, y peces depredadores. La recolección de especies por el Hombre, para carnada o para su alimentación, también puede considerarse una forma de depredación selectiva que puede conducir a cambios en la talla y la abundancia. Keough et al. (1993) demostró que 3 de las 4 especies colectadas (para alimentación, carnada, o como suvenir) eran considerablemente más pequeñas (hasta un 47%) en las zonas con intensa actividad recolectora, en comparación con las de zonas no explotadas. Asimismo, se demostró que la abundancia de una especie era significativamente menor en zonas donde la recolección es una práctica usual. La eliminación selectiva de los individuos más grandes puede variar la intensidad de la competencia intraespecífica y puede tener un efecto desproporcionado en la actuación de los individuos más pequeños. Esta eliminación selectiva también puede ser importante si los organismos de mayor tamaño contribuyen también de forma desproporcionada al esfuerzo reproductivo de la población local (Keough et al., 1993).

Por su parte, la depredación es responsable de mantener una alta riqueza o diversidad de especies, al eliminar de manera selectiva las especies que dominan en la competencia por el espacio en el litoral rocoso intermareal, impidiendo la monopolización del mismo por una sola especie. Algunos investigadores opinan que la depredación es el factor dominante que controla la diversidad de especies. “En presencia de la depredación, especies rivales pueden coexistir aún cuando la competencia esté desbalanceada. La depredación sobre la especie superior reduce la competencia y permite que la especie inferior sobreviva” (Thorne-Miller y Catena, 1991). La depredación puede influir no solo en la densidad y número de especies, sino también en la distribución por tamaños. Si la depredación es el factor esencial, como en los casos donde exista un depredador clave en la comunidad, puede ser el principal controlador de la

estructura de la comunidad, afectando densidades, tamaños, y especies presentes, así como la diversidad total.

Herbívoros tales como las lapas y litorinas, en la zona superior, y los erizos y peces, en la zona inferior, pueden tener un efecto notable sobre la estructura de la comunidad y los patrones de zonación de algas. Cambios en la cobertura de algas afectan, a su vez, a otras especies, puesto que éstas son un refugio importante para una amplia variedad de organismos que buscan esconderse del efecto de la desecación y del calentamiento. Finalmente, debe mencionarse que la depredación y el herbivorismo sobre las esporas de algas y los invertebrados recién asentados son factores influyentes en los patrones de zonación de las especies residentes. Las lapas, por ejemplo, han mostrado tener un efecto negativo en el reclutamiento (establecimiento y colonización) de algas y quitones (Dayton, 1971).

Un área rocosa intermareal puede dividirse en 5 zonas generales (Figura 2.1). Aunque no estén siempre presentes, se han aceptado mundialmente y se conocen como “el esquema general de zonación” (Stephenson y Stephenson, 1952). Se dará a continuación una descripción general de estas zonas:

La zona supralitoral, blanca, o gris, es la más alta y mantiene principalmente una biota de origen terrestre, como la de líquenes y plantas vasculares. El límite inferior de esta zona está definido por el límite superior de la zona de litorinas.

La franja supralitoral le sigue a la zona supralitoral y se extiende hasta el límite superior de los quitones. A esta zona también se le refiere como la zona negra porque a veces es de una tonalidad más oscura que las otras debido a los líquenes y a algas verdes-azules.

La zona mesolitoral empieza en el límite superior de los quitones, y se extiende hasta el límite superior de la cobertura algal.

La cuarta zona, la franja infralitoral, alcanza el nivel extremo de bajamar. Esta zona se caracteriza por la presencia de algas verdes y rojas.

Finalmente, la zona infralitoral o zona sublitoral es la más baja en el esquema general de zonación. Comienza en el nivel extremo de bajamar y no tiene límite inferior. Queda por debajo de la influencia de las mareas.

Los límites que separan las diferentes zonas pueden ser modificados por factores tales como la pendiente. Esta

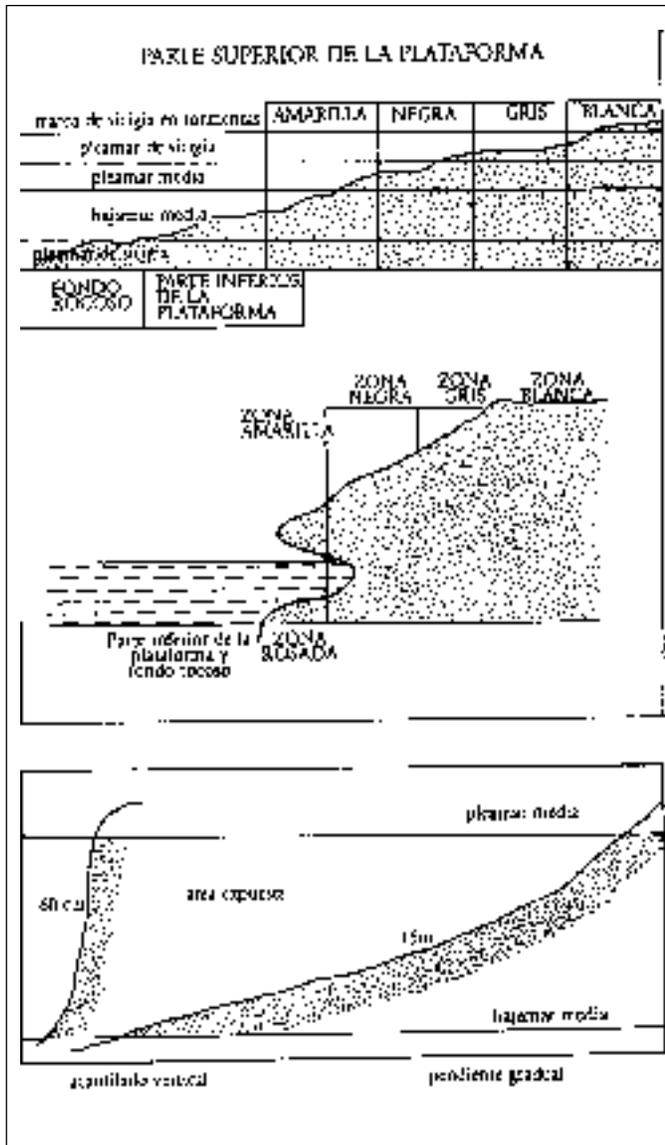


Figura 2.1 La zonación en el litoral rocoso. El dibujo superior muestra la pendiente gradual; el del centro, un acantilado escarpado con una escarpa o nicho de marea en la zona amarilla. El dibujo inferior es una comparación entre la cantidad de litoral expuesto durante los ciclos de marea entre el acantilado vertical (expuesto < 1m) y la pendiente gradual (expuesto 15m) ("Zonation of a Rocky Shore" from A FIELD GUIDE TO SOUTHEASTERN AND CARIBBEAN SEASHORES. Derecho de autor (c) 1988 de Eugene H. Kaplan. Reproducida con la autorización de Houghton Mifflin Company. Derechos Reservados.)

puede causar cambios en la posición de las zonas y en los patrones de zonación (Thomas et al., 1983), y en la acción de las olas.

Muchos estudios coinciden en que el límite superior de las especies (especialmente por encima del nivel medio de marea) es gobernado más bien por los factores físicos mencionados, mientras que los inferiores de estas especies, y los superiores de las especies del litoral inferior, están regidos por factores biológicos (Thomas et

al., 1983). También se conoce que la diversidad de especies es mayor en la zona inferior, donde el ambiente físico es menos severo, que cerca del nivel de marea alta, donde la exposición es mayor. Más arriba la diversidad vuelve a aumentar, con la presencia de plantas vasculares costa arriba (Thomas et al., 1983). La importancia relativa de los factores físicos, en contraste con las interacciones bióticas en la zonación, varían de una localidad intermareal a otra. El objetivo fundamental de cualquier estudio en un zona intermareal es definir y entender los factores bióticos y físicos que determinan la estructura poblacional y la zonación de la comunidad intermareal. La estructura de la comunidad se logra entender cuando se determina si el incremento y la regulación de las poblaciones en el litoral intermareal se afectan de una manera pronosticable por disturbios físicos y por las interacciones entre organismos.

El litoral rocoso intermareal está sujeto a la sobreexplotación, la contaminación proveniente del escurrimiento terrestre, la descarga de desechos y la alteración del ambiente. Las mareas y las corrientes traen aguas cargadas de nutrientes y larvas, pero también de metales pesados perjudiciales, petróleo, o sustancias orgánicas tóxicas que producen enfermedades y deformaciones en muchos organismos. Las larvas pueden perder la capacidad de detectar las señales químicas necesarias para el proceso de asentamiento, con la consiguiente afectación en la reposición de las poblaciones. "Eventualmente, algunas especies desaparecen y otras pierden variabilidad genética dentro de sus poblaciones. La diversidad biológica característica disminuye; el sistema se debilita y se vuelve más vulnerable a tensiones adicionales." (Thorne-Miller y Catena, 1991). Todas estas amenazas y efectos crecen con el desarrollo costero y con el crecimiento de la población. A menos que estas áreas sean manejadas de forma apropiada, se alterarán para siempre.

Lo siguiente es una lista sistemática de 35 especies de moluscos (Mollusca) de los areas rocoso intermareales en Parque Nacional del Este. Se sigue la clasificación de Abbott y Dance (1982), y Vaught (1989).

PHYLUM MOLLUSCA

Clase Bivalvia

Orden Mytiloida

Familia Mytilidae

Brachidontes exustus (Linnaeus, 1758)

Orden Pterioida

Familia Isognomonidae

Isognomon alatus (Gmelin, 1791)

Clase Gastropoda
 Subclase Prosobranchia
 Orden Archaeogastropoda
 Familia Acmaeidae
Acmaea leucopleura (Gmelin, 1791)
Acmaea sp. A
 Familia Fissurellidae
Diodora dysoni (Reeve, 1850)
Diodora listeri (Orbigny, 1842)
Diodora viridula (Lamarck, 1822)
Fissurella angusta (Gmelin, 1791)
Fissurella barbadensis (Gmelin, 1791)
Fissurella nodosa (Born, 1778)
Fissurella rosea (Gmelin, 1791)
 Familia Neritidae
Nerita peloronta (Linnaeus, 1758)
Nerita tessellata Gmelin, 1791
Nerita versicolor Gmelin, 1791
Neritina virginea (Linnaeus, 1758)
Puperita pupa (Linnaeus, 1758)
 Familia Trochidae
Cittarium pica (Linnaeus, 1758)
Tegula excavata (Lamarck, 1822)
 Familia Turbinidae
Astraea phoebia Roding, 1798
 Orden Mesogastropoda
 Familia Littorinidae
Echininus nodulosus (Pfeiffer, 1839)
Littorina angulifera (Lamarck, 1822)
Littorina meleagris Potiez & Michaud,
 1838
Littorina mespillum Muhlfeld, 1824
Littorina ziczac (Gmelin, 1791)
Nodlittorina tuberculata (Menke, 1828)
Tectarius muricatus (Linnaeus, 1758)
 Orden Neogastropoda
 Familia Fascioliariidae
Leucozonia ocellata (Gmelin, 1791)
 Familia Muricidae
Purpura patula (Linnaeus, 1758)

Clase Polyplacophora
 Orden Neoloricata
 Familia Acanthochitonidae
Acanthochitona pymaea Pilsbury, 1893
 Familia Chitonidae
Acanthopleura granulata (Gmelin, 1791)
Chiton marmoratus Gmelin, 1791
Chiton squamosus Linnaeus, 1764
Chiton tuberculatus Linnaeus, 1758
Chiton sp. A
 Familia Ischnochitonidae
Ceratozonia squalida Adams, 1845

5.3 LA COMUNIDAD DE PRADERAS DE HIERBAS MARINAS

La pradera de hierbas marinas es un paisaje conspicuo e importante en la zona costera sumergida. Es uno de los ecosistemas más productivos de la biosfera. En el Caribe, está compuesta por espermatofitas o plantas que florecen, de dos familias taxonómicas, Potamogetonaceae y Hydrocharitaceae. Se pueden reconocer dos grupos de especies: (1) formas de raíces no profundas capaces de colonizar sedimentos inestables y oxidados, y (2) especies que construyen un extenso tapiz con sus rizomas y forman grandes praderas de hierbas marinas (i.e. *Thalassia testudinum*) (Longhurst y Pauly, 1987). Tres especies caracterizan la mayoría de las praderas de hierbas marinas del Atlántico occidental: *Thalassia testudinum* (hierba de tortuga) la cual pertenece al segundo grupo de especies mencionados arriba, y *Syringodium filiforme* y *Halodule wrightii*, ambas pertenecientes al primer grupo (Figura 3.1).

Las praderas de hierbas marinas pueden estar constituidas por una o más especies. Pueden formar una pradera continua o constituir un mosaico heterogéneo de áreas arenosas y fangosas con vegetación. Las algas calcáreas y flotantes pueden ser abundantes. Hay que recordar que cada uno de estos sub-hábitats (i.e. arena, pasto, alga), que muchas veces se describen en conjunto como praderas de hierbas marinas, puede influir en la manera en que una especie utiliza los recursos a su alrededor (Orth et al., 1984).

5.3.1 REQUERIMIENTOS FISICOS

Las hierbas marinas son plantas arraigadas que dependen de la fotosíntesis, y por tanto de la profundidad y claridad del agua. Existen en aguas someras (< 20m) donde la acción del oleaje y las mareas no es excesiva. Además de las tres especies mencionadas anteriormente, una cuarta especie, *Halophila* sp., puede hallarse a mayor profundidad (hasta 35 m), en pendientes arenosas o en condiciones de alta perturbación y turbidez. Las hierbas marinas también dependen de los nutrientes provenientes de los sedimentos. Si la capa de sedimento es fina (< 3cm) o el área está perturbada por flujo de corrientes o bioturbación, no pueden establecerse. Aunque no es posible concluir nada, es evidente (Tribble, 1981) que los patrones de distribución y zonación de *Thalassia* y *Syringodium* están dictados por el pastoreo selectivo de herbívoros, principalmente peces (Tribble, 1981) o por la luz (turbidez, profundidad del agua, etc.) (Zieman et al., 1989).

5.3.2 ASOCIACIONES FAUNISTICAS

Los grupos faunísticos asociados a las praderas de hierbas marinas consisten de animales muy diversos en cuanto a su ciclo de vida y características ecológicas.

Las especies de la infauna incluyen los perforadores y los tubícolas (los que forman y viven en tubos) al igual que los animales que se arrastran por la interfase agua-sedimento. La composición de la infauna que vive en el sustrato depende del tamaño de partícula del sedimento. El patrón de abundancia y distribución de estas especies está regido por la estructura del sedimento en sí, y por tanto, por la cantidad y tipo de rizomas, raíces y tallos dentro del sedimento o emergiendo del mismo. El tapizado de raíces y rizomas protege a animales de peces y cangrejos depredadores, pero también impide que perforadores de mayor tamaño vivan dentro de este tapizado.

La epifauna vive sobre las hojas de las hierbas marinas, las cuales proporcionan sustrato para la fijación, además de alimento. Comprende la micro y mesofauna, la fauna sésil, la fauna que trepa, camina y se arrastra (i.e. gastrópodos), y la nadadora. Las especies móviles viven libremente sobre y entre las hierbas, y consisten mayormente de peces. La composición y abundancia

de especies en estos dos grupos parece depender mayormente de características propias de las plantas, tales como morfología de la hojas, su biomasa y la densidad de los tallos. Se ha demostrado (Heck y Wetstone, 1977) que la diversidad de especies asociadas a las praderas de hierbas marinas aumenta con la biomasa de las plantas (Heck y Wetstone, 1977). Las plantas más foliosas ofrecen más superficie por unidad de peso y deben proporcionar más protección que las plantas con hojas más simples y menor área de superficie por unidad de peso. Sin embargo, la abundancia de algunas especies asociadas a las praderas de hierbas marinas también es afectada por factores tales como las características de depredadores y presas (i.e. camuflaje), y la heterogeneidad o parchismo de la vegetación. Holt et al. (1983) sugirieron que áreas muy heterogéneas, con un alto porcentaje de bordes o "ecotonos," podrían mantener una mayor densidad de especies móviles que las homogéneas.

En total, la presencia o ausencia de una especie y su abundancia en cierta pradera de hierbas marinas depende de su tolerancia fisiológica, restricciones morfológicas, preferencia de hábitat, habilidad para evadir depredadores, y otras interacciones biológicas como la competencia y la depredación, la heterogeneidad o parchismo de la pradera de hierbas, así como de la densidad y complejidad de los tallos y rizomas de las hierbas, la presencia de sustancias tóxicas o deterrentes, la biomasa de la planta, el área foliar, la morfología y grosor de las hojas, y la proximidad de la capa de rizomas a la superficie del sedimento (Orth et al., 1984; Thayer et al., 1984).

5.3.3 PRINCIPALES CARACTERISTICAS

Las praderas de hierbas marinas se caracterizan por su alta biomasa, productividad, y tasa de producción vegetal. Esto las convierte en importantes productoras primarias, así como en almacenes de materia orgánica que nutren tramas alimentarias basadas en detrito, de gran complejidad.

Suelen contribuir grandemente a la productividad primaria de ecosistemas costeros (Vicente et al., 1980; Thayer et al., 1984). Su producción también es la base de la producción secundaria, ya que las plantas, ya sean sus mismas hojas o sus epibiontes y las macroalgas, son ingeridas por un gran número de consumidores.

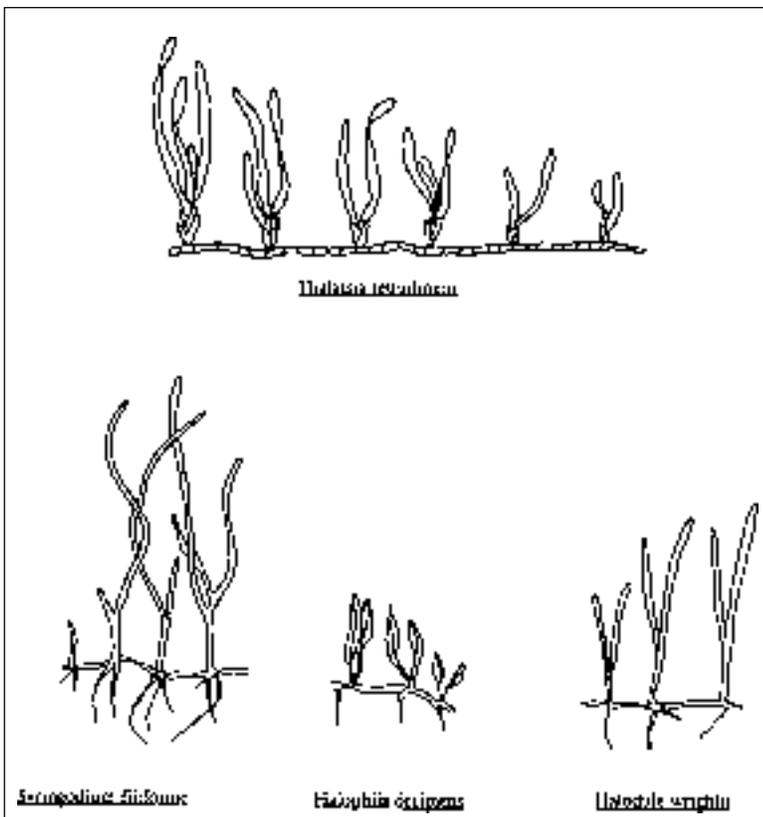


Figura 3.1 Dibujo de la morfología de las principales especies de hierbas marinas del Caribe.

Las hojas de las hierbas marinas también proporcionan hábitat y refugio para individuos pequeños y juveniles de peces e invertebrados, así como superficie para que se fijen numerosos epibiontes sésiles y móviles.

Además, las praderas de hierbas marinas son lugares preferidos de reclutamiento y asentamiento de peces juveniles provenientes del plancton (i.e. *Diodon holocanthus*). Funcionan como criaderos para muchas especies de importancia económica y ecológica, como algunos peces arrecifales (i.e. Acanthuridae, Holacanthidae, Mullidae, *Ocyurus chrysurus*) (Ogden y Zieman, 1977), invertebrados (i.e. *Panulirus argus*), y mamíferos marinos (i.e. manatíes).

Por otra parte, las plantas por sí mismas sujetan y filtran sedimentos, y actúan como mecanismos de fijación para los sedimentos suspendidos. De esta forma, amortiguan la energía de las olas y las mareas, y contribuyen a la claridad del agua y la deposición de sedimentos, al tiempo que impiden la erosión costera (Short, 1987).

Finalmente, las praderas de hierbas marinas juegan un importante papel en el reciclaje de los nutrientes costeros, acelerando la fijación de nitrógeno y aumentando la difusión de nutrientes a las aguas circundantes. Pueden absorber pulsos de nutrientes del escurrimiento terrestre, y de esta forma actuar como importantes zonas de amortiguamiento de tensiones antrópicas (Morse et al., 1987; Short, 1987).

5.3.4 INTERACCION CON LOS ARRECIFES CORALINOS

Los arrecifes coralinos y las praderas de hierbas marinas están estrechamente asociados, y las relaciones entre estas dos importantes comunidades son numerosas y variadas. Como se verá más adelante, los organismos que habitan los arrecifes coralinos poseen limitación de recursos, dado el fuerte reciclaje de energía característico de los arrecifes. La cercanía de las praderas de hierbas marinas, sistemas más abiertos, ofrecen una fuente disponible de alimento. Las praderas marinas se relacionan desde el punto de vista trófico con los arrecifes coralinos mediante las incursiones de alimentación de los peces herbívoros y carnívoros (i.e. *Sphyræna* sp., *Scomberomorus* sp., *Caranx* sp., etc.), y equinoideos, y por el movimiento de los peces arrecifales (i.e. Haemulidae, Lutjanidae, Holocentridae) que se alimentan por la noche de las poblaciones de peces e invertebrados de la praderas de hierbas. Por ejemplo, la existencia de halos de arena alrededor los arrecifes de parches que los separan de las praderas de hierbas marinas, ha sido atribuida parcialmente al pastoreo nocturno y diurno de los peces

y erizos negros, *Diadema antillarum*, del arrecife a las praderas (Ogden y Zieman, 1977). Esta relación podría ser tan fuerte que se ha sugerido (Ogden y Zieman, 1977) que el aumento de biomasa característica de los arrecifes coralinos cercanos a las praderas de hierbas marinas podría explicarse con esta actividad alimentaria.

Extensas praderas de hierbas marinas enlazan arrecifes y manglares, comunidades con requerimientos físicos muy diferentes. En relación con la pesca, investigaciones recientes (Zieman et al., 1989) sugieren que las praderas marinas de lugares abiertos y de bahías bordeadas por manglares, contienen las más densas poblaciones de especies de importancia comercial, como los camarones peneidos. Por ejemplo, se ha observado una clara asociación entre la captura de organismos y la cobertura de hierbas marinas. Además, un estudio de la dinámica poblacional de la langosta, *Panulirus argus*, mostró que los individuos maduros parecen ser más abundantes cerca de la frontera entre el arrecife y la pradera de hierbas, mientras que los juveniles se encuentran en ambientes de manglar y hierba marina en St. John, Islas Vírgenes de los E.E.U.U. (Olsen et al., 1975).

Finalmente, la interacción entre las hierbas marinas y los sedimentos carbonatados sobre los cuales crecen, son de particular importancia en el reciclaje de nutrientes en el Caribe. Se producen grandes cantidades de materia orgánica en las praderas de hierbas marinas, que son exportadas a las comunidades arrecifales limitadas de recursos y a las aguas del Caribe que las rodean, pobres en nutrientes. Este ciclo, el efecto de los nutrientes de los sedimentos en las praderas marinas (reseñado por Short, 1987), del pastoreo sobre ellas, de otros ramoneadores y de la fauna, de los procesos químicos de descomposición que ocurren dentro de estas comunidades, etc. son muy complejos y no se comprenden totalmente. Los lectores deben consultar a Morse et al. (1987), Thayer et al. (1984), y Orth et al. (1984) para una reseña de los mismos.

5.3.5 COMO RESPONDEN A LAS TENSIONES

Aunque son escasos los trabajos relacionados con la respuesta de las comunidades de hierbas marinas a tensiones (naturales y antropogénicas), éstos parecen indicar que las respuestas son numerosas. Alteraciones costeras tales como las causadas por operaciones de dragado y relleno, erosión costera producida por la eliminación de la vegetación terrestre, así como la resuspensión de sedimentos por la actividad náutica, todos conducen a un aumento en la resuspensión de

partículas de sedimento en la columna de agua. El aumento en la turbidez del agua causa una disminución en la penetración de la luz solar, lo cual limita la distribución vertical de las hierbas marinas, causándoles tensiones.

Se ha demostrado (Vicente et al., 1980) que las hierbas marinas disminuyen la biomasa de todo el material vegetal (raíces, rizomas, tallos, y hojas), al igual que la producción de hojas. Esto conduce a una disminución de la estabilidad del sustrato, de la vitalidad de la planta, y de la energía disponible para niveles tróficos superiores (a través de una disminución de la productividad primaria). En particular, las hierbas marinas disminuyen la densidad y grosor de las hojas cuando se encuentran bajo estrés. El grosor de las hojas se ha utilizado como indicador del crecimiento de los rizomas y del estado general de salud de *Thalassia testudinum* (Vicente et al., 1980).

Aunque son altamente productivas, las praderas de *T. testudinum* se recuperan lentamente al ser perturbadas por molestias naturales o producidas por el Hombre. Matthews et al. (1991) y Zieman (1976), por ejemplo, estudiaron el efecto ecológico del daño físico causado por botes de motor y sus propelas sobre las praderas de *Thalassia* en la Florida. Zieman (1976) halló que cuando hay una perturbación en el sistema de rizomas de las plantas, como el que ocasionan las propelas, se recuperan lentamente, tomando hasta cinco años para lograrlo. Más específicamente, en su estudio, Zieman (1976) encontró que en las huellas dejadas por las propelas, la proporción de partículas finas en el sedimento se redujo, y el pH y el EH también disminuyó en comparación con la próspera pradera a su alrededor.

5.4 LA COMUNIDAD ARRECIFAL

Los arrecifes coralinos se caracterizan por poseer la mayor biodiversidad de todos los ecosistemas marinos conocidos hasta la fecha, comparable en diversidad, productividad y complejidad con las selvas tropicales (Connell, 1978). La belleza inherente a estas comunidades naturales, así como el aumento de las actividades de buceo en todo el mundo, han llevado a un aumento notable en el número de personas que desean conocer los arrecifes coralinos y los factores que gobiernan la estructura de estas comunidades.

5.4.1 LAS ZOOXANTELAS Y LOS REQUERIMIENTOS FÍSICOS DE LOS ARRECIFES CORALINOS

Los corales son animales marinos vivos. Los arrecifes

coralinos son enormes formaciones resistentes al fuerte oleaje que tienen una delgada capa de tejido vivo en su superficie formada por numerosos pólipos (Figura 4.1) que viven juntos en una colonia. La mayoría de los corales forman simbiosis con diminutas algas unicelulares llamadas zooxantelas que viven dentro de sus pólipos. Las formas de los corales varían desde simples tapices incrustantes, a montes masivos, mesetas y ramificaciones erectas. Pueden propagarse sexualmente, o asexualmente a través de la fragmentación o clonación (en los corales ramificados), y la gemación (en el crecimiento colonial). Las larvas se desarrollan internamente (incubación) o externamente (diseminación). Esta última es la forma más común: los corales lanzan el esperma y los óvulos en la columna de agua, y la fertilización ocurre en el océano. Aquí se desarrollan las larvas planctónicas que luego se establecen en fondos apropiados si las condiciones físicas lo permiten (Figura 4.2).

Los océanos tropicales son muy pobres en nutrientes, y estos corales dependen de la fotosíntesis de sus algas simbióticas para cubrir parte de sus requerimientos energéticos. Por su parte, las algas reciben protección, oxígeno, y nutrientes de sus huéspedes. Deben coincidir ciertas condiciones ambientales para la supervivencia de los corales (Figura 4.3). Hay que tomar en cuenta no solo los requerimientos y tolerancia de las colonias adultas, sino también los de la larva plánula, y de las zooxantelas simbióticas que viven dentro de las colonias coralinas. El agua debe ser cálida (tropical) y su salinidad no puede alejarse de la del agua marina normal (35‰). Las salinidades suelen estar entre 34 y 38‰. De aquí que los corales no pueden sobrevivir en áreas de afloramiento de aguas frías de las profundidades. Además, el agua debe ser bastante transparente y por tanto libre de sedimentos, para que los rayos solares puedan alcanzar a las zooxantelas y realizar la fotosíntesis. La reducida iluminación existente en aguas costeras turbias sería insuficiente para que las zooxantelas de los corales mantengan tasas de crecimiento normales, o tendrían que ser capaces de invertir una cantidad considerable de energía en la eliminación de ese sedimento y aún mantener tasas normales de crecimiento, o tendrían que estar adaptadas morfológicamente para poder evitar la acumulación de sedimento sobre las colonias (como por ejemplo en el abanico de mar *Gorgonia ventalina*). Por las mismas razones, los corales que dependen de las zooxantelas no pueden vivir a grandes profundidades ya que la luz solar no llegaría a ellas. La mayoría de las colonias coralinas viven adheridas a una estructura de carbonato de calcio compuesta mayormente por los esqueletos de antiguos corales muertos que se han cementados con algas calcáreas. Las larvas necesitan un sustrato duro

para su asentamiento. Las corrientes pueden afectar y limitar la distribución de las especies de coral en diversas formas (Figura 4.4). No solo son responsables del transporte de las larvas y de los nutrientes, sino que también pueden ser perjudiciales si están cargadas de contaminantes o de sedimentos. Las corrientes fuertes impiden el establecimiento de las larvas y afectan la forma en que crece la colonia. El crecimiento vertical del arrecife está controlado por el ascenso del nivel del mar, mientras que la acción de las olas erosiona los arrecifes y el daño es compensado con crecimiento horizontal.

5.4.2 LA COMPETENCIA CONDUCE A LA ESPECIALIZACION

Las condiciones de alta complejidad estructural, escasas fluctuaciones ambientales, aguas tranquilas y claras, y edad, todos conducen al desarrollo de una comunidad muy compleja y diversa en especies (Thorne-Miller and Catena, 1991). Se reconoce generalmente que los grupos de especies están altamente organizados y han coevolucionado. Muchos organismos dependen

mutuamente uno de los otros, y el comensalismo y la simbiosis se han desarrollado a niveles más grandes de complejidad aquí que en cualquier otro ecosistema (Longhurst and Pauly, 1987). La mayoría de los investigadores consideran que es la competencia por espacio y alimento la causa principal de la evolución de un número tan alto de especies especializadas. Por ejemplo, los corales blandos compiten por espacio, y evitan la depredación y el cubrimiento por corales pétreos a través de la liberación química de sustancias nocivas que pueden causar la necrosis en los tejidos de estos últimos. Por su parte, los corales pétreos compiten por espacio usando tentáculos barreadores y filamentos mesentéricos urticantes. Aunque puede haber otros factores localmente importantes, en general la diversidad natural de un arrecife coralino depende mayormente de su localización geográfica, del reclutamiento y la colonización al azar por larvas (corrientes), y de disturbios naturales intermitentes.

5.4.3 COMPOSICION POR ESPECIES

A pesar de su gran complejidad y diversidad, existe una

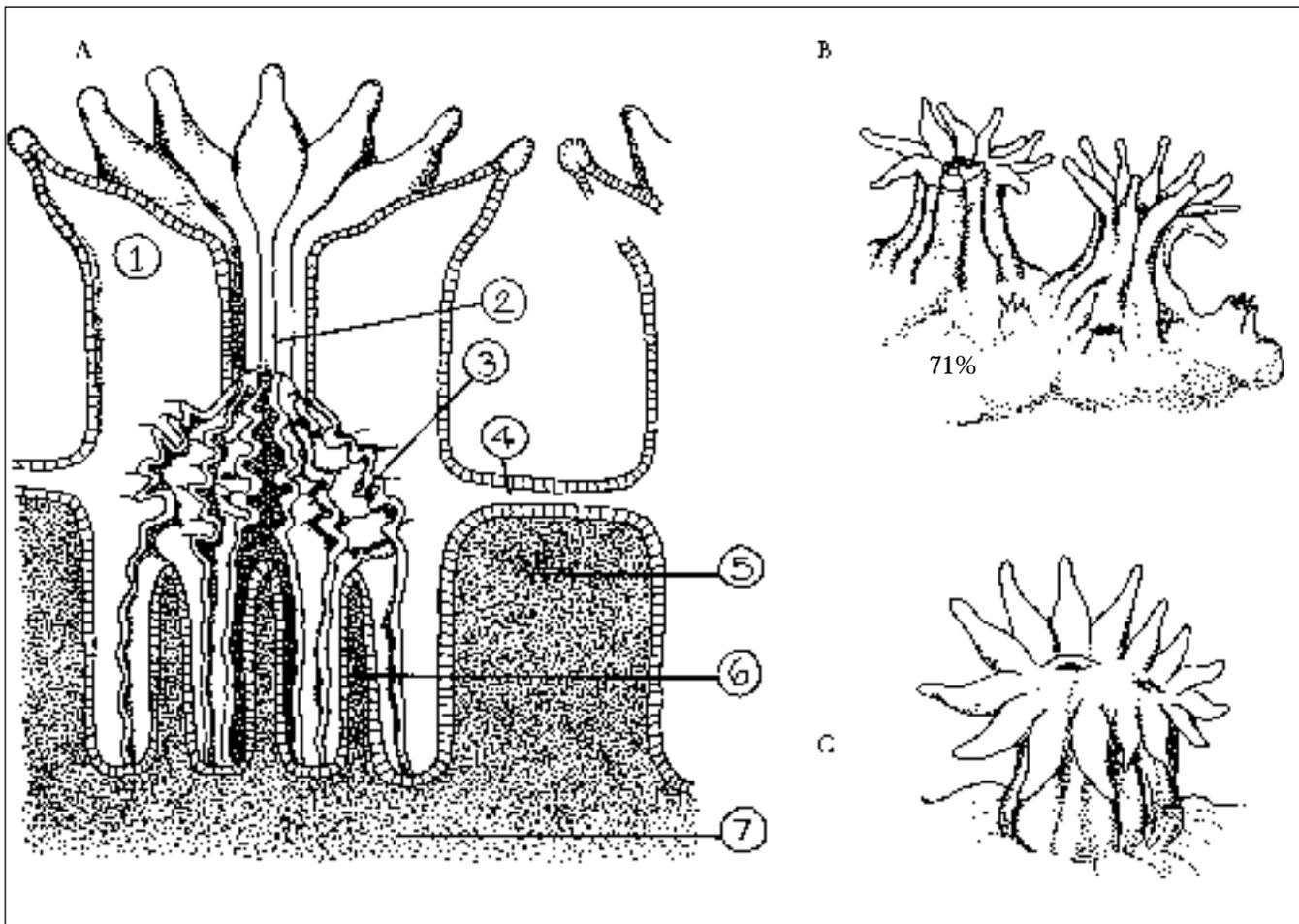


Figura 4.1 Morfología de los pólipos de coral. A: corte transversal de un pólipo (1- mesentérico; 2- faringe; 3- filamento mesentérico; 4- capa conectiva; 5 - teca; 6- esclerosepto; 7- placa basal); B: aspecto exterior de los pólipos individuales; C: aspecto exterior de un pólipo en gemación.

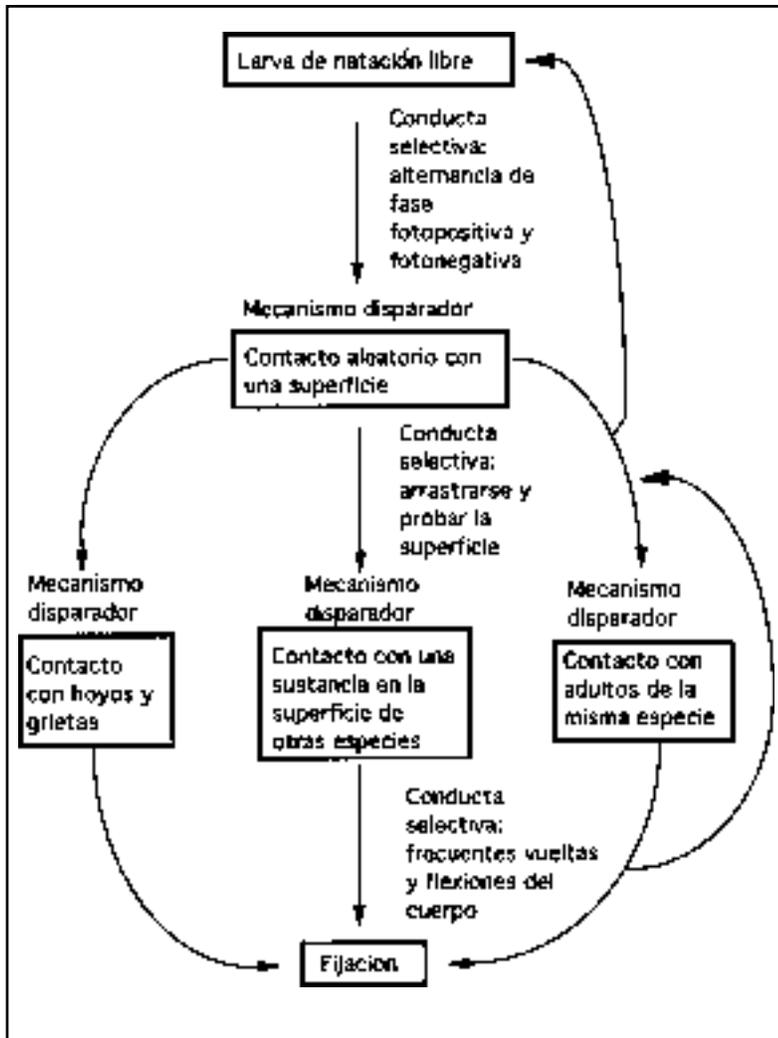


Figura 4.2 Fases de la selección de un sustrato adecuado por parte de la larva planctónica (Levington, 1982).

gran uniformidad en la composición por especies de las comunidades que forman arrecifes dentro de cada cuenca oceánica, en contraste con las diferencias existentes entre las diferentes cuencas oceánicas (Longhurst and Pauly, 1987). Esto se observa también en los arrecifes del Indopacífico, y contrasta con los peces y otros grupos de invertebrados que habitan los arrecifes de coral, los cuales si poseen un acentuado endemismo. Esta amplia homogeneidad de especies de corales parece deberse a largos tiempos entre generaciones y al colapso de las comunidades arrecifales en el Pleistoceno (Liddell y Ohlhorst, 1988). De aquí que la provincia arrecifal del Atlántico occidental (Indias Occidentales), de la cual la República Dominicana forma parte, será propensa a tener las mismas especies de coral ocupando los mismos nichos ecológicos en todas las formaciones arrecifales de esa región. Liddell y Ohlhorst (1988) compilaron información procedente de estudios realizados en la

provincia del Atlántico Occidental, y hallaron que, aunque la mayoría de los arrecifes son notablemente similares en cuanto a especies de corales presentes, diferían considerablemente en cuanto a la abundancia y la diversidad relativa. Atribuyeron estas diferencias en la abundancia de corales a divergencia de ambientes y procesos estocásticos (aleatorios). Las diferencias observadas en la diversidad de corales exhibieron una cierta tendencia geográfica que parece estar modulada por la temperatura. Otros factores que se parecen ser importantes en estas diferencias biogeográficas incluyen “diferencias regionales en la extensión y distribución de ambientes apropiados para el desarrollo arrecifal; clima predominante y extremos climáticos; aporte de nutrientes y producción primaria; e intensidad de interacciones biológicas, incluyendo competencia, depredación, y enfermedades” (Jackson, 1991).

5.4.4 TEORIAS ACERCA DE LA DIVERSIDAD

Existen varias teorías para explicar el mantenimiento de esta alta diversidad. La hipótesis de perturbación intermedia sugiere que la elevada diversidad en un sitio se mantiene mejor por los disturbios (tales como tormentas, huracanes, inundación de agua dulce, sedimentación, y depredadores invasores) que actúan para detener la monopolización del área por cualquier especie con dominancia competitiva. De esta forma existe un equilibrio entre la exclusión competitiva de especies por el mejor competidor, y los procesos de disturbio que lo impiden. En ausencia de estos disturbios, la diversidad se mantendría en un nivel menor. De acuerdo con esta teoría, los depredadores clave juegan un papel importante en el mantenimiento de una alta diversidad. La diversidad debe ser superior a niveles medios de disturbio, ya que a niveles bajos el mejor competidor monopolizaría el área, mientras que a niveles altos, la mortalidad sería demasiado frecuente o severa y sobrevivirían muy pocas especies. El hecho que la diversidad de especies coralinas es mayor a profundidades medias se ha utilizado como apoyo para esta teoría: las tasas muy altas de crecimiento presentes cuando existen condiciones de alta intensidad de luz superan los efectos de los disturbios, resultando en la exclusión competitiva de las especies más débiles; los efectos de los disturbios a profundidades mayores dominan y esto es una posible

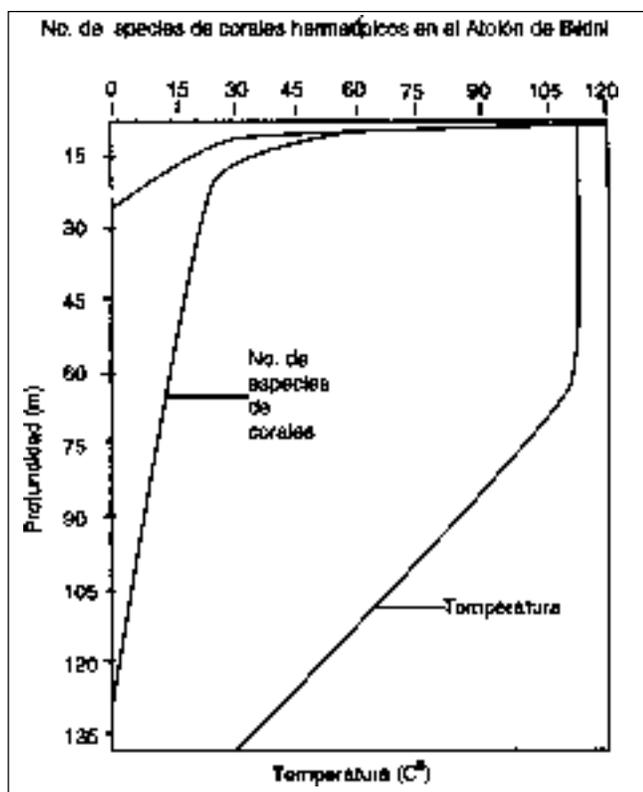


Figura 4.3 Relación entre la distribución vertical de los corales hermatípicos y ciertos factores ambientales (Barnes, 1980).

explicación del incremento de diversidad que se encuentra a profundidades medias (Thorne-Miller y Catena, 1991). Liddell y Ohlhorst (1987) ofrecen otro ejemplo. En su estudio de Jamaica, hallaron que la diversidad de especies aumentaba con la profundidad. Encontraron, además, que la iluminación, la sedimentación, la turbulencia, y la depredación y el pastoreo estaban altamente correlacionadas con la profundidad y sugirieron que estos parámetros ejercen una fuerte influencia en la zonación biótica de estos arrecifes. Atribuyeron esta tendencia de una baja diversidad de corales en el arrecife frontal poco profundo -que va aumentando hacia el arrecife más profundo-, como un reflejo de la transición existente entre la turbulencia actuando como un factor límite, y la misma actuando simplemente como un disturbio físico. La explicación de todos estos patrones es mucho más complicada de lo que parece ya que la disponibilidad de recursos (nutrientes, i.e. luz y zooplancton), así como los disturbios por sí mismos (movimiento de agua y sedimentación) disminuyen con la profundidad.

Otra teoría mantiene que es la interacción entre los disturbios y las tasas de crecimiento lo que determina la diversidad. Las tasas de crecimiento varían con la forma de la colonia de coral; los corales ramificados

tienen tasas de crecimiento más rápidas que las formas masivas. En ambos tipos morfológicos, la tasa de crecimiento y la mortalidad también disminuyen con la profundidad.

5.4.5 RECICLAJE DE NUTRIENTES

Una pregunta frecuente hoy en día es cómo los arrecifes de coral, que son estructuras altamente productivas, logran sobrevivir en los desiertos oceánicos que habitan (Figura 4.5). El acuerdo general entre los ecólogos es que la disponibilidad de nutrientes, especialmente de nitrógeno (y en menor grado de fósforo), es la limitante más importante del crecimiento de algas en las aguas costeras. Elevadas concentraciones de nutrientes pueden aumentar la producción primaria, pero un incremento sustancial de los mismos puede conducir a cambios en la estructura de la comunidad convirtiéndola en un arrecife dominado por algas. El ciclo del nitrógeno y la dinámica de los ecosistemas arrecifales han sido estudiados por numerosos autores (Wiebe, 1985). Los resultados obtenidos son complejos y variables, por lo que solo se resumirán brevemente a continuación.

Se ha descubierto recientemente que numerosos miembros del ecosistema arrecifal fijan nitrógeno (Wiebe, 1985), y que este proceso está parcialmente controlado por la actividad de pastoreo de los herbívoros del arrecife. El aporte de nitrógeno proviene de ríos, fuentes de aguas subterráneas, y afloramiento de aguas profundas frías y ricas en nutrientes. Es de esperar que la fijación de nitrógeno por los elementos del ecosistema arrecifal sea una característica probable de todos los arrecifes de coral con excepción de aquellos que están contaminados por residuales o que reciben en su cercanía el arrastre de varios ríos (Wiebe, 1985). Los nitratos son extraídos del agua oceánica por plantas y bacterias a través de la asimilación o de la desasimilación.

La denitrificación también puede ser una fuente de nitrógeno bajo condiciones de anoxia o de baja concentración de oxígeno, como la que existe en las alfombras de algas, praderas de *Thalassia*, o cabezos de coral muerto.

Finalmente, parece que la nitrificación o el flujo entre nitrógeno orgánico y amoníaco también es posible en ecosistemas arrecifales (como lo es en ecosistemas terrestres, donde esta es la vía principal) aunque existen pocos datos disponibles sobre este proceso y sobre la asimilación de nitratos.

No se conocen bien los procesos dinámicos que rigen el

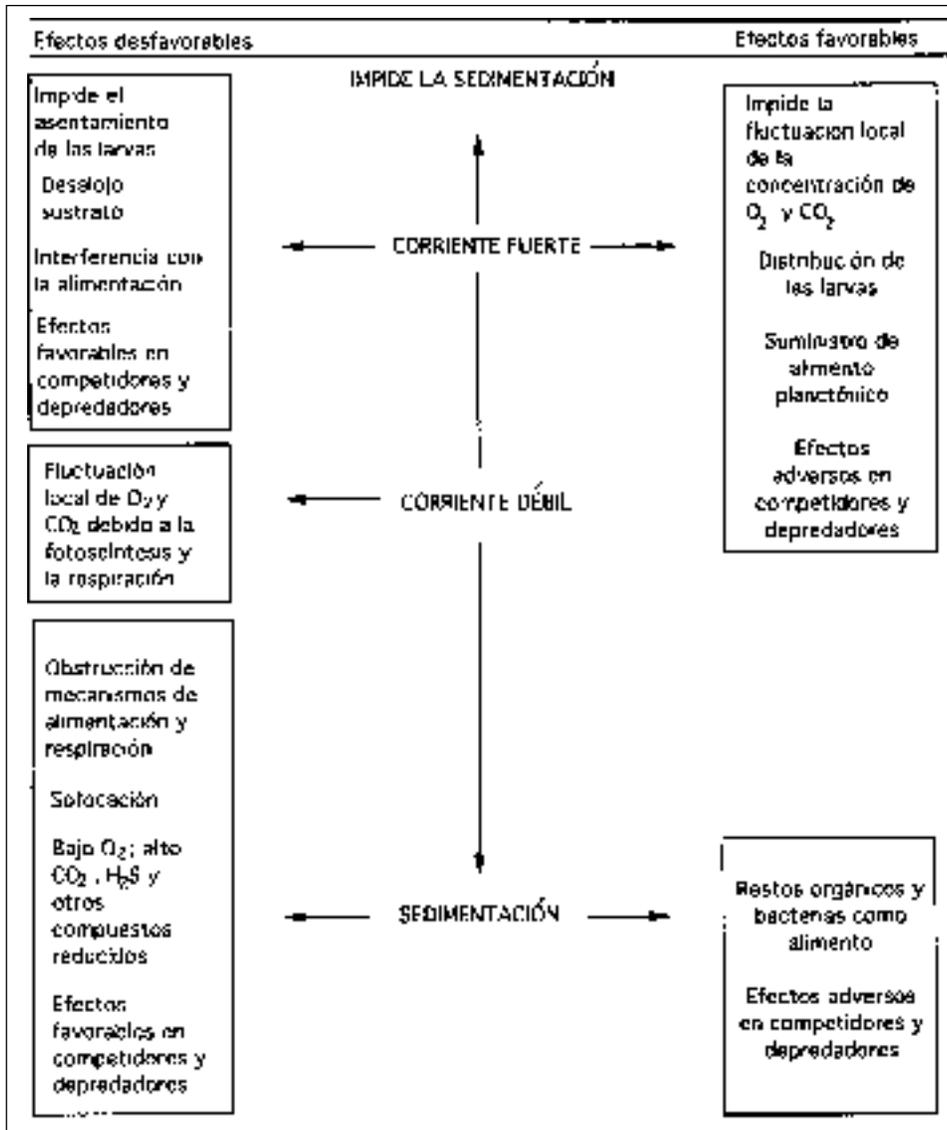


Figura 4.4 Influencia de las corrientes marinas sobre los factores ambientales (Levington, 1982).

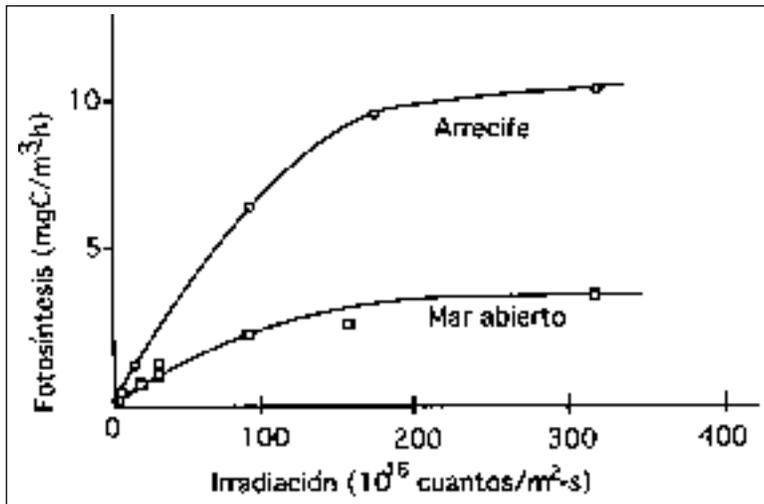


Figura 4.5 Comparación entre la productividad superficial (fotosíntesis) del arrecife y de la superficie del mar abierto (Levington, 1982).

ciclo de nitrógeno en sistemas arrecifales. Actualmente se maneja un nuevo concepto: que estos ecosistemas no están limitados por nitrógeno, fósforo, u otro nutriente, considerando su capacidad de producirlos biológicamente, el fuerte flujo de agua alrededor de ellos, y su capacidad para reciclarlos eficientemente y mantenerlos en el ecosistema. Se requieren estudios adicionales para esclarecer este dilema y aportar información adicional con el propósito de tomar decisiones de manejo.

5.4.6 ZONACION ARRECIFAL

Aunque los arrecifes exhiben una gran variedad de formas y tamaños en todo el mundo, todos poseen características morfológicas que son el resultado de la interacción entre el crecimiento biológico y factores físicos tales como la profundidad del agua, el viento, el oleaje, y las corrientes. De esta forma, el ambiente arrecifal posee diferentes zonas, aunque no todas tienen que estar necesariamente presentes en cada arrecife (Figura 4.6). Una

zona, como se define por Liddell y Ohlhorst (1987) es "un área donde las diferencias ecológicas locales están reflejadas en las asociaciones de especies, y señaladas por una o más especies dominantes." La zona del arrecife frontal o pendiente arrecifal da al océano y forma la pendiente del ecosistema hacia aguas profundas. Aquí se encuentran una serie de formaciones o canales de marea, llamados espolones (Figura 4.7) (y también canchales o camellones), que constituyen un eficiente rompeolas (Longhurst y Pauly, 1987). Es aquí donde normalmente se encuentra la mayor densidad de esponjas y peces, dada la abundancia de refugio, y de plancton en la masa de agua en contacto con la pendiente. La

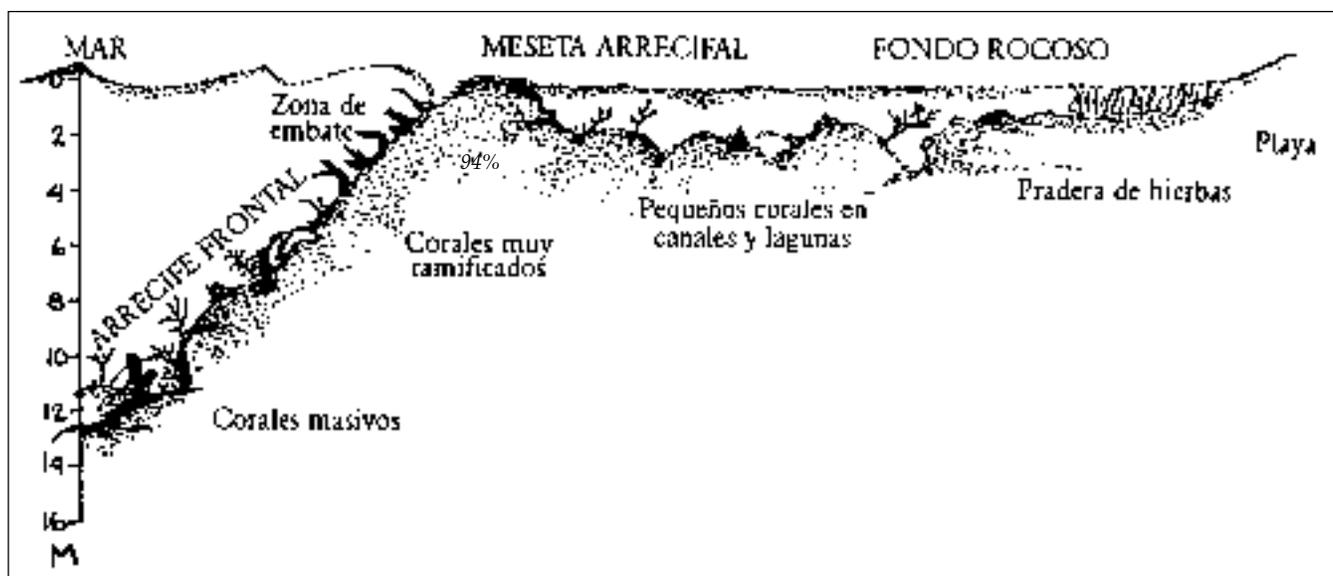


Figura 4.6 Esquema general de un perfil de un arrecife de borde con su zonación (Barnes, 1980).

pendiente arrecifal puede ser subdividida, de acuerdo con la reacción a la iluminación y a la acción del oleaje. La terraza inferior del arrecife frontal es la primera subzona de la pendiente arrecifal. En general, esta zona está dominada por los corales *Acropora cervicornis*, *Agaricia agaricites*, y *Madracis mirabilis* así como por algas coralinas incrustantes, esponjas perforantes (*Cliona*), y en menor grado por algas filamentosas y macroalgas. El arrecife frontal superior se encuentra a más profundidad que el inferior. Aquí los corales son la categoría de organismos dominante, aunque las algas se presentan con la misma abundancia que en la subzona descrita previamente. Los corales dominantes son *Montastrea annularis* y *Agaricia agaricites*. La tercera subzona de la pendiente arrecifal es el arrecife frontal inferior. Esta zona se encuentra a más profundidad y por lo tanto está dominada por corales de plato como algunas especies de *Agaricia*, y por esponjas de la clase Demospongiae y macroalgas. La **rompiente o cresta arrecifal** es una zona de 0.5 a 5 m que se encuentra sobre la pendiente arrecifal. Este es el lugar donde las olas rompen, convirtiéndolo así en un ambiente de alta energía de oleaje. Puede o no tener un caballete de algas. Los organismos que habitan en esta zona tienen la capacidad de tolerar el impacto constante de las olas. En muchos arrecifes, esta zona está dominada por el coral pata de ñame, *Acropora palmata*, así como por algas coralinas incrustantes y esponjas perforantes. Detrás de la rompiente y hacia la costa se encuentra la **planicie rocosa, o arrecife trasero**. Es normalmente la zona de menor profundidad (1 m) y es aquí donde los corales se observan con más facilidad ya que pueden quedar expuestos durante las mareas bajas. Esta zona está dominada generalmente por algas filamentosas y

macroalgas (calcáreas y carnosas). Detrás de la cresta arrecifal y hacia la laguna arrecifal está la zona trasera, donde se produce el mayor crecimiento coralino, muchas veces con la mitad de la superficie de la planicie rocosa cubierta por colonias de coral (Longhurst y Pauly, 1987). La **laguna arrecifal** es la zona somera alrededor del arrecife. Es comúnmente arenosa y puede sostener una comunidad saludable de hierbas marinas, convirtiéndose así en una importante zona de alimentación para los peces.

5.4.7 AMENAZAS A LOS ARRECIFES CORALINOS

En los últimos 20 años, los arrecifes coralinos y los organismos asociados a ellos han estado sometidos a diversas afectaciones, provenientes de fuentes naturales y antrópicas. Entre los daños causados por fuentes naturales se encuentran las plagas de las enfermedades de banda blanca y banda negra; tormentas severas, tanto en el Pacífico como en el Caribe; invasiones por la estrella de mar carnívora *Acanthaster planci* en el Pacífico; y la mortalidad masiva del erizo negro *Diadema antillarum* (herbívoro de gran importancia), así como los blanqueamientos de coral en el Caribe.

A diferencia del Pacífico, donde se ha observado una rápida recuperación de los arrecifes, los del Caribe dan pocas señales de recuperación, y parece ser que, en efecto, continúan en proceso de deterioro. En los años 70's, por ejemplo, la enfermedad de banda blanca diezmó las poblaciones de *Acropora* en muchos arrecifes del Caribe. Hoy, son escasos los signos de recuperación, y parece ser que ninguna otra especie está tomando su lugar en cuanto al papel ecológico se refiere. Los corales

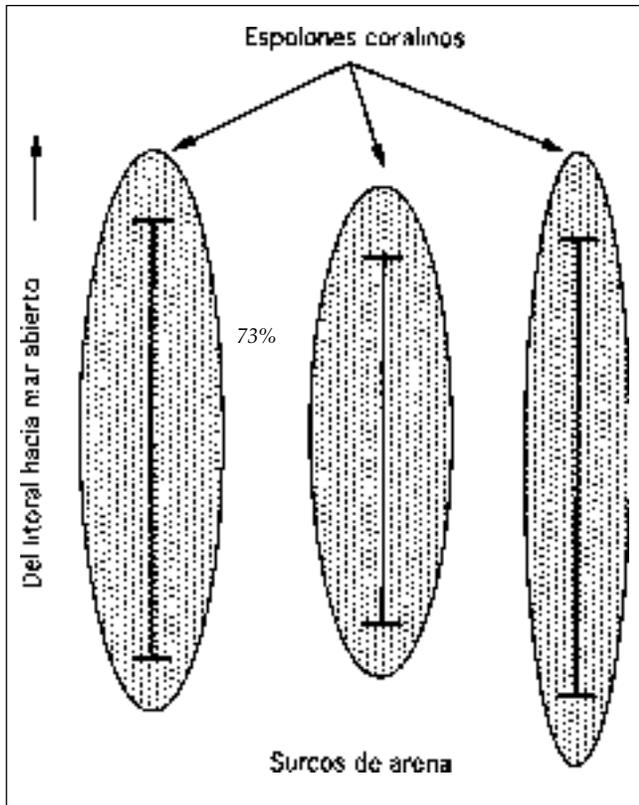


Figura 4.7 Esquema de una formación de espolones.

acropóridos ofrecen una gran protección a la costa contra la fuerza del oleaje y las tormentas. En el Caribe también existen menos especies oportunistas y de rápido crecimiento, y las tasas de reclutamiento larval (a través de crecimiento, fragmentación, y regeneración) generalmente son de un orden de magnitud más bajas que las del Pacífico (Kojis y Quinn, 1993). Además, el éxito de la fertilización debe ser inferior en el Caribe, en comparación con el Pacífico. Las evidencias sugieren que los arrecifes del Caribe son menos elásticos o menos capaces de recuperarse al cabo del año, que sus análogos del Pacífico.

Desafortunadamente, los arrecifes de coral se encuentran en estado de amenaza en la mayor parte de su distribución geográfica, especialmente donde existen grandes asentamientos poblacionales en la costa, o donde el turismo es económicamente importante y no se tiene bajo control. Las amenazas abarcan el aumento en la sedimentación y la turbidez del agua, aportes anormales de nutrientes y materia orgánica, contaminación por sustancias tóxicas, contaminación térmica, alteraciones en la circulación del agua y la exposición al oleaje, daño físico directo y rotura, y la eliminación selectiva de organismos (Acevedo y Morelock, 1988). En Filipinas, por ejemplo, más del 60% de la cobertura original por arrecifes coralinos se ha

destruido en los últimos veinte años (Longhurst y Pauly, 1987). En Jamaica han ocurrido dramáticos cambios en la estructura de los arrecifes en las últimas décadas (Hughes, 1993). La cobertura por corales ha decaído desde un 77% en 1970 a menos de un 5% en 1993, mientras que la cobertura por macroalgas ha aumentado desde un 1-3% en 1983, a más de un 90% en 1993. La composición por especies en las asociaciones de corales, de algas, y de herbívoros también han variado notablemente. Los arrecifes proporcionan sustrato duro, así como refugio para una gran variedad de invertebrados y peces. El daño ocasionado a los corales puede resultar en el colapso total de la compleja comunidad de organismos que está estrechamente asociada a ellos.

Son muchos los factores que han contribuido al rápido deterioro de los arrecifes coralinos. Quizás no se pueda hacer nada con las tormentas y enfermedades naturales a las que se enfrentan los arrecifes año tras año, pero sí podemos con el control de los factores antropogénicos. La forma en que los corales responden a la acción antrópica no se comprende bien aún. Se requieren estudios adicionales sobre la tolerancia de los corales y sobre los efectos de estas tensiones en las comunidades arrecifales, para poder desarrollar guías con fines conservacionistas. Mas adelante se reseñarán las actividades antropogénicas más importantes. Hay que tener en cuenta que estas actividades pueden afectar simultáneamente, y junto a factores naturales, aumentando el efecto devastador de sus efectos aditivos y sinérgicos.

Los ecosistemas arrecifales son extremadamente sensibles a las perturbaciones ambientales ya que sus límites de tolerancia fisiológica son estrechos, y la interacción entre especies clave (entre plantas y herbívoros, competencia entre algas y corales, etc.) es muy susceptible a las tensiones. Cualquier variación en las condiciones físico-químicas que quede fuera de los límites de tolerancia de los corales, puede ser perjudicial para su crecimiento y supervivencia (Pastorok y Bilyard, 1985). El Hombre puede impactar los arrecifes de coral en una amplia variedad de formas que pueden agruparse en cuatro grandes divisiones: desarrollo costero, contaminación, pesca y recolección, y actividades de recreación. Aunque el arrastre de los ríos constituye un importante agente perjudicial para las comunidades coralinas, en general su efecto no puede separarse de los mencionados previamente. Los ríos descargan agua dulce cargada de sedimentos así como contaminantes (desechos, fertilizantes, plaguicidas, etc.) en los ecosistemas costeros. Se incluye el efecto del arrastre de los ríos en la discusión que sigue.

5.4.8 DESARROLLO COSTERO

Desarrollo costero es un término utilizado para describir una amplia variedad de actividades. Estas incluyen la construcción de hoteles, carreteras, edificios de vivienda, instalaciones militares, campos de golf, minería, etc. La mayoría de estas actividades implican el dragado o movimiento de arena, la que se utiliza también como material de construcción, o para crear o restaurar playas. El dragado también se emplea para profundizar puertos y canales de navegación. La sedimentación y turbidez causadas por el dragado y proveniente de las descargas de los ríos es, probablemente, el factor más importante que afecta la biota coralina y limita el desarrollo y la supervivencia de la comunidad arrecifal. El dragado y la descarga de los ríos aumentan la turbidez del agua y afectan los corales en tres diferentes formas. Conduce la asfixia de los tejidos coralinos, alteran las propiedades ópticas de la luz disponible para la fotosíntesis en los corales, e incrementan la concentración de sedimentos potencialmente irritantes para los corales. Estos efectos no se limitan solamente al área directamente dragada, sino a otras que se encuentran en el curso de las corrientes que transportan las partículas, afectando así otras localidades. Tampoco el efecto está limitado en el tiempo: la resuspensión continúa y el transporte del sedimento suspendido puede causar el deterioro de los arrecifes años después de realizado el dragado (Rogers, 1990).

Si la sedimentación es severa, o si la carga de sedimento es mayor que la extracción del mismo, se forma una capa de sedimento que puede convertirse en anóxica y matar los tejidos coralinos que se encuentran debajo. Esta herida probablemente quedará cubierta por algas filamentosas que impedirán el asentamiento de nuevos reclutas de larvas coralinas.

Los corales hermatípicos dependen de la luz para su bienestar. Entre los efluentes del dragado se encuentran altas densidades de partículas, finas y gruesas, que absorber y difunden la luz, y que por tanto reducen la transmitancia de la energía solar a profundidades mayores, reduciendo una fuente de energía vital para los corales hermatípicos. La atenuación de la luz ocurre en todas las longitudes de ondas (Figure 4.8), pero es crítica en las más cortas que contienen la energía utilizada por los organismos fotosintéticos. Esto lleva a una disminución en la concentración de clorofila a y por lo tanto a una disminución en producción primaria. De esta forma, la turbidez de una columna de agua puede cambiar la intensidad y la calidad espectral de la luz ambiental de aquella que se puede predecir en base a profundidad solamente (Dallmeyer et al., 1982). Se ha hallado en condiciones de laboratorio, que los

corales reducen su producción de oxígeno y su contenido de clorofila cuando se exponen al sedimento (Dallmeyer et al., 1982). También se conoce que la turbidez reduce el límite inferior de profundidad a las cuales puede haber crecimiento coralino. Acevedo y Morelock (1988), por ejemplo, hallaron en aguas poco profundas una gran abundancia de *Agaricia lamarcki*, una especie típica de profundidad, en relación a su presencia más alejada de la fuente de sedimentos.

Los corales eliminan mediante sus tentáculos y cilios y por bombeo hidrostático, el sedimento que se deposita en su superficie, así como atrapándolos en el mucus que ellos mismos producen. La eliminación activa de las partículas de sedimento requiere de tiempo y energía por parte de los corales, que de otro modo se utilizarían para la captura de alimento, crecimiento, reparaciones del esqueleto, o reproducción. Este desvío de recursos para otras funciones podría explicar las reducidas tasas de crecimiento de los corales que viven en áreas altamente sedimentadas. El sedimento en la superficie de los corales también puede inhibir el intercambio de oxígeno, dióxido de carbono, y metabolitos (Lasker, 1980). En el laboratorio, se ha observado un aumento de la respiración de los corales luego de ser expuestos al sedimento (Dallmeyer et al., 1982). Las diferentes especies de corales difieren en cuanto a su capacidad de rechazar y eliminar sedimentos. La sedimentación, entonces, debe tener su efecto en la distribución de corales, la composición por especies, y la zonación. En general, las especies que habitan el borde externo del arrecife son menos tolerantes a la sedimentación que aquellas que habitan áreas litorales (Pastorok y Bilyard, 1985). Más específicamente, las gorgonias en forma de látigos son casi siempre las especies más tolerantes del bentos arrecifal ya que su morfología acumula poco sedimento (Rogers, 1990). Entre los corales hermatípicos, se ha observado que *Montastrea cavernosa* (Lasker, 1980; Acevedo y Morelock, 1988), *Acropora cervicornis* (Rogers, 1983), *Diploria strigosa* (Rogers, 1983), *D. labyrinthiformis* (Dodge y Vaisnys, 1977), *Siderastrea siderea* (Acevedo y Morelock, 1988), *S. radians*, *Meandrina meandrites*, *Manicina areolata*, e *Isophyllia sinuosa* (Rice y Hunter, 1992), entre otros, son comparativamente más resistentes a la sedimentación que *Montastrea annularis* (Lasker, 1980), *Acropora palmata* (Rogers, 1983) (Acevedo y Morelock, 1988), y *Diploria clivosa* (Rogers, 1983). Estos hallazgos, sin embargo, deben ser tomados con precaución ya que muchos de los estudios que comparan la capacidad de las distintas especies para eliminar las partículas de sedimentos y/o sobrevivir bajo enterramientos por sedimentos son polémicos (ver reseña en Rogers, 1990). Por ejemplo, Cook et al. (1993) halló que especies de *Diploria* (tanto *D. strigosa* como

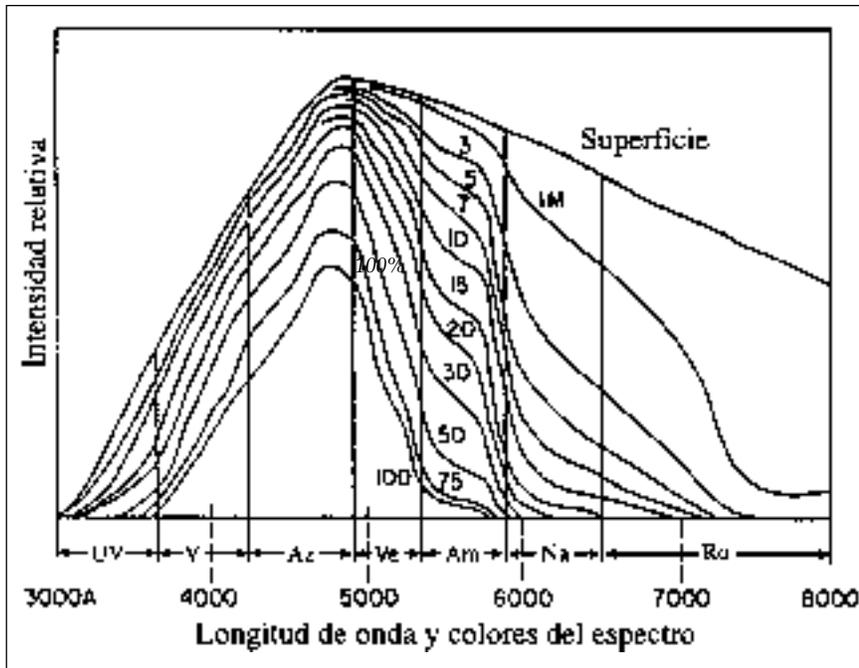


Figura 4.8 Atenuación de las diferentes longitudes de onda de la luz con el incremento de la profundidad (Levington, 1982).

D. clivosa), aún siendo *D. strigosa* considerada como una de las especies relativamente más resistentes a la sedimentación, eran las más perjudicadas y de más lenta recuperación después de un dragado realizado para la construcción de un aeropuerto en Bermuda. En general, parece ser que las especies de coral que tienen pólipos más grandes (*Montastrea cavernosa*), o que son de morfología ramificada (*Acropora cervicornis*) o cilíndrica (*Diploria strigosa*) están más adaptadas a altos niveles de sedimentación. Esto probablemente se debe a la suposición de que la eliminación de sedimentos es parecida a una caminata al azar. De esta forma, los corales más redondos y pequeños tendrían mejores probabilidades de eliminar partículas rápidamente que los corales mayores o más viejos. Se ha evidenciado que las clases de edad de mayor edad son menos abundantes en áreas altamente sedimentadas (Dodge y Vaisnys, 1977).

La sedimentación también puede actuar como un factor determinante en la distribución y abundancia de especies de coral y de arrecifes. Por ejemplo, Hubbard (1986) halló que el crecimiento en superficie de un arrecife estaba limitado a la pared occidental de un cañón en St. Croix, Islas Vírgenes, y que esto podría deberse al hecho de que los sedimentos se mueven hacia el interior del cañón por el borde oriental, ya que solo se encontraron algunas gorgonias y otras especies consideradas tolerantes a la sedimentación.

Además, se ha detectado que la sedimentación ha

causado una disminución en cobertura y diversidad coralina en Puerto Rico (Acevedo y Morelock, 1988), Aruba (Eakin et al., 1993), y muchas otras localidades. Ambas características aumentaban mientras crecía la distancia entre las estaciones y la fuente de sedimentos. Otros efectos incluyen blanqueamientos de corales, entierros de colonias coralinas, y colonización de las superficies coralinas por algas filamentosas. En general, la sedimentación parece afectar los corales y los arrecifes en una gran variedad de forma: disminuye tasas de fertilización y éxito en el desarrollo larval (Richmond, 1993), disminuye la fotosíntesis y la productividad neta de la comunidad arrecifal, aumenta la respiración en los corales, disminuye sus tasas de crecimiento, impide que las larvas plánula de los corales se establezcan (no pueden establecerse en sedimentos

que están en constante movimiento), aumenta la mortalidad de individuos, conduce al entierro y muerte de las colonias, disminuye la cobertura coralina, disminuye la diversidad coralina, conduce a un desplazamiento hacia arriba en la zonación por profundidad, disminuye la abundancia de corales, altera la morfología de crecimiento hacia tipos más ramificados, conduce a la dominancia de especies más resistentes, y altera la estructura por edades de los arrecifes coralinos. Se debe recordar, sin embargo, que la sedimentación es tan solo una de las muchas tensiones que afectan los arrecifes de coral, lo cual hace muy difícil poder diferenciar entre las respuestas (por parte de los corales) a la sedimentación y aquellas a la presencia de agua dulce, contaminación por desechos, etc.

5.4.9 CONTAMINACIÓN

Existen múltiples y diversas formas de contaminación: la agrícola incluye la producida por herbicidas, plaguicidas, y fertilizantes, por aceites o hidrocarburos del petróleo, térmica, por desechos industriales y domésticos, por metales pesados, por desechos radioactivos, y por vertimiento de basura. La mayor parte están sufriendo un aumento alarmante a nivel mundial. Limitaciones en el espacio y el tiempo no permiten el desarrollo completo de estos temas en este informe, pero el efecto de los diferentes tipos de contaminación está muy bien documentado. Se ofrecerán varios ejemplos para dar una visión de la posible magnitud de estos efectos.

a. Contaminación por hidrocarburos del petróleo o aceites

Antes de 1975, no existía evidencia de que el petróleo crudo que flota en la superficie del océano dañase los arrecifes coralinos. Hoy, la contaminación por petróleo es un problema ambiental en todo el mundo, y la inquietud sobre este asunto se ha estado incrementando aceleradamente ya que la propia existencia de los arrecifes coralinos se encuentra amenazada por la contaminación por petróleo. Datos recientes indican la presencia de una amplia variedad de efectos perjudiciales causados por la contaminación por petróleo. Específicamente, se ha hallado un efecto perjudicial sobre la reproducción, la tasa de crecimiento, la capacidad de colonización, y las respuestas conductuales y alimentarias de los corales (Loya y Rinkevich, 1980).

Por ejemplo, las poblaciones coralinas en formaciones arrecifales del Mar Rojo contaminadas con petróleo, poseen una tasa de mortalidad más elevada, vitalidad más reducida, una menor expectativa de vida y tasa de asentamiento de las larvas plánulas en objetos artificiales, respuestas conductuales anormales en corales y larvas, etc. Además, las investigaciones han demostrado un alto número de anomalías reproductivas en las poblaciones de corales de arrecifes contaminados por petróleo que incluyen un menor número de colonias en estado reproductivo, una reducción del número de ovarios por pólipo, menor producción de plánulas por cabezo coralino, y extrusión prematura de larvas plánula, lo cual disminuye la vitalidad y la oportunidad de colonización exitosa (Loya y Rinkevich, 1979; 1980).

En el Caribe, se demostró que la operación de una refinería de petróleo en Aruba causó una disminución en la densidad, crecimiento, y diversidad de las poblaciones de corales cercanas (Eakin et al., 1983). La perforación petrolera mar afuera da lugar a la descarga de líquidos de perforación (utilizados para eliminar los restos de limadura del taladro y para lubricar las mechas del taladro). Aunque los efectos de estos líquidos tóxicos y la sedimentación que acompaña a las perforaciones petroleras son difíciles de separar, se ha demostrado que algunos corales alteran su comportamiento alimentario, alteran su patrón normal de expansión y retracción de pólipos, cambian morfológicamente y fisiológicamente, y mueren luego de ser expuestos a los líquidos de perforación (Rogers, 1990). Otros experimentos en la costa del Caribe noroccidental de Panamá indican que el petróleo fue el responsable de una disminución en el porcentaje de cobertura por todos los organismos (sean plantas o animales) y que había poca evidencia de recuperación 20 meses después

del derrame de petróleo (Dodge y Knap, 1993). Parece ser que ciertas especies, tales como *Acropora palmata*, son sumamente sensibles a derrames de petróleo, si se comparan con especies de mayor profundidad como *Montastrea annularis* (Dodge y Knap, 1993). Después del derrame de petróleo en La Galeta en Panamá en 1986, se reportó una extensa mortandad de corales arrecifales someros. La cobertura total disminuyó más de un 50% y los efectos subletales incluyeron blanqueamiento de corales, tumefacción y herida en los tejidos, y mortandad parcial (Dodge y Knap, 1993). Otros efectos perjudiciales del petróleo en los corales del Caribe incluyeron el adelgazamiento de las capas celulares y la desorganización de la estructura celular, daños a los estímulos táctiles y a los mecanismos alimentarios, y la secreción excesiva de mucus que provoca un aumento del crecimiento bacteriano y a la destrucción eventual de los corales (Loya y Rinkevich, 1980).

Los factores que determinan la naturaleza y extensión de las consecuencias biológicas de un derrame de petróleo incluyen: el tipo de petróleo (o su derivado), la dosificación, los factores físicos del ambiente, las condiciones meteorológicas, la naturaleza de la biota, factores estacionales, exposición previa del área a derrames de petróleo, la presencia de otros contaminantes o tóxicos, y el tipo de medida tomada para remediar la situación (Loya y Rinkevich, 1980). Para empeorar las cosas, parece ser que el método más frecuentemente empleado para combatir los derrames de petróleo, la dispersión de emulgentes de petróleo crudo, empeora la situación ya que facilita la entrada de los contaminantes en los animales, que de otro modo podrían estar convenientemente protegidos contra los mismos (Loya y Rinkevich, 1980). Para más información sobre el efecto de los derrames petroleros, consulte a Loya y Rinkevich (1980) que rinden una reseña muy completa de los estudios realizados sobre este importante asunto.

b. Contaminación por aguas residuales

En diferencia a la contaminación por petróleo, se conoce desde hace largo tiempo que la contaminación por aguas residuales es perjudicial para los arrecifes coralinos. Sus efectos han sido documentados mundialmente. El impacto potencial de los efluentes de alcantarillados y de la consecuente eutroficación sobre las comunidades coralinas han sido extensamente estudiados por Banner (1974), Smith (1977) y Maragos et al. (1985) en la Bahía Kaneohe de Hawaii; y por Acosta (1993) en Colombia. Hoy, se considera la eutroficación costera por efecto antrópico como una de las señales ambientales más urgentes relacionadas con el deterioro

global de los arrecifes coralinos (Lapointe et al, 1993). El efecto de la contaminación por aguas residuales y la eutroficación han sido reportados y resumidos por Pastorok y Bilyard (1985). Pueden dividirse en tres categorías: enriquecimiento por nutrientes, sedimentación, y toxicidad.

El enriquecimiento por nutrientes y la eutroficación subsiguiente de un área puede ser causada no solo por contaminación con aguas residuales, sino también por la intensificación de la actividad turística y el desarrollo industrial en la zona costera. La eutroficación antropogénica se ha definido como “una función combinada de enriquecimiento por nutrientes, sedimentación, y toxicidad asociada con la descarga de desechos domésticos e industriales” (Tomascik y Sander, 1987). Los datos históricos muestran una fuerte correspondencia entre el abrupto crecimiento del turismo y la industria, y el deterioro de la calidad de agua, la eutroficación, y la muerte de los arrecifes coralinos en Barbados (Bell y Tomascik, 1993). El afloramiento de aguas subterráneas y la descarga de los ríos también amplifican los efectos que conducen a la eutroficación. Cuando llueve, el agua se filtra a través de la tierra y arrastra nitrógeno. Este se acumula en el lente de agua subterránea que luego fluye lateralmente y hacia el mar en ciertos puntos de la costa. Algunos estudios han demostrado que el agua subterránea no contaminada constituye una fuente significativa de nitrógeno (pero no de fósforo) para el ecosistema arrecifal (Marsh, 1977; D’Elia et al., 1981), mientras que el agua subterránea contaminada es una fuente rica tanto en nitrógeno como en fósforo (Marsh, 1977; D’Elia, et al., 1981; Lapointe et al., 1993). Las aguas subterráneas pueden ser contaminadas por industrias, la agricultura, y los albañales (domésticos y de hoteles turísticos que descargan sus desechos a través de pozos sépticos), y el escurrimiento fluvial está altamente contaminado con sedimentos, aguas residuales, y desechos agrícolas (Bell y Tomascik, 1993). Es difícil distinguir entre el efecto del afloramiento de agua dulce y el de la descarga de los ríos, así que ambos serán discutidos en esta y la siguiente sección.

El efecto directo del enriquecimiento por nutrientes incluye el aumento de la producción primaria y el incremento de biomasa de las poblaciones de algas bentónicas y fitoplancton, y los cambios en la dominancia de especies, los que conducen frecuentemente a afloramientos de algas indeseables (flagelados planctónicos, algas verdes o verde-azules bénticas) (Tomascik y Sander, 1987; Marsh, 1977).

Indirectamente, el incremento de las poblaciones de fitoplancton afectan los arrecifes coralinos porque reducen la penetración de la luz y/o alteran la calidad

del espectro solar, todo lo cual afecta a las zooxantelas de los corales y por lo tanto la nutrición, crecimiento, y supervivencia de estos últimos, como se discutió previamente en el epígrafe de desarrollo costero. El afloramiento de fitoplancton y la carga orgánica proveniente de fuentes antrópicas aumenta también la sedimentación de materia orgánica que podría asfixiar a los corales, y que provocaría el crecimiento de organismos filtradores como esponjas y briozoos que compiten favorablemente con los corales por el espacio (Tomascik y Sander, 1987). Las algas también cubren los corales, asfixiándolos, y matando los organismos que viven debajo al obstruir la luz e incrementar la sedimentación (Banner, 1974; Maragos et al., 1985). Se incrementan también las bacterias en el mucus coralino y matan el tejido. Como resultado de todos estos efectos indirectos, los procesos heterotróficos sobrepasan los procesos autotróficos, lo cual resulta en la erosión neta del arrecife. Se ha demostrado que aún bajos niveles de eutroficación pueden restringir el crecimiento y la reproducción de los corales (Bell y Tomascik, 1993). En Barbados se ha demostrado la existencia de una reducción en la diversidad coralina al eliminarse ciertas especies, así como cambios en la composición y la zonación de especies (Tomascik y Sander, 1987). Además, Hunte y Wittenberg (1992) hallaron que el establecimiento y la abundancia de corales escleractíneos juveniles (número de reclutas y número de especies reclutando) estaba afectada negativamente por la eutroficación, mientras que la colonización por otros invertebrados (poliquetos, esponjas, tunicados, y briozoos) estaba afectada positivamente por ella. Esto sugiere que un sustrato apto para el establecimiento de corales puede ser una limitante importante en arrecifes eutrofificados (Hunte y Wittenberg, 1992). El enriquecimiento por nutrientes puede, por tanto, afectar directamente la estructura de la comunidad en los arrecifes coralinos.

La sedimentación resultante de las aguas albañales puede ser dividida en tres categorías dependiendo de las fuentes donde origina: partículas contenidas en el efluente de los alcantarillados, materia orgánica en partículas producida por el enriquecimiento por nutrientes (ya ha sido discutido arriba), y el seston natural. El efecto perjudicial potencial de estos sedimentos ya han sido discutidos. Sin embargo, como este sedimento proveniente de alcantarillados es orgánico y se descompone fácilmente por microbios en la columna de agua o en el sedimento, se reducen los niveles de oxígeno en el agua. Los corales y muchos otros organismos tropicales viven en el límite de su tolerancia de oxígeno, y esta disminución podría constituir una gran tensión para ellos.

Las sustancias tóxicas en los efluentes de albañales como metales, policloruro de bifenilo, cloro, fosfato, plaguicidas, e hidrocarburos de petróleo pueden afectar a los arrecifes coralinos. También pueden unirse unos con otros, sinérgicamente o antagonísticamente, y por lo tanto los resultados pueden ser muy variables. Se conocen varias sustancias tóxicas que matan corales aunque estén en muy bajas concentraciones, y que reducen la calcificación arrecifal, entre otros efectos. Los plaguicidas pueden llegar al mar como efluentes de alcantarillados o como descarga de los ríos, y pueden constituir una seria amenaza a arrecifes de coral cerca de zonas agrícolas. Pastorok y Bilyard (1985) hallaron que los corales intensificaban su respiración y disminuían sus tasas de fotosíntesis cuando eran expuestos a diferentes plaguicidas. Concluyeron que los plaguicidas afectaban el metabolismo de los corales de tal manera que su crecimiento y mantenimiento podrían estar seriamente comprometidos. Además de las sustancias tóxicas encontradas en los efluentes, el sulfuro de hidrógeno en los sedimentos del fondo cerca de los efluentes también afecta negativamente las comunidades arrecifales. El sulfuro de hidrógeno aumenta cerca de los efluentes de alcantarillados debido al aumento en el contenido orgánico en estos sedimentos. Se tienen evidencias de que el sulfuro de hidrógeno puede causar la muerte de los corales y disminuir su diversidad en arrecifes (Pastorok y Bilyard, 1985). Acosta (1993) encontró que la contaminación (en general) disminuía el esfuerzo reproductivo de los corales en Colombia.

El grado al cual los efluentes de albañal afectan los arrecifes coralinos se determina no solo por la calidad y cantidad de los efluentes, sino también por los factores físicos del agua, exposición previa a tenses, y muchos otros factores. Aunque se han realizado pocos estudios que abarquen este tema, éstos han demostrado que los efluentes de alcantarillados afectan las comunidades arrecifales en forma variada. Peor aún, se sugiere que los arrecifes del Caribe con muchas fuentes de aguas subterráneas son más sensibles al enriquecimiento por fósforo y por lo tanto a la contaminación antropogénica que los arrecifes del Pacífico (D'Elia et al., 1981) ya que proporcionan una fuente de nutrientes necesaria para sostener los afloramientos de algas dañinas.

c. Contaminación por metales pesados

La contaminación por metales pesados ha sido muy estudiada en zonas templadas. En los trópicos, sin embargo, este tema no ha recibido mucha atención. La extracción de minerales, tanto en estaciones costeras como profundas, está aumentando, y la falta de investigaciones sobre el posible efecto de la minería y la fundición en los arrecifes de coral es altamente

preocupante. Un estudio preliminar sobre este asunto se realizó en la vecindad de una operación de dragado y fundición de hojalata en Tailandia (Brown and Holley, 1982). Aparentemente estas actividades disminuyen la diversidad de corales en planicies arrecifales intermareales. Se halló que muchas especies de invertebrados y algas contenían altas concentraciones de metales pesados. Las especies de corales, sin embargo, eran una excepción, y además la cobertura arrecifal no era mucho más alta que en las áreas que servían como control. Aparentemente estas especies coralinas no son afectadas, en forma obvia, por la cantidad de metales descargados en ese sitio. Se requieren estudios adicionales sobre este tema para corroborar estos resultados.

d. Actividades recreativas

El aumento del turismo en muchas islas, junto con el desarrollo de un equipo de buceo más seguro y la difusión de información sobre la vida marina en series de televisión, películas, videos, y artículos de revistas, ha conducido inevitablemente al uso de los océanos para una variedad de actividades mucho más amplia y por muchas más personas. Los arrecifes de coral y sus habitantes ya no se benefician del aislamiento que una vez los protegía. Ahora están abrumados por buzos, fotógrafos submarinos, pescadores de arpón, snorkelers, marineros, etc. Son escasas las investigaciones sobre el impacto de estas y otras actividades recreativas en los arrecifes coralinos, pero es creciente el reconocimiento de la severidad de los daños asociados a ellas, y de que el turismo y la protección de los recursos son interdependientes (Rogers et al., 1988). Tilmant (1987) halló una "correlación lineal entre el uso del arrecife y su daño físico" y ha reconocido tres preocupaciones principales que conciernen a los ambientes arrecifales que en el presente reciben un uso recreativo intensivo: el impacto de las actividades náuticas, el buceo y la pesca.

El impacto de las actividades náuticas abarca los encallamientos, el daño ocasionado por el anclaje o fondeo, y la contaminación. Los efectos de la contaminación por combustible procedente de embarcaciones (mayormente gasolina, diesel, y keroseno) ya se ha discutido previamente. Los encallamientos de barcos y el fondeo descuidado han sido considerados como dos de los impactos físicos del hombre más importantes y amenazantes para los arrecifes de la Florida (Etshman, 1993).

Los encallamientos de botes pueden ser numerosos en arrecifes muy visitados, como en Biscayne National Park donde ocurrieron seis encallamientos en tan solo ocho arrecifes de parches en tres años (Tilmant y

Schmahl, 1981). En Bermuda, ocurrieron trece grandes encallamientos desde 1940, y estos han destruido aproximadamente un 1% de los arrecifes del borde de la plataforma (Cook et al., 1993). En el Virgin Islands National Park, se reportó que el encallamiento de un solo barco produjo una destrucción de varios metros cuadrados (Rogers et al., 1988). Todos estos encallamientos son causados generalmente por la carencia de conocimiento de las aguas locales, operaciones nocturnas, y la pobre atención a las prácticas de navegación seguras. Son capaces de causar graves daños a cabezos coralinos, especialmente a los más grandes y hermosos que desafortunadamente son también los más vulnerables. La alta incidencia de daño a estos grandes ejemplares puede resultar en la pérdida de los corales más grandes y por lo tanto más viejos, y a un cambio en la estructura de la comunidad causado por la destrucción de los sitios utilizados como refugio por muchos peces, erizos, y otros organismos (Tilmant, 1987). Cook et al. (1993), reportó que en un lugar caracterizado por una alta incidencia de encallamientos en Bermuda, la recuperación y el reclutamiento de larvas de corales era muy lenta, y que se requieren de aproximadamente 100 a 150 años para restaurar la cobertura y diversidad de especies de corales que existían previamente (siendo *Diploria* particularmente lento en su recuperación). Gittings et al. (1993) estudiaron los efectos del encallamiento de un barco de carga de 122 metros, el M/V Wellwood en el Key Largo National Marine Sanctuary. Hallaron que los daños ocurrieron a lo largo de la trayectoria donde el barco hizo contacto con el fondo, donde por fin se encalló, y durante los esfuerzos de salvamento por la cantidad de sedimento suspendido y por los cables de rescate que fueron arrastrados en el fondo. Muchos corales se derrumbaron, rompieron, o dañaron, y en el lugar donde finalmente se apoyó el barco, se destruyeron casi todos los corales en un área de 1500 m². Además, la sombra del barco provocó que muchos de los corales que no fueron derribados perdieran sus zooxantelas. La comunidad arrecifal se recuperó sustancialmente durante los próximos cinco años, aunque las colonias de coral se mantuvieron pequeñas y la mayoría de los reclutas eran especies que crían sus larvas. Gittings et al. (1993) sugirieron trasplantar especies de corales masivos que liberan al agua las células sexuales y tienen largas fases planctónicas, bajas tasas de reclutamiento, y niveles relativamente bajos de abundancia en comunidades maduras, para ayudar a restaurar la diversidad y estructura que caracterizaba esa comunidad previo al encallamiento. Encallamientos de barcos también han causado profundos daños en praderas de hierbas marinas en los cayos de la Florida (Matthews et al., 1991). Estos dejan frecuentemente

grandes áreas desnudas y pueden causar daños extensos si permanecen por largo tiempo.

Los daños causados por las anclas también han sido documentados extensamente en la Florida, donde se estimó que un 20% de una zona poblada de *Acropora palmata* fue destruida en el Monumento Nacional Fort Jefferson. Ambos efectos han sido reportados como los disturbios más importantes en el Abrolhos Marine Park en la costa oriental de Brasil, donde han originado la destrucción de cabezos coralinos, así como daños en las praderas de hierbas marinas (Leao et al., 1993). Estos últimos han sido documentados por Rogers et al. (1993).

Los barcos recreativos también son capaces de causar grandes estragos en comunidades de sedimentos blandos tales como las praderas de hierbas marinas de poca profundidad (Matthews et al., 1991). Las propelas de los motores dejan marcas muy visibles que pueden desestabilizar las praderas de hierbas marinas. En segundo lugar, estos motores son responsables de lo que se llama "prop wash:" la suspensión de sedimentos que producen los botes de motor, veleros, o jetskis cuando están en aguas poco profundas aunque no lleguen a tocar el fondo. "Esta resuspensión de sedimentos repetida a lo largo de un trayecto tiene el potencial de crear canales con bancos de arena en sus bordes, asfixiando las hierbas existentes. Una gran suspensión de sedimentos en áreas abiertas, al aumentar la turbidez del agua, puede fomentar la desestabilización de los sedimentos del fondo y la erosión de las praderas de hierbas marinas" (Matthews et al., 1991).

El impacto del buceo incluye el rompimiento de corales y los disturbios a los organismos. Muchos buzos inevitablemente se sienten atraídos por los corales y otros organismos arrecifales y los tocan, rompen, o se paran encima de ellos sin saber la afectación que pueden causar a los corales individuales o en la estructura de la comunidad en general (aumenta la susceptibilidad a enfermedades o a ser cubiertos por algas). Otros buzos accidentalmente rompen pedazos de coral o resuspenden sedimentos mientras nadan, lo cual puede debilitar a los corales porque necesitan usar de su energía para eliminar las partículas de sedimento, o asfixiarlos, si la carga de sedimento es muy grande y no pueden arreglárselas. Etshman (1991) halló que en la Florida, 1.4% de los buzos terminan rompiendo por lo menos un coral en un período de buceo de 30 minutos, y que en dos horas (dos tanques de buceo) el promedio de veces que el buzo hacía contacto con el arrecife era de 21 veces! Muchos buzos también dan de comer a los peces con sus manos. Es preciso aún

investigar el grado en que esta actividad perturba el comportamiento normal o la abundancia relativa de estos peces (algunas especies son menos tolerantes a la presencia humana y pueden ser desplazadas completamente). El impacto de la pesca incluye la sobrepesca, la alteración de la estructura de la comunidad y los procesos funcionales debido a la eliminación de los grandes depredadores y los disturbios causados por artes de pesca. Este impacto se discutió anteriormente.

Otras actividades recreativas que causan impacto en los arrecifes de coral son las de caminar sobre los arrecifes -muy frecuente entre los turistas de mayor edad- la contaminación producida por los barcos, y la demanda de suvenires de origen marino. Esto último puede conducir a la disminución de la abundancia de las especies en demanda (lambí, estrellas de mar, tortugas Carey, etc.), lo cual causaría cambios en la ecología de los arrecifes. Por ejemplo, en Hurghada, a lo largo del Mar Rojo, la colección de peces guanábanas y peces puercos para venderlos rellenos como suvenires es culpable en parte de la explosión de erizos de los años 80, la cual ha originado la erosión de los arrecifes de esa área (Hawkins y Roberts, 1993). Las caminatas sobre los arrecifes han dañado considerablemente algunas áreas arrecifales (Rogers et al., 1988). Recientemente ha estado aumentando la preocupación mundial sobre la tremenda cantidad de basura en forma de productos de goma (caucho) y plástico que se vierte al agua desde los barcos de placer. Estos productos son ingeridos por peces, aves, y tortugas, causando su muerte; y se enredan en los cabezos coralinos asfixiando los tejidos inferiores.

El grado exacto en que estas actividades recreativas afectan los arrecifes coralinos es desconocido hasta hoy. Se requieren estudios adicionales para evaluar los efectos de cada una de estas actividades y hasta qué punto pueden permitirse sin que alteren notablemente a la comunidad. Los arrecifes de coral son comunidades altamente complejas y diversas. También son bellos y misteriosos, e inevitablemente atraen una gran cantidad de visitantes. Desafortunadamente, parece que los arrecifes de coral, tal vez debido a su complejidad o su estrecha tolerancia fisiológica, son muy sensibles a cambios en el ambiente. Tristemente, a veces parece que su desaparición es inevitable. Los esfuerzos que se están llevando a cabo para manejar y monitorear este recurso, y para reducir las tensiones antropogénicas que sabemos los afectan deben incrementarse mundialmente. Solamente a través del esfuerzo de muchos será posible la conservación de la exuberancia y magnificencia de los arrecifes de coral para el disfrute de las generaciones venideras.

5.5 PECES (PRINCIPALES COMPONENTES DE LAS COMUNIDADES ARRECIFALES)

5.5.1 Ecología de los peces arrecifales

Los arrecifes de coral representan uno de los ambientes más ricos del mundo en términos de riqueza de especies, siendo comparados frecuentemente a bosques húmedos tropicales (pluvisilvas) en este respecto. Las comunidades de peces asociadas a los arrecifes de coral son las más complejas y diversas. Entre un 30 y 40 % de todas las especies de peces conocidas están asociadas a los arrecifes de una forma u otra. De 250 (Caribe norte) a 2200 (Indo-Pacífico occidental) especies pueden ser encontradas en, sobre, o cerca de un complejo arrecifal principal (Moyle y Cech Jr., 1988). Sin embargo, existe una ausencia notable de información cuantitativa sobre los patrones de distribución y abundancia de los peces arrecifales, siendo esto especialmente cierto para los sistemas arrecifales del Caribe (Alevizon et al., 1985).

La densidad de peces y las interacciones entre especies son muy complejas, lo que hace que la estructura cabal de la comunidad de peces sea en general muy difícil de comprender. Cómo un elevado número de especies puede vivir en estos ambientes relativamente pequeños, ha sido desde hace tiempo el enfoque principal de los estudios de diversidad biológica. Por lo tanto las comunidades de peces asociadas a arrecifes coralinos ofrecen algunas de las mejores oportunidades de estudiar los factores e interacciones que fomentan el desarrollo y mantenimiento de grupos naturales de alta diversidad. Interrogantes sobre los factores que determinan las especies que están presentes en un determinado lugar, y sobre lo que les da su composición particular a los diferentes grupos de peces, aún siguen sin respuesta. Aunque existen varios otros, en general son dos los puntos de vistas eminentes que han surgido para explicar la estructura de las comunidades de peces:

- el punto de vista determinístico o equilibrado
- el punto de vista estocástico o no-equilibrado

El punto de vista determinístico reconoce que la comunidad de peces está compuesta de peces especializados y adaptados (forma, colorido, patrones de comportamiento, etc., todos citados por Smith (1978)) que interactúan en muchas diversas formas para poder subdividir y compartir los recursos (por ejemplo, alimento y espacio), con la depredación permitiendo que competidores coexistan en algunos casos. De

acuerdo a este punto de vista, las comunidades de peces se encuentran en un estado estable de equilibrio, y como tal son predecibles en cuanto a composición y estructura hasta que los procesos que las gobiernan y las interacciones entre las especies sean comprendidas.

El punto de vista estocástico (aleatorio) es más moderno (Sale, 1980) y argumenta que la composición básica de las comunidades de peces está gobernada por procesos que ocurren al azar tales como la destrucción de los arrecifes por tormentas y el reclutamiento de los juveniles. Ya que existe una producción constante de larvas de peces que van estableciéndose en lugares vacantes en los arrecifes, y que estos puestos vacantes son impredecibles, entonces las especies de peces que se asientan en un lugar también son impredecibles y el reclutamiento ocurre al azar.

Este punto de vista predice básicamente que si un ambiente es perturbado, el grupo de peces que allí habitaba, necesariamente no lo recolonizará nuevamente. Sale y Douglas (1984) hallaron que la estructura de una comunidad de peces era independiente de cualquier característica de la estructura del arrecife que ellos pudieron medir tales como la topografía del arrecife y la diversidad del sustrato, con excepción del tamaño del arrecife, y que ésta cambiaba a través del tiempo. Sale et al. (1984) encontraron evidencia adicional para la teoría estocástica en su estudio en la Gran Barrera de Arrecife de Australia donde hallaron que el número total de reclutas y especies variaba considerablemente de año en año y entre arrecifes, aunque no existían diferencias entre las estaciones dentro de cada arrecife. Sugirieron que el éxito del reclutamiento relativo entre arrecifes varía en tiempo y espacio y que estos procesos aleatorios resultan en diferencias anuales en la composición de las poblaciones de peces y en las estructuras de las comunidades. Este punto de vista también da apoyo a Whittaker (1960) quien sugirió que ambientes similares que se encuentran en zonas geográficas diferentes pueden exhibir diversidades diferentes ya que hay comunidades de peces diferentes disponibles para poblar el ambiente en cada zona. Muchos otros estudios tales como el de Talbot et al. (1979) también concuerdan con la teoría de Sale. Concluyeron que sus grupos de peces “se mantuvieron en un estado permanente, no-interactivo, no-equilibrado, y no-culminado, con una estructura influenciada fuertemente por factores aleatorios en el reclutamiento, y que variaba continuamente a través del tiempo.” (Talbot et al., 1979). Además, el punto de vista estocástico está apoyado por evidencias que indican que es sumamente difícil obtener muestreos repetibles, y por la ausencia de grupos de

especies que parecen estar asociados unos a los otros regularmente y en una forma estructurada.

Ambos puntos de vista tienen sus problemas. El punto de vista estocástico requiere que las larvas estén disponibles constantemente y que el espacio y/o el alimento sean limitantes. Existen datos que muestran que algunas larvas de especies de peces arrecifales no son producidas en forma continua (Victor, 1983). De hecho, parece ser que algunas poblaciones de peces están limitadas por la disponibilidad de larvas. Existe también una polémica sobre el espacio: si es limitante o no. Algunos estudios de recolonización muestran que después de tormentas, el espacio no es limitante, mientras que los estudios con arrecifes artificiales muestran que sí lo es. Además, y en contraste con los hallazgos de Sale y Douglas (1984), Shulman (1984) ha demostrado que el reclutamiento y/o la supervivencia en temprana edad están fuertemente influenciados por el número de refugios, y por lo tanto por la heterogeneidad del arrecife. Bell y Galzin (1984) también demostraron que existe una correlación positiva entre la densidad y la diversidad de las especies y la cobertura por corales vivos en arrecifes que en otras cualidades son comparables en cuanto a su complejidad estructural. Parece ser que existe un gran número de estudios correlacionando la diversidad y número de peces con un índice craso de complejidad del sustrato, y todos niegan y rechazan la teoría estocástica sobre la estructura de las comunidades de peces. El punto de vista determinístico requiere que los recursos sean limitantes parte del tiempo y que la composición por especies sea predecible. Ninguno de estos dos requisitos se cumplen todo el tiempo.

Parece ser que esta área de la ecología se encuentra bajo una controversia considerable ya que es posible encontrar evidencia para ambos puntos de vista dependiendo de la cantidad de área muestreada (Sale et al., 1984; Sale y Douglas, 1984; Alevizon et al., 1985) y los intervalos de tiempo entre muestreos. Finalmente el punto de vista de Smith (1977) es un interesante compromiso entre las dos controvertidas teorías. El considera que la estructura final de una comunidad es el resultado de procesos de colonización estocásticos mezclados con aspectos determinísticos de adaptación. Falta mucho por investigar para lograr una mejor comprensión de la ecología de peces arrecifales y de los procesos que estructuran las comunidades de peces. Solo a través de investigaciones se podrá comprender lo que sucede en estos sistemas complejos y fascinantes, y tal vez, algún día una teoría prevalezca.

5.5.2 Pesquerías arrecifales

Los peces arrecifales son un recurso importante en el Caribe, particularmente en países en desarrollo que poseen extensas áreas costeras. El ambiente arrecifal de muchas islas del Caribe es limitado, y el área de acción de muchos peces asociados con estos arrecifes es muy restringida. Esto crea una concentración de peces alrededor de estos ambientes arrecifales, que hace que las pesquerías artesanales en la región sean una forma de vida viable y atractiva económicamente. La pesca es una actividad esparcida y general que puede perjudicar los ambientes, eliminar organismos, y alterar la estructura de la comunidad arrecifal de una forma indirecta.

Las pesquerías arrecifales normalmente explotan un número alto de especies de manera simultánea. Los organismos arrecifales tienden a ser vulnerables a la sobrepesca por sus hábitos de vida, lo que implica que no están adaptados a la alta mortalidad de adultos asociada con la pesca. Las etapas críticas incluyen la etapa post-asentamiento de su ciclo de vida, mortalidad natural baja, crecimiento lento, larga vida, reproducción múltiples, aumento de la fecundidad con el tamaño, y distribución restringida geográficamente, asociada a los ambientes arrecifales. Los individuos más grandes, con frecuencia depredadores apicales, son escogidos normalmente por los pescadores y son más vulnerables a las artes de pesca (NOAA Plan Development Team 1990). Las poblaciones de peces arrecifales, especialmente aquellas de grandes depredadores, pueden ser diezgadas rápidamente. Un aumento en la presión pesquera sobre ciertas especies clave pueden causar cambios permanentes en la estructura de las comunidades de peces. Se ha demostrado que la pesca causa cambios en la composición de especies en las comunidades, reduce la abundancia de poblaciones (el rendimiento pesquero disminuye en áreas intensamente explotadas), y reduce el tamaño promedio de los peces (Goeden 1982, Bohnsack, 1993b).

Estos cambios en gran escala en la estructura de la comunidad de peces puede, afectar el sistema arrecifal entero, al igual que la pesquería en sí, por los fuertes lazos que existen entre las dinámicas de algas y corales. Cambios en los patrones de depredación y pastoreo asociados con la sobrepesca de los individuos más grandes también implican cambios en los ecosistemas arrecifales porque estas son importantes fuerzas constructoras en el arrecife.

Aunque la pesca es en, todo el mundo, la actividad humana de explotación más importante en los arrecifes coralinos, existen pocos estudios sobre los efectos de la pesca en las comunidades de peces de los arrecifes de

coral, y el conocimiento general sobre el impacto de la pesca sobre las comunidades de peces de los arrecifes de coral son muy limitados (Munro, 1983; Bohnsack, 1982). En su análisis del manejo de pesquerías (reservas pesqueras), Roberts y Polunin (1991) reseñaron los estudios sobre los cambios causados por la pesca sobre las poblaciones de peces en sí, así como en la estructura arrecifal como un todo. Se puede decir que la actividad pesquera causa impacto en los arrecifes de manera tanto directa como indirecta. Este impacto, así como ejemplos de estudios que los evidencian son ofrecidos por Bohnsack (1993a).

Resumiendo, el impacto directo de la pesca incluye la eliminación de organismos (peces, invertebrados, y tortugas) del ambiente arrecifal, y daños ecológicos como resultado de prácticas pesqueras perjudiciales. Técnicas pesqueras destructivas tales como el uso de explosivos, químicos, y chinchorros o redes de arrastre, por ejemplo, pueden perjudicar directamente a los arrecifes. En las Islas Filipinas e Indonesia, la mayoría de los peces de acuario se colectan con cianuro de sodio (Ireland y Robertson, 1974). Este método de recolección no solamente implica que estos peces no vivirán por mucho tiempo, sino que es extremadamente dañino a los corales, lo cual resulta en una seria y profunda destrucción del ambiente arrecifal.

5.5.3 Amenazas a las poblaciones de peces

El impacto indirecto de la pesca puede ser el resultado de la eliminación de componentes importantes del ecosistema arrecifal, lo cual puede alterar las relaciones ecológicas. La depredación y el pastoreo son importantes fuerzas constructoras en los ecosistemas arrecifales, y su alteración, a través de la pesca, puede causar cambios drásticos en la estructura de los arrecifes coralinos y las comunidades adyacentes. El equilibrio existente entre la competencia por espacio entre corales, algas, y esponjas, por ejemplo, podría alterarse indirectamente por cambios en la densidad de herbívoros y animales que pastorean debido a la pesca de los grandes depredadores (Sale et al, 1992).

Existe una gran variedad de métodos de pesca en los arrecifes coralinos del Caribe. Todos, sin embargo, son selectivos hacia el tamaño y casi todos se construyen con el objetivo de atrapar los individuos más grandes de la población. A través de esta extracción de los mayores individuos de una población, la presión pesquera causa inevitablemente una disminución en el tamaño promedio de los peces (Roberts y Polunin, 1991). Las poblaciones de peces arrecifales, particularmente aquellas de depredadores grandes, pueden ser rápidamente diezgadas a través de la

sobrepesca. Además algunos métodos son particularmente perjudiciales para los corales.

Los artes de pesca pueden ser activos o pasivos. Los activos son aquellos en que el pescador está físicamente ocupado con la actividad pesquera para poder capturar peces (Hubert 1983). Los artes pasivos son aquellos en que el movimiento de los peces los hace quedar atrapados en o por el dispositivo de pesca que es tendido por el pescador y dejado sin vigilancia alguna por un periodo de tiempo (Hayes, 1983). En general, los métodos pasivos tienden a ser menos destructivos que los métodos activos porque los botes utilizados en la pesca pasiva normalmente no se anclan en el arrecife, y porque rara vez los artes de pesca son arrastrados encima de los arrecifes. Estas dos actividades destruyen y causan mucho daño, a veces hasta irreparable, al arrecife y su ecosistema.

Los métodos de pesca pasivos comprenden:

Nasas o trampas
Redes de ahorque, enmalle, o agalleras
Palangres de fondo
Trasmallos

Los métodos activos comprenden:

Pesca con arpón
Pesca con cordel y anzuelo
Envenenamiento
Pesca con játicos
Pesca con atarraya

Algunos de estos métodos, así como los efectos de cada uno sobre los ecosistemas arrecifales y las comunidades de peces se discutirán brevemente a continuación.

a. Nasas

Uno de los artes de pesca artesanales más utilizados en los arrecifes coralinos del Caribe es la nasa o trampa de alambre (Figura 5.1). Estas trampas generalmente poseen forma hexagonal (ver Munro et al, 1971 para descripciones amplias así como dibujos de los diferentes tipos y diseños de nasas), y pueden usarse en muy diferentes profundidades, dependiendo de la especie o grupo de peces que se desee capturar. Descansan en el fondo y capturan una gran variedad de especies de peces arrecifales, algunos de los cuales nunca son atrapados con otros artes de pesca. Se ha calculado (Stevenson, 1978) que la cosecha anual proveniente de los arrecifes puede variar desde 0.5 hasta 4.0 toneladas métricas por km².

Una de las principales preocupaciones de muchos biólogos pesqueros es la posibilidad de que las nasas de peces sean demasiado efectivas y afecten las

poblaciones de peces arrecifales. Especies no comerciales y peces comerciales pero de pequeño tamaño se dañan tratando de escaparse de las nasas. Otras fuentes de mortalidad asociadas con las nasas para estos peces son: los embolismos causados por cambios en la presión del agua mientras la nasa es izada, la tensión y manipulación de los peces en la superficie, y depredadores tales como morenas que entran a las nasas y se alimentan de las presas indefensas. Otro problema de las nasas es que las que se pierden continúan capturando y matando peces hasta que se deterioran y pierden su capacidad de pesca. Aunque los pescadores han tendido generalmente sus nasas desde botes o yolas de madera armados de remos, hoy en día comunidades arrecifales enteras están sujetas a una explotación descontrolada por la súbita conversión a botes de motor fuera de borda.

La característica más notable de la pesquería con nasas es la gran variedad de peces y tamaños que son capturados. Katnik (1982) reportó una reducción en la clase de tamaño mayor de peces loros (Scaridae), pargos (Lutjanidae), y doctores (Acanthuridae) cuando se comparaban arrecifes de alta y baja presión pesquera. La pesca con nasas también puede conducir a cambios en la estructura de la comunidad. En el mismo estudio, por ejemplo, Katnik (1982) reportó que algunos peces de menor importancia económica se volvieron más abundantes en los arrecifes de alta presión pesquera. Asimismo, Koslow et al. (1988) sugirió que mucha pesca con nasas podría conducir a una serie de cambios por medio de los cuales las especies más grandes (pargos, meros y loros) y de cuerpos más altos (balistidos, pomacántidos, y acantúridos) disminuyeron desproporcionadamente después de que la pesca con nasas se permitió en algunos arrecifes en Jamaica. Parece ser que estas especies de peces son más susceptibles a la sobrepesca con nasas. Investigaciones de planicies arrecifales con alta presión pesquera en Guam han revelado impactos similares sobre las especies económicamente importantes en ese lugar.

Uno de los aspectos más importantes del manejo y la regulación pesquera es la determinación del tamaño de malla óptimo para cada pesquería en cada lugar. Un ajuste del tamaño de malla puede disminuir la posibilidad de sobrepesca reduciendo la captura no deseada y el daño a los peces pequeños, y optimizar la producción del recurso pesquero reduciendo la mortalidad de los juveniles (Bohnsack et al., 1989).

b. Redes de ahorque, enmalle o agalleras

Las redes de ahorque o agalleras (Figura 5.2) forman paredes verticales de malla que generalmente se tienden

en fila. La captura de peces se basa en encuentros fortuitos con la red por los peces los cuales quedan atrapados en los delgados filamentos, normalmente por las agallas, de ahí el nombre agallera. Las redes de ahorque son consideradas generalmente como artes de poca profundidad, aunque se pueden hacer fondeos de más de 50 metros. Las redes de ahorque están entre los artes de pesca más efectivos para la colecta de muchas especies de peces, y, al no ser selectivas en este proceso, pueden reducir grandemente las poblaciones de muchas especies así como la captura de juveniles de pequeño tamaño.

Las redes de ahorque también pueden destruir el ambiente si su instalación requiere de mucho manejo o estar parado o caminar sobre el arrecife. Volcar piedras en las rompientes arrecifales o colocar objetos duros sobre el arrecife puede resultar en el aplastamiento de los pólipos de corales juveniles y de pequeñas colonias, así como en daños importantes a los tejidos vivos de corales, esponjas, y otros animales bénticos del arrecife.

c. Pesca con arpón

Con excepción del daño causado por los buzos (movimiento de sedimentos, contacto con los corales, etc.), la pesca con arpón generalmente no es perjudicial para el ambiente. Es, sin embargo, considerada como una de las más dañinas para las pesquerías y la estructura de la comunidad arrecifal por el hecho de que es un arte de pesca altamente selectivo en cuanto a especie y tamaño. Los pescadores de arpón se concentran particularmente en las especies de peces e individuos que son depredadores primarios, por su valor nutritivo y deportivo. El esfuerzo concentrado en la pesca con arpón sobre ciertas especies preferidas puede reducir su abundancia mucho más de lo requerido para producir un rendimiento razonablemente sostenible.

Estudios realizados por Bohnsack (1982) sobre el impacto de la pesca con arpón en las poblaciones de peces arrecifales en tres arrecifes en el Santuario Nacional de Looe Key en la Florida mostraron que en los lugares donde esta pesca era popular, las poblaciones piscívoras eran más pequeñas, y existían diferencias significativas en la estructura general de la comunidad de las presas. Se sugirió que esto fue causado por la eliminación de los depredadores a través de la pesca con arpón. Asimismo, Antonius et al. (1978) reportaron que la mayoría de los depredadores piscívoros grandes estaban notablemente ausentes de la comunidad por la presión causada por la pesca con arpón.

d. Pesca con cordel

Se ha demostrado que la pesca con cordel origina pocos

cambio en la abundancia o tamaño de peces arrecifales, y en la estructura de la comunidad arrecifal (Salvat, 1987). Aunque pueda ser uno de los artes de pesca menos perjudiciales, se requieren estudios y análisis adicionales sobre este arte de pesca para juzgarlo correctamente.

e. Pesca con veneno

La utilización de venenos naturales es probablemente el más antiguo de todos los métodos de pesca conocidos. Los pescadores de subsistencia han usado este método por miles de años sin conocersele ningún afecto adverso. Sin embargo, nunca se han analizado los efectos de las sustancias químicas modernas, que son altamente tóxicas y eliminan un amplio espectro de formas de vida en el arrecife, al igual que el efecto a largo plazo que puede tener sobre el ecosistema natural. No existe duda alguna de que deben afectar adversamente muchos de los elementos de la compleja comunidad.

f. Recolección para acuarios

Durante las últimas dos décadas la afición a los acuarios marinos ha experimentado un marcado aumento en popularidad. Este aumento ha resultado en el desarrollo de la industria de peces para acuarios, a través de la cual se capturan coloridos peces marinos tropicales y subtropicales, así como ciertos invertebrados tales como anémonas, estrellas de mar, y camarones, y vendidos a tiendas de animales afectivos de todo el mundo. La gran mayoría de estos peces marinos son especies que habitan los arrecifes de coral. Esta forma selectiva de colecta de peces coralinos puede causar una disminución notable en algunas poblaciones de peces, particularmente de especies raras altamente

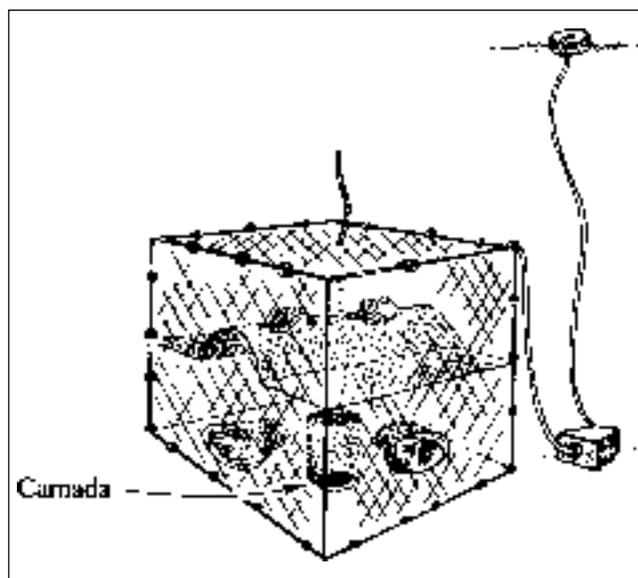


Figura 5.1 Esquema de una nasa de malla de alambre.

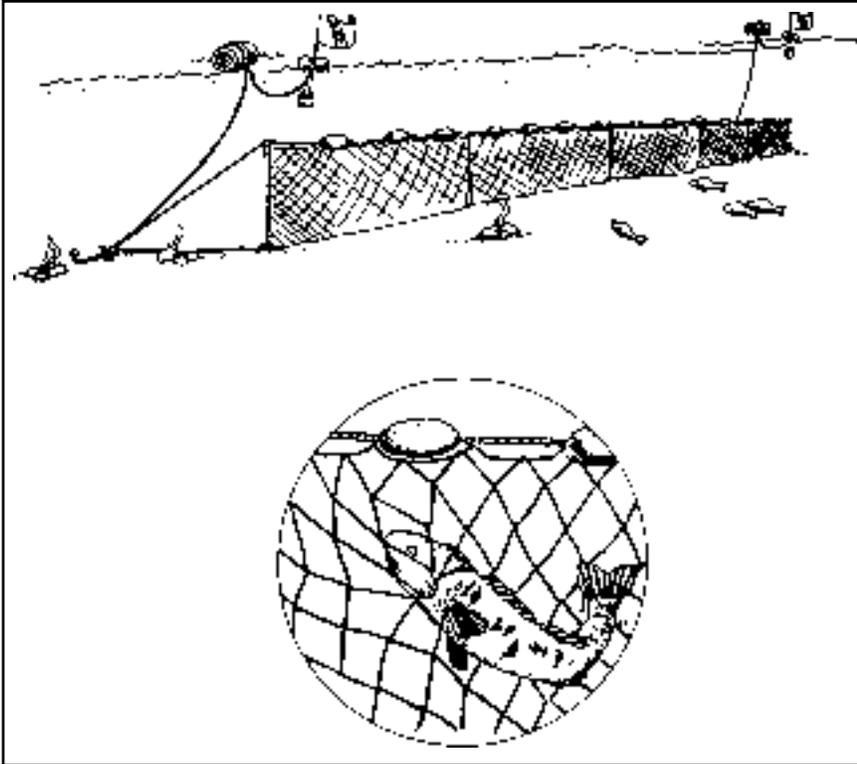


Figura 5.2 Esquema de una red de ahorque o agallera.

cotizadas. El método utilizado para capturar los peces puede perjudicar a los arrecifes de coral ya que casi siempre implican el contacto físico de los buzos con el sustrato, y el uso de anestésicos.

Afortunadamente, parece que las poblaciones de peces que han sido sobreexplotadas por la pesca o la recolección, tienen la habilidad de recuperarse rápidamente. Bohnsack (1983, citado por Salvat, 1987), por ejemplo, ha demostrado un aumento logarítmico en la abundancia de depredadores en Looe Key, Florida en tan solo dos años después de la prohibición de la pesca con arpón.

5.6 MAPAS DE LAS COMUNIDADES BENTONICAS

Para la cartografía de las comunidades bentónicas del parque y la asignación de atributos a los polígonos se utilizaron imágenes de satélite y fotografías aéreas. Se empleó el método de los cuadrantes para la verificación en el terreno y la confirmación de los polígonos de las comunidades. Se evaluó el porcentaje de cobertura de los componentes del sustrato y la biota del fondo dentro de 7 clases posibles. Los transectos se orientaron a lo largo del eje mayor del polígono, de acuerdo al tamaño y la geometría de la comunidad. Este debió ajustarse al gradiente de profundidad u otro tipo de variable a lo largo del polígono. Las líneas del transecto se marcaron cada 1m, y se usaron como guía

para la ubicación de los cuadrantes de 1m², los cuales quedaban divididos a la mitad por la línea, y se muestreaban de forma contigua a lo largo del transecto. El número de transectos lineales empleado en cada sitio dependió del tamaño y heterogeneidad del área. Se estimó el porcentaje de cobertura del sustrato y las características de la biota dentro de cada cuadrante. Esta caracterización rápida del hábitat tuvo por objeto lo siguiente:

- la evaluación cuantitativa de la cobertura bentónica dentro de cada polígono, y
- la confirmación del tipo de comunidad atribuida originalmente a través de imágenes aéreas y de satélite.

Se construyeron dos mapas bentónicos en el Parque Nacional del Este. Estos mapas se basan en el sistema elaborado por The Nature Conservancy para la Clasificación

Jerárquica de Comunidades Marinas Bentónicas (Tabla 12; esta tabla contiene la descripción de cada tipo de comunidad). La clasificación consiste en 11 tipos de comunidad de sedimento blando o no consolidado, y 9 tipos de sustratos duros o consolidados. En total, se encontró y mapeó en el PNDE 19 de los 20 tipos de comunidades; el área total de las comunidades marinas cartografiadas fue de 11 416.7 ha. La Tabla 13 muestra el área cubierta (en hectáreas) y la frecuencia de cada tipo. La comunidad con la mayor área fue la de hierbas marinas moderada a densa en arena lodosa; mientras que los arrecifes de parche fueron el tipo más frecuentemente registrado.

El segundo tipo de mapa de hábitat bentónico se construyó agrupando tipos similares de comunidades; esta clasificación más general se apoya en el tipo de sustrato y biota presente, ignorando el porcentaje de cobertura. Dentro de esta clasificación, hay 5 tipos de comunidades de sedimento blando y 4 de fondo duro (Tabla 12). Los tipos de comunidad de sedimento blando son los siguientes: 1. Fondo desnudo de arena lodosa; 2. Hierbas marinas con arena lodosa; 3. Fondos de arena desnudo; 4. Mantos de algas y hierbas marinas en arena; 5. Fondos duros de cascajos con sedimentos sueltos. Los tipos de comunidad bentónica de fondo duro fueron los siguientes: 1. Comunidades de fondo duro con esponjas, octorales y pastos de algas; 2. Hierbas mari-

Tabla 12. Clasificación jerárquica de las comunidades marinas bentónicas realizada por The Nature Conservancy (modificada para el Parque Nacional del Este).

<p><u>Comunidades de de sedimento blando o no consolidado</u></p> <p>1.A Fondo desnudo con sedimentos areno-lodosos</p> <p>1.1 Estas comunidades comprenden llanuras y bancos de lodo calcáreo, fosas aisladas, estanques anquihalinos, y canalizos y lagunas de mangle.</p> <p>1.B Hierbas marinas con sedimentos areno-lodosos</p> <p>1.2 Hierbas marinas dispersas Físicamente similares a zonas con pasto de algas mixtas con sedimentos de tamaño de partícula menor (0.12-0.50mm), aunque con predominio de hierbas marinas (<30% de cobertura). Se encuentran generalmente a mayor profundidad que los pastos de algas mixtas, aunque pueden hallarse cerca de arrecifes de parche o de esponjas y octocorales.</p> <p>1.3 Hierbas marinas de moderadas a densas Descritas como un manto denso de hierbas marinas (>30% de cobertura), típicamente de <i>Thalassia testudinum</i> y <i>Syringodium filiforme</i>; en aguas más profundas o en canalizos de mangle teñidos por tanino. Las praderas poseen gran extensión y forman un gran pila de sedimentos atrapados.</p> <p>1.4 Parches de hierbas marinas en una matriz de sedimento blando Descritas como de pequeños parches de hierbas marinas de moderados a densos, separados por espacios de sedimento desnudo; se encuentran generalmente en aguas someras. Estas comunidades pueden abarcar grandes extensiones.</p> <p>2.A Fondos de arena desnudos</p> <p>2.1 Playas arenosas Se describen como playas intermareales de arena calcárea.</p> <p>2.2 Bajos y barras de arena Arenas calcáreas o bajos arenosos compuestos por arena de grano grueso (0.5-2.0mm), con tamaño de partícula muy homogéneo. En estos bancos suele ocurrir una precipitación activa de arenas y oolitas debido a su forma redondeada. Pueden quedar expuestos en marea baja, y no poseen ningún bentos conspicuo.</p> <p>2.B Arena con hierbas marinas y algas.</p> <p>2.3 Hierbas marinas dispersas Similar a las hierbas marinas dispersas de sedimento areno-lodoso. Sin embargo, las hierbas se encuentran arraigadas en sedimentos con grano de tamaño arenoso. Estas comunidades ocurren generalmente en aguas bajas, cerca de la orilla.</p> <p>2.4 Mantos de algas en arena Dominado por algas verdes calcáreas.</p> <p>2.5 Mantos mixtos de algas Estas comunidades están compuestas por hierbas marinas dispersas, y algas rojas (como <i>Laurentia intricata</i>) y verdes. Tamaño de partícula del sedimento: 0.5-2.0mm.</p> <p>3. Fondos duros de cascajos con sedimentos sueltos</p> <p>3.1 Playas de cascajo calcáreo Estas playas son intermareales, con granos de gran tamaño.</p> <p>3.2 Comunidades de cascajo arrecifal Se encuentran cerca de la costa o en las inmediaciones del arrecife, y consisten en un fondo predominantemente desnudo, con tamaño de sedimento de cascajo (>5mm) que puede incluir grandes rocas que se han intemperizado con la costa o el arrecife vecino.</p> <p><u>Comunidades de fondo de sustrato duro consolidado</u></p> <p>4.A Comunidades de fondo duro con esponjas, octorales y pastos de algas Las comunidades de fondo duro se caracterizan por tener una combinación de esponjas, octorales y/o algas como bentos dominante.</p> <p>4.1 Comunidades dispersas de fondo duro La biota cubre <30% del sustrato consolidado.</p> <p>4.2 Comunidades densas de fondo duro La biota cubre >30% del sustrato consolidado.</p>

Tabla 12. Clasificación jerárquica de las comunidades marinas bentónicas realizada por The Nature Conservancy (modificada para el Parque Nacional del Este).

<p>4.B Fondos duros con hierbas marinas</p> <p>4.3 Extensos parches de hierbas marinas en una matriz de fondo duro Las hierbas marinas componen >50% del área total.</p> <p>4.4 Matriz de fondo duro con parches de hierbas marinas Las hierbas marinas componen <50% del área total.</p> <p>4C. Comunidades de fondo duro con arrecifes coralinos</p> <p>4.5 Arrecifes de parches En las imágenes aéreas, es posible identificar cada parche, aunque los grupos de parches componen comunidades singulares. Estos grupos se juntan en un solo polígono, incluyendo la parte exterior del halo que identifica cada parche. Hay dos tipos de arrecife de parche: los lineales o de banco, y los lagunares o de cúpula.</p> <p>4.6 Arrecifes de borde de plataforma Estas comunidades pueden aparecer en forma de arrecifes transicionales, crestas arrecifales, o espolones.</p> <p>4.7 Arrecifes de orla Son similares a los de borde, pero se forman alejados de la costa.</p> <p>5. Fondos duros de plataforma litoral o de litoral rocoso intermareal Estas comunidades ocurren a lo largo de la zona litoral de barlovento o sotavento, y se caracterizan por poseer zonas definidas de ciertas especies (animales y algas) con diferente tolerancia al calor y la desecación.</p> <p>5.1 Comunidades rocosas de barlovento 5.2 Comunidades rocosas de sotavento</p>

nas; 3. Arrecifes coralinos; 4. Fondos duros de plataforma litoral o de litoral rocoso intermareal. Todas los tipos (9) fueron registrados y mapeados; la Tabla 14 muestra el área de cobertura y la frecuencia de cada una de los tipos más generales. Paralelamente, con el

mapa más detallado, las comunidades de hierbas marinas con arena lodosa arrojaron la mayor cobertura; aunque las comunidades de fondo duro con arrecifes coralinos fueron las que se encontraron con mayor frecuencia.

Tabla 13. Diecinueve tipos de comunidades bentónicas encontradas en el Parque Nacional del Este con su frecuencia y área de cobertura (en hectáreas) respectivas.

TIPO DE COMUNIDAD BENTONICA	AREA (Ha.)	FRECUENCIA
Tierra	42 502	22
Fondo desnudo con arena lodosa	297.5	8
Hierbas marinas dispersas (arena lodosa)	1 370.6	1
Hierbas marinas, moderada a densa (arena lodosa)	2 631	14
Parches de hierbas marinas en una matriz de sedimento blando	1 164.3	2
Playas arenosas	37.7	9
Bajos y barras de arena	455.9	11
Hierbas marinas dispersas (arena)	910.7	7
Mantos de algas en arena	48.6	6
Mantos mixtos de algas	1 011.9	19
Cascajo arrecifal	125.2	3
Dispersas de fondo duro	1 202.5	11
Densas de fondo duro	384	12
Extensos parches de hierbas marinas en matriz de fondo duro	234.6	6
Matriz de fondo duro con parches de hierbas marinas	507.7	7
Arrecifes de parche	126	21
Arrecifes de borde de plataforma	713.3	10
Arrecifes de orla	18	3
Comunidades rocosas de barlovento	155	8
Comunidades rocosas de sotavento	22.2	3
Total de comunidades marinas bentónicas	11 416.7	N/A

Tabla 14. Nueve tipos generales de comunidades bentónicas halladas en el Parque Nacional del Este con su frecuencia y área de cobertura (en hectáreas) respectivas.

TIPO DE COMUNIDAD BENTONICA	AREA (Ha.)	FRECUENCY
Tierra	45 502	22
Fondo desnudo de arena lodosa	297.5	8
Hierbas marinas con arena lodosa	5 165.9	17
Fondo desnudo de arena	493.6	20
Mantos de algas y hierbas marinas en arena	1 971.2	32
Fondos duros de cascajos con sedimentos consolidados sueltos	125.2	3
Comunidades de fondo duro con esponjas, octorales y pastos de algas	1 586.5	23
Fondos duros de hierbas marinas	742.3	13
Comunidades de fondo duro con arrecifes coralinos	857.3	34
Fondos duros de plataforma litoral o de litoral rocoso intermareal	177.2	11
Total de comunidades marinas bentónicas	11 416.7	N/A

SEIS LITERATURA CITADA

- Abbott, R.T. and S.P. Dance. 1982. *Compendium of Seashells*. E.P. Dutton, Inc, New York. 410 pp.
- Abele, L.G. and W. Kim. 1986. An illustrated guide to the marine decapod crustaceans of Florida. State of Florida, Department of Environmental Regulation.
- Acevedo, Roberto and Jack Morelock. 1988. Effects of terrigenous sediment influx on coral reef zonation in southwestern Puerto Rico. Proc. Sixth International Coral Reef Symposium, Australia 2: 189-194.
- Acosta M., Alberto. 1993. Contamination gradient and its effect on the coral community structure in the Santa Marta area, Colombian Caribbean. In: *Global Aspects of Coral Reefs - Health, Hazards, and History*. Univ. of Miami, Miami, Florida. p. A1
- Alcala, Angel C. 1988. Effects of marine reserves on coral fish abundances and yields of Philippine coral reefs. *Ambio* 17: 194-199.
- Alcala, A.C. and G.R. Russ. 1990. A direct test of the effects of protective management on abundance and yield of tropical marine resources. *J. Cons. int. Explor. Mer.* 46: 40-47.
- Alcolado, Pedro M., Alejandro Herrera-Moreno, and Nereida Martínez-Estalella. 1993. Sessile communities as environmental biomonitors in Cuban coral reefs. In: *Global Aspects of Coral Reefs - Health, Hazards, and History*. Univ. of Miami, Miami, Florida. pp. M1-M4.
- Alevizon, William. Rebecca Richardson, Patrick Pitts, and Gary Serviss. 1985. Coral zonation and patterns of community structure in Bahamian reef fishes. *Bull. Mar. Sci.* 36(2): 304-318.
- Antonius, A., A. H. Weiner, J.C. Halas, and E. Davidson. 1978. Looe Key Reef resources inventory. Florida Reef Foundation. 63 pp.
- Bak, R.P.M. 1977. Coral reefs and their zonation in Netherlands Antilles. *St. Geol.* 4:3-16.
- Banner, Albert H. 1974. Kaneohe Bay, Hawaii: Urban pollution and a coral reef ecosystem. Proc. Second International Coral Reef Symposium, Brisbane 2: 685-702.
- Barnes, Robert D. 1980. *Invertebrate Zoology, 4th Edition*. Saunders College/Holt, Rinehart, and Winston. Philadelphia. 1089 pp.
- Bell, J.D. and R. Galzin. 1984. Influence of live coral cover on coral-reef fish communities. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 15: 265-274.
- Bell, Peter R.F. and Tom Tomascik. 1993. The demise of the fringing coral reefs of Barbados and of regions in the Great Barrier Reef (GBR) Lagoon - Impacts of eutrophication. In: *Global Aspects of Coral Reefs - Health, Hazards, and History*. Univ. of Miami, Miami, Florida. pp. P1.
- Benchmarks, Inc. 1973. *Un Parque Nacional en la República Dominicana*. 50 pp.
- Berkes, Fikret. 1985. Fishermen and "The Tragedy of the Commons." *Environ. Conserv.* 12(3): 199-207.
- Berry, A.J. 1963. Faunal zonation in mangrove swamps. *Bull. Nat. Mus. Singapore.* 32: 90-98.
- Bierbaum, T.J. and J.A. Zischke. 1979. Changes in the barnacle population structure along an intertidal community gradient in the Florida Keys. *Mar. Biol.* 53: 345-351.
- Bohnsack, James A. 1993a. Marine Reserves. They enhance fisheries, reduce conflicts, and protect resources. *Oceanus* 3: 63-69.
- Bohnsack, James A. 1993b. The impacts of fishing on coral reefs. In: *Global Aspects of Coral Reefs - Health, Hazards, and History*. Univ. of Miami, Miami, Florida. pp. C8-C11.
- Bohnsack, James A. 1982. Effects of piscivorous predator removal on coral reef fish community structure. In: Caillet, G.M. and C.A. Simenstad (eds.), *Gutshop '81: Fish Food Habits and Studies*. Seattle, Washington Seagrant Publ., University of Washington, pp. 258-267.
- Bohnsack, James A., D.L. Sutherland, D.E. Harper, D.B. McClellan, M.W. Hulsbeck, and C.M. Holt. 1989. The effects of fish trap mesh size on reef fish catch off southeastern Florida. *Mar. Fish.* 51(2): 36-46.
- Bonador. 1994. Prop. para diagnostico socioecon. para la EEI del PNDE. Republica Dominicana. Equipo de Investigacion Social, Equis.
- Bowman, T.E. and L.G. Abele. 1982. Classification of recent Crustacea. In: L.G. Abele (ed.) *The Biology of Crustacea, Vol. 1, Systematics, the Fossil Record, and Biogeography*. Academic Press, New York, p. 1-25.
- Branch, G.M. and J.R. Grindley. 1979. Ecology of southern African estuaries. Part XI. Mngazana: a mangrove estuary in Transkei. *S.-Afr. Tydskr. Dierk.* 14, 149-170.
- Brown, R.B., E.L. Stone and V.W. Carlisle. 1990. Soils. In: R.L. Myers and J.J. Ewel (eds.) *Ecosystems of Florida* University of Central Florida Press, Orlando. pp. 35-69.
- Brown, B.E. and M.C. Holley. 1982. Metal levels associated with tin dredging and smelting and their effect upon intertidal reef flats at Ko Phuket, Thailand. *Coral Reefs* (1982) 1: 131-137.
- Brucks, John T. 1971. Currents of the Caribbean and adjacent regions as deduced from drift-bottle studies. *Bull. Mar. Sci.* 21(2): 455-465.
- Caboza, F.T. and W.W. Pierce. 1975. *An underwater survey of the waters in the vicinity of La Romana, Dominican Republic*. Private Report.
- Cano Corcuera, Carlos (coordinator). 1993. *Proyecto Uso Público, Protección y Recuperación de Vida Silvestre del Parque Nacional del Este. Documento Técnico del Proyecto*. Dirección Nacional de Parques, Agencia Española de Cooperación Internacional. 512 pp.
- Carpenter, Kent E., R.I. Mclat, V.D. Albaladejo, and Virgilio T. Corpuz. 1981. The influence of substrate structure on the local abundance and diversity of Philippine reef fishes. Proc. Fourth International Coral Reef Symposium, Manila 2: 497-502.
- Cintron-Molero, G. and Y. Schaeffer-Novelli. 1992. Ecology and management of New World Mangroves. Pages 234-258 In: *Coastal Plant Communities of Latin America*, U. Seelinger (ed). Academic Press, New York.
- Chapman, V.J. 1976. Mangrove Vegetation. J. Cramer, Vadez, Germany.
- Clark, John R., B. Causey, and J.A. Bohnsack. 1989. Benefits from

- coral reef protection: Looe Key Reef, Florida. *In*: Magoon, O.T., H. Converse, D. Miner, L.T. Tobin, and D. Clark (eds.), Coastal Zone '89: Proceedings of the Sixth Symposium on Coastal and Ocean Management, Charleston 11-14 July, 1989. New York: American Society of Civil Engineers, pp. 3076-3086.
- Cohen, A.D. and W. Spackman. 1984. The petrology of peats from the Everglades and coastal swamps of southern Florida. *In*: P.J. Gleason, ed. *Environments of South Florida: Past and Present II*. Miami Geol. Soc., Coral Gables, FL. pp. 352-374.
- Connell, J.H. 1978. Diversity in typical rain forests and coral reefs. *Science* 199: 1302-1310.
- Cook, C.B., R.E. Dodge, and S.R. Smith. 1993. Fifty years of impacts on coral reefs in Bermuda. *In*: *Global Aspects of Coral Reefs - Health, Hazards, and History*. Univ. of Miami, Miami, Florida. p. F8
- Coomans, H.E. 1969. Biological aspects of mangrove mollusks in the West Indies. *Malacologia* 9, 79-84.
- Craik, Wendy, Richard Kenchington, and Graeme Kelleher. 1982. Coral-reef management. *In*: *The Ecology of Coral Reefs*. Z. Dubinski (ed.). Elsevier, Amsterdam. pp. 453-467.
- Crane, J. 1975. Fiddler crabs of the world. *Ocyropodidae: Genus Uca*. Princeton University Press, New Jersey. 766 pp.
- Dallmeyer, D.G., J.W. Porter, and G.J. Smith. 1982. Effects of particulate peat on the behavior and physiology of the Jamaican reef-building coral *Montastrea annularis*. *Mar. Biol.* 68: 229-233.
- Davis, Gary E. 1977. Anchor damage to a coral reef on the coast of Florida. *Biol. Conserv.* 11: 29-34.
- Davis, Gary E. 1981. On the role of underwater parks and sanctuaries in the management of coastal resources in the southeastern United States. *Environ. Conserv.* 8(1): 67-70.
- Dayton, Paul K. 1971. Competition, disturbance, and community organization: the provision and subsequent utilization of space in a rocky intertidal community. *Ecol. Mong.* 41: 351-359.
- Delgado, G.A. and M. Chiappone. 1993. An assessment of rocky intertidal communities in the Florida Keys. The Nature Conservancy, Florida and Caribbean Marine Conservation Science Center. 77 pp.
- D'Elia, C.F., K. L. Webb, and J.W. Porter. 1981. Nitrate-rich groundwater inputs to Discovery Bay, Jamaica: A significant source of N to local coral reefs? *Bull. Mar. Sci.* 31(4): 903-910.
- Dodge, Richard E. and J. Rimas Vaisnys. 1977. Coral populations and growth patterns: Responses to sedimentation and turbidity associated with dredging. *J. Mar. Res.* 35(4): 715-730.
- Dodge, Richard E. and Anthony H. Knap. 1993. Long-term monitoring (2.5 years) of effects of short-term field exposure of stony corals to dispersed and undispersed crude oil. *In*: *Global Aspects of Coral Reefs - Health, Hazards, and History*. Univ. of Miami, Miami, Florida. p. VI
- Dustan, Philip. 1993. Developing methods for assessing coral reef vitality: a tale of two scales. *In*: *Global Aspects of Coral Reefs - Health, Hazards, and History*. Univ. of Miami, Miami, Florida. pp. M8- M14.
- Eakin, C. Mark, Joshua S. Feingold and Peter W. Glynn. 1993. Oil refinery impacts on coral reef communities in Aruba, N.A. *In*: *Global Aspects of Coral Reefs - Health, Hazards, and History*. Univ. of Miami, Miami, Florida. p. V43.
- Etshman, Bruce. 1993. Managing human physical impacts on our reefs. Unpublished. 8 pp.
- Fahrenkrog, Edmundo. 1979. *Plan de Manejo Nacional. Parque Nacional del Este. Dirección Nacional de Parques. Dominican Republic*. 55 pp.
- Ferry, Roland E. and Christopher C. Kohler. 1987. Effects of trap fishing on fish populations inhabiting a fringing coral reef. *North Am. J. Fish. Management* 7: 580-588.
- Gauge, Gerard and Francisco X. Arнемann. 1982. Estadísticas y pesca experimental en el manejo de recursos pesqueros costeros. *Proc. G.C.F.I.*: 9-27.
- Gilmour, A. and W. Craik. 1985. A framework for monitoring the Great Barrier Reef Marine Park. *Proc. Fifth International Coral Reef Congress, Tahiti* 4: 265-270.
- Gittings, Stephen R., Thomas J. Bright, and Derek K. Hagman. 1993. The M/V Wellwood and other large vessel groundings: coral reef damage and recovery. *In*: *Global Aspects of Coral Reefs - Health, Hazards, and History*. Univ. of Miami, Miami, Florida. p. F22.
- Goeden, Gerald B. 1982. Intensive fishing and a keystone predator species: ingredients for community stability. *Biol. Conserv.* 22: 273-281.
- Hawkins, Julie P. and Callum M. Roberts. 1993. The growth of coastal tourism in the Red Sea: Present and possible future effects on coral reefs. *In*: *Global Aspects of Coral Reefs - Health, Hazards, and History*. Univ. of Miami, Miami, Florida. pp. N15-N21.
- Hayes, M. L. 1983. Active fish capture methods. *In*: *Fisheries Techniques*. L.A. Nielsen and D.L. Johnson (eds). American Fisheries Society. Bethesda, Maryland. pp. 123-146.
- Heck, K. L., Jr., and G.S. Wetstone. 1977. Habitat complexity and invertebrate species richness and abundance in tropical seagrass meadows. *J. Biol. Geogr.* 4: 135-142.
- Holt, S.A., C. L. Kitting, and C.R. Arnold. 1983. Distribution of young red drums among different sea-grass meadows. *Trans. Am. Fish. Soc.* 112: 267-271.
- Hubbard, Dennis K. 1986. Sedimentation as a control of reef development. *Coral Reefs* (1986) 5: 117-125.
- Hubert, W.A. 1983. Passive capture techniques. *In*: *Fisheries Techniques*. L.A. Nielsen and D.L. Johnson (editors). American Fisheries Society. Bethesda, Maryland. pp. 95-122.
- Hughes, Terence P. 1993. Coral reef degradation: A long-term study of human and natural impacts. *In*: *Global Aspects of Coral Reefs - Health, Hazards, and History*. Univ. of Miami, Miami, Florida. p. C20-C25.
- Hunte, W. and M. Wittenberg. 1992. Effects of eutrophication and sedimentation on juvenile corals. II. Settlement. *Mar. Biol.* 114: 625-631.
- Ireland, P. J. and G. C. Robertson. 1974. A review of evidence relating to the use and effects of sodium cyanide and other methods commercially employed in coral fish collecting. *British Aq. Assoc.* 2: 1-15.
- Jaap, Walter C., William G. Lyons, Phillip Dustan, and John C. Halas. 1989. Stony coral (Scleractinia and Milleporina) community structure at Bird Key Reef, Ft. Jefferson National Monument, Dry Tortugas, Florida. *Fla. Mar. Res. Publ.* 46:31 pp.
- Jackson, Jeremy B. 1991. Adaptation and diversity of coral reefs. *BioScience* 41(7): 475-480.
- Johannes, R.E. 1981. Working with fishermen to improve coastal tropical fisheries and resource management. *Bull. Mar. Sci.* 31(3): 673-680.
- Kaplan, E. 1982. *Seashores of the southeastern United States and the Caribbean*. Houghton Mifflin Company, Boston. 425 pp.
- Kelleher, Graeme G. and Richard A. Kenchington. 1982. Australia's

- Great Barrier Reef Marine Park: Making development compatible with conservation. *Ambio* 11(5): 262-267.
- Kelleher, G. and I.M. Dutton. 1985. Environmental effects of off-shore tourist developments on the Great Barrier Reef. Proc. Fifth International Coral Reef Congress, Tahiti 6: 525-530.
- Keller, B.D. and J.B.C. Jackson (eds). 1991. Long-term Assessment of the Oil Spill at Bahia Las Minas, Panama Interim Report. Vol. I: Executive Summary. Prepared under MMS Contract 14-12-0001-30393 by Smithsonian Tropical Research Institute, Balboa, Panama. 48pp.
- Kenchington, R.A. 1988. Managing reefs and inter-reef environments and resources for sustained exploitative, extractive, and recreational uses. Proc. Sixth International Coral Reef Symposium, Australia 1: 81-87.
- Kenchington, R.A. and B.E.T. Hudson (eds). 1988. Coral Reef Management Handbook. UNESCO Regional Offices for Science and Technology. Jakarta, Indonesia. 317pp.
- Keough, Michael J., Gerald P. Quinn, and Alice King. 1993. Correlations between human collecting and intertidal mollusc populations on rocky shores. *Conserv. Biol.* 7(2): 378-390.
- Kojis, Barbara L. and Norman J. Quinn. 1993. Biological limits to Caribbean reef recovery. A comparison with western south Pacific reefs. In: *Global Aspects of Coral Reefs - Health, Hazards, and History*. Univ. of Miami, Miami, Florida. pp. P35-P41.
- Koslow, J. Anthony, Fred Hanley, and Robert Wicklund. 1988. Effects of fishing on reef fish communities at Pedro Bank and Port Royal Cays, Jamaica. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 43: 201-212.
- Lapointe, Brian E., William R. Matzie, and Mark W. Clark. 1993. Phosphorus inputs and eutrophication on the Florida Reef Tract. In: *Global Aspects of Coral Reefs - Health, Hazards, and History*. Univ. of Miami, Miami, Florida. pp. V15-V21.
- Lasker, Howard R. 1980. Sediment rejection by reef corals: The roles of behavior and morphology in *Montastrea cavernosa* (Linnaeus). *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 47: 77-87.
- Leao, Zelinda M.A.N., Marcelo D. Telles, Roberto Sforza, Hélio A. Bulhoes and Ruy K.P. Kikuchi. 1993. Impact of tourism development on the coral reefs of the Abrolhos area, Brazil. In: *Global Aspects of Coral Reefs - Health, Hazards, and History*. Univ. of Miami, Miami, Florida. pp. A22-A28.
- Levinton, Jeffrey S. 1982. *Marine Ecology*. Prentice-Hall, Inc. New Jersey. 526 pp.
- Liddell, W.D. and S.L. Ohlhorst. 1987. Patterns of community structure, north Jamaica. *Bull. Mar. Sci.* 40(2): 311-329.
- Liddell, W.D. and S.L. Ohlhorst. 1988. Comparison of Western Atlantic coral reef communities. Proc. Sixth International Coral Reef Symposium, Australia. 3: 281-286.
- Littler, Mark M., Philip R. Taylor and Diane S. Littler. 1983. Algal resistance to herbivory on a Caribbean barrier reef. *Coral Reefs* 2: 111-118.
- Littler, Mark M., Philip R. Taylor and Diane S. Littler. 1986a. Plant defense associations in the marine environment. *Coral Reefs* 5: 63-71.
- Littler, Mark M., Diane S. Littler, and Brian E. Lapointe. 1986b. Baseline studies of herbivory and eutrophication on dominant reef communities of Looe Key National Marine Sanctuary. NOAA Tech. Mem. NOS MEMD 1. 41 pp.
- Longhurst, Alan R. and Daniel Pauly. 1987. *Ecology of Tropical Oceans*. Academic Press, Inc. London. 407 pp.
- Loya, Y. and B. Rinkevich. 1979. Abortion effect in corals induced by oil pollution. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 1: 77-80.
- Loya, Y. and B. Rinkevich. 1980. Effects of oil pollution on coral reef communities. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 3: 167-180.
- Lugo, A.E. and S.C. Snedaker. 1974. The ecology of mangroves. *Ann. Rev. Ecology and Systematics.* 5: 39-64.
- Macnae, W. 1963. Mangrove swamps in South Africa. *J. Ecol.* 51, 1-25.
- Maragos, J.E., C. Evans, and P. Holthus. 1985. Reef corals in Kaneohe Bay six years before and after termination of sewage discharges (Oahu, Hawaiian Archipelago). Proc. Fifth International Coral Reef Congress, Tahiti 4: 189-194.
- Marsh, Jr., James A. 1977. Terrestrial inputs of nitrogen and phosphorus on fringing reefs of Guam. Proc. Third International Coral Reef Symposium, Miami, Florida. 331-336.
- Matthews, Thomas R., Ann C. Lazar, and John H. Hunt. 1991. Aerial observations of boating impacts to shallow water grass beds in the Florida Keys. Report to: Office of Marine Programs and Planning. 16 pp.
- Metcalfe, William G., Marvel C. Stalcup, and Donald K. Atwood. 1977. Mona passage drift bottle study. *Bull. Mar. Sci.* 27(3): 586-591.
- Morris, P.A. 1975. *A Field Guide to Shells of the Atlantic and Gulf Coasts and the West Indies*. Houghton Mifflin Co., Boston. 330 pp.
- Morse, John W., James J. Zullig, Richard L. Iverson, Gregory R. Choppin, Alfonso Mucci, and Frank J. Millero. 1987. The influence of seagrass beds on carbonate sediments in the Bahamas. *Mar. Chem.* 22: 71-83.
- Morton, B.S. 1980. Mangrove Bivalves. In *The Mollusca*, K.M. Wilbur (ed.) Academic Press, Inc. Orlando. 695 pp.
- Morton, B.S. 1976. The biology, ecology and functional aspects of the organs of feeding and digestion of the S.E. Asian mangrove bivalve, *Enigmonia aenigmatica* (Mollusca: Anomiacea). *J. Zool.* 179, 437-466.
- Moyle, Peter B. and Joseph J. Cech, Jr. 1988. Fishes: An Introduction to Ichthyology. Second Edition. Prentice Hall, Inc. New Jersey. 599 pp.
- Munro, J.L. 1983. Caribbean coral reef resources. *ICLARM Studies and Reviews* 7, Manila, Philippines.
- Munro, J.L., P.H. Reeson, and V.C. Gant. 1971. Dynamic factors affecting the performance of the Antillean Fish Trap. *Proc. Gulf & Caribb. Fish. Inst.* 23: 184-194.
- Odum, W.E. and C.C. McIvor. 1990. Mangroves. In: R.L. Myers and J.J. Ewel (eds.) *Ecosystems of Florida* University of Central Florida Press, Orlando. pp. 517-548.
- Odum, W.E., C.C. McIvor and T.J. Smith III. 1982. The ecology of the mangroves of South Florida: a community profile. U.S. Fish Wildl. Serv. Off. Biol. Serv. FWS/OBS 81-24.
- Ogden, John C. 1976. Some aspects of herbivore-plant relationships on Caribbean reefs and seagrass beds. *Aq. Bot.* 2: 103-116.
- Ogden, John C. and J.C. Zieman. 1977. Ecological aspects of coral reef-seagrass bed contacts in the Caribbean. Proc. Third Intern. Coral Reef Symp., Miami, 377-382.
- Olivares, Angel. 1984. Estudio preliminar sobre la composición y la distribución cuantitativa de la Bahía de Las Calderas, Provincia La Altagracia, República Dominicana. *Memorias de la Segunda Jornada Científica: Medio Ambiente y Recursos Naturales, en Homenaje al Prof. Ricardo Ramírez Nuñez*. Academia de Ciencias de la República Dominicana: 78-105.
- Olsen, David A., William F. Herrnkind and Richard A. Cooper. 1975.

- Population dynamics, ecology, and behavior of spiny lobsters, *Panulirus argus* of St. John, U.S.V.I. (I) Introduction and general population characteristics. In: Results of the Tektite Program: Coral Reef Invertebrates and Plants. Sylvia A. Earle and Robert J. Lavenberg (eds.), Natural History Museum of Los Angeles County Science Bulletin 20. pp. 11-17.
- Opresko, Dennis M. 1973. Abundance and distribution of shallow-water gorgonians in the area of Miami, Florida. Bull. Mar. Sci. 23(3): 525-558.
- Orth, Robert J., Kenneth L. Heck, jr., and Jacques van Montfrans. 1984. Faunal communities in seagrass beds: A review of the influence of plant structure and prey characteristics on predator-prey relationships. Estuaries 7(4A): 339-350.
- Pastorok, Robert A. and Gordon R. Bilyard. 1985. Effects of sewage pollution on coral-reef communities. Mar. Ecol. Prog. Ser. 21: 175-189.
- Pérez, Pablo Almeida. 1974. Distribución de los moluscos en la costa centro-occidental (Patanemo-Punta Tucacas) de Venezuela. Comparación de los habitats litorales. Mem. Soc. Ciencias Nat. La Salle. 34(96/97): 24-52.
- Plan Development Team, Reef Fish Management Plan, and South Atlantic Fishery Management Council. 1990. The potential of marine fisheries reserves for reef fish management in the U.S. Southern Atlantic. NOAA Tech. Mem. NMFS-SEFC-261. U.S. Department of Commerce, National Oceanic and Atmospheric Administration, 40 pp.
- Polunin, Nicholas V.C. 1990. Marine regulated areas: An expanded approach for the tropics. Res. Man. Optim. 7(1-4): 283-299.
- Proffitt, C.E., K.M. Johns, C.B. Cochrane, D.J. Devlin, T.A. Reynolds, D.L. Payne, S. Jeppesen, D.W. Peel and D.D. Linden. 1993. Field and laboratory experiments on the consumption of mangrove leaf litter by the macrodetritivore *Melampus coffeus* L. (Gastropoda: Pulmonata). Florida Scientist. 56, 211-222.
- Reese, Ernst S. 1993. Reef fishes as indicators of conditions on coral reefs. In: Global Aspects of Coral Reefs - Health, Hazards, and History. Univ. of Miami, Miami, Florida. pp. M29-M34.
- Rehder, H.A. 1992. The Audubon Society Field Guide to North American Seashells. Alfred A. Knopf, New York. 893 pp.
- Rice, Stanley A. and Cynthia L. Hunter. 1992. Effects of suspended sediment and burial on scleractinian corals from west central Florida patch reefs. Bull. Mar. Sci. 51(3): 429-442.
- Richmond, Robert H. 1993. Effects of coastal runoff on coral reproduction. In: Global Aspects of Coral Reefs-Health, Hazards, and History. Univ. of Miami, Miami, Florida. p. 42
- Rieger, S. 1983. The Genesis and Classification of Cold Soils. Academic Press, New York.
- Roberts, Callum M. and Nicholas V.C. Polunin. 1991. Are marine reserves effective in management of reef fisheries. Rev. Fish Biol. & Fish. 1: 65-91.
- Rodriguez, G. 1963. The intertidal estuarine communities of Lake Maracaibo, Venezuela. Bull. Mar. Sci. Gulf Caribb. 13, 197-218.
- Rogers, Caroline S. 1983. Sublethal and lethal effects of sediments applied to common Caribbean reef corals in the field. Mar. Poll. Bull. 14: 378-382.
- Rogers, Caroline S. 1990. Responses of coral reefs and reef organisms to sedimentation. Mar. Ecol. Prog. Ser. 62: 185-202.
- Rogers, Caroline S., Larry McLain, and Evonne Zullo. 1988. Damage to coral reefs in Virgin Islands National Park and Biosphere Reserve from recreational activities. Proc. Sixth International Coral Reef Symposium, Australia 2: 405-409.
- Russ, G. 1985. Effects of protective management on coral reef fishes in the central Philippines. Proc. Fifth International Coral Reef Congress, Tahiti 4: 219-224.
- Russ, Garry S. and Angel C. Alcala. 1989. Effects of intense fishing pressure on an assemblage of coral reef fishes. Mar. Ecol. Prog. Ser. 56: 13-27.
- Sale, Peter F. (editor). 1991. The Ecology of Fishes on Coral Reefs. Academic Press, Inc. California. 753 pp.
- Sale, Peter F. 1980. Assemblages of fish on patch reefs - predictable or unpredictable? Env. Biol. Fish. 5(3): 243-249.
- Sale, P.F., P.J. Doherty, G.J. Eckert, W.A. Douglas, and D.J. Ferrell. 1984. Large scale spatial and temporal variation in recruitment to fish populations on coral reefs. Oecologia (Berlin) 64: 191-198.
- Sale, Peter F. and William Douglas. 1984. Temporal variability in the community structure of fish on coral patch reefs and the relation of community structure to reef structure. Ecology 65(2): 409-422.
- Sale, Peter F. and Jeffrey A. Guy. 1992. Persistence of community structure: What happens when you change taxonomic scale? Coral Reefs 11: 147-154.
- Salm, Rodney V. 1984. Ecological boundaries for coral-reef reserves: Principles and guidelines. Environ. Conserv. 11(3): 209-215.
- Salvat, Bernard. 1987. Preservation of coral reefs: Scientific whim or economic necessity? Past, present and future. Proc. Fourth International Coral Reef Symposium, Manila, 1: 225-229.
- Samoilys, Melita A. 1988. Abundance and species richness of coral reef fish on the Kenyan coast: the effects of protective management and fishing. Proc. Sixth International Coral Reef Symposium, Australia 2: 261-266.
- Sasekumar, A. 1974. Distribution of the macrofauna on a Malayan mangrove shore. Journal of Animal Ecology 43: 51-69.
- Savina, Gail C. and Alan T. White. 1986. Some lessons for marine resource management. Environ. Conserv. 107-113.
- Short, Frederick T. 1987. Effects of sediment nutrients on seagrasses: Literature review and mesocosm experiment. Aq. Bot. 27: 41-57.
- Shulman, Myra J. 1984. Resource limitation and recruitment patterns in a coral reef fish assemblage. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 74: 85-109.
- Smith, C. Lavett. 1978. Coral reef fish communities: a compromise view. Env. Biol. Fish. 3(1): 109-128.
- Smith, Stephen V. 1977. Kaneohe Bay: A preliminary report on the responses of a coral reef/estuary ecosystem to relaxation of sewage stress. Proc. Third International Coral Reef Symposium, Miami: 577-584.
- Soil Survey Staff. 1975. Soil Taxonomy: a Basic System of Classification for Making and Interpreting Soil Surveys. USDA Soil Conserv. Serv. Agric. Handb. No. 436. U.S. Gov. Print. Off., Washington, D.C.
- Soulé, Michael E. and Daniel Simberloff. 1986. What do genetics and ecology tell us about the design of nature reserves? Biol. Conser. 35: 19-40.
- Stephenson, T.A. and A. Stephenson. 1950. Life between tide-marks in North America. I. The Florida Keys. J. Ecol. 38: 354-402.
- Stevenson, D.K. 1978. Management of a tropical fish pot fishery for maximum sustainable yield. Proc. Gulf Caribb. Fish. Inst. 30: 95-115.
- Sullivan, K.M., M. Chiappone, and C. Ninnnes. in press. Characteristics of hard-bottom assemblages for resource mapping of the Caicos Bank. Proc. Gulf & Caribb. Fish. Inst. 44: 29 pp.

- Sullivan, K.M., M. Chiappone, G. Delgado, and E. Schmitt. 1994a. Rapid Ecological Assessment (REA) Methodologies for Marine Ecosystems in the Tropical Western Atlantic. The Nature Conservancy, Florida and Caribbean Marine Conservation Science Center. 153 pp.
- Sullivan, K.M., M. Chiappone and C. Lott. 1994b. Abundance patterns of stony corals on platform margin reefs of the Caicos Bank, Bahamas. *J. of Sci.* 5: 2-11.
- Sullivan, K.M. and M. Chiappone. 1993. Hierarchical methods and sampling design for conservation monitoring of tropical marine hard bottom communities. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 3: 169-187.
- Talbot, F.H., B.C. Russell, and G.R.V. Anderson. 1979. Coral reef fish communities: unstable high-diversity systems? *Ecol. Monogr.* 49: 425-440.
- Thayer, Gordon W., Karen A. Bjorndal, John C. Ogden, Susan L. Williams, and Joseph C. Zieman. 1984. Role of larger herbivores in seagrass communities. *Estuaries* 7(4A): 351-376.
- Thom, E.G. 1984. In: *The Mangrove Ecosystem: Research Methods*, S.C. Snedaker and J.G. Snedaker, eds. pp 3-17. UNESCO, Paris, France.
- Thom, E.G. 1967. Mangrove ecology and deltaic morphology, Tamasco, Mexico. *J. Ecol.* 55: 301-343.
- Thomas, M.L.H., D.C. Arnold, and A.R.A. Taylor. 1983. Rocky intertidal communities. pp. 35-71
- Thorne-Miller, Boyce and John Catena. 1991. The Living Ocean: Understanding and Protecting Marine Biodiversity. The Oceanic Society of Friends of the Earth, U.S. Island Press. 83 pp.
- Tilmant, J.T. 1987. Impacts of recreational activities on coral reefs. In: *Human Impacts on Coral Reefs: Facts and Recommendations*. Bernard Salvat (editor), Centre de Biologie et D'Ecologie Tropicale et Méditerranéenne, Université de Perpignan, Imprimerie de Montligeon, French Polynesia. 195-214.
- Tilmant, James T. and George P. Schmahl. 1981. A comparative analysis of coral damage on recreationally used reefs within Biscayne National Park, Florida. *Proc. Fourth International Coral Reef Symposium, Manila* 1: 187-192.
- Tomascik, T. and F. Sander. 1987. Effects of eutrophication on reef-building corals. I. Structure of scleractinian coral communities on fringing reefs, Barbados, West Indies. *Mar. Biol.* 94: 53-75.
- Towle, E.L., William E. Rainey, Anne LaBastille, and John McEachern. 1973. Report on terrestrial wildlife, marine habitats and management aspects of marine oriented recreation in the proposed Parque Nacional del Este, Dominican Republic. Island Resources Foundation, Inc.
- Tribble, W. 1981. Reef-based herbivores and the distribution of two seagrasses (*Syringodium filiforme* and *Thalassia testudinum*) in the San Blas Islands (Western Caribbean). *Mar. Biol.* 65: 277.
- Usher, Michael B. 1991. Scientific requirements of a monitoring program. In: *Monitoring for Conservation and Ecology*. Barry Goldsmith (editor). Chapman and Hall, Inc. pp. 15-31.
- Van't Hof, T. 1985. The economic benefits of marine parks and protected areas in the Caribbean region. *Proc. Fifth International Coral Reef Congress, Tahiti* 6: 551-556.
- Vaught, K.C. 1989. *A Classification of the Living Mollusca*. American Malacologists, Inc., Melbourne. 195pp.
- Vega, Bernardo. 1987. Santos Shamanes y Zemíes. Fundación Cultural Dominicana, Santo Domingo, Dominican Republic. 185 pp.
- Vega, Mónica B. 1990. Effects of *Diadema antillarum* Philippi on community structure in the Caribbean: A review of the literature. Presented for MA title to the Division of Marine Biology and Fisheries, Rosenstiel School of Marine and Atmospheric Sciences, University of Miami. 114 pp.
- Vermeij, G.J. 1974. Mollusks in mangrove swamps: Physiognomy, diversity and regional differences. *Syst. Zool.* 22, 609-624.
- Vicente, Vance P. 1970. The impact of heated effluent on *Thalassia* beds: A comparative study. CEER M/66. 50 pp.
- Vicente, Vance P., Luis R. Almodovar, José A. Rivera, and Dennis Corales. 1980. An ecological evaluation of the seagrasses in Guayanilla Bay. *Science-Ciencia* 7(4): 91-103.
- Victor, B.C. 1983. Recruitment and population dynamics of a coral reef fish. *Science* 219: 419-420.
- Voss, G.L. 1976. *Seashore life of Florida and the Caribbean*. E.A. Seeman Publishing, Inc., Miami. 199 pp.
- Wada, K. and D. Wowor. 1989. Foraging on mangrove pneumatophores by ocyropodid crabs. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 134: 89-100.
- Wanless, H.R. 1974. Mangrove sedimentation in geologic perspective. In: P.J. Gleason, ed. *Environments of South Florida: Past and Present*. Miami Geol. Soc. Mem. 2: 190-200.
- Warmke, G.L. and R.T. Abbott. 1962. *Caribbean Seashells: A Guide to the Marine Mollusks of Puerto Rico and Other West Indian Islands, Bermuda and the Lower Florida Keys*. Dover Publications, Inc., New York. 348 pp.
- Williams, A.B. 1984. Shrimps, lobsters, and crabs of the Atlantic Coast of the Eastern United States, Maine to Florida. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C.
- White, Alan T. 1986a. Marine reserves: How effective as management strategies for Philippine, Indonesian and Malaysian coral reef environments? *Ocean Management* 10: 137-159.
- White, Alan T. 1986b. Philippine Marine Park pilot site: benefits and management conflicts. *Environ. Conser.* 13: 355-359.
- Whittaker, R.H. 1960. Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. *Ecol. Monogr.* 30: 279-338.
- Whittaker, R.H. 1970. Communities and ecosystems. Collier-MacMillan, Ltd., London. 158 pp.
- Wiebe, W.J. 1985. Nitrogen dynamics on coral reefs. *Proc. Fifth International Coral Reef Congress, Tahiti*. 3: 401-406.
- Woodroffe, C.D. 1981. Mangrove swamp stratigraphy and Holocene transgression, Grand Cayman Island, West Indies. *Mar. Geol.* 41: 271-294.
- Yoshioka, Paul M. and Beverly Buchanan Yoshioka. 1991. A comparison of the survivorship and growth of shallow-water gorgonian species of Puerto Rico. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 69: 253-260.
- Yoshioka, Paul M. and Beverly Buchanan Yoshioka. 1989. Effects of wave energy, topographic relief and sediment transport on the distribution of shallow-water gorgonians of Puerto Rico. *Coral Reefs* (1989) 8: 145-152.
- Zieman, Joseph C. 1976. The ecological effects of physical damage from motor boats on turtle grass beds in southern Florida. *Aq. Bot.* 2: 127-139.
- Zieman, Joseph C., James W. Fourqurean, and Richard L. Iverson. 1989. Distribution, abundance and productivity of seagrasses and macroalgae in Florida Bay. *Bull. Mar. Sci.* 44(1): 292-311.

La República Dominicana ocupa la mayor parte de la isla La Española, una de las mayores de las Antillas. El país cuenta con una gran riqueza de paisajes, entre los que se encuentran espectaculares costas, arrecifes y montañas. El gobierno dominicano ha creado una serie de parques nacionales, lo cual constituye un enorme reto para el país: lograr el manejo sostenido de estas áreas en concordancia con el paisaje ecológico de la nación. Este libro contiene la evaluación del Parque Nacional del Este, el más popular de esos parques. El mismo constituye un caso de estudio para la aplicación de la metodología de evaluación, el análisis de los factores que amenazan el área, y la presentación de recomendaciones para su conservación en el largo plazo.

La herramienta utilizada para la evaluación es conocida como Evaluación Ecológica Integral. Esta consiste en obtener, y después aplicar, la información científica necesaria para llevar a cabo, de una forma rápida, las gestiones de conservación. La evaluación comprende también información socioeconómica y arqueológica, teniendo en cuenta que el pueblo y sus valores culturales forman parte integrante del paisaje terrestre y marino. La metodología elaborada por The Nature Conservancy se basa en el principio de que la preservación de la biodiversidad se facilita cuando se comprende su naturaleza. Esta integración contribuye a la protección y manejo de los recursos naturales, al promover su comprensión y la cooperación de la población en la tarea de preservar su patrimonio nacional.

