

Water Quality Conservation in Marine Protected Areas

A Case Study of Parque Nacional del Este,
Dominican Republic

*Part 2 of 3 in a Series on Science Tools
for Marine Park Management*

Edited by Mark Chiappone

**Translated into Spanish by Maria Bello and Georgina
Bustamante**

Conservación de la calidad del agua en áreas marinas protegidas

Estudio del Parque Nacional del Este,
República Dominicana

*Parte 2 de una serie de 3 documentos científicos
para el manejo de parques marinos*

Editado por Mark Chiappone

Traducido por María Bello y Georgina Bustamante



Copyright © 2001, The Nature Conservancy. All rights reserved. No part of this book may be reproduced in any form, or by any electronic, mechanical or other means, without permission in writing from the publishers.

For more information, contact:
The Nature Conservancy
Caribbean Division
4245 N. Fairfax Drive
Arlington, Virginia 22203, USA
Telephone: (703) 841-4860

Fisheries Investigations and Management Implications in Marine Protected Areas of the Caribbean: A Case Study of Parque Nacional del Este, Dominican Republic.

ISBN: 1-886765-11-1

Edited by Mark Chiappone
Translated into Spanish by Maria Bello and Georgina Bustamante

Cover photographs: Patrice Ceisel.
Layout & Design: Francisco Vasquez
Published by: Publications for Capacity Building, The Nature Conservancy Headquarters, 4245 N. Fairfax Drive, Arlington, Virginia 22203, USA - Tel.: (703) 841-4880, email: publications@tnc.org

This publication was made possible through support provided by the Office LAC/RSD/, Bureau for Latin America and the Caribbean, U.S. Agency for International Development, under terms of Grant No. LAG-A-00-95-00026-00. The opinions expressed herein are those of the authors and do not necessarily reflect the views of the U.S. Agency for International Development.

Derechos reservados © 2001, The Nature Conservancy. Todos los derechos reservados. Ninguna parte de este documento puede ser reproducida en forma electrónica, mecánica u otra cualquiera sin la autorización por escrito de la editora.

Para más información, comuníquese con:
The Nature Conservancy
Caribbean Division
4245 N. Fairfax Drive
Arlington, Virginia 22203, USA
Teléfono: (703) 841-4860

Las investigaciones pesqueras y su aplicación en el manejo de áreas marinas protegidas del Caribe: Estudio del Parque Nacional del Este, República Dominicana

ISBN: 1-886765-11-1

Editado por Mark Chiappone
Traducido por María Bello y Georgina Bustamante

Fotografía de la portada: Patrice Ceisel
Diseño y diagramación: Francisco Vasquez
Publicado por: Publications for Capacity Building, The Nature Conservancy Headquarters, 4245 N. Fairfax Drive, Arlington, Virginia 22203, USA - Tel.: (703) 841-4880, email: publications@tnc.org

Esta publicación ha sido posible gracias al apoyo de la Oficina LAC/RSD/, Bureau para América Latina y el Caribbean, Agencia para el Desarrollo Internacional de los Estados Unidos, bajo los términos del acuerdo No. LAG-A-00-95-00026-00. Las opiniones expresadas aquí son las de la autora y no reflejan necesariamente las opiniones de la Agencia para el Desarrollo Internacional de los Estados Unidos.

LIST OF CONTRIBUTORS (ALPHABETICAL)/ CONTRIBUIDORES (EN ÓRDEN ALFABÉTICO)

Mark Chiappone

Center for Marine Science, University of North Carolina at
Wilmington, 515 Caribbean Drive, Key Largo, Florida 33037,
USA.

Gabriel A. Delgado

University of Miami, Rosenstiel School of Marine and
Atmospheric Science, Division of Marine Biology and
Fisheries, 4600 Rickenbacker Causeway, Miami, Florida
33149, USA.

Francisco X. Geraldès

Fundación Dominicana Pro-Investigación y Conservación de
los Recursos Marinos (MAMMA), César Nicolás Pensón
#83, P.O. Box 748, Santo Domingo, República Dominicana
and Centro de Investigaciones de Biología (CIBIMA),
Universidad Autónoma de Santo Domingo, República
Dominicana

Lisa Greer

University of Miami, Rosenstiel School of Marine and
Atmospheric Science, Division of Marine Geology and
Geophysics, 4600 Rickenbacker Causeway, Miami, Florida
33149, USA.

Enrique Pugibet

Fundación Dominicana Pro-Investigación y Conservación de
los Recursos Marinos (MAMMA), César Nicolás Pensón
#83, P.O. Box 748, Santo Domingo, República Dominicana
and Acuario Nacional, Avenida España, Santo Domingo,
República Dominicana

Yira Rodríguez

Fundación Dominicana Pro-Investigación y Conservación de
los Recursos Marinos (MAMMA), César Nicolás Pensón #83,
P.O. Box 748, Santo Domingo, República Dominicana

Kathleen M. Sullivan

University of Miami, Department of Biology, P.O. Box
249118, Coral Gables, Florida 33124, USA.

Peter K. Swart

University of Miami, Rosenstiel School of Marine and
Atmospheric Science, Division of Marine Geology and
Geophysics, 4600 Rickenbacker Causeway, Miami, Florida
33149, USA.

Rubén E. Torres

Fundación Dominicana Pro-Investigación y Conservación de
los Recursos Marinos (MAMMA), César Nicolás Pensón #83,
P.O. Box 748, Santo Domingo, República Dominicana

John Tschirky

The Nature Conservancy, Caribbean Division, 4245 N.
Fairfax Drive, Arlington, Virginia 22203, USA.

Mónica Vega

Fundación Dominicana Pro-Investigación y Conservación de
los Recursos Marinos (MAMMA), César Nicolás Pensón
#83, P.O. Box 748, Santo Domingo, República Dominicana
and Acuario Nacional, Avenida España, Santo Domingo,
República Dominicana



Foreword

Parque Nacional del Este (PNE) is the second-largest coastal national park in the Dominican Republic, comprising over 43,000 hectares (ha) of terrestrial habitats and an additional 12,000ha of shallow-water (< 30 m) marine habitats (proposed for inclusion). Located in the southeastern Dominican Republic, the park also includes Isla Saona, a large (11,000 ha) island separating the Canal de Catuano (marine lagoon) from the mainland peninsula. PNE comprises part of a landscape representative of what would have been seen by the native inhabitants of the area prior to Spanish colonization in the 15th century. In addition to its biological resources, PNE has a rich cultural history represented by richly adorned caverns with pre-Columbian pictographs and petroglyphs that probably functioned as ceremonial centers. The park was established by Dominican decree #1311 on September 16, 1975. Prior to establishment, a limited amount of investigation evaluated the area for its biological value and its potential for development as a “modern” national park.

The Nature Conservancy’s Latin American and Caribbean Division (TNC/LACD) has been engaged in a biodiversity conservation project in Parque Nacional del Este since 1993 through its Parks in Peril (PiP) program. This innovative program works at 61 sites in 18 countries within Latin America and the Caribbean in an effort to provide emergency assistance to transform “paper” parks into functioning and effective protected areas. A subset (23) of these sites, including PNE, is funded in large part by the United States Agency for International Development (USAID).

The PiP program is a broad partnership comprising TNC, the international donor and conservation community, and in-country private and public conservation organizations. It has become one of the most comprehensive and

Prólogo

El Parque Nacional del Este (PNE) es la segunda en extensión de las áreas protegidas en la República Dominicana, ocupa alrededor de 43 000 hectáreas de hábitats terrestres, a las que se suman unas 12 000 hectáreas de hábitats marinos en aguas someras no declaradas oficialmente. Localizado en el sureste de la República Dominicana, el parque también incluye la Isla Saona, una isla de 11 000 hectáreas separada de una península en tierra firme por el Canal de Catuano, una laguna marina de poca profundidad. El PNE posee un paisaje típico muy similar al que existió en la época en que estaba habitada por los nativos aborígenes anterior a la colonización española de los siglos XV y XVI. Además de sus recursos biológicos, el PNE posee una rica historia cultural representada por cavernas soterradas ampliamente adornadas con pictografías precolombinas y petroglifos, y que funcionaron probablemente como centros ceremoniales. El parque fue establecido por el decreto no. 1311 del 16 de septiembre de 1975. Previo al establecimiento del mismo, se realizaron algunos estudios preliminares para evaluar el potencial biológico y para el desarrollo del mismo como un Parque Nacional “moderno”.

La División del Caribe de The Nature Conservancy (TNC/LACD) ha estado vinculada desde 1993 al proyecto de conservación de la biodiversidad del PNE a través del programa conocido como Parques en Peligro (Parks-in-Peril ó PiP). Este innovador programa funciona actualmente en 61 sitios en 18 países del América Latina y el Caribe, como un esfuerzo para proveer asistencia de emergencia y transformar los parques “en papel” en áreas efectivamente protegidas y funcionales. Veintitres de estos sitios, incluyendo el PNE, están respaldados económicamente en gran parte por la Agencia Internacional para el Desarrollo, de los Estados Unidos (USAID). El PiP es un programa de amplia colaboración, fundamentalmente entre TNC, la comunidad internacional de agencias financiadoras y conservacionistas, y organizaciones públicas y privadas de grupos conservacionistas en los respectivos países. Se ha convertido en una de las iniciativas internacionales más amplias y exitosas para la conservación de la biodiversi-

successful international initiatives in protected area-based biodiversity conservation in the Western Hemisphere. PiP was designed to secure minimum critical management for each of the targeted sites. The four goals of PiP are: 1) to provide conservation infrastructure (e.g. buildings, science, personnel, training, etc.) in parks with the most imperiled ecosystems; 2) to integrate these protected areas into the economic lives of local society whenever possible; 3) to create long-term funding mechanisms to sustain the local management of these areas; and 4) to use conservation activities as a learning tool to influence conservation action in protected areas outside of the PiP network.

As part of the on-site conservation activities implemented in PNE, TNC/LACD teamed with its local Dominican conservation and science partners in 1994 to conduct a marine rapid ecological assessment (REA). This project was the first in a series of conservation science activities directed at characterizing and assessing the marine systems of PNE. The REA involved two weeks of field work by scientists from the USA and Dominican Republic to: 1) describe and inventory the extent of mangrove, rocky intertidal, and marine benthic communities; 2) inventory the floral and faunal diversity, particularly benthic algae and seagrasses, reef invertebrates, and reef fishes; 3) make recommendations for management and research and monitoring; and 4) produce a threats analysis of the marine area of the park by identifying the primary threats to the natural marine systems and species of PNE, as well as the primary sources of these threats.

The results of the marine REA set the stage for a five-year research and monitoring plan for PNE. Due to the limited extent of historical information for the park, research themes were identified that would produce information to help park managers in their efforts to minimize the impacts of human use on the marine resources of PNE. The information produced would serve also as a case study for similar efforts in other Dominican and Caribbean marine protected areas. Three broad areas were defined as those needing the most attention if success was to be achieved in minimizing and managing current threats: water quality assessment and monitoring, coral reef habitat and species monitoring, and fisheries management. To date, the monitoring activities have been carried out by several Dominican and U.S.-based institutions. Consequently, PNE has served as an important training ground for other Dominican non-governmental organizations (NGOs) involved in the conservation of Dominican marine resources.

The focus of this technical report is a discussion of an assessment of water quality in PNE. Despite its designation as a national park, water quality threats from tourism development adjacent to PNE have the potential to impact the park's biological resources. To date, however, there has been no assessment of water quality in the area. This information will be critical for conservation planning and for determining the capacity of the environment to sustain increasing tourism development. This document summarizes two years of investigations into the status of PNE's nearshore water quality and recommends research and man-

agement por medio de áreas protegidas en el hemisferio occidental. El PiP fue diseñado para asegurar niveles de manejo mínimos en cada uno de los lugares escogidos, y tiene cuatro objetivos fundamentales: 1) Proporcionar una infraestructura conservacionista (locales, personal, ciencia, entrenamiento, etc.) en parques con ecosistemas en gran peligro; 2) integrar éstas áreas protegidas a la vida económica de las sociedades locales siempre que sea posible; 3) crear mecanismos de financiamiento en el largo plazo para el sostenimiento del manejo local en éstas áreas; y 4) utilizar las actividades conservacionistas como herramientas de enseñanza para promover acciones en otras áreas protegidas que no pertenezcan a la red de PiP.

En 1994, como parte de las actividades conservacionistas implementadas en el PNE, TNC/LACD trabajó conjuntamente con las organizaciones científicas y conservacionistas dominicanas en una evaluación ecológica rápida (EER) en el parque. Este proyecto fue el primero de una serie de actividades científicas de conservación dirigidas a la caracterización y evaluación del ecosistema marino del PNE. La EER incluyó dos semanas de trabajo de campo, y contó con la participación de científicos de los Estados Unidos y República Dominicana con los siguientes objetivos: 1) describir e inventariar la extensión de las comunidades de manglar, el litoral rocoso intermareal y del fondo; 2) realizar un inventario de la diversidad de la flora y la fauna, especialmente de algas bentónicas e hierbas marinas, y de los invertebrados y peces arrecifales; 3) hacer recomendaciones de manejo, investigación y monitoreo y 4) realizar un análisis sobre las posibles amenazas a la parte marina del parque para poder identificar los daños primarios al ecosistema marino, a las especies que lo forman, identificando la fuente de dichas amenazas.

Como resultado de la EER se estableció un programa de investigación y monitoreo 5 años en el parque. Debido a la poca información histórica en el área, los temas de investigación estuvieron encaminados a producir información que le permitiera a la administración del parque encaminar sus esfuerzos a reducir el impacto humano en el uso de los recursos marinos dentro del PNE. La información producida serviría además como un estudio modelo para esfuerzos similares en otras áreas marinas protegidas de la República Dominicana y el Caribe. Se identificaron tres problemas fundamentales que requieren una atención prioritaria si se quiere minimizar las amenazas actuales: 1) evaluación y monitoreo de la calidad del agua; 2) monitoreo de los hábitats y especies arrecifales y 3) manejo de las pesquerías. Hasta el momento, las actividades de monitoreo se han llevado a cabo por organizaciones dominicanas y organizaciones con base en los EE.UU., convirtiéndose el PNE en un importante centro de entrenamiento para otras organizaciones dominicanas no gubernamentales (ONG) involucradas en la conservación de los recursos marinos de la República Dominicana.

Este reporte técnico está dirigido a analizar la calidad del agua en el PNE. A pesar de su designación como parque nacional, las amenazas a la calidad del agua peligran a causa del desarrollo turístico adyacente al PNE puede afectar potencialmente los recursos biológicos dentro del mismo. Hasta el momento no se ha hecho ningún tipo de evaluación de la calidad del agua en esta área. Esta información es importante para los planes de conservación, así como para determinar la capacidad del medio ambiente de asimilar el creciente desarrollo turístico. El documento recoge los resultados de dos años de investigación sobre el estado de la calidad del agua costera, así como recomendaciones para futuras acciones de investigación y manejo, si se quiere preservar la integridad ecológica del parque en el futuro. Este constituye uno de tres volúmenes (dos volúmenes adicionales, uno sobre arrecifes cora-

agement actions to be taken if the park's ecological integrity is to be sustained in the foreseeable future. This document is one of three volumes in a series (complemented by coral reef and fisheries documents) that has been produced in an effort to use the PNE experience for teaching and learning in other marine protected areas, and to explore how technical expertise can be pooled together in a collaborative manner with the purpose of using scientific information to assist park managers in dealing with biodiversity conservation and sustainable management issues.

In closing, I would summarize the three principal objectives of this work as the following:

- 1) To document the science employed at a marine protected area site, including the objectives/hypotheses, methods, and sampling design. This document outlines what scientific information was needed and how it was collected, including an analysis of personnel, logistics, and time.
- 2) To document the status of water quality in the marine environment of PNE. This document discusses the ecological context of the study area, provides an overview of water quality concepts, and presents data on direct and indirect indicators of water quality status in the park. Comparisons are made between water quality variability in the park and a developed coastal area on the southern coast.
- 3) To outline the management implications and recommendations, specifically the "lessons learned" and how our experiences can be transferred to other Dominican/wider Caribbean marine protected areas.

John Tschirky
Caribbean Marine Protected Areas Specialist
The Nature Conservancy

linos y otro sobre pesquerías) producidos en un esfuerzo por utilizar la experiencia del PNE como herramienta de enseñanza y aprendizaje para otras áreas marinas protegidas, así como explorar como el personal técnico puede trabajar conjuntamente para obtener la información científica necesaria para ayudar a la administración de los parques a enfrentar los problemas de la conservación de la biodiversidad y el manejo sostenido.

Para concluir, yo resumiría los tres objetivos principales de este trabajo como:

- 1) Documentar la ciencia empleada en una área marina protegida, incluyendo los objetivos, hipótesis, métodos, y diseño del muestreo. El documento señala qué información científica se necesitó y cómo se colectó la misma, incluyendo las características del personal, logística del proceso y tiempo empleado.
- 2) Documentar el estado de la calidad del agua en el ambiente marino del PNE. Este informe analiza el contexto ecológico del área, proporciona un panorámica de los conceptos de la calidad del agua, y presenta datos de indicadores directos e indirectos del estado de la calidad del agua en el parque. Se hacen, además, comparaciones entre la variabilidad de la calidad del agua en el parque y en un área costera de desarrollo urbano en la costa sur.
- 3) Destacar las implicaciones del manejo y recomendaciones, especialmente "la lección aprendida", así como sugerir la posibilidad de que esta experiencia pueda ser aplicada en otras áreas marítimas protegidas de la República Dominicana y el gran Caribe.

John Tschirky
Especialista en Areas Marinas Protegidas del Caribe
The Nature Conservancy



Contents

Executive Summary	XI
Acknowledgments	XVII
Chapter I. Introduction	1
Section 1. Purpose and scope of document	
Section 2. Human impacts on coastal ecosystems	
Section 3. Water quality threats in the tropical western Atlantic	
Section 4. Biological symptoms of water quality degradation	
Chapter II. Water Quality Concepts and Definitions	21
Section 1. Circulation processes	
Section 2. Physical–chemical properties of seawater	
Section 3. Nutrient cycles and biological indicators	
Chapter III. Study Area and Environmental Setting	43
Section 1. Dominican Republic	
Section 2. Parque Nacional del Este	
Section 3. Boca Chica	
Chapter IV. Materials and Methods	51
Section 1. Study goals and objectives	
Section 2. Sampling design	
Section 3. Data analysis	
Chapter V. Results	69
Section 1. Surface water quality	
Section 2. Sedimentation	
Section 3. Coral growth and isotopic composition	
Chapter VI. Discussion	99
Section 1. Variability in water quality	
Section 2. Water quality comparisons	
Section 3. Ecological indicators of water quality variability	
Chapter VII. Management and Research Recommendations	127
Section 1. Strategies for site management	
Section 2. Community education and outreach	
Section 2. Strategies for water quality research and monitoring	
Literature Cited	137
Glossary of Acronyms and Terms	145
Appendices	a

Contenido

Resumen	XI
Agradecimientos	XVII
Capítulo I. Introducción	1
Sección 1. Propósito y alcance del documento	
Sección 2. Impacto humano en los ecosistemas costeros	
Sección 3. Amenazas a la calidad del agua en el Atlántico occidental tropical	
Sección 4. Síntomas biológicos de la degradación de la calidad del agua	
Capítulo II. Conceptos y definiciones de calidad de agua	21
Sección 1. Procesos de circulación	
Sección 2. Propiedades físico-químicas del agua	
Sección 3. Ciclo de nutrientes e indicadores biológicos	
Capítulo III. Área de estudio y características ambientales	43
Sección 1. República Dominicana	
Sección 2. Parque Nacional del Este	
Sección 3. Boca Chica	
Capítulo IV. Materiales y métodos	51
Sección 1. Objetivos del estudio	
Sección 2. Diseño de muestreo	
Sección 3. Análisis de los datos	
Capítulo V. Resultados	69
Sección 1. Calidad del agua superficial	
Sección 2. Sedimentación	
Sección 3. Crecimiento y composición isotópica de los corales	
Capítulo VI. Discusión	99
Sección 1. Variabilidad en la calidad del agua	
Sección 2. Comparaciones de calidad de agua	
Sección 3. Indicadores ecológicos en la variabilidad de la calidad del agua	
Capítulo VII. Recomendaciones para la investigación y el manejo	127
Sección 1. Estrategias para el manejo del área	
Sección 2. Educación y extensión comunitarias	
Sección 3. Estrategias para la investigación y el monitoreo de la calidad del agua	
Literatura citada	137
Glosario	145
Apéndices	a



Executive Summary

This document aims to serve as a primer for resource managers and scientists concerned with water quality conservation issues in coastal areas of the tropical western Atlantic (wider Caribbean). Conservation of water quality, or the maintenance of environmental chemistry regimes, is one of the most critical yet difficult aspects of coastal zone management. Water quality conservation is critical because human impacts can result in profound changes to the structure and function of coastal ecosystems. These changes can potentially affect aesthetic value, human health, and biological processes such as fisheries production. The difficulty of water quality conservation and management reflects: 1) the multitude of pollution sources, primarily from land-based activities; 2) the difficulty in linking water quality with organisms and ecosystem processes; and 3) the lack of large protected terrestrial areas adjacent to marine parks to serve as control areas. Conserving natural water quality regimes in this sense refers to the maintenance of ranges in variability of the physical-chemical properties of water.

This work presents a case study of water quality investigations in Parque Nacional del Este (PNE) carried out during 1996–97. PNE was established by decree #1311 on September 16, 1975. Located in the southeastern Dominican Republic, PNE is the second-largest coastal national park in the country, comprising over 43,000 hectares (ha) of terrestrial habitats and 12,000 ha of shallow-water (< 30 m) marine habitats (proposed for inclusion). There are presently no commercial developments within the park boundaries. However, increasing tourism development to the northwest and in the buffer zone of the park has the potential to influence water quality in PNE. The two-year research program was designed to: 1) characterize and quantify variability regimes according to spatial and temporal features; 2)

Resumen

Este documento tiene como objetivo servir como una guía para científicos y administradores de recursos relacionados con la conservación de la calidad del agua en áreas costeras del Atlántico occidental tropical (gran Caribe). La conservación de la calidad del agua, o el mantenimiento del régimen químico ambiental, es uno de los aspectos más críticos, pero también difíciles del manejo de la zona costera. La conservación de la calidad del agua es importante porque los impactos producidos por la actividad humana pueden resultar en cambios profundos a la estructura y funcionamiento de los ecosistemas costeros. Estos cambios pueden afectar potencialmente el valor estético, la salud humana, y procesos biológicos tales como la producción pesquera. La dificultad en la conservación y manejo de la calidad del agua reside en lo siguiente: 1) la gran cantidad de fuentes de contaminación, principalmente proveniente de la zona terrestre; 2) la dificultad en vincular la calidad del agua con los procesos de organismos y ecosistemas; y 3) la carencia de grandes áreas terrestres protegidas adyacentes a parques marinos que sirvan como áreas de control. Conservar la calidad natural del agua en regímenes costeros en este sentido, se refiere al mantenimiento de límites en la variabilidad de las propiedades físico-químicas del agua.

Este trabajo presenta un caso de estudio de investigación de la calidad del agua en el Parque Nacional del Este (PNE) efectuado durante 1996–97. El PNE fue establecido por la ley no. 1311 del 16 de septiembre de 1975. Ubicado en el sureste de la República Dominicana, el PNE es el segundo parque nacional costero más grande del país, comprendiendo alrededor de unas 43 000 hectáreas de hábitats terrestres y 12 000 hectáreas de hábitats marinos de aguas someras (< 30 m) propuestos para ser incluidos dentro de la jurisdicción del parque. No existe actualmente desarrollo comercial dentro de los límites de parque; sin embargo, el creciente desarrollo del turismo al noroeste y en la supuesta zona de amortiguamiento del parque puede potencialmente influir en la calidad del agua del PNE. El programa de dos años de investigación se diseñó con el objetivo de: 1) caracterizar y cuantificar el patrón de variación espacial y tem-

use corals as potential proxy indicators of environmental conditions to better understand episodic and long-term climatic variability; and 3) make comparisons between PNE and a developed coastal resort area (Boca Chica) to illustrate differences related to coastal development.

The threats to water quality in the tropical western Atlantic are outlined in Chapter I with examples of some of the indicators of environmental degradation. With rapid population growth, tourism development, and urbanization in many coastal areas, the tropical western Atlantic is faced with increasing threats to coastal water quality, from both point- and non-point sources of pollution and contamination. Pollutants and contaminants of particular concern are: sediment loading and decreased water clarity resulting from dredge-and-fill construction and changes in land use; nutrients from sewage and agricultural runoff; petroleum hydrocarbons; and contaminants such as pesticides used ever increasingly in agricultural activities and tourism development.

Water quality concepts and definitions are introduced in Chapter II to provide a learning tool for those readers who wish to refer to background information on physical oceanography and environmental chemistry. Summary information is presented on circulation processes in the marine environment, including ocean-basin circulation and coastal processes affecting the movement and physical-chemical variability of water. Several sections are devoted to descriptions of some of the physical and chemical properties of seawater: salinity, temperature, oxygen, turbidity, nutrients, and biological indicators. All of these parameters were measured in surface waters of PNE and the comparison area in Boca Chica during the study.

Next, the document provides geographic, geological, and oceanographic information on the Dominican Republic in general and specifically for PNE and Boca Chica. Boca Chica, a highly developed tourism and industrial area on the south-central coast, was used as a comparison area to the park. This comparison is crucial to highlight the importance of large, coastal national parks in preserving ecosystem function and integrity, by preventing or minimizing human impacts on the environment. Key environmental features of PNE include the large terrestrial area under park jurisdiction, absence of commercial developments, low human population, and low amount of precipitation and freshwater runoff. PNE is a special case study because of its relatively intact watershed and low human impact compared to other Dominican coastal environments.

This study was a short-term characterization of water quality between an undeveloped (PNE) and developed (Boca Chica) coast. Chapter IV discusses the sampling design, methods used, and types of analyses performed to assess water quality variability in the study areas. Surface water quality sampling evaluated spatial (location, distance from shore) and temporal (time of year, time of day) variations in seven parameters: salinity, temperature, dissolved oxygen, turbidity, total nitrogen, total phosphorus, and chlorophyll-*a* concentration. Forty stations along ten inshore-to-offshore transects in PNE and ten stations along two inshore-to-off-

poral; 2) utilizar los corales como indicador potencial aproximado de las condiciones ambientales para comprender mejor la variabilidad climática episódica y a largo plazo; y 3) hacer comparaciones entre el PNE y un área costera desarrollada (Boca Chica) para ilustrar diferencias relacionadas al desarrollo costero.

Las amenazas a la calidad del agua en el Atlántico occidental tropical se plantean en la Introducción con ejemplos de algunos de los indicadores de degradación ambiental. Con el crecimiento rápido de la población, el desarrollo turístico y la urbanización en muchas áreas costeras, el Atlántico occidental tropical se enfrenta a peligros crecientes en la calidad del agua costera, ya sean fuentes puntuales y no puntuales de contaminación. Los contaminantes de interés particular son: la carga de sedimento y la disminución de la transparencia del agua a consecuencia del dragado y relleno en la construcción y los cambios en el uso de la tierra; nutrientes de los drenajes de aguas albañales y agrícolas; los hidrocarburos de petróleo; y los contaminantes como los plaguicidas usados cada vez más en la actividad agrícola y el desarrollo turístico.

Los conceptos y definiciones de calidad de agua se introducen en el Capítulo II, con el objetivo de proveer una herramienta de aprendizaje a aquellos lectores que deseen consultar antecedentes informativos sobre la oceanografía física y la química ambiental. Se resume la información sobre los procesos de circulación en el ambiente marino, incluyendo los procesos oceánicos y costeros que afectan el movimiento y la variabilidad físico-química del agua. Se dedican varias secciones a la descripción de algunas de las propiedades químicas y físicas del agua de mar: salinidad, temperatura, oxígeno, turbidez, nutrientes, e indicadores biológicos. Todo estos parámetros fueron medidos en las aguas superficiales del PNE y el área de comparación en Boca Chica durante el estudio.

A continuación, el documento ofrece información geográfica, geológica, y oceanográfica sobre la República Dominicana en general y específicamente para el PNE y Boca Chica. Esta última, una zona de gran desarrollo turístico e industrial localizada en la costa sur central, se usó como un área de comparación con el parque. Esta comparación es crucial para demostrar la importancia de los parques nacionales costeros en conservar la integridad y funciones del ecosistema, al prevenir o minimizar el impacto humano al ambiente. Los aspectos ambientales claves del PNE son, un área terrestre grande bajo su jurisdicción, ausencia de desarrollo comercial, la baja densidad poblacional, y bajos niveles de precipitación y aporte de agua dulce. El PNE constituye un caso de estudio especial ya que posee un acuífero relativamente intacto y los niveles de impacto humano son muy bajos comparados con otros ambientes costeros dominicanos.

Este estudio es una caracterización a corto plazo de la calidad del agua entre un área costera no desarrollada (PNE) y otra desarrollada (Boca Chica). El capítulo IV analiza el diseño de muestreo, los métodos usados y los tipos de análisis realizados para evaluar la variabilidad de la calidad del agua en las áreas de estudio. El muestreo del agua superficial abarcó la variación espacial (ubicación, distancia a la costa) y temporal (época del año, hora del día) de 7 factores: salinidad, temperatura, oxígeno disuelto, turbidez, nitrógeno total, fósforo total y concentración de clorofila-*a*. Se muestrearon 40 estaciones a lo largo de diez transectos ubicados de la costa hacia mar afuera en el PNE y 10 estaciones en igual disposición en Boca Chica, dos veces por día durante agosto y diciembre de 1996, y abril de 1997. Los meses de muestreo son representativos de la temporada de lluvia y seca, y de las variaciones en la dirección y velocidad del viento. Las estaciones de muestreo se ubicaron en el área costera (de 50-500 m) y en mar afuera frente al

shore transects in Boca Chica were surveyed twice per day during August 1996, December 1996, and April 1997. The sampling months represented wet and dry seasons and variations in wind speed and direction. Sampling stations were located nearshore (50–500 m) and offshore to the shelf break (1–2 km). Transects in PNE were sampled in several areas or regions hypothesized to differ in environmental conditions and hence water quality variability: northwestern margin (broader shelf, influenced by the Canal de Catuano), western Isla Saona (narrow shelf), southwestern Isla Saona (narrow shelf with Mona Passage influence) and the Canal de Catuano (shallow, seagrass-dominated marine lagoon). Transects in Boca Chica were surveyed offshore of the barrier reef near a developed coastline with tourism and industrial facilities. Continuous bottom water temperature and monthly sedimentation rates were measured at four mid-depth (17–20 m) reefs in PNE as well.

Patterns in coral growth and stable isotopic composition were measured as proxy indicators of longer-term (decades) environmental conditions in PNE. Between April of 1996 and 1997, several cores from large, reef-building corals were obtained from shallow-water (< 20 m) reefs in PNE, Isla Catalina (northwest of PNE), and Boca Chica. A *Montastraea annularis* (massive star coral) core obtained from PNE was measured for annual growth and stable carbon and oxygen isotopic composition. Relationships between growth, isotopic composition, and environmental conditions, such as temperature and tropical storm frequency, were explored.

Several spatial and temporal patterns were evident from the surface water quality sampling in PNE and Boca Chica. Median salinity was greatest in PNE and Boca Chica during April. Most regions within PNE generally had greater salinity than Boca Chica, potentially reflecting the low amount of precipitation and freshwater runoff in the park. Median salinity in PNE did not vary greatly with distance from shore in PNE, reflecting the low amount of freshwater input. Sea surface temperature (SST) exhibited significant variation with respect to time of year, time of day, and location. Most of the variation in SST was explained by seasonal differences and distance from shore. Sea surface temperature was less variable at offshore (1–2 km) stations, reflecting the greater thermal stability of offshore waters. Continuous measurements of bottom water temperature from October to July at four reefs in PNE indicated a relatively stable temperature regime, with no indication of shelf-break upwelling.

Dissolved oxygen (DO) concentrations in surface waters of PNE and Boca Chica showed similar spatial and temporal variations as temperature. Median DO concentrations were greatest during December, reflecting greater oxygen solubility at lower temperatures. Oxygen minima were associated with shallow stations sampled at dawn during August, while maxima were associated with shallow stations sampled at dusk during December. Minimum DO concentrations in PNE were significantly greater than impacted coastal areas in the tropical western Atlantic. The low levels encountered during certain times of the year

borde de la plataforma (1–2 km). Los transectos en el PNE se muestrearon en varias áreas o regiones donde supuestamente existían diferencias en las condiciones ambientales y consecuentemente variaciones en la calidad del agua: el margen noroeste (plataforma más ancha, influida por el Canal de Catuano), oeste de la Isla Saona (plataforma estrecha), suroeste de la Isla Saona (plataforma estrecha con influencia del Paso de la Mona) y el Canal de Catuano (laguna marina de poca profundidad con presencia dominante de hierbas marinas). Los transectos en Boca Chica se muestrearon mar afuera de la barrera arrecifal, cerca de una costa desarrollada con instalaciones turísticas e industriales. Se realizaron mediciones continuas de la temperatura del agua del fondo, y la tasa mensual de sedimentación en cuatro arrecifes de profundidad media (17–20 m) en el PNE.

Se determinó el patrón de crecimiento en los corales y de su composición isotópica como indicadores aproximados de condiciones ambientales de plazo mediano (décadas) en el parque. Se tomaron muestras de núcleos testigos para datación de grandes colonias de corales hermatípicos (formadores de arrecifes) en las aguas someras (<20 m) del parque, la isla Catalinita (noroeste del parque) y Boca Chica. Se determinó el crecimiento anual y la composición isotópica de carbono y oxígeno estables en *Montastraea annularis*. Se analizó la relación existente entre el crecimiento coralino, su composición isotópica y las condiciones ambientales (temperatura, frecuencia de tormentas tropicales).

Varios patrones espaciales y temporales resultaron evidentes de los muestreos de calidad de agua realizados a las aguas superficiales en Boca Chica. El valor de la mediana para la salinidad fue mayor en el PNE que en Boca Chica durante abril. La mayoría de las regiones dentro del PNE generalmente presentaron mayores valores de salinidad que Boca Chica, reflejando la poca precipitación e irrigación de agua dulce al parque. El valor de la mediana para la salinidad en el PNE no varió mucho con la distancia a la costa en el PNE, reflejando la poca cantidad de agua dulce aportada. La temperatura superficial del agua de mar (TSA) presentó una variación significativa con respecto a la época del año, hora del día y la localidad. La mayoría de la variación en la TSA puede explicarse como una consecuencia de las diferencias estacionales y la distancia a la costa. La temperatura superficial del agua de mar fue menos variable en las estaciones de mar afuera (1–2 km) estaciones, reflejando una mayor estabilidad. Mediciones continuas de temperatura realizadas a las aguas del fondo desde octubre hasta julio en cuatro arrecifes del PNE indicaron un régimen de temperatura relativamente estable, sin indicios de afloramientos.

Se evidenciaron ciertos patrones espaciales y temporales en los muestreos de la calidad de agua de las aguas superficiales en Boca Chica. En abril, el valor de la mediana para la salinidad fue mayor en el PNE que en Boca Chica. La mayoría de las regiones dentro del PNE generalmente presentaron mayores valores de salinidad que Boca Chica, reflejando la escasa precipitación y arrastre de agua dulce al parque. La salinidad mediana en el PNE no varió mucho con la distancia a la costa en el PNE, reflejando el escaso aporte de agua dulce. La temperatura superficial del agua de mar (TSA) presentó una variación significativa con respecto a la época del año, hora del día y localidad. La mayoría de la variación en la TSA puede explicarse como una consecuencia de las diferencias estacionales y la distancia a la costa. La TSA fue menos variable en las estaciones de mar afuera (a 1–2 km de la costa), reflejando una mayor estabilidad térmica. Las mediciones continuas de temperatura de fondo de octubre a julio en cuatro arrecifes del PNE indicaron un régimen de temperatura relativamente estable, sin indicios de afloramientos en el borde de la plataforma.

in nearshore waters indicate the potential fragility of nearshore areas to human perturbations such as nutrient enrichment or organic pollutant loading.

Turbidity, or water clarity, was measured by collecting water samples with subsequent analysis using a turbidity meter. Turbidity varied as a function of time of year (wind speed) and distance from shore (depth). Seasonal changes in median turbidity were more pronounced in Boca Chica than PNE, however the range in variability was greater in the park. The median and range in turbidity were highly correlated with distance from shore. In PNE and Boca Chica, the median and range in turbidity decreased with increasing distance from shore. This pattern is likely related to greater re-suspension of sediments in nearshore waters, often associated with northerly winds. Statistical analysis indicated that turbidity was not significantly correlated with chlorophyll-*a* concentration (an indicator of phytoplankton abundance) for both areas, indicating that periods of relatively high turbidity were probably related to re-suspended sediments. Relative to other coastal areas, particularly those impacted by pollution, surface waters in PNE had lower turbidity.

Monthly sedimentation rates in mid-depth reefs of PNE and Boca Chica exhibited significant variations with respect to location and time of year. During the eleven-month sampling period, the sedimentation rate in PNE was generally within 1–10 mg/cm²/day. Sedimentation at El Toro, an exposed reef near the southwestern coast of Isla Saona, was exceptionally high (37 mg/cm²/day) during September, following the passage of Hurricane Hortense. Reefs influenced by sediment transport from nearshore areas and the Canal de Catuano exhibited maximum sedimentation rates during November, coincident with northerly and southwesterly winds. Ambient sedimentation rates in PNE were typical of other, non-impacted reef environments of the Caribbean. The variability in sedimentation rate appears to be related to the community structure of reefs in PNE, particularly reflected in patterns of coral and octocoral abundance.

The concentrations of total nitrogen (TN) and total phosphorus (TP) were measured to quantify the total relative availability of nutrients. TN exhibited variations with respect to time of year and location. Median TN in PNE was greatest during August and lowest during April. In Boca Chica, however, TN was nearly two to six times greater during December than in August or April. The higher median concentration in Boca Chica may be related to increased nutrient loadings during the tourist season. TN was also elevated during certain times of the year near tourism developments northwest of the park. TP exhibited many of the spatial and temporal variations of TN. Median TP in PNE was greatest during August and lowest during April. In Boca Chica, TP was seven times greater during August and December. Median TP was also up to two times greater in Boca Chica during August and December. Relative to other coastal areas, TN and TP concentrations in PNE were extremely low.

The concentration of plant pigments in the water column (chlorophyll-*a*) was measured as a biological indi-

Las concentraciones de oxígeno disuelto (OD) en las aguas superficiales del PNE y Boca Chica mostraron variaciones espaciales y temporales similares. Las medianas de OD fueron mayores en diciembre, reflejando una solubilidad mayor de oxígeno a temperaturas más bajas. Los registros mínimos de oxígeno fueron obtenidos en aguas someras al amanecer en el mes de agosto, mientras los máximos se hallaron en aguas someras al anochecer en diciembre. Las concentraciones mínimas de OD en el PNE fueron significativamente mayores que en áreas costeras impactadas del Atlántico occidental tropical. Los bajos niveles encontrados en algunas épocas del año en aguas litorales indican la fragilidad potencial de esas aguas a las perturbaciones humanas, como son el enriquecimiento de nutrientes y las descargas de contaminantes orgánicos.

La turbidez o transparencia del agua se midió colectando muestras de agua y analizándolas con un medidor de turbidez (turbidímetro). La misma varió en función de la época del año (velocidad del viento) y distancia a la costa (profundidad). Los cambios estacionales de la mediana de la turbidez fueron más pronunciados en Boca Chica que en el PNE, sin embargo, la variabilidad fue mayor en el parque. La mediana y los límites de la turbidez estuvieron altamente correlacionados con la distancia a la costa. En el PNE y Boca Chica, la mediana y los límites de turbidez disminuyeron con la distancia a la costa. Este patrón está probablemente relacionado a una mayor resuspensión de sedimentos en las aguas litorales por causa de los vientos del norte. El análisis estadístico indicó que la turbidez no estaba correlacionada significativamente con la concentración de clorofila-*a* (un indicador de la abundancia del fitoplancton) para ambas áreas, indicando que los períodos de relativamente alta turbidez se debieron probablemente a la resuspensión de sedimentos. En relación a otras áreas costeras, particularmente las impactadas por la contaminación, las aguas superficiales del PNE presentaron una menor turbidez.

La tasa mensual de sedimentación en arrecifes a profundidades intermedias en el PNE y Boca Chica mostró diferencias significativas con respecto a la localidad y época del año. Durante los 11 meses de muestreo, el valor de la sedimentación en el PNE fluctuó generalmente de 1 a 10 mg/cm²/día. La sedimentación en El Toro, un arrecife expuesto, cerca de la costa suroeste de la Isla Saona, resultó excepcionalmente alta (37 mg/cm²/día) en septiembre, después del paso del huracán Hortensia. Los arrecifes influidos por el transporte de sedimento desde la costa cercana y del Canal de Catuano presentaron valores máximos de sedimentación en noviembre, coincidiendo con vientos del norte y del sur. La tasa de sedimentación en el PNE es típica de otros ambientes arrecifales no impactados del gran Caribe. La variabilidad de la tasa de sedimentación parece estar relacionada a la estructura comunitaria del arrecife coralino en el PNE, particularmente reflejado en los patrones de abundancia de corales y octocorales.

Se hicieron mediciones de concentraciones de nitrógeno total (Nt) y fósforo total (Pt) para cuantificar la disponibilidad relativa de nutrientes totales. El Nt varió con la época del año y la localidad. El valor de la mediana de Nt en el PNE fue mayor en agosto y menor en abril. En Boca Chica, sin embargo, el Nt fue aproximadamente de dos a 6 veces mayor en diciembre que en agosto o abril. La mayor mediana en Boca Chica puede estar relacionado con el incremento de las descargas de nutrientes durante la temporada turística. Los niveles de Nt se elevaron también durante ciertas épocas del año en lugares cercanos a áreas de desarrollo turístico en el noroeste del parque. El Pt mostró muchas de las variaciones espaciales y temporales de Nt. La mediana de Pt en el PNE fue mayor en agosto y menor en abril. En Boca Chica, ese valor fue 7 veces mayor en agosto y diciembre. El valor de la mediana del

cator of nutrient status in surface waters. Median chlorophyll-*a* concentration did not vary greatly with time of year in either PNE or Boca Chica. The range in variability in both areas was greatest during August. The median concentration was greater in Boca Chica compared to regions within PNE. The concentration of chlorophyll-*a* did not vary greatly with respect to distance from shore in PNE and Boca Chica. Compared to other coastal areas, particularly those affected by pollution, chlorophyll-*a* levels were extremely low in surface waters of PNE.

Annual growth rates were determined for large coral species (massive star coral *Montastraea* spp. and boulder starlet coral *Siderastrea siderea*) sampled in PNE. One core at El Peñon (northwestern PNE) was sampled for stable carbon and oxygen isotopic composition. There was no significant correlation between carbon or oxygen isotopic composition and growth rate. There was a positive correlation between interpolated carbon and oxygen isotopic data; however, this correlation changed significantly between 1971 and 1984. The most prominent features of the isotopic chronology were the sharp depletions in both carbon and oxygen isotopic compositions during 1979 and at the beginning of 1988, possibly related to tropical storm occurrence. Results suggest that the sampled coral formed in an open marine setting, with little or no evidence of anthropogenic perturbations. In normal years the stable oxygen isotopic variations recorded were primarily controlled by fluctuations in precipitation, evaporation, and/or freshwater flow. Carbon isotopic variability is probably related to coral physiology, available light, and the isotopic composition of dissolved inorganic carbon in the water.

The two-year study was important in characterizing spatial and temporal variability in physical-chemical and biological parameters for the park. This type of characterization is important in understanding processes and evaluating human impacts, but is nevertheless limited because of its short duration and the lack of information on water quality effects on biota. There was some indication of the differences in potential anthropogenic nutrient loading between the park and the developed coastline of Boca Chica. Results also showed that surface waters near tourism developments northwest of PNE have greater nutrient concentrations which potentially reflect greater loadings from land-based sources. The components critical to water quality conservation are: an evaluation and review of existing regulations on coastal development; the determination of current loadings of nutrients and other pollutants from land-based sources; and the education of local communities and users on the problems of water quality degradation and solutions in lieu of increased tourism and resource use. Research and monitoring need to be directed at: determining coastal circulation patterns; quantifying loadings of pollutants and contaminants from land-based sources; and linking water quality variability to the condition of marine resources. ♦

Pt fue también en Boca Chica hasta dos veces mayores en agosto y diciembre. En relación a otras áreas costeras, las concentraciones del Nt y del Pt fueron extremadamente bajas.

La concentración de pigmentos vegetales en la columna de agua (clorofila-*a*) se midió como un indicador biológico del estado de los nutrientes en aguas superficiales. El valor de la mediana no varió grandemente con la época del año ni en el PNE ni en Boca Chica. Los límites de variabilidad en ambas áreas fueron mayores en agosto. Este factor resultó mayor en Boca Chica comparado con regiones dentro de PNE. La concentración mediana de clorofila-*a* no varió grandemente con respecto a la distancia a la costa ni en el PNE ni en Boca Chica. Comparado con otras áreas costeras, particularmente aquellas afectadas por la contaminación, los niveles de clorofila-*a* fueron sumamente bajos en las aguas superficiales del PNE.

Se determinó la tasa de crecimiento anual para corales de gran tamaño (como *Montastraea* spp. y *Siderastrea siderea*) analizados en el PNE. Se examinó un núcleo testigo en El Peñon (noroeste del PNE) para determinar la composición de carbono estable y oxígeno isotópico. No se encontró una correlación significativa entre la composición del carbono estable o el oxígeno isotópico, y la tasa de crecimiento. Se encontró una correlación positiva entre la interpolación de los datos de carbono y oxígeno isotópico; sin embargo, esta correlación cambió significativamente entre 1971 y 1984. La característica más importante del comportamiento cronológico de los isótopos fue la disminución brusca de la composición de carbono y oxígeno isotópico durante 1979 y principios de 1988, posiblemente relacionada con la ocurrencia de tormentas tropicales. Los resultados sugieren que el coral se formó en un ambiente marino abierto, con poca o ninguna evidencia de perturbaciones antropogénicas. En años normales las variaciones registradas del oxígeno isotópico estable estuvieron controladas principalmente por fluctuaciones en la precipitación, evaporación, y/o el flujo de agua dulce. La variabilidad del carbono isotópico esta relacionada probablemente con la fisiología del coral, la disponibilidad de la luz, y la composición isotópica del carbono inorgánico disuelto en el agua.

Los dos años de estudio fueron importante en la caracterización de la variabilidad espacial y temporal de los factores físico-químicos y biológicos en el parque. Este tipo de caracterización es vital para comprender los procesos y evaluar el impacto humano, aunque presenten limitaciones por su corta duración y la carencia de información sobre los efectos de la calidad del agua en la biota. Hubo indicios de diferencias en la incorporación de nutrientes como resultado de actividades antropogénicas entre el parque y el área costera desarrollada de Boca Chica. Los resultados también mostraron que las aguas superficiales cerca de áreas turísticas desarrolladas en la parte noroeste del PNE presentaron mayores concentraciones de nutrientes, lo que refleja potencialmente mayores descargas desde fuentes en tierra.

Los componentes esenciales en la conservación de la calidad del agua son: una evaluación y revisión de regulaciones existentes sobre el desarrollo costero; determinar las descargas actuales de nutrientes y otros contaminantes de fuentes provenientes de tierra; y educar a las comunidades locales y usuarios sobre los problemas de degradación de la calidad del agua, y encontrar soluciones en lugar de incrementar el turismo y el uso de los recursos. Las investigaciones y el monitoreo deben dirigirse a: determinar los patrones costeros de circulación; cuantificar las descargas de contaminantes desde fuentes contaminantes provenientes en tierra y vincular la variabilidad de la calidad del agua al estado de los recursos marinos. ♦



Acknowledgments

This project was made possible by the Parks in Peril and Balancing Themes programs of the U.S. Agency for International Development (USAID), Inter-American Development Bank (IDB), Munson Foundation, MacArthur Foundation, The Nature Conservancy's Rescue the Reef Program and Latin American and Caribbean Division, and the University of Miami Marine Science Program. Field work in the park was supported by the Dirección Nacional de Parques (DNP), Acuario Nacional, Centro de Investigaciones de Biología Marina (CIBIMA), Fundación Dominicana Pro-Investigación y Conservación de los Recursos Marinos (MAMMA), Ecoparque, and Fondo Integrado Pro Naturaleza (PRONATURA). The authors would like to thank the volunteers and staff of the John G. Shedd Aquarium, the crew of the R/V *Coral Reef II*, Domingo Marte, Brad Northrup, students from the Marine Conservation Science Course at the University of Miami and Universidad Autónoma de Santo Domingo, Mike Lang and Bill Kiene of the Smithsonian Institution, Rick Gomez of the University of Miami, and Yolanda León of Grupo Jaragua for field assistance. Robb Wright of The Nature Conservancy provided maps used in this document. The authors would also like to thank Amel Saied and the University of Miami Stable Isotope Laboratory for assistance with stable isotopic analyses. Alina Szmant and Kim Cohen of the Rosenstiel School Marine and Atmospheric Science, University of Miami, analyzed water nutrient samples, assisted with chlorophyll analysis, and provided helpful discussions in sampling design and methods. ◆

Agradecimientos

Este proyecto se realizó gracias al Programa Parques en Peligro (PiP) y el programa "Temas de Balance" de la Agencia de los Estados Unidos para el Desarrollo Internacional (USAID), el Banco Interamericano para el Desarrollo (BID), la fundación MacArthur, el programa Rescue the Reef, la División del Caribe de The Nature Conservancy, y el programa de Ciencias Marinas de la Universidad de Miami. El trabajo de campo fue apoyado por Dirección Nacional de Parques (DNP) de la República Dominicana, el Centro de Investigaciones de Biología Marina de la Universidad Autónoma de Santo Domingo, la Fundación Dominicana Pro-Investigación y Conservación de los Recursos Marinos Inc. (MAMMA), el Acuario Nacional dominicano, el Acuario John G. Shedd de Chicago, y el Fondo Integrado Pro Naturaleza (PRONATURA) dominicano. Los autores agradecen a los voluntarios y personal del Acuario John G. Shedd, a la tripulación de R/V *Coral Reef II*, a Domingo Marte y Brad Northrup (directores del Programa de la República Dominicana y de la División de América Latina y el Caribe de The Nature Conservancy, respectivamente), a los estudiantes de los cursos de Ciencias para la Conservación Marina de la Universidad de Miami y de la Universidad Autónoma de Santo Domingo, a Bill Kiene y Mike Lang de Smithsonian Institution (EE.UU.), a Rick Gómez de la Universidad de Miami y a Yolanda León del Grupo Jaragua por su colaboración en el trabajo de campo. Además, se reconoce la colaboración de Robb Wright de The Nature Conservancy en la producción de los mapas que aparecen en este documento. Los autores desean agradecerles también a Amel Saied y al laboratorio de isótopos estables de la Universidad de Miami por su asistencia en los análisis de isótopos estables, así como a Alina Szmant y Kim Cohen de Rosenstiel School of Marine and Atmospheric Science de la Universidad de Miami por su colaboración en los análisis de nutrientes y clorofila de las muestras de agua y por sus valiosas sugerencias durante las discusiones sobre metodología y diseño experimental. ◆



Chapter I. Introduction

SECTION 1. PURPOSE AND SCOPE OF DOCUMENT

Since 1994, a consortium of scientists from The Nature Conservancy, U.S. institutions, and Dominican organizations has carried out scientific investigations of PNE's marine resources (Vega et al., 1996). This document provides an analysis and discussion of water quality and coral growth/isotopic composition studies conducted in Parque Nacional del Este (PNE), Dominican Republic, during 1996–97 (Figure 1-1). Geographic data on the country are summarized in Table 1-1. Established by Dominican decree #1311 on September 16, 1975, PNE is the second-largest coastal national park in the Dominican Republic (Table 1-2), comprising over 43,000 hectares (ha) of terrestrial habitats and an additional 12,000 ha of shallow-water (< 30 m) marine habitats (proposed for inclusion) (Figure 1-2). PNE is fairly isolated and has a rich cultural history, with pre-Columbian pictographs and petroglyphs found in underground caves throughout the area. However, tourism developments adjacent to the park have greatly expanded in the past few years and the need to document the status of water quality and biological resources is paramount to conservation planning and sustainable development of the coast.

This document, by presenting results from a case study of a Caribbean marine protected area, also aims to serve as a learning tool for scientists and managers interested in or concerned with water quality issues in marine protected areas. A review of water quality concepts and human impacts is provided to meet this end. Furthermore, this work provides recommendations to ensure the continued protection of the

Capítulo I. Introducción

SECCIÓN 1. PROPÓSITO Y ALCANCE DEL DOCUMENTO

Desde 1994, The Nature Conservancy y otras organizaciones dominicanas y de los Estados Unidos, desarrollaron investigaciones detalladas de los recursos marinos del PNE. Este documento contiene un análisis y discusión de los estudios de la calidad del agua, y el crecimiento de los corales y su composición isotópica en el Parque Nacional del Este (PNE), República Dominicana, durante 1996-97 (Figura 1-1). Los datos geográficos sobre el país aparecen resumidos en la Tabla 1-1. El parque, establecido por la ley no. 1311 del 16 de septiembre de 1975, es el segundo parque nacional costero de mayor extensión de la República Dominicana (Figura 1-2), comprende unas 43 000 hectáreas (ha) de hábitats terrestres y unas 12 000 hectáreas adicionales de hábitats marinos en aguas someras (< 30 m) propuestos para ser incluidos en la legislación del parque (Figura 1-2). El PNE está considerablemente aislado y posee una historia cultural rica, con numerosas pictografías y petroglifos de la época precolombina localizadas en cuevas subterráneas a lo largo de toda el área. Sin embargo, el desarrollo turístico adyacente al parque se ha expandido considerablemente en los últimos años, de ahí la necesidad de documentar las condiciones de la calidad del agua y el estado de los recursos biológicos para la planificación de la conservación y el desarrollo sostenido de la costa.

Este documento, presenta los resultados del estudio realizado a un área marina protegida del gran Caribe, y sirve como herramienta de aprendizaje para científicos y personal administrativo involucrados con el mantenimiento de la calidad del agua en áreas marinas protegidas. Se presenta una revisión de los conceptos de la calidad del agua y los efectos del impacto humano, además de proveer recomendaciones que aseguren la protección del régimen químico ambiental del parque y

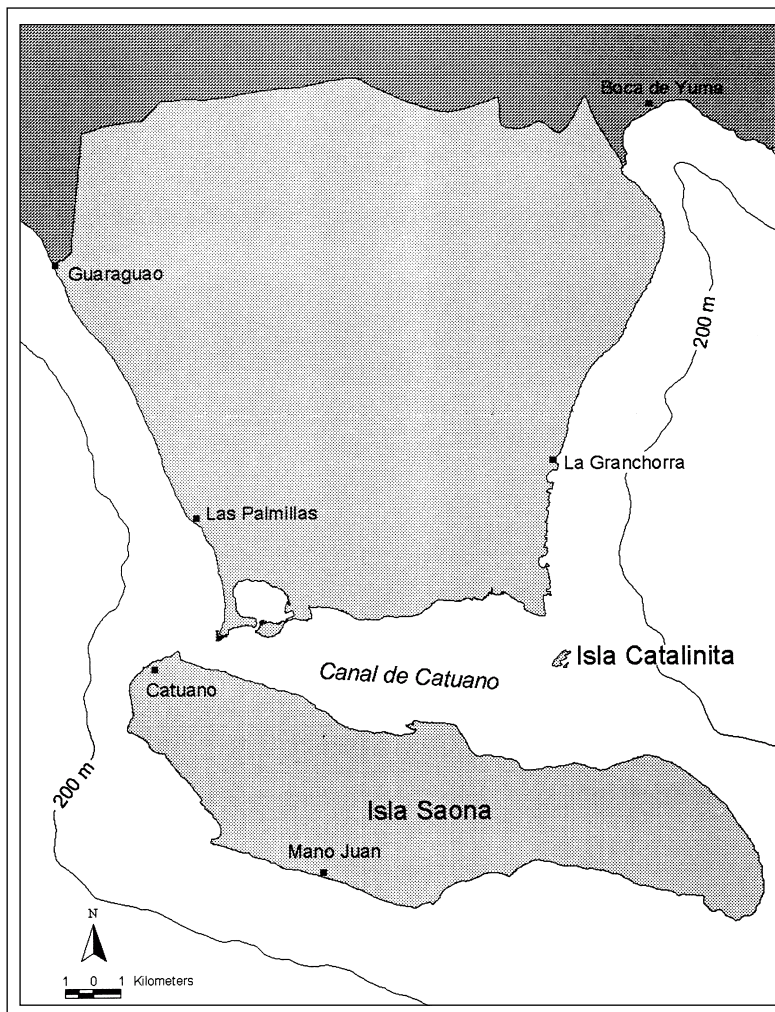


Figure 1-1. Parque Nacional del Este, southeastern coast of the Dominican Republic. The terrestrial area of the park is highlighted in light gray. *Figura 1-1. Parque Nacional del Este, costa sureste de la República Dominicana. El área terrestre del parque aparece sombreada en color gris claro.*

park's environmental chemistry regime, and therefore critical marine resources such as coral reefs (Figure 1-3).

In earlier times, water quantity, not quality, was of greater interest to humans. In more arid regions of the world, recognition of the problems of water quantity and quality dates back to the ancient civilizations of Egypt and India. More recently, however, the issue of water quality has become as important as water quantity (if not more so), particularly in coastal areas, reflecting increasing population growth and the concurrent discharge of pollutants and contaminants into the environment (Logan, 1995). For example, 50% of all waterborne diseases are attributable to contaminated or polluted ground water and surface waters. Such contamination leads to outbreaks of hepatitis, gastroenteritis, and dysentery in areas with inadequate waste treatment facilities (Paul et al., 1995a).

The concept of water quality is complex, and is based upon: how the water will be used (e.g. human consumption); what the natural levels of certain materials should be (public health); and the presence of compounds (e.g. contaminants such as pesticides) not normally found in the water body of interest (Dunne and Leopold, 1978). There is no simple definition of water quality in view of the complexity of factors operating both internally and externally to the water body and the large choice of variables used to describe the status of a water body (Meybeck and Helmer, 1992). For

consecuentemente los recursos marinos esenciales como los arrecifes de coral (Figura 1-3).

En el pasado, fue la disponibilidad del agua y no su calidad, lo que preocupaba más los humanos. En las regiones más áridas del mundo, el reconocimiento de los problemas de cantidad y calidad de agua se remontan a la época de las civilizaciones antiguas de Egipto y la India. Más recientemente, sin embargo la calidad del agua ha llegado a ser tan importante (si no más) como la cantidad, particularmente en áreas costeras, reflejando el creciente incremento de la población y las consecuentes mayores descargas de contaminantes en el ambiente (Logan, 1995). Por ejemplo, el 50% de todas las enfermedades transmitidas por el agua son atribuidas a aguas subterráneas o superficiales contaminadas, tales como brotes de hepatitis, gastroenteritis y disentería en áreas que carecen de instalaciones para el tratamiento de las aguas residuales (Paul et al., 1995a).

El concepto de calidad de agua es complejo y puede definirse en base a: cómo va a ser usada el agua (consumo humano), cuáles son los niveles naturales de ciertas sustancias (salud pública), y la presencia de compuestos que no se encuentran normalmente en el agua (contaminantes como plaguicidas; Dunne y Leopold, 1978). No existe una definición simple de calidad de agua dado la complejidad de los factores que operan interna y externamente en el cuerpo de agua y la gran cantidad de variables usadas para describir la condición de una masa de agua (Meybeck y Helmer, 1992). Por ejemplo, para propósitos del consumo del agua potable, los criterios de calidad de agua están generalmente asociados con niveles aceptables

example, for human drinking purposes, water quality criteria typically focus on acceptable degrees or levels of odor, taste, and color. Water quality criteria for human consumption are aimed at: reducing or limiting compounds that are displeasing; eliminating or reducing potentially hazardous or toxic materials (e.g. heavy metals such as mercury); regulating pH (acidity); and removal of bacteria (Manahan, 1994).

In contrast to water quality criteria for human usage, water quality for ecological vitality/functioning needs to be evaluated in terms of the organisms, populations, communities, and ecosystems that are affected by water (Dunne and Leopold, 1978). In other words, the quality of the aquatic environment can be defined by 1) a set of concentrations, speciations, and physical partitions of inorganic and organic substances; and 2) the composition and state of aquatic biota found in a water body. This definition implies that water quality characteristics, and hence the effect of human activities on changes in water quality, have to be evaluated in an ecological, chemical, and hydrological context (Meybeck and Helmer, 1992). It is paramount that water quality is related back to the organisms responding to the environmental condition (e.g. physiological response).

de olor, sabor, y color. Los criterios de calidad de agua para el consumo humano están dirigidos a: reducir o limitar los compuestos indeseables, eliminar o reducir materias potencialmente peligrosas o tóxicas (metales pesados como el mercurio); regular el pH (acidez), y eliminar las bacterias (Manahan, 1994).

Por su parte, el criterio de calidad del agua para la vitalidad y el funcionamiento ecológicos necesita ser evaluados desde el punto de vista de los organismos, las poblaciones, las comunidades, y los ecosistemas afectados por el agua (Dunne y Leopold, 1978). En otras palabras, la calidad del ambiente acuático puede definirse por: 1) un conjunto de concentraciones, especiaciones y formas físicas de sustancias orgánicas e inorgánicas, y 2) la composición y el estado de la biota del cuerpo de agua. Esta definición implica que las características de la calidad del agua y, por consiguiente, el efecto de la actividad humana sobre los cambios de calidad del agua, deben ser evaluadas en un contexto ecológico, hidrológico y químico (Meybeck y Helmer, 1992). Resulta de extrema importancia relacionar la calidad del agua con la respuesta de los organismos a las condiciones del medio ambiente (respuesta fisiológica). Conservar la calidad del agua, es por tanto un intento por conservar o mantener los regímenes espaciales y temporales necesarios para la viabilidad a largo plazo de organismos, interacciones y procesos.

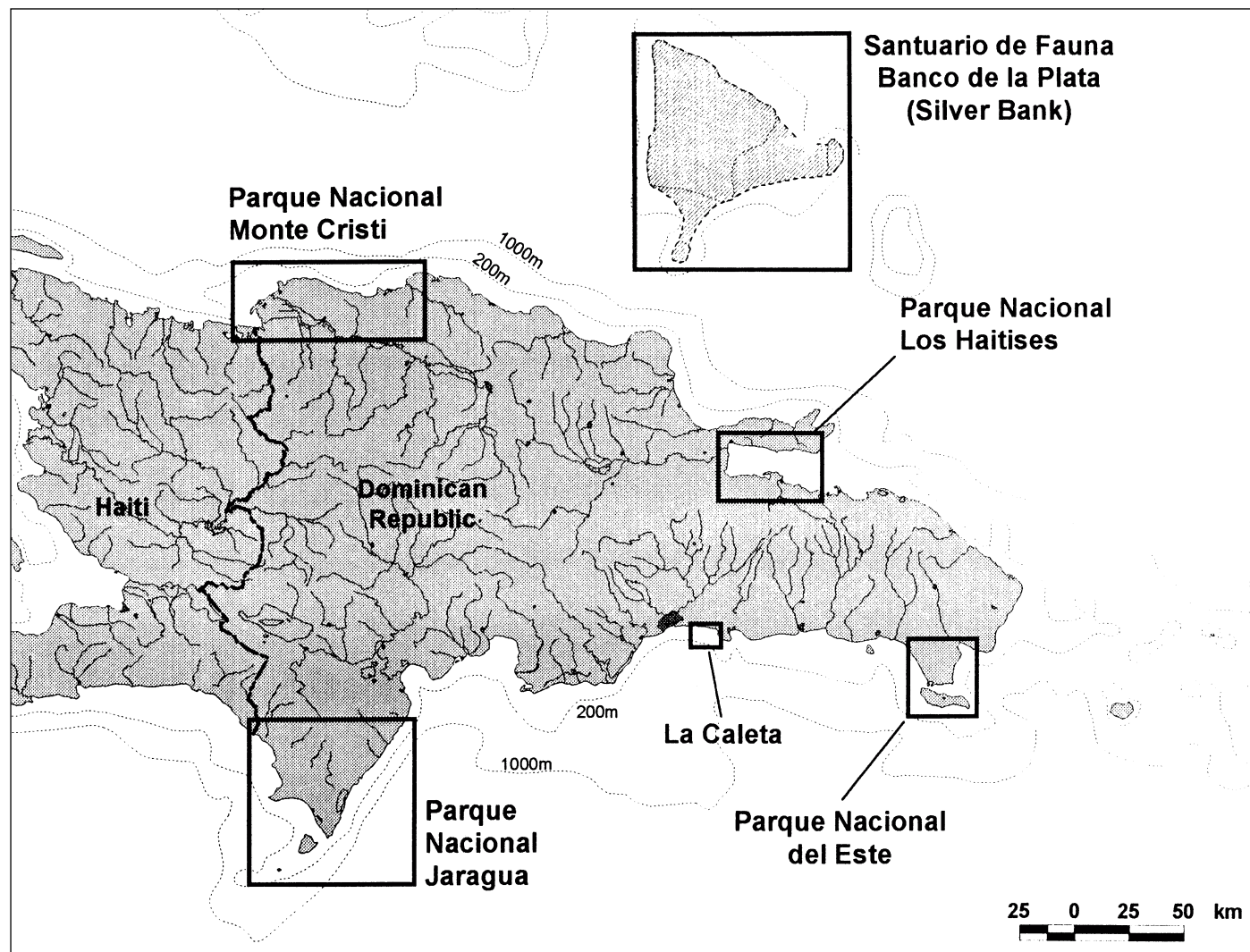


Figure 1-2. General location of coastal national parks in the Dominican Republic. *Figura 1-2. Ubicación general de los parques nacionales costeros en la República Dominicana.*

Water quality conservation, therefore, is an attempt to conserve or maintain the spatial and temporal regimes in water quality necessary for the long-term viability of organisms, interactions, and processes.

Organisms respond to and can even affect water quality. Moreover, adverse water quality conditions can exist in areas far removed from human activity. For example, in a shallow-water area with seagrasses and other types of benthic organisms, strong winds resulting in re-suspension of sediments (e.g. high turbidity or low water clarity) would be considered “bad” water quality. This is because the organisms impacted, in this case seagrasses and other benthic plants, typically require relatively clear water for photosynthesis. Even in areas with little or no human disturbance, adverse water quality conditions can occur as part of natural cycles, processes, or episodic events such as erosion, decomposition, dissolution, desorption, oxidation–reduction, sedimentation, immobilization, precipitation, sorption, and storms (Logan, 1995). The problem with human impacts on water quality (e.g. pollution, contamination) is that adverse water quality conditions tend to become chronic. Furthermore, human impacts leading to increased levels of pollutants or contaminants further stress organisms to the degree that they cannot recover from natural disturbances such as storm events. ■

SECTION 2. HUMAN IMPACTS ON COASTAL ECOSYSTEMS

Coastal ecosystems such as the southeastern coast of the Dominican Republic comprise a mosaic of assemblages of inter-dependent flora and fauna that, over long-term cycles (e.g. geological, evolutionary), experience periodic changes in abundance, diversity, and productivity. This is not to say that coastal ecosystems do not exhibit changes over shorter temporal periods. Diurnal, tidal, and seasonal changes in water flow, physical–chemical characteristics of water, organismal abundance, foraging patterns, and productivity fluctuate according to such cycles. However, these dynamics are part of the normal functioning of the coastal ecosystem. On occasion,

Los organismos responden y pueden incluso afectar la calidad del agua. Además, condiciones adversas en la calidad del agua pueden presentarse en áreas alejadas de todo tipo de actividad humana; por ejemplo, en aguas someras de hierbas marinas y otros tipos de organismos bentónicos, los vientos fuertes, pueden causar resuspensión de sedimentos (gran turbidez o baja transparencia), considerándose la calidad del agua “mala”. Esto se debe a que los organismos afectados, en este caso las hierbas marinas y otras plantas bentónicas, generalmente requieren aguas claras para la fotosíntesis. Aún en áreas de poca o ninguna perturbación humana, pueden presentarse condiciones adversas de la calidad del agua como parte de los ciclos naturales, procesos, o eventos episódicos, tal como la erosión, descomposición, disolución, desorción, oxidación-reducción, sedimentación, inmovilización, precipitación, sorción y tormentas (Logan, 1995). El problema del impacto humano a la calidad del agua (la contaminación) es que las condiciones adversas de calidad de agua tienden a convertirse en crónicas. Además, los impactos humanos que conducen a altos niveles de contaminantes tienden a producir alteraciones en los organismos hasta un grado en que éstos no pueden recuperarse de perturbaciones naturales como las tormentas. ■

SECCIÓN 2. IMPACTOS HUMANO EN LOS ECOSISTEMAS COSTEROS

Ecosistemas costeros como la costa del sureste de la República Dominicana, que comprenden un mosaico de asociaciones interdependientes de flora y fauna de largo plazo (geológicos y evolutivos), experimentan cambios periódicos en la abundancia, diversidad, y productividad. Esto no significa que los ecosistemas costeros no sufran cambios en plazos más cortos. Cambios diurnos, de mareas, y estacionales en el flujo de agua, las características físico-químicas del agua, la abundancia de organismos, los patrones de forrajeo y la productividad fluctúan según esos ciclos. Sin embargo, estas dinámicas son parte del funcionamiento normal del ecosistema costero. En ocasiones, pueden ocurrir perturbaciones naturales agudas y a gran escala (huracanes). Por ejemplo, los huracanes pueden ocasionar importantes daños a las praderas de hierbas marinas (*Thalassia testudinum*) a través de la energía de las olas y la resuspensión de los sedimentos. Las áreas dañadas son, a la vez, eventualmente colonizadas por otras especies de hierbas marinas y algas. Con el tiempo, la hierba de tortuga es capaz de recoloni-



Figure 1-3. A coral reef in Parque Nacional del Este, Dominican Republic. Copyright © 1995 by John G. Shedd Aquarium/P. Ceisel. Used with permission. *Figura 1-3. Arrecife coralino en el Parque Nacional del Este, República Dominicana. Derechos reservados © 1995, John G. Shedd Aquarium/P. Ceisel. Reproducido con permiso del autor.*

Table 1-1. Geographic data on the Dominican Republic. *Tabla 1-1. Datos geográficos de la República Dominicana.*

Location	Greater Antilles, Tropical Northwestern Atlantic
Size	total area of 48,484 km ² , two-thirds of Hispaniola
Economic Exclusion Zone	239,809 km ² , 5.6% of which is 0–200 m in depth
Coastline length	1,576 km
Reef extension	166 km (10–11% of total coastline)
Mangrove extension	268 km (17% of total coastline)
Population	8.222 million, 2nd behind Cuba in West Indies 55% of population in urban areas Annual growth of 2.3% (1983-92)
Density	107 persons per km ² (17th in the Caribbean)
Largest cities	Santo Domingo (> 2 million) Santiago de los Caballeros (500,000) La Romana (148,108) Puerto Plata (96,831)
Ethnicity	caucasian (16%) black (11%) ethnic mixed (73%)
Economy	gross domestic product = \$10.87 billion US GDP per capita = \$1,532 US
Natural resources	nickel, gold, silver, beaches, forests
Agricultural products	sugar cane, coffee, cocoa, tobacco, beef, fruits and vegetables
Industry types	sugar and petroleum refining, rum and beer, textiles, light manufacturing, food processing, cement
Principal goods exports	\$644 million US ferronickel, gold, sugar, silver, coffee, tobacco, meats, fruits
Principal service exports	\$1.958 billion US tourism and industrial free zones
Principal imports	\$2.276 billion US foodstuffs, petroleum, industrial raw materials, capital goods

Data from Wells (1988), Sealey (1992), and the Population Reference Bureau (www.prb.org/prb/info).

Table 1-2. Coastal national parks of the Dominican Republic. *Tabla 1-2. Parques Nacionales costeros de la República Dominicana.*

Protected area	Location	Established	Area (km ²)		
			Terrestrial	Marine	Total
Parque Nacional del Este	Southeast coast	1975	434	0	434
Parque Nacional Submarino La Caleta	South-central coast	1986	0	0.33	0.33
Parque Nacional Jaragua	Southwest coast	1983	580	758	1,338
Parque Nacional Los Haitises	Northeast coast	1976	in review	in review	in review
Parque Nacional Monte Cristi	Northwest coast	1986	in review	in review	530
Silver Bank (sanctuary only)	Northeast of island	1986	in review	in review	in review

Data from MAMMA (1988) and Wells (1988).

large-scale and acute natural perturbations may occur (e.g. hurricanes). For example, hurricanes may cause significant damage to turtle grass (*Thalassia testudinum*) beds via wave energy and re-suspension of sediments. Damaged areas are, in turn, eventually colonized by other species of seagrasses and algae. In time, turtle grass is able to recolonize and once again establish the former community. In some cases, however, irregular and severe natural disturbances may not be readily accommodated by the recipient ecosystem.

Human or anthropogenic activities affect the condition of coastal ecosystems by several means: 1) harvesting (fishing) of resources, 2) pollutant and contaminant discharges, 3) physical restructuring, and 4) introduction of exotic species (Table 1-3). Human impacts usually result in an acceleration or slowing of a natural process, short-circuiting of a natural process, or complete removal of a natural process (Schomer and Drew, 1982; Rapport et al., 1985). These effects, in turn, have implications for ecosystem stability, resistance to change, and the ability of the ecosystem to recover (resilience). An example of a human perturbation accelerating a natural process is thermal effluent, resulting in elevated water temperatures. This results in accelerated metabolic rates of organisms, in turn affecting growth, reproductive, and maintenance processes. An example of an anthropogenic perturbation that short-circuits or bypasses a natural process is water diversion from estuarine areas. This impact results in changes in water flow and corresponding alterations in habitat, such as changes in the production and export of detritus, viability of coastal plants, and the abundance of primary and secondary consumers. Finally, an example of a perturbation that completely removes a process is coastal deforestation, result-

zarse y restablecer otra vez la comunidad anterior. En algunos casos, sin embargo, perturbaciones naturales irregulares y severas no pueden ser fácilmente asimiladas por el ecosistema.

Las actividades humanas o antropogénicas afectan el estado de los ecosistemas costeros de diferentes formas: 1) extracción de recursos (pesca), 2) descarga de contaminantes, 3) reestructuración física y 4) introducción de especies exóticas (Tabla 1-3). Los impactos humanos resultan generalmente en la aceleración o retardo de los procesos naturales, acortan su ciclo (corto circuito), o los eliminan (Schomer y Drew, 1982; Rapport et al., 1985). Estos efectos, a la vez, tienen implicaciones en la estabilidad del ecosistema, su resistencia al cambio, su capacidad para recuperarse (resiliencia). Como ejemplo de perturbación humana que acelera un proceso natural tenemos los efluentes térmicos que provocan la elevación de la temperatura del agua. Esto genera tasas metabólicas aceleradas en los organismos, afectando su crecimiento, reproducción y procesos de mantenimiento. Un ejemplo de perturbación antropogénica que acelera o elimina un proceso natural es la desviación de agua en áreas estuarinas. Este impacto produce cambios en el flujo del agua y las correspondientes alteraciones en el hábitat, tales como cambios en la producción y exportación de detrito, la viabilidad de plantas costeras, y la abundancia de consumidores primarios y secundarios. Finalmente, un ejemplo de una perturbación que completamente elimina un proceso natural es la deforestación costera, donde se produce la eliminación de hábitat y organismos, con los cambios correspondientes en la trama trófica.

Aunque los efectos adversos del hombre sobre los ecosistemas costeros son cada día más claros, separar las causas y sobre todo las consecuencias de las perturbaciones naturales y de las antropogénicas resulta aún difícil, particularmente en ecosistemas complejos como los arrecifes coralinos (Grigg y Drew, 1990; Maragos et al., 1996). Esta dificultad refleja parcialmente las características de la dinámica espacial y temporal de los ecosistemas costeros, pero tam-

Table 1-3. Responses of terrestrial and aquatic ecosystems to anthropogenic and natural stressors (modified from Rapport et al., 1985). Signs (+ or -) indicate directions of change relative to the normal functioning of unstressed ecosystems. Tabla 1-3. Respuesta de los ecosistemas terrestres y acuáticos a las perturbaciones naturales y antropogénicas (modificado de Rapport et al., 1985). Los signos + o - indican direcciones de cambios relativos al funcionamiento normal de ecosistemas no perturbados.

Stressor	Ecosystem response				
	Nutrient pool	Productivity	Diversity	Size	System Retrogression
Harvesting/Fishing					
aquatic	?	?	-	-	+
terrestrial	-	-	-	-	+
Pollution					
aquatic	+	+	-	-	+
terrestrial	-	-	-	-	+
Physical impacts					
aquatic	?	-	-	-	+
terrestrial	-	-	-	-	+
Introduction of exotics					
aquatic	?	?	?	-	+
terrestrial	?	?	?	?	+
Extreme natural events					
aquatic	?	-	-	-	+
terrestrial	-	-	-	-	+

ing in habitat and organism removal, with corresponding changes in food chains and webs.

Although the adverse effects of humans on coastal ecosystems are becoming increasingly clearer, separating the causes and particularly the consequences of natural and anthropogenic perturbations is difficult, especially in complex ecosystems such as coral reefs (Grigg and Dollar, 1990; Maragos et al., 1996). This difficulty not only reflects the spatial and temporal dynamics characteristic of coastal ecosystems, but also the fact that many human perturbations are often masked or acted synergistically with natural variations. At low human population densities, human activities are usually not by themselves sufficient to significantly alter coastal ecosystems, but acting synergistically with natural perturbations, they may be sufficient to alter and affect ecosystem structure and function. This point is critical in evaluating water quality threats to tropical coastal areas such as the southeastern coast of the Dominican Republic.

The terms *symptoms*, *stressors*, and *sources* can be used to clarify the nature of human impacts on coastal ecosystems, particularly their causes, mechanisms, and consequences (Table 1-4). Sources, stressors, and symptoms are linked, but the mechanisms and degree of relationship are often poorly understood. The *symptoms* of coastal ecosystem change or degradation refer to the visible or measurable changes observed by scientists and citizenry. From organisms to ecosystems, what constitutes health is not, despite the popular view, often based on objective scientific criteria. Instead, what constitutes health involves judge-

bién el hecho de que muchas de las perturbaciones producidas por el hombre se enmascaran frecuentemente o actúan sinérgicamente con las variaciones naturales. En bajas densidades de poblaciones humanas, las actividades antropogénicas no son lo suficientemente significativas como para alterar el ecosistema costero, pero si actúan en conjunto con perturbaciones naturales, pueden ser suficientes para alterar y afectar la estructura y el funcionamiento del ecosistema. Este punto es crítico para evaluar las amenazas de la calidad del agua a las áreas costeras tropicales, como en el caso de costa del sureste de la República Dominicana.

Los términos de *síntomas*, *tensores* y *fuentes* pueden ser usados para aclarar la naturaleza de los impactos humanos a los ecosistemas costeros, particularmente sus causas, mecanismos, y consecuencias (Tabla 1-4). Las fuentes, los tensores y los síntomas están relacionados, pero los mecanismos y el grado de interrelación son frecuentemente poco comprendidos. Los *síntomas* de los cambios o la degradación de un ecosistema costero, se refiere a aquellos cambios medibles o visibles observados por los científicos y la ciudadanía. Desde los organismos hasta el ecosistema, lo que se considera saludable, a pesar de la opinión popular, no esta basado a menudo en criterios científicos u objetivos. Por el contrario, lo que es saludable involucra cierto juicio y es casi siempre una función de la experiencia y el tiempo empleado en observar un área en particular (Rapport et al., 1985). Algunos de los síntomas de cambio en los ecosistemas costeros no son conflictivos; la gente reconoce fenómenos tales como la mortandad de hierbas marinas, los florecimientos de algas, la escasa transparencia, y los cambios en hábitats litorales que son probablemente una función de o están exacerbados por las actividades humanas (Tabla 1-4). Algunos de los *síntomas* pueden o no estar vinculados a las actividades humanas, pero en cambio, reflejan obser-

Table 1-4. Examples of sources (human activities/actions), stressors (impacts from human activities), and biological responses (symptoms). *Tabla 1-4. Ejemplos de fuentes (actividades humanas), tensores (impacto por actividades humanas), y respuestas biológicas (síntomas).*

Sources	Stressors	Example Biological Responses/Symptoms
Water Quality Impacts		
Alteration in hydrology (water diversion, construction)	<ul style="list-style-type: none"> · decreased tidal flow · increased salinity 	<ul style="list-style-type: none"> · decreased productivity of mangroves, declines in secondary production · mortality of seagrasses if hypersaline conditions persist · loss of habitat to higher trophic levels · numerous secondary effects possible
Coastal eutrophication (excess nutrient input)	<ul style="list-style-type: none"> · increased levels of water column nutrients 	<ul style="list-style-type: none"> · increased epiphyte loads on seagrasses, · decreased productivity of seagrasses, weakening of root-rhizome system · shift from benthic to water column productivity in some cases · change in food web structure · hypoxia resulting from decomposition of organic matter
Mechanical Impacts		
Diving and snorkeling	<ul style="list-style-type: none"> · touching or in some way affecting the bottom · disturbance to fish and other epifauna 	<ul style="list-style-type: none"> · fragmentation, decreased reproductive success, decreased growth, mortality · alteration in behavior of fishes, may affect grazing and predation
Vessel groundings	<ul style="list-style-type: none"> · mechanical impact to the bottom · increased sedimentation 	<ul style="list-style-type: none"> · partial and complete mortality, decreased growth, reduced recruitment · decreased species diversity, abundance, and biomass of epifauna
Harvesting/Fishing Impacts		
	<ul style="list-style-type: none"> · removal of organisms from their environment · injury to organisms from fishing methods 	<ul style="list-style-type: none"> · increase in mortality and bioerosion · decrease in diversity, abundance, size, reproductive output · change in species composition and growth

ment and is often a function of the experience and length of time humans have been observing a particular area (Rapport et al., 1985). Some of the symptoms of ecosystem change in coastal ecosystems are not controversial: people recognize that phenomena such as seagrass mortality, algal blooms, low water clarity, and changes in near-shore habitats are likely a function of or exacerbated by human activities (Table 1-4). Some of the symptoms may or may not be linked to human activities, but instead, reflect observations of apparent change in ecosystem structure and function. An example of this situation may include climate change. However, resource managers are often asked to make long-term, comprehensive management recommendations and decisions without corroborative evidence (Grumbine, 1994).

The *stressors* are the impacts resulting from natural factors or human activities, which, in turn, affect organisms and ecological processes. Stressors have also been defined as the applied stimuli (Brown and Howard, 1985; Rapport et al., 1985). The cumulative effects of stressors result in biological responses, often referred to as stress responses (Rapport et al., 1985). This response is the ultimate manifestation of the natural process or human impact, including, but not limited to: partial or complete mortality, changes in productivity, decreased biodiversity from loss of habitat, decreased fisheries production, decreased growth, increased incidence of disease, and the inability to recover from natural perturbations (Table 1-4). Stressors may be difficult to identify in that they can be chronic, impacting organisms and processes slowly, or acute, impacting organisms and processes in a relatively short period of time. Anthropogenic stressors that are chronic in nature are more difficult to identify because they are often masked by natural perturbations (Grigg, 1995). However, chronic stressors usually impart changes over a broader spatial scale (e.g. water quality degradation) than do acute stressors. On the other hand, acute stressors, while defined by a relatively brief duration, impose significant changes on smaller spatial scales (e.g. vessel groundings).

Finally, the *sources* of coastal ecosystem change or degradation refer to the natural phenomena or human activities at the root of the stressors impacting the environment. Natural stressors to coastal ecosystems can be manifested in the following sources: storms, floods, earthquakes, predation, and disease. Major human stressors are manifested as point- and

vaciones de cambios aparentes en la estructura y funcionamiento del ecosistema. Un ejemplo de ello es un cambio climático. Sin embargo, a los administradores de recursos se les pide frecuentemente que hagan recomendaciones a largo plazo e integrales y que tomen decisiones sin evidencias corroboradas (Grumbine, 1994).

Las *tensores* son los impactos derivados de las actividades humanas o los factores naturales, que a su vez afectan organismos y procesos ecológicos. Los tensores se han definido también como estímulos aplicados (Brown y Howard, 1985; Rapport et al., 1985). El efecto o efectos acumulativo(s) de las tensores genera respuestas biológicas, comúnmente conocidas como respuestas a perturbaciones (Rapport et al., 1985). Estas respuestas son la manifestación final del proceso natural o impacto humano, y comprende -pero no están limitadas a- la mortalidad total o parcial, cambios de productividad, disminución de la biodiversidad que abarca desde pérdida de hábitat, disminución de la producción pesquera, y disminución del crecimiento, hasta el aumento de la incidencia de enfermedades y la disminución de la capacidad para recuperarse de perturbaciones naturales (Tabla 1-4). Las alteraciones pueden ser difíciles de identificar ya que pueden ser crónicas, incidir en organismos y procesos lentamente, o ser agudos, afectando organismos y procesos en un período relativamente corto. Los tensores antropogénicos que son crónicos en la naturaleza son más difíciles de identificar ya que casi siempre están enmascarados por perturbaciones naturales (Grigg, 1995). Sin embargo, los tensores crónicos generalmente provocan cambios en una escala espacial más amplia (por ej., degradación de la calidad del agua) que los tensores agudos. Por otra parte, los tensores agudos, aunque están definidos por una duración relativamente breve, provocan cambios notables en escalas espaciales menores (por ej., varamiento de embarcaciones).

Finalmente, las *fuentes* de cambios o degradación de los ecosistemas costeros se refieren a fenómenos naturales o actividades humanas detrás de los tensores que afectan el ambiente. Los tensores naturales en los ecosistemas costeros pueden manifestarse en las siguientes fuentes: tormentas, inundaciones, sismos, depredación y enfermedades. Los principales tensores humanos se manifiestan en las descargas puntuales y no puntuales de contaminantes, la destrucción de hábitats costeros, la sobrepesca, las prácticas pesqueras destructivas y el uso excesivo de arrecifes por actividades turísticas y recreativas (Maragos et al., 1996). Las expresiones diversas de contaminación, cambios en el uso de la tierra, sobreexplotación y urbanización, todas son fuentes humanas de perturbaciones para los ecosistemas costeros. Asumiendo que el uso sostenido de los recursos es teóricamente asequible, las fuentes de perturbación humana

Table 1-5. Regions of the tropical western Atlantic (wider Caribbean) as used by UNEP (1994) to review land-based sources of pollution. *Tabla 1-5. Regiones del Atlántico oeste tropical (gran Caribe) utilizadas por la UNEP (1994) para revisar las fuentes de contaminación terrestre.*

Region	Countries included
Gulf of México	Cuba, México, United States
Western Caribbean	Belize, Costa Rica, Guatemala, Honduras, México, Nicaragua, Panamá
Northeastern and Central Caribbean	Bahamas, Cayman Islands, Cuba, Dominican Republic, Haiti, Jamaica, Puerto Rico, Turks and Caicos Islands
Eastern Caribbean	Anguilla, Antigua and Barbuda, Barbados, British Virgin Islands, Dominica, Grenada, Guadeloupe, Martinique, Montserrat, St. Lucia, St. Maarten, St. Kitts and Nevis, St. Vincent and the Grenadines, U.S. Virgin Islands
Southern Caribbean	Aruba, Bonaire, Colombia, Curaçao, Tobago, Trinidad, Venezuela

non-point pollutant and contaminant discharge, destruction of coastal habitats, overfishing and destructive fishing practices, and overuse of reefs by tourists and other recreational activities (Maragos et al., 1996). Various expressions of pollution, land-use change, over-exploitation, and urbanization all underlie human-based sources of coastal ecosystem stress. Assuming that sustainable resource use is theoretically attainable, it should be possible to manage the sources of human perturbation to the natural world in such a way that the threat and impacts are minimized. Although some people would contend that human population growth is the source of all environmental problems, sustainable development rhetoric suggests that many of the sources of environmental degradation caused by humans can be minimized, through a combination of education, technology, and political will. ■

SECTION 3. WATER QUALITY THREATS IN THE TROPICAL WESTERN ATLANTIC

The tropical western Atlantic, represented by the Florida Keys, Gulf of Mexico, the Greater and Lesser Antilles, and Central America (Table 1-5), is home to an ever-growing human population, the majority of which lives within 20 km of the coastline. The 25 countries of the Caribbean Basin have a population that grows at an average annual rate of 3%, doubling in less than 25 years. The coastal population of the area will exceed 55 million people by the early 21st century, further exacerbated by expected increases in tourism (UNEP, 1994).

Water quality degradation may be the most significant and widespread problem in tropical coastal areas (Lapointe and Matzie, 1996). Coastal water quality has generally not been a concern in the tropical western Atlantic and most countries have over-estimated the ocean's capacity to absorb pollutant and contaminant loadings. The high sensitivity of tropical coastal areas to water quality changes may be linked to three factors: 1) the narrow physiological tolerances of organisms such as many reef-associated species (e.g. stony corals); 2) the susceptibility of key species interactions to perturbations (e.g. plant-herbivore interactions, symbioses, microbial cycles); and 3) increased toxicity of pollutants and contaminants at higher temperatures (e.g. increased solubility, faster uptake) (USEPA, 1983; Pastorak and Bilyard, 1985). It should be noted, however, that few data exist to document the spatial and temporal extent of pollution and contamination in the Caribbean Basin (UNEP, 1994). The most impacted coastal areas are obvious, such as Havana Bay (Cuba), Cartagena Bay (Colombia), and Kingston Harbour (Jamaica): however, quality degradation can be considered to be a threat wherever there are human settlements with insufficient buffer zones in coastal areas or inadequate infrastructure.

The significant land-based sources of pollutants and contaminants in the tropical western Atlantic can be categorized by source and constituents (UNEP, 1994). Sources can be categorized as point and non-point. Point sources are primarily industrial and sewage treatment discharges,

a la naturaleza deberían poder administrarse de tal manera que las amenazas e impactos sean minimizados. Aunque algunos tienden a pensar que el crecimiento de la población humana es la causa de todos los problemas ambientales, la retórica del desarrollo sostenible sugiere que muchas de las fuentes de degradación ambiental ocasionada por el Hombre puede ser minimizadas mediante una combinación de educación, tecnología y voluntad política. ■

SECCIÓN 3. AMENAZAS A LA CALIDAD DE AGUA EN EL ATLÁNTICO OCCIDENTAL TROPICAL

El Atlántico occidental tropical, representado por las Cayos de la Florida, el Golfo de Méjico, la Antillas Menores y Mayores, y Centroamérica (Tabla 1-5) enfrenta un crecimiento constante de la población humana, la mayoría de la cual está localizada dentro de los 20 km de la costa. Los 25 países de la cuenca del Caribe tienen una población que crece a una tasa promedio anual de 3%, duplicándose en menos de 25 años. La población costera excederá los 55 millones de personas para el año 2000, lo que se exacerbará por el incremento esperado en el turismo (UNEP, 1994).

La degradación de la calidad del agua podría ser el problema más importante y generalizado en las áreas costeras tropicales (Lapointe y Matzie, 1996). Esto no ha sido generalmente una preocupación en el Atlántico occidental tropical donde la mayoría de los países han sobrestimado la capacidad del océano para absorber las descargas de contaminantes. La gran sensibilidad de las áreas costeras tropicales a los cambios de calidad del agua puede explicarse con tres factores: 1) el estrecho diapásón de tolerancia fisiológica de los organismos tales como las especies asociadas a los arrecifes (por ej. corales pétreos); 2) la susceptibilidad de las interacciones entre especies claves a las perturbaciones (por ej., interacciones planta-herbívoro, simbiosis, ciclos microbianos) y 3) el incremento de la toxicidad de los contaminantes con el aumento de la temperatura (aumento de la solubilidad, asimilación más rápida) (USEPA, 1983; Pastorak y Bilyard, 1985). Debe señalarse, sin embargo, que existen pocos datos para documentar el alcance espacial y temporal de la contaminación en la cuenca caribeña (UNEP, 1994). Las áreas costeras más afectadas resultan obvias, tales como la Bahía de La Habana (Cuba), la Bahía de Cartagena (Colombia), y el puerto de Kingston (Jamaica); sin embargo, la degradación de la calidad puede considerarse una amenaza donde quiera que existan asentamientos humanos con insuficientes zonas de amortiguamiento en las áreas costeras o infraestructuras inadecuadas.

Las principales fuentes de contaminantes provenientes de tierra en el Atlántico occidental tropical pueden ser categorizadas por su origen y componentes (UNEP, 1994). Estas pueden ser clasificadas como puntuales y no puntuales. Las fuentes puntuales son principalmente descargas industriales y de aguas negras, mientras que las fuentes no puntuales pueden originarse desde áreas urbanas o rurales, a saber: arrastre de aguas de tormentas (arrastre superficial y descargas de aguas subterráneas), drenaje laminar en áreas urbanas y el drenaje agrícola en áreas rurales (Marsh, 1977). Los administradores de recursos hidráulicos han diferenciado los términos contaminación y polución en desde el punto de vista del uso humano del agua (Tabla 1-6). La polución puede definirse como algo que adversa e irracionalmente menoscaba el uso beneficioso del agua, aunque no implique un peligro real para la salud (Logan, 1995). La contaminación es definida como algo que ocasiona un peligro real a la salud pública y común-

while non-point sources can originate from urban and non-urban areas: storm-water runoff (surface runoff and submarine ground water discharge) and overflow discharges in urban areas and agricultural runoff in non-urban areas (Marsh, 1977). Water resource managers have differentiated the terms pollution and contamination in terms of human water usage (Table 1-6). Pollution can be defined as something that adversely and unreasonably impairs the beneficial use of water, even though no actual health hazard may be involved (Logan, 1995). Contamination is defined as something that causes an actual hazard to public health and usually involves the introduction of materials such as heavy metals, polychlorinated biphenyls (PCBs), hydrocarbons, and pesticides into a body of water (Logan, 1995). Another definition of a contaminant is a substance whose presence is not normally expected in the environment. These are often referred to as xenobiotic compounds—materials that are foreign to living organisms (Manahan, 1994). The types of pollutants and contaminants constituting the greatest threat to coastal ecosystems of the tropical western Atlantic are sewage (nutrients, suspended solids, biochemical oxygen demand), oil, sediments (suspended solids), pesticides, plastics, and toxic waste.

Land-based sources of pollution pose a significant environmental threat to coastal ecosystems of the tropical western Atlantic (Tomascik and Sander, 1985; Hatcher et al., 1989). Pollution can impact freshwater and marine environments, as well as ground water resources (D’Elia et al.,

mente involucra la introducción de materias tales como metales pesados, bifenoles policlorinados (PCBs), hidrocarburos y plaguicidas en cuerpos de agua (Logan, 1995). Otra definición de contaminante es el de una sustancia cuya presencia no es esperada normalmente en el ambiente; refiriéndose frecuentemente a materiales o compuestos cenobióticos ajenos a los organismos (Manahan, 1994). Los tipos de contaminantes y polucionantes que constituyen la amenaza más grande a los ecosistemas costeros del Atlántico occidental tropical son las aguas negras o de albañal (nutrientes, sólidos suspendidos, demanda bioquímica de oxígeno), petróleo, sedimentos (sólidos suspendidos), plaguicidas, plásticos y desechos tóxicos.

La fuentes terrestres de contaminación representan una gran amenaza ambiental para los ecosistemas costeros del Atlántico occidental tropical (Tomascik y Sander, 1985; Hatcher et al., 1989). La contaminación puede impactar las aguas dulces y los ambientes marinos, así como también los recursos de aguas subterráneas (D’Elia et al., 1981; Lewis, 1987; Manahan, 1994). La Tabla 1-7 ofrece un resumen de la información recopilada por el Programa Ambiental de las Naciones Unidas (UNEP, 1994) para ilustrar la magnitud de nitrógeno, el fósforo, sólidos totales suspendidos y descargas de petróleo/aceites (toneladas/año) para regiones comprendidas en Atlántico occidental o gran Caribe (Figura 1-4). Estos datos representan descargas desde fuentes puntuales a excepción del Golfo de México en los E. U. La contribución turística a las descargas de desechos domésticos no se incluyeron en este análisis.

Una de las fuentes primarias de contaminación los ecosistemas tropicales costeros es el tratamiento inadecuado de las aguas negras (Marszalek, 1987; Campana et al., 1989; Chang y Wang, 1995), una

Table 1-6. General types of water pollutants and contaminants and their significance to people and natural systems (modified from Manahan, 1994). *Tabla 1-6 Tipos generales de contaminantes del agua y sus efectos en humanos y sistemas naturales (modificado de Manahan, 1994).*

Class of pollutant/contaminant	Significance
Trace elements	Health, negative effect on aquatic biota
Heavy metals	Health, negative effect on aquatic biota
Organically-bound metals	Toxicity
Radionuclides	Toxicity
Inorganic pollutants	Toxicity, negative effect on aquatic biota
Asbestos	Human health
Algal nutrients	Eutrophication
Acidity, alkalinity, salinity (in excess)	Water quality, negative effect on aquatic life
Trace organic pollutants	Toxicity
Polychlorinated biphenyls	Possible severe biological effects
Pesticides	Toxicity, negative effects on aquatic biota and wildlife
Petroleum wastes	Negative effect on wildlife, aesthetics (taste, odor, color)
Sewage and animal wastes	Water quality, oxygen levels
Biochemical oxygen demand	Water quality, oxygen levels
Pathogens	Health effects
Detergents	Eutrophication, aesthetics (taste, odor, color)
Chemical carcinogens	Increased incidence of cancer
Sediments	Water quality, negative effect on aquatic biota

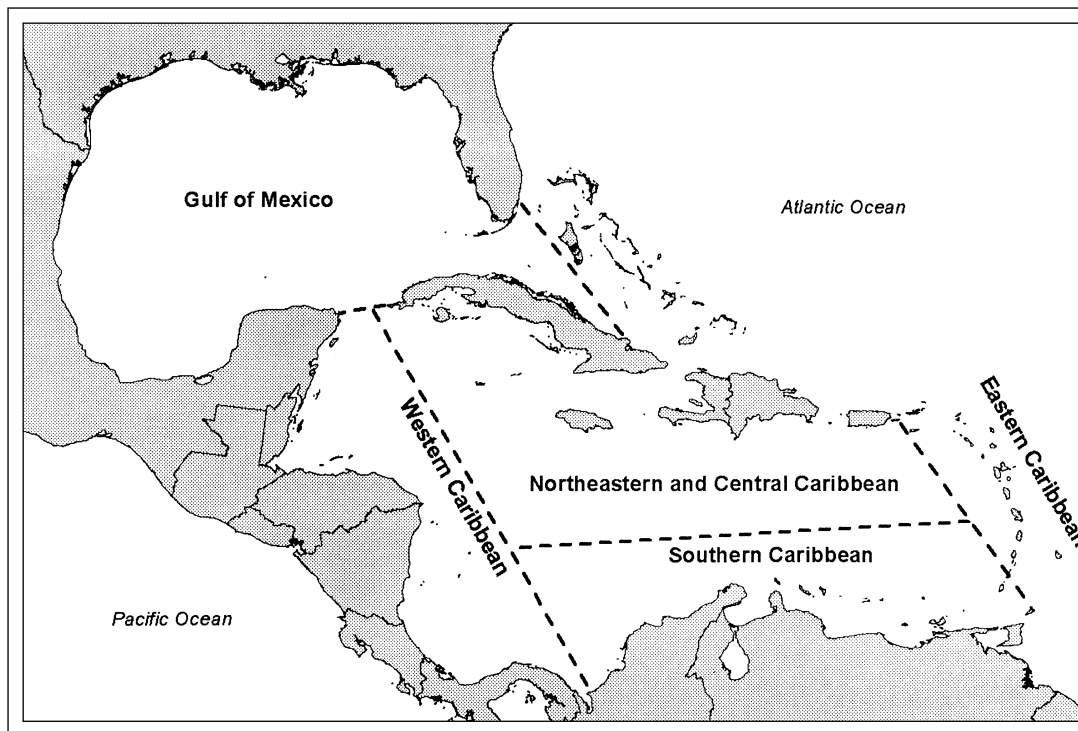


Figure 1-4. Regions of the tropical western Atlantic (wider Caribbean) as used by UNEP (1994) to review land-based sources of pollution. Figura 1-4. Regiones del Atlántico occidental (gran Caribe) utilizadas por la UNEP (1994) para la revisión de fuentes de contaminación terrestres.

1981; Lewis, 1987; Manahan, 1994). Data recently compiled by the United Nations Environment Programme (UNEP, 1994) is summarized in Table 1-7 to illustrate the magnitude of nitrogen, phosphorus, total suspended solids, and oil/grease loadings (tons/year) for regions comprising the tropical western Atlantic or wider Caribbean (Figure 1-4). These data represent loadings from point sources except for the U.S. Gulf of Mexico. The tourist contribution to domestic waste loads was not included in this analysis.

One of the primary sources of pollution in tropical coastal ecosystems is the inadequate treatment of sewage (Marszalek, 1987; Bell et al., 1989; Chang and Wang, 1995), one of several classes of water pollutants (Table 1-8). It is estimated that less than 10% of the sewage generated in the Caribbean Basin is properly treated (secondary treatment) (UNEP, 1994). Even with secondary sewage treatment, only 20–30% of nutrients, such as phosphorus, are removed (Dunne and Leopold, 1978; Bell et al., 1989). In those areas with sewage treatment facilities in place, most are considered to be in poor operating condition and very few monitor the effluent discharged into receiving waters. For example, it is estimated that only 25% of hotels and resort complexes in the Caribbean Basin have adequate treatment plant operating conditions (UNEP, 1994). Moreover, nearly one-third of sewage treatment plants discharge effluent along the shoreline, while roughly 22% discharge into streams and coastal lagoons.

Case studies from several tropical coastal ecosystems have shown that nutrient loading from sewage and agricultural runoff represents a serious threat to organisms and ecological processes (Smith et al., 1981; Lapointe and Clark, 1992; Bell and Elmetri, 1995). Of the pollutants in sewage and non-point runoff, the levels of nutrients such as nitrogen and phosphorus are critical (Bell, 1991; Lapointe and Matzie, 1996), since excess nutrients and organic matter

de las varias clases de contaminantes del agua (Tabla 1-8). Se estima que menos de 10% de los residuales albañales o aguas negras generados en la cuenca del Caribe son tratados adecuadamente (tratamiento secundario) (UNEP, 1994). Aún con tratamientos secundarios de aguas negras, solamente el 20-30 % de los nutrientes como el fósforo, son removidos (Dunne y Leopold, 1978; Bell et al., 1989). Aquellas áreas con instalaciones de tratamiento de aguas negras, la mayoría son consideradas de bajo nivel operacional y muy pocas monitorean las descargas de afluentes a las aguas receptoras. Por ejemplo, se estima que solamente el 25% de los hoteles y complejos turísticos en la cuenca del Caribe tiene planta de tratamiento en condiciones operacionales (UNEP, 1994). Además, cerca de 1/3 de las plantas de tratamiento de aguas negras descargan los afluentes en el litoral, mientras que el 22% lo hace en corrientes fluviales y lagunas costeras.

Los casos de estudio de algunos ecosistemas tropicales costeros ha mostrado que la descarga de nutrientes de las aguas negras y el drenaje agrícola representan una amenaza seria a los organismos y los procesos ecológicos (Smith et al., 1981; Lapointe y Clark, 1992; Bell y Elmetri, 1995). Entre los contaminantes que aportan las aguas negras y descargas no puntuales, están nutrientes como el nitrógeno y el fósforo (Bell, 1991; Lapointe y Matzie, 1996), pudiendo el exceso de nutrientes y materia orgánica provocar procesos de eutroficación (Smith et al., 1981; Mee, 1988; Hatcher et al., 1989). La eutroficación se considera una perturbación a los organismos, representando una función combinada de nutrientes antropogénicos y enriquecimiento de materia orgánica, incremento de la sedimentación, e introducción de toxinas (Tomascik y Sander, 1987a; Mee, 1988; Valiela, 1995). El exceso de nutrientes es perjudicial para los ecosistemas costeros como los arrecifes coralinos, ya que pueden reducir la transparencia del agua por el incremento de partículas de carbono orgánico y fitoplancton (Lapointe y Clark, 1992; Valiela, 1995); la inhibición por fosfatos de la calcificación que puede ocurrir a concentraciones menores de 0.02 μM (Kinsey y Davies, 1979); alteraciones bióticas por exceso de actividad alimentaria, y el incremento de la competencia y la depredación (Pastorak y Bilyard, 1985; Hallock

Table 1-7. Estimated annual loadings (tons/year) of land-based pollutants in the tropical western Atlantic (data from UNEP, 1994). Tabla 1-7. Estimaciones anuales de descargas (ton/año) de contaminantes provenientes de fuentes terrestres en el Atlántico occidental tropical (tomado de UNEP, 1994).

Pollutant	Source	Region				
		I	II	III	IV	V
Total nitrogen	Domestic	34,070	2,419	5,239	710	86,338
	Industrial	17,234	40,526	43,265	37,306	211,107
Total phosphorus	Domestic	19,141	1,467	5,503	531	33,475
	Industrial	17,717	4,519	12,690	15,171	32,357
Total suspended solids	Domestic	116,327	16,427	90,214	4,617	228,744
	Industrial	27,821,884	149,887	993,964	270,270	2,684,948
Oil and grease	Domestic	41,370	2,001	6,089	504	18,975
	Industrial	640,181	8,611	128,074	41,227	162,608

I = Gulf of Mexico, II = western Caribbean, III = northeastern and central Caribbean, IV = eastern Caribbean, V = southern Caribbean.

can lead to eutrophication (Smith et al., 1981; Mee, 1988; Hatcher et al., 1989). Eutrophication is considered a stress to organisms, representing the combined function of anthropogenic nutrient and organic matter enrichment, increased sedimentation, and the introduction of toxins (Tomascik and Sander, 1987a; Mee, 1988; Valiela, 1995). Excess nutrients are detrimental to coastal ecosystems such as coral reefs because they cause: a reduction in water transparency related to increases in particulate organic carbon and phytoplankton (Lapointe and Clark, 1992; Valiela, 1995); phosphate inhibition of calcification that can occur at concentrations below 0.02 micromolar (Kinsey and Davies, 1979); biotic disruption, such as overfeeding stress, increased competition, and increased predation (Pastorak and Bilyard, 1985; Hallock and Schlager, 1986; Birkeland, 1988); and increased rates of bioerosion (Hallock and Schlager, 1986).

The largest nitrogen and phosphorus loading in the tropical western Atlantic occurs in the southern Caribbean and Gulf of Mexico (Table 1-7). The major contributions of nutrients to coastal areas are non-point agricultural runoff and rural runoff, with relatively minor contributions from domestic and industrial sources. Data presented in Table 1-7 only represent information on point sources. The highest nutrient loading occurs in the southern Caribbean and Gulf of Mexico for both domestic and industrial sources; other regions have loadings that are 1–2 orders of magnitude lower. Industrial sources comprise the majority of the nutrient loading in all regions except the Gulf of Mexico. Throughout the developing countries of the Caribbean, only 2–16% of the population is served by sewer systems (UNEP, 1994). This is an expanded case of what has occurred in coastal areas of the U.S. such as the Florida Keys (DeFreese, 1991); populations have grown faster than infrastructure and technology have been put into place to sufficiently treat pollutants before they are discharged into coastal waters (USEPA, 1991, 1993). Extensive pollution in ports and harbors throughout the Caribbean is also well documented, but controls are difficult to enforce. The rate at which forests and coastal wetlands are being converted for agricultural

and Schlager, 1986; Birkeland, 1988); y el incremento en la tasa de bioerosion (Hallock y Schlager, 1986).

Las mayores descargas de fósforo y nitrógeno en el Atlántico occidental tropical ocurren en el Golfo de México y en el sur del Caribe (Tabla 1-7). Las mayores contribuciones de nutrientes en las áreas costeras son los drenajes no puntuales provenientes de la agricultura y de zonas rurales, con contribuciones relativamente menores de fuentes industriales y domésticas. Los datos presentados en la Tabla 1-7 solamente representan fuentes puntuales. Las mayores descargas de nutrientes ocurren en el Golfo de México y el sur del Caribe provenientes tanto de fuentes industriales como domésticas; otras regiones reciben descargas inferiores en 1-2 orden de magnitud. Las fuentes industriales representan la mayoría de las descargas de nutrientes en todas las regiones exceptuando el Golfo de México. En los países en desarrollo del Caribe, solamente 2-16% de la población dispone de sistemas de alcantarillado (UNEP, 1994). Esto es similar a lo que ocurre en las áreas costeras de los EE.UU. como los Cayos de la Florida (DeFreese, 1991); la población creció más rápido que la instalación de infraestructura y tecnología para tratar los contaminantes antes de que sean vertidos a las aguas costeras (USEPA, 1991, 1993). La polución extensiva en puertos y bahías a lo largo del gran Caribe ha sido bien documentada, pero difícil controlar. El ritmo de conversión de bosques y humedales costeros en tierras de uso agrícola, junto con el incremento del uso de los fertilizantes (31% de aumento en 17 países entre 1979 y 1989), aumentará la severidad de la eutroficación costera (aumento de la tasa de aporte de materia orgánica) en muchas áreas del Caribe (UNEP, 1994; Rapport et al., 1985). La capacidad de los ecosistemas tropicales costeros para recuperarse de la contaminación parece ser muy lenta (>10 años), particularmente en áreas de poca circulación con grandes depósitos de nutrientes y sedimentos (Laws y Redajle, 1982; Hunt y Evans, 1995).

La extensión de la polución oceánica en el Atlántico occidental tropical es incierta. Usando tecnología de teledetección se ha podido representar la conectividad de las áreas costeras del Caribe en escalas espaciales desde cientos hasta miles de kilómetros (Hallock et al., 1993). Por ejemplo, la inundación del río Orinoco en los 80's se registró en los esqueletos coralinos en áreas corriente abajo como Tobago (Risk et al., 1992). Se ha sugerido también que muchos de los deterioros registrados en arrecifes coralinos (menor

use, together with the increased applications of fertilizers (31% increase in 17 countries between 1979 and 1989), will increase the severity of coastal eutrophication (increase in the rate of supply of organic matter) in many Caribbean areas (UNEP, 1994; Rapport et al., 1985). The ability of tropical coastal ecosystems to recover from pollution is likely to be very slow (10+ years), particularly in poorly flushed areas with large reservoirs of nutrients in sediments (Laws and Redajle, 1982; Hunter and Evans, 1995).

The spatial extent of ocean-wide pollution in the tropical western Atlantic is unclear. Using satellite remote sensing tools, the connectivity of Caribbean coastal areas over spatial scales of hundreds to thousands of kilometers has been illustrated (Hallock et al., 1993). For example, the flooding of the Orinoco River during the 1980s is recorded in coral skeletons in downstream areas such as Tobago (Risk et al., 1992). It has also been suggested that many of the documented declines in coral reefs (e.g. lower coral cover, higher algal cover, greater disease incidence) may be at least partially attributable to region-wide pollution (Hallock et al., 1993), shifting reef ecosystems from coral to algal dominance (Littler and Littler, 1985; Richards and Bohnsack, 1990).

Land-based sources of total suspended solids (TSS) in the tropical western Atlantic are one of the biggest potential sources of coastal ecosystem change (Grigg and Dollar, 1990; Rogers, 1990). Over 80% of the global sediment loading to the ocean is delivered by tropical and subtropical river systems. Not surprisingly, the greatest TSS loading in the tropical western Atlantic occurs in the Gulf of Mexico and southern Caribbean, reflecting large river systems such as the Mississippi River and Orinoco River (Table 1-7). Industrial TSS loads are 1–2 orders of magnitude greater than loadings from domestic sources. Over 85% of the industrial TSS loading occurs in the southern Gulf of Mexico (Figure 1-4). Although the major source of sediments is river discharge, other contributing sources are the erosion of river basin watersheds by deforestation, urbanization, agriculture, and beach replenishment (Hatcher et al., 1989). For example, forested areas in the Caribbean and Latin America have decrease from 221 million hectares (ha) to 175 million ha

cobertura coralino, mayor densidad de algas y de incidencia de enfermedades) podría ser por lo menos parcialmente atribuible a la amplia contaminación en la región (Hallock et al., 1993) ocurriendo una transformación de los ecosistemas de arrecifes de la dominancia de corales hacia al predominio de algas (Littler y Littler, 1985; Richards y Bohnsack, 1990).

Las fuentes terrestres de sólidos totales suspendidos (STS) en el Atlántico occidental tropical, son una de las fuentes potenciales más grandes de cambio en los ecosistemas costeros (Grigg y Dollar, 1990; Rogers, 1990). Alrededor del 80% de las descargas globales de sedimento al océano se lleva a cabo por los sistemas fluviales tropicales y subtropicales. No es sorprendente que las mayores descargas de STS en el Atlántico occidental tropical ocurran en el Golfo de México y el Caribe sur, como consecuencia de grandes sistemas fluviales como el río Mississippi y el Orinoco (Tabla 1-7). Las descargas industriales de STS son de 1-2 ordenes de magnitud superiores a las de fuentes domésticas. Alrededor del 85% de las descargas industriales de STS ocurren al sur del Golfo de México (Figura 1-4). Aunque la fuente mas importante de descarga de sedimentos son los ríos, otras fuentes contribuyentes son la erosión de las cuencas fluviales producto de la deforestación, la urbanización, la agricultura y el relleno de playas (Hatcher et al., 1989). Por ejemplo, se pronostica que las áreas de bosques de América Latina y el Caribe disminuirán desde 221 millones de hectáreas a 175 millones de hectáreas entre 1979 y 2000 (UNEP, 1994). Las fuentes terrestres de sedimentos en el Atlántico occidental tropical han aumentado un 20% desde 1960 debido a las actividades humanas (UNEP, 1994).

Las descargas de sedimento a las aguas costeras pueden consistir en fracciones inorgánicas y orgánicas; la gran mayoría del componente orgánico puede ser detritus, lo que puede ocasionar la caída de los niveles de oxígeno debido a la descomposición bacteriológica. En los ambientes coralinos, el incremento de la sedimentación puede afectar la tasa de crecimiento de los corales, la tasa de fotosíntesis y reciclaje de nutrientes, la producción de mucus, la incidencia de enfermedades, la diversidad y composición por especies (Dodge et al., 1974; Bak, 1978; Hatcher et al., 1989). Los efectos de la sedimentación sobre los arrecifes de coral dependen de la sensibilidad de los organismos, de las características físico-químicas del sedimento y de la frecuencia de exposición (Hubbard y Pocock, 1972; Bak y Elgershuizen, 1976; USEPA, 1983).

Table 1-8. The primary constituents, potential sources, and effects of sewage (modified from Manahan, 1994).
Tabla 1-8. Agentes principales, fuentes potenciales y efectos de los albañales (modificado de Manahan, 1994).

Constituent	Potential sources	Effects in water
Oxygen-demanding substances	Mostly organic materials (feces)	Consume dissolved oxygen
Refractory organics	Industrial wastes, household products	Toxic to aquatic life
Viruses	Human wastes	Cause disease (possibly cancer)
Detergents	Household detergents	Aesthetics, toxic to aquatic life
Phosphates	Detergents	Algal nutrients (eutrophication)
Grease and oil	Food processing, industrial wastes	Aesthetics, harmful to some biota
Salts	Human wastes, water softeners	Increase water salinity
Heavy metals	Industrial wastes	Toxicity
Chelating agents	Some detergents, industrial wastes	Heavy metal ion transport/solubility
Solids	All sources	Aesthetics (odor, color), harmful to aquatic life

between 1979 and 2000 (UNEP, 1994). The land-based sources of sediments in the tropical western Atlantic have increased by 20% since 1960 due to these human activities (UNEP, 1994).

The sediment load to coastal waters can consist of organic and inorganic fractions, and a large part of the organic component can be detrital matter that may cause decreased oxygen levels due to bacterial decomposition. In coral reef environments, increased sedimentation can affect coral growth rates, photosynthetic and nutrient uptake rates, mucus production and disease incidence, diversity, and species composition (Dodge et al., 1974; Bak, 1978; Hatcher et al., 1989). The effects of sedimentation on coral reefs are dependent upon the sensitivity of organisms, physical-chemical characteristics of the sediment, and the frequency of exposure (Hubbard and Pocock, 1972; Bak and Elgershuizen, 1976; USEPA, 1983).

The large-scale introduction of contaminants into coastal ecosystems is a growing problem in the tropical western Atlantic. There are very few data, however, to address the scope of the problem and the relative importance of acute and chronic effects (UNEP, 1994). Major classes of contaminants are pesticides, petroleum hydrocarbons, and industrial chemicals (poly-

La introducción a gran escala de contaminantes en los ecosistemas costeros es un problema creciente en el Atlántico occidental tropical. Sin embargo, es escasa la información dedicada a analizar el alcance del problema y la importancia relativa de los efectos crónicos y agudos (UNEP, 1994). Los contaminantes más importantes son los siguientes: plaguicidas, hidrocarburos de petróleo, y compuestos químicos industriales (bifenoles policlorinados, PCBs); estos se introducen al ambiente desde fuentes puntuales y no puntuales. La mayoría de los contaminantes representan una amenaza considerable a los ecosistemas costeros ya que pueden ser altamente tóxicos y son bioacumulativos, lo que significa que algunos no pueden ser metabolizados por organismos, y sus concentraciones aumentan con el nivel de la cadena trófica (por ej., en los carnívoros).

En América Latina y el Caribe el uso general de plaguicidas parece haberse incrementando. Por ejemplo, entre 1974 y 1984, el uso de plaguicidas aumentó en 7 de los 14 países examinados (UNEP, 1994). En la República Dominicana, este incremento fue de 68%. Evaluaciones recientes de niveles de plaguicidas en la corteza de árboles indicaron que éstos se diseminan mucho más rápidamente mediante polvos transportados por el aire que lo que se pensaba (Simonich y Hites, 1995). El uso de plaguicidas, que está actualmente prohibido en muchos países desarrollados, como varios insecticidas organocloro-

Table 1-9. Effects of water quality degradation, particularly anthropogenic nutrient additions, on tropical coastal ecosystems. Tabla 1-9. Efectos de la degradación de la calidad del agua, principalmente aportes de nutrientes de origen antrópico, en los ecosistemas costeros tropicales.

Effect	Reference
Decrease in:	
Water clarity	Weiss and Goddard (1977), Hallock and Schlager (1986), Lapointe and Clark (1992)
Dissolved oxygen	Heatwole (1987), Lapointe and Clark (1992), Laws et al. (1994)
Coral cover	Smith et al. (1981), Tomascik and Sander (1987a)
Calcification rate	Kinsey and Davies (1979)
Coral recruitment	Smith et al. (1981), Tomascik (1991), Hunte and Wittenberg (1992)
Larval production	Tomascik and Sander (1987a)
Coral diversity	Pastorak and Bilyard (1985), Tomascik and Sander (1987a)
Coral growth	Tomascik and Sander (1985)
Seagrass productivity	Cambridge and McComb (1984), Silberstein et al. (1986), Tomasko and Lapointe (1991)
Seagrass coverage	Cambridge and McComb (1984)
Recovery time/potential	Loya (1976b)
Increase in:	
Seagrass epiphytes	Cambridge and McComb (1984), Borum (1985), Silberstein et al. (1986)
Seagrass mortality	Silberstein et al. (1986)
Grazer abundance	Walker and Ormond (1982)
Benthic filter/suspension feeders	Weiss and Goddard (1977), Birkeland (1977), Smith et al. (1981)
Benthic algal cover/biomass	Maragos et al. (1985), Tomascik and Sander (1987b), Lapointe and O'Connell (1989)
Phytoplankton blooms	Paerl (1988)
Phytoplankton biomass	Banner (1974), Smith et al. (1981), Laws and Redajle (1982), Tomascik and Sander (1985)
Reef erosion	Hallock and Schlager (1986)
Primary productivity	Kinsey and Davies (1979), Smith et al. (1981), Laws and Redajle (1982)
Coral mortality rate	Walker and Ormond (1982), Pastorak and Bilyard (1985), Wittenberg and Hunte (1992)
Susceptibility to infection/disease	Mitchell and Chet (1975), Rublee et al. (1980)
Viral and bacterial concentrations	Heatwole (1987), Paul et al. (1993, 1995a,b)
Sedimentation	Walker and Ormond (1982)
Surface nutrient concentrations	Bienfang (1980), Smith et al. (1981), Tomascik and Sander (1985)
Groundwater nutrient concentrations	Capone and Bautista (1985), Lewis (1987), Lapointe et al. (1990), Valiela et al. (1990)
Change in:	
Species composition	Birkeland (1977), Marszalek (1987), Tomascik and Sander (1987b), Littler et al. (1992)
Mode and onset of reproduction	Tomascik and Sander (1987a)

chlorinated biphenyls, PCBs); these are introduced to the environment from point- and non-point sources. Most contaminants pose a significant threat to coastal ecosystems because they can be highly toxic and are bio-accumulated, meaning that some materials cannot be metabolized by organisms and that levels increase higher in the food chain (e.g. carnivores).

The overall application of pesticides appears to be increasing in Latin America and the Caribbean. For example, between 1974 and 1984, pesticide use increased in 7 of 14 countries examined (UNEP, 1994). In the Dominican Republic, pesticide use increased by 68% during the same period. Recent assessments of pesticide levels in tree bark indicate that they are much more rapidly spread through airborne dusts and aerosols than previously thought (Simonich and Hites, 1995). The use of pesticides currently banned in many developed countries, such as several organochlorine insecticides (e.g. DDT), is increasing throughout the Caribbean for agricultural and human health reasons (Loganathan and Kannan, 1994). Existing data show that these compounds are rapidly dispersed in the tropics, primarily due to high rainfall, and are eventually deposited in colder temperate regions.

Hydrocarbon contamination (oil and grease) from domestic and industrial sources constitutes a significant threat to tropical coastal ecosystems. The tropical western Atlantic is one of the largest oil-producing areas in the world (97 refineries, 50% in USA), with major areas of production located in Venezuela, Colombia, Mexico, Trinidad and Tobago, and the U.S. Gulf coast. Estimated annual loadings of oil/grease show that the Gulf of Mexico and southern Caribbean have the greatest loadings. Over 80% of the oil/grease pollution is related to industrial sources, specifically oil refineries. Hydrocarbons can be introduced to coastal ecosystems from accidental spills from offshore gas exploration, oil refineries, and petrochemical plants. In addition, oil is transported via shipping vessels throughout the region, increasing the probability of inadvertent spills and ship groundings. ■

SECTION 4. BIOLOGICAL SYMPTOMS OF WATER QUALITY DEGRADATION

There are several biological symptoms of water quality degradation documented in tropical coastal ecosystems (Table 1-9). The following examples illustrate some of these symptoms, many of which are drawn from experiences and research in south Florida, a region impacted by large-scale hydrological alteration, agricultural development, and inadequate wastewater disposal and treatment (USEPA, 1993; reviewed in Chiappone, 1996). These examples highlight the mechanisms by which water quality degradation can affect coastal biodiversity and ecosystem structure and function.

Seagrass mortality

The loss of seagrass coverage in many subtropical and tropical coastal waters due to human activities is well documented. The loss of seagrasses can occur as a result of nutrient enrichment or changes in freshwater flow to bays, estuaries, and

dos (por ej., DDT), está aumentando en el Caribe a consecuencia de la agricultura y la salud (Loganathan y Kannan, 1994). Existe información que muestra que estos compuestos se dispersan rápidamente en los trópicos, principalmente debido a la alta precipitación, depositándose eventualmente en regiones templadas más frías.

La contaminación por hidrocarburos (petróleo y aceites) desde fuentes industriales y domésticas constituye una amenaza considerable a los ecosistemas tropicales costeros. El Atlántico occidental tropical es una de las regiones productoras de petróleo más grandes del mundo (97 refineries, 50% en los EE.UU.), con áreas importantes de producción ubicadas en Venezuela, Colombia, México, Trinidad y Tobago, y la costa norteamericana del Golfo de México. Las descargas anuales estimadas de petróleo y aceites muestran que el Golfo de México y la parte sur del gran Caribe sufren las más grandes descargas. Mas del 80% de la contaminación por petróleo y aceites se relaciona a fuentes industriales, específicamente refineries de petróleo. Los hidrocarburos pueden introducirse a los ecosistemas costeros por derrames accidentales, exploración de gas en mar afuera, refineries de petróleo, y plantas petroquímicas. Además, el petróleo se transporta en barcos tanqueros a lo largo de la región, aumentando la probabilidad de derrames y varamientos de barcos. ■

SECCIÓN 4. SÍNTOMAS BIOLÓGICOS DE DEGRADACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA

Existen varios síntomas biológicos de degradación de la calidad del agua para ecosistemas costeros tropicales (Tabla 1-9). Los ejemplos siguientes ilustran algunos de estos síntomas, muchos de los cuales se han tomado de experiencias e investigaciones realizadas en el sur de la Florida, una región impactada por alteraciones hidrológicas de gran magnitud, desarrollo agrícola e inadecuados sistemas de disposición y tratamiento de desechos (USEPA, 1993; revisado en Chiappone, 1996). Estos ejemplos señalan los mecanismos por los cuales la degradación de la calidad del agua puede afectar la diversidad biológica en las zonas costeras, así como la estructura y funcionamiento del ecosistema.

Mortandad de hierbas marinas

La pérdida de hierbas marinas en muchas aguas costeras tropicales y subtropicales a consecuencia de actividades humanas se ha documentado ampliamente. Estos eventos pueden ocurrir como resultado del enriquecimiento de nutrientes y el flujo de agua dulce a las bahías, estuarios, y otros ambientes costeros. Estos factores pueden conducir a cambios profundos al permitir que el fitoplancton, las algas bentónicas y epífitas crezcan de forma excesiva cubriendo las hierbas marinas. Los mecanismos causales de las pérdidas de hierbas marinas no están bien estudiados y pueden reflejar los efectos sinérgicos de muchos factores tales como las actividades humanas y la variabilidad climática. Por ejemplo, varios eventos de mortalidad de hierbas marinas han ocurrido en la bahía de la Florida desde el verano de 1987 (Figura 1-5). Entre 1987 y 1991, murieron mas de 4000 hectáreas de la macrofita dominante en la bahía, la hierba de tortuga (*Thalassia testudinum*) (Robblee et al., 1991). El mayor evento de mortandad mayor ocurrió en la región oeste de la bahía de la Florida en septiembre de 1987 y junio de 1988 (Carlson et al., 1994). Se estimó que por lo menos unas 23 000 hectáreas en áreas

other coastal environments. These factors can lead to profound changes by allowing phytoplankton, benthic algae, and epiphytic algae (on seagrass blades) to overgrow and shade seagrasses. The causal mechanisms of seagrass loss, however, are not always clear and may reflect the synergistic effects of many factors such as human activities and climatic variability. For example, several episodes of seagrass mortality have occurred in Florida Bay since the summer of 1987 (Figure 1-5). Between 1987 and 1991, over 4,000 hectares of the bay's dominant macrophyte, turtle grass (*Thalassia testudinum*), died (Robblee et al., 1991). The major die-off episode occurred in western Florida Bay during September 1987 and June 1988 (Carlson et al., 1994). It was estimated that at least an additional 23,000 hectares of adjacent seagrass beds have been weakened as a result of the mortality event. Additional mortality events occurred during the spring of 1989, late summer of 1991, and spring of 1992. These mortality events have resulted in severe consequences for the ecosystem, particularly the decreased habitat availability for juvenile fishery species and the increased incidence and spatial extent of phytoplankton blooms.

Despite the extent of recent seagrass mortality, historical studies in Florida Bay indicated that seasonal seagrass die-offs were part of a natural cycle related to variability in temperature and freshwater input (Schmidt and Davis, 1978). These events were coincident with the pulse of freshwater input during the rainy season (summer). In northern Florida Bay, freshwater input lowered salinity below the threshold for turtle grass. Die-offs were also coincident with storm events, such as hurricanes, that caused physical damage, oxygen depletion, and hydrogen sulfide toxicity (released from sediments). These natural perturbations served to remove dead and decaying seagrass leaves. Relative to historical records, recent episodes of seagrass mortality, such as those in Florida Bay, may be partly related to elevated salinity as a result of decreased freshwater input to the bay ecosystem (Parker, 1984; Light and Dineen, 1994), or a combination of natural and anthropogenic stressors. There are two potential causes of the die-off: 1) elevated salinity resulting from lack of freshwater input, and 2) a composite of stressors,

adyacentes se habían debilitado como resultado de esta mortandad. Hubo otros eventos de mortandad en la primavera de 1989, a finales del verano de 1991 y en la primavera de 1992. Estos sucesos han traído consecuencias severas para el ecosistema, particularmente la disminución de la disponibilidad de hábitat para juveniles de especies que formaran parte de las pesquería y en el incremento de la incidencia y extensión de los florecimientos de fitoplancton.

A pesar de las mortandades recientes de algas, estudios históricos en la bahía de la Florida indican que las mortandades estacionales de hierbas marinas son parte del ciclo natural asociado con la variabilidad en la temperatura y el aporte de agua dulce (Schmidt y Davis, 1978). Estos sucesos coincidieron con el pulso de aporte de agua dulce de la temporada de lluvia (verano). En el norte de la bahía de la Florida, los aportes de agua dulce disminuyeron la salinidad por debajo del valor umbral para la hierba de tortuga. Las mortandades fueron también coincidentes con tormentas tales como huracanes, que ocasionaron daños físicos, disminución de oxígeno y toxicidad del sulfuro de hidrógeno (liberado de los sedimentos). Estas perturbaciones naturales contribuyen a remover las hojas muertas y en descomposición. En relación a los registros históricos, los sucesos de mortalidades recientes de hierbas marinas, como los ocurridos en la bahía de la Florida, pueden estar parcialmente relacionados con altas salinidades como resultado de la disminución del aporte de agua dulce al ecosistema de la bahía (Parker, 1984; Light y Dineen, 1994), o a una combinación de tensores naturales antropogénicas. Existen dos causas potenciales que mortandad: 1) alta de salinidad como resultado de la escasez de aporte de agua dulce y 2) la combinación de tensores como la temperatura, la salinidad, la ausencia de huracanes, la sequía y los cambios a largo plazo en la hidrología de los Everglades (Carlson et al., 1994; Durako, 1994; Tomasko y Lapointe, 1994).

La mortandad de hierbas marinas en los ecosistemas costeros tiene implicaciones importantes para la estructura y función del ecosistema: disminución de productividad, pérdida de hábitat para una gran variedad de invertebrados y peces, cambios en la estructura de la cadena alimentaria, desestabilización de los sedimentos, e introducción a las aguas superficiales del sulfuro acumulado en el agua de los sedimentos (Smith y Robblee, 1994). La descomposición de las hojas de hierbas marinas y otras materias orgánicas puede producir florecimientos de fitoplancton, contribuyendo a aumentar la turbidez y produciéndose un cambio en la productividad, del bentos a la columna de agua.

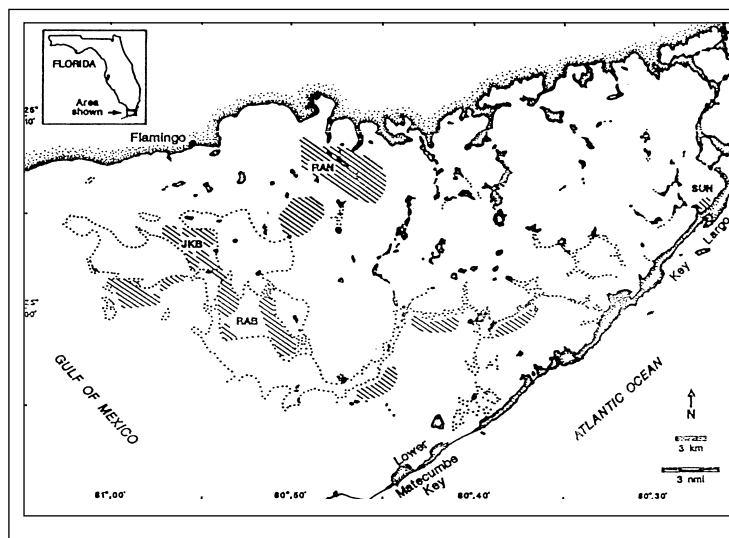


Figure 1-5. Basins of Florida Bay, USA, affected by turtle grass (*Thalassia testudinum*) die-off (from Carlson et al., 1994). Basin areas are: Johnson Key Basin (JKB), Rankin Lake (RK), Rabbit Key Basin (RAB), and Sunset Cove (SUN). Hatched marks indicate where mortality has occurred. Copyright © 1994 by Bulletin of Marine Science, Rosenstiel School of Marine and Atmospheric Science, University of Miami, FL. Used with permission. Figura 1-5. Cuencas de Florida Bay, EE.UU., afectadas por mortandades masivas de hierba de tortuga (*Thalassia testudinum*) (tomado de Carlson et al., 1994). Las cuencas principales son: Johnson Key Basin (JKB), Rankin Lake (RK), Rabbit Key Basin (RAB), y Sunset Cove (SUN). Las marcas indican dónde ha ocurrido mortandad. Derechos reservados © 1994, Bulletin of Marine Science, Rosenstiel School of Marine and Atmospheric Science, University of Miami, Florida. Reproducido con permiso de la editorial.

including temperature, salinity, lack of hurricanes, drought and long-term changes in Everglades hydrology (Carlson et al., 1994; Durako, 1994; Tomasko and Lapointe, 1994).

Seagrass mortality in coastal ecosystems has significant implications for ecosystem structure and function: decreased productivity, loss of habitat for a diversity of invertebrates and fishes, changes in food web structure, de-stabilization of sediments, and sediment pore-water sulfide introduction to surface waters (Smith and Robblee, 1994). The decay of seagrass blades and other organic matter can fuel phytoplankton blooms, leading to increased turbidity and a corresponding shift from benthic to water column production.

Algal blooms

Algal blooms are usually described as constituting at least two phenomena in coastal waters: 1) benthic algal accumulations in nearshore habitats and 2) phytoplankton blooms that create extensive areas of “pea soup” or other type of discolored water. Benthic algal accumulation in nearshore waters is often indicative of natural cycles (Josselyn, 1977; Chiappone and Sullivan, 1994), but sometimes indicates anthropogenic nutrient input (Lapointe et al., 1994). In fact, some organisms, such as the spiny lobster (*Panulirus argus*), are dependent upon some of types of algae (e.g. *Laurencia* spp.) for settlement, refuge, and nutrition (Butler et al., 1994).

Although some accumulations of benthic algae in nearshore coastal habitats appear to be natural, other studies have noted increases in algal cover or biomass related to nutrient enrichment from land-based sources (Figure 1-6). In nearshore environments of the Florida Keys, studies have shown significant correlations between levels of water column nutrients and the biomass of mat-forming algae (Lapointe et al., 1994). Algal biomass can be particularly high in near-shore waters adjacent to anthropogenic sources of nutrients, such as live-aboard vessels, package treatment plants, and septic tanks/cesspits. Dominant mat-forming species may include *Acanthophora spicifera*, *Spyridia filamentosa*, *Laurencia intricata*, *L. poitei*, *Cladophora prolifera*, and *Dictyota cervicornis*.

Articles in the popular press and in the scientific literature have forcibly raised awareness of the impacts of phytoplankton blooms on coastal ecosystems. “Red menace”, “brown tides”, “red tides”, and “phantom dinoflagellates” are but a few of the headlines that have focused attention on the issue of harmful algal blooms (Valiela, 1995). Blooms of dinoflagellates, chrysophytes, diatoms, and blue-green algae appear to more frequent worldwide and have been associated with a variety of harmful effects. Much of the attention has been due to the toxic effects on people, including paralytic, neurotoxic, and amnesic shellfish poisoning, and ciguatera fish poisoning. The ecological effects, however, are equally serious.

Phytoplankton blooms constitute a significant increase in plant biomass in the water column, resulting in increased turbidity and decreased light levels for benthic organisms (Smith and Robblee, 1994; Tomasko and Lapointe, 1994). Toxic blooms (e.g. red tide) can additionally impair and kill organisms. There is usually much debate centered on the

Florecimientos de algas

Los florecimientos de algas se describen comúnmente como la manifestación de dos fenómenos en aguas costeras: 1) acumulación de algas bentónicas en hábitats cercanos a las costas y 2) florecimientos que crean áreas extensas de “sopa” u otro tipo de coloración marcadamente diferente. Las acumulaciones de algas bentónicas en aguas litorales es frecuentemente un indicador de ciclos naturales (Josselyn, 1977; Chiappone y Sullivan, 1994) pero en ocasiones es una consecuencia del aporte de nutrientes antropogénicos (Lapointe et al., 1994). De hecho, algunos organismos como la langosta (*Panulirus argus*), son dependientes de algunos de tipos de estas algas (*Laurencia* spp.) para el asentamiento, refugio, y alimentación (Butler et al., 1994).

Aunque algunas acumulaciones de algas bentónicas en hábitats costeros parecen ser natural, en otros estudios se han reportado aumentos en las concentraciones de algas o en la biomasa relacionado a enriquecimientos de nutrientes por aportes terrestres (Figura 1-6). En el litoral de los Cayos de la Florida las investigaciones han mostrado correlaciones significativas entre los niveles de nutrientes en la columna de agua y la biomasa de las algas que forman alfombra (Lapointe et al., 1994). La biomasa de algas puede ser particularmente alta en aguas litorales adyacentes a fuentes antropogénicas de nutrientes, como embarcaciones donde vivan personas, plantas de envase, tanques sépticos o fosas. Las especies que forman alfombras dominantes puede incluir *Acanthophora spicifera*, *Spyridia filamentosa*, *Laurencia intricata*, *L. poitei*, *Cladophora prolifera* y *Dictyota cervicornis*.

Los artículos en la prensa popular y la literatura científica han levantado poderosamente la conciencia de los impactos de los florecimientos del fitoplancton en los ecosistemas costeros. La “amenaza roja”, las “mareas marrones”, las “mareas rojas” y el “dinoflagelado fantasma” son solo algunos de los titulares que han atraído la atención al aspecto nocivo de los florecimientos de algas (Valiela, 1995). Los florecimientos de dinoflagelados, crisofitas, diatomeas y algas verde-azules parecen ser muy frecuentes en el mundo, y se han asociado con una serie de efectos nocivos. Mucha de la atención se ha debido a los efectos tóxicos al hombre, incluyendo parálisis, neurointoxicación y amnesia por envenenamiento con mariscos, así como ciguatera. Los efectos ecológicos, sin embargo, son igualmente serios.

Los florecimientos de fitoplancton constituyen un aumento importante en la biomasa vegetal en la columna de agua, resultando en un aumento de la turbidez y una disminución en la iluminación para los organismos bentónicos (Smith y Robblee, 1994; Tomasko y Lapointe, 1994). Los florecimientos tóxicos (como la marea roja) pueden además de dañar, matar a los organismos. Existe una gran controversia alrededor de la causa de los florecimientos del fitoplancton y de la variedad de procesos biológicos, químicos y físicos involucrados (Marsh, 1977). En áreas templadas, por ejemplo, los florecimientos de verano ocurren coincidiendo con los arrastres fluviales de las lluvias de verano (corrientes fluviales) que incrementan los niveles de nutrientes (Kemp y Boynton, 1984; Kitano, 1987). Por ejemplo, en el Atlántico occidental tropical, se han observado dos tipos de florecimientos fitoplanctónico en la Bahía de la Florida y los Cayos de la Florida desde 1990. Cada uno mostró diferencias geográficas en su extensión espacial y componentes biológicos. El primero estuvo compuesto por florecimientos de algas en el centro y este de la Bahía de la Florida. Estos florecimientos están compuestos de cianobacterias (algas verde-azules) y parecen estar asociados

cause of phytoplankton blooms, and a variety of physical, chemical, and biological processes are likely to be involved (Marsh, 1977). In temperate areas, for example, spring blooms occur coincident with spring runoff (river flow) and hence nutrient input (Kemp and Boynton, 1984; Kitano, 1987). As an example in the tropical western Atlantic, two types of phytoplankton blooms have been observed in Florida Bay and the Florida Keys since 1990. Each type demonstrates geographic differences in spatial extent and biological components. The first comprises the algal blooms in the eastern and central areas of Florida Bay. These blooms are composed of cyanobacteria (blue-green algae) and appear to be associated with areas experiencing seagrass die-back. Dead and decaying seagrass blades may fuel this type of bloom from the release of nutrients from sediment porewaters and the bacterial breakdown of organic matter.

Diatoms (siliceous microalgae) dominate the second type of phytoplankton bloom observed in Florida Bay and the Florida Keys. This type of bloom has been documented in the western and southern areas of Florida Bay, although reports of elevated diatom concentrations have been noted over a much larger area. These blooms are believed to be a result of gradual increases in nutrient loading to coastal areas (Lapointe et al., 1994). Although diatom blooms are usually highly localized, they cover a much larger area of Florida Bay than do cyanobacterial blooms. Some scientists attribute some of the blooms, particularly cyanobacterial blooms, to seagrass mortality, although some of the blooms have occurred where seagrasses have not died.

Wading bird population declines

The diversity and abundance of birds in coastal wetlands such as the Florida Everglades was once the defining feature to visitors. Thousands of great egrets, snowy egrets,

con áreas que experimentaron mortandades de hierbas marinas. Las hojas muertas y en descomposición alimentan este tipo de florecimiento liberando nutrientes desde el agua intersticial de los sedimentos y la descomposición bacteriana de la materia orgánica.

Las diatomeas (microalgas silíceas) dominaron el segundo tipo de florecimiento de fitoplancton observado en la Bahía de Florida y los Cayos de la Florida. Este tipo de florecimiento ha sido registrado en el sur y el oeste de la bahía de Florida, aunque se han hecho reportes de altas concentraciones de diatomeas para áreas más extensas. Estos florecimientos se creen sean resultado de aumentos graduales de la descarga de nutrientes a la costa (Lapointe et al., 1994). Los florecimientos de diatomeas se localizan fácilmente y cubren un área más extensa de la Bahía de la Florida que los de cianobacterias. Algunos científicos atribuyen varios de estos florecimientos a la mortandad de hierbas marinas, aunque algunos han ocurrido en lugares donde no ocurrieron estas últimas.

Declinación de las poblaciones de aves zancudas

La diversidad y la abundancia de aves en los humedales costeros como los Everglades de la Florida fueron una vez la mayor atracción de los visitantes. Millares de garzones, garzas reales, cocos blancos, cayamas, y otras especies se agrupaban en lagos y albercas estacionales. Estos organismos eran un componente necesario y visible del ecosistema. Las evaluaciones de las colonias que anidan dentro del Parque Nacional de los Everglades permitieron estimar que el número total de aves cayó desde un pico de 250 000 en 1933, a 50 000 aproximadamente en 1976 (Bancroft et al., 1994). La salud de las colonias de aves zancudas, como las garzas y cocos blancos, puede ser evaluada en base a la ubicación de los nidos, tiempo en que anidan y al éxito de la colonia en reproducirse. Todo estos indicadores del proceso de animación de las colonias experimentaron caídas bruscas como resultado de cambios en la hidrología de los Everglades. Aún cuando estas especies se adaptan a la variabilidad anual de la precipitación, la reducción de áreas pantanosas más elevadas afecto

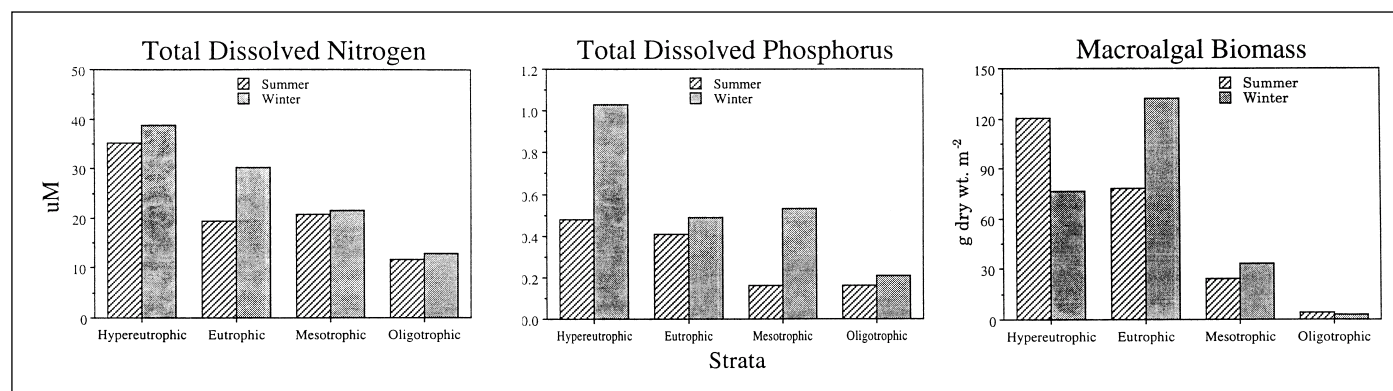


Figure 1-6. Abundance of mat-forming algae (g dry weight/m²) in relation to total dissolved phosphorus and total dissolved nitrogen concentrations (in micromolar units, µM) in nearshore waters of the Florida Keys, USA (data from Lapointe et al., 1994). Hyper-eutrophic stations receive direct impacts from waste-water nutrient sources, such as live-aboard vessels, storm-water runoff, septic tanks, cesspits and package sewage treatment plants. Eutrophic and meso-trophic stations are within 1 km of shore, differentiated based upon seagrass epiphyte abundance. Oligotrophic stations are offshore (5–7 km) seagrass beds adjacent to bank reefs. *Figura 1-6. Abundancia de algas formadores de mantos (g peso seco/m²) en relación con las concentraciones de fósforo y nitrógeno disuelto total (en unidades micromolares, µM) en aguas costeras de los Cayos de la Florida, EE.UU. (tomado de Lapointe et al., 1994). Las estaciones hipereutroficadas reciben impactos directos de fuentes de nutrientes de desechos, como embarcaciones viviendas, drenaje pluvial, tanques sépticos, fosas y plantas de tratamiento de albañales. Las estaciones eutróficas y mesotróficas están dentro de la franja de 1 km de la costa, y se distinguieron por su abundancia de epifitas en hierbas marinas. Las estaciones oligotróficas están mar afuera (5–7 km) en praderas de hierbas marinas adyacentes a los bancos de arrecifes.*

white ibis, wood storks, and other species crowded seasonal ponds and lakes. These organisms were a visible and necessary component of the ecosystem. From assessments of nesting colonies within Everglades National Park, the total number of nesting birds declined from a peak of 250,000 in 1933 to roughly 50,000 in 1976 (Bancroft et al., 1994). The health of colonial wading birds, such as the egrets and ibis, can be evaluated on the basis of nesting location, time of nesting, and colony success in producing offspring. All of these nesting colony parameters experienced sharp declines as a result of changes in Everglades hydrology. Even though these species are adapted to annual variability in rainfall, the reduction in area of relatively higher elevation marshes impacted the overall number of birds attempting to nest. Moreover, the locations of nesting colonies of egrets, heron, and ibis have shifted to areas outside of Everglades National Park, reflecting changes in food resource availability.

The changes in wading bird populations in the Everglades and other coastal environments of the tropical western Atlantic suggest significant alterations in the foraging base upon which these species are dependent (Bancroft et al., 1994). Prey species, such as killifishes, historically invaded smaller pools formed along the flanks of sloughs and marshes during the rainy season. These fishes, in turn, prey upon the mosquitos that breed in wetland areas. Changes in the timing and amount of freshwater inflow to the Everglades and other freshwater wetlands likely changed this trophic structure (McIvor et al., 1994). In the Florida Everglades, annual hydroperiods of less than 9–10 months, in contrast to pre-drainage conditions, are the main effect, as well as reductions in the total area of the Everglades (Bjork and Powell, 1994).

Sponge mortality in near-shore environments

Loss of or decreases in the abundance or coverage of benthic invertebrates may be indicative of water quality degradation. Factors or processes that lead to changes in water clarity or benthic composition can have significant effects on ecosystem structure and function. For example, scientists have observed massive sponge mortality in near-shore hard-bottom communities of the Florida Keys since 1991 (Butler et al., 1994; Chiappone and Sullivan, 1994). From November 1991 to January 1992, a massive sponge die-off in south-central Florida Bay was noted following an episodic phytoplankton bloom, presumably linked to seagrass mortality (Butler et al., 1994). Nearly every sponge species was impacted, and over 90% of the sponges in the area were killed or damaged. Species exhibiting significant die-back were golf ball sponges (*Tethya diplocladema*), Florida loggerhead sponges (*Spherospongia vesparium*), red finger sponges (*Amphimedon compressa*), and stinker sponges (*Ircinia* spp.). Coincident with the changes in sponge assemblages was an increase in mat-forming algae and sediment and a decrease in habitat available for the commercially important spiny lobster (*Panulirus argus*).

el número total de aves que intentaron anidar. Además, las colonias de anidación de garzas, cocos blancos y garzas se han desplazado a áreas fuera del Parque Nacional de los Everglades, reflejando cambios en la disponibilidad del alimento.

Los cambios en las poblaciones de aves zancudas de los Everglades y otros ambientes costeros del Atlántico occidental tropical sugieren alteraciones importantes en los recursos alimenticios de las que estas especies son dependientes (Bancroft et al., 1994). Las especies presas fundamentales de estas aves, tales como los pececillos de la familia Cyprinodontidae, invadieron históricamente los pequeños charcos en los flancos de ciénagas y pantanos durante la temporada lluviosa. Estos peces, a su vez se alimentaban de los mosquitos que se desarrollaban en las áreas pantanosas. Los cambios en la disponibilidad y cantidad de agua dulce en los Everglades y otros ambientes pantanosos provocan a su vez cambios en la estructura trófica (McIvor et al., 1994). En los Everglades de la Florida, la existencia de un período hidrológico anual de menos de 9-10 meses, en contraste a las condiciones anteriores a su drenaje, es el efecto principal junto con la reducción en el área total del sistema (Bjork y Powell, 1994).

Mortalidad de esponjas en ambientes costeros

La pérdida o disminución de la abundancia o cobertura de invertebrados bentónicos puede ser un indicador de la degradación de la calidad del agua. Los factores o procesos que implican cambios en la calidad del agua o la composición del bentos pueden tener efectos importantes sobre la estructura y función del ecosistema. Por ejemplo, los científicos han observado mortalidades masivas de esponjas en comunidades litorales de fondos duros en los Cayos de la Florida desde 1991 (Butler et al., 1994; Chiappone y Sullivan, 1994). De noviembre de 1991 a enero de 1992 se reportaron mortalidades masivas de esponjas en el sur y centro de la Bahía de la Florida posterior a un evento de florecimiento de fitoplancton, presumiblemente vinculado a mortandades de hierbas marinas (Butler et al., 1994). Se supone que casi cada especie de esponja fue impactada y alrededor del 90% de las esponjas en el área fueron dañadas o murieron. Las especies que mostraron grandes daños (partes muertas en el dorso) fueron las esponjas de pelota de golf (*Tethya diplocladema*), esponjas cabezonas de la Florida (*Spherospongia vesparium*), esponjas rojas de dedos (*Amphimedon compressa*) y esponjas malolientes (*Ircinia* spp.). Coincidiendo con los cambios en las asociaciones de esponjas, se sucedió un aumento en las algas que forman alfombra y los sedimentos, y una disminución en el hábitat disponible para la langosta (*Panulirus argus*).

Enfermedades en las tortugas marinas

El aumento de registros científicos y anecdóticos sobre la presencia de fibropapilomatosis cutánea en tortugas marinas -una enfermedad que ocasiona lesiones internas (órganos), externas (piel) y tumores, denota un creciente interés sobre el impacto de esta afección sobre la viabilidad de las poblaciones de tortugas marinas en el Atlántico occidental tropical. La afección ocurre principalmente en las tortugas verdes (*Chelonia mydas*), pero pueden ser también infectadas las tortugas cabezonas (*Caretta caretta*) (Herbst, 1994). La enfermedad parece ser ocasionada por un virus; los investigadores han observado los virus del herpes, las viruelas y los papilomas como asociados o causantes de papilomas en reptiles, aves, y mamíferos. Los exámenes histológicos indican que los tumores son colonizado por una

Sea turtle diseases

An increase in anecdotal and scientific reports of cutaneous fibropapillomatosis in marine turtles, a disease causing internal (organ) and/or external (skin) lesions and tumors, is raising concerns about the impact of this affliction on the viability of sea turtle populations in the tropical western Atlantic. The infliction primarily occurs on green sea turtles (*Chelonia mydas*), but can also infect loggerhead turtles (*Caretta caretta*) (Herbst, 1994). The disease may be caused by a virus: researchers have observed herpesvirus, poxvirus, and papillomavirus as either associated with, or the cause of, papillomas in reptiles, birds, and mammals. Histological examination indicates that the tumors are colonized by a variety of bacteria, fungi, algae, and invertebrates, and some lesions contain trematode worm eggs. Superficially, the tumors may invade the eye, thus obscuring vision, or build behind the head and neck, thus diminishing swimming and feeding mobility. Internally, tumors may expand in the visceral organs, disrupting normal organ function. Additional conditions caused by the disease include cardiac dysfunction, buoyancy problems, respiratory and kidney disorders, and gastrointestinal obstruction. All have been observed or suspected as causes of death in affected turtles, frequently debilitating individuals to the point of causing stranding (Norton et al., 1990; Herbst, 1994).

Data on the full demographic impact of the disease on wild turtle populations are currently unavailable, although the condition in green turtles has been reported worldwide. The first known account of fibropapilloma tumors in sea turtles was documented about 50 years ago, with turtles in some areas exhibiting increasing incidence of the disease. For example, between 1985 and 1986, 57% of green turtles collected in the Indian River Lagoon, Florida, were infected with fibropapillomas, where prior to 1982 the same area had no reports of the disease (Norton et al., 1990). A high prevalence of the disease appears to have been associated with in-shore marine habitats (e.g. lagoons, bays) near human activity (e.g. agriculture, industrial and urban development). Although there are inconclusive data, previous research suggests that environmental water quality degradation may affect disease expression (Herbst, 1994). ◆

gran variedad de bacterias, hongos, algas e invertebrados, y hasta se han encontrado en algunas lesiones huevos de gusanos tremátodos. Superficialmente, los tumores pueden invadir los ojos oscureciendo la visión, o crecer detrás de la cabeza y el cuello, disminuyendo la natación y la movilidad requerida para la alimentación. Internamente, los tumores pueden expandirse en los órganos viscerales, interrumpiendo su funcionamiento normal. Otras condiciones causadas por las enfermedades son el mal funcionamiento del corazón, problemas en la flotación, desordenes respiratorios y renales, y obstrucción intestinal. Se han observado todas estas afecciones y se sospecha ocasionen la muerte en las tortugas infectadas y las debiliten extenuándolas (Norton et al., 1990; Herbst, 1994).

Hasta el presente no existen datos sobre el impacto demográfico de la enfermedad sobre las poblaciones de tortugas, aunque la situación en las tortugas verdes se ha registrado mundialmente. El primer reporte de tumores de fibropapiloma en las tortugas marinas se realizó hace 50 años al encontrar en algunas áreas una incidencia creciente de la enfermedad. Por ejemplo, en 1985-86, el 57% de las tortugas verdes colectadas en la laguna Indian River de la Florida estaban infectadas con fibropapilomas; no se había registrado ningún caso en esta área antes de 1982 (Norton et al., 1990). La preponderancia alta de la enfermedad aparece asociada con hábitats costeros marinos (lagunas y bahías) cerca de actividades humanas (agricultura, desarrollo urbano e industrial). Aunque los datos no son concluyentes, los estudios sugieren que la degradación de la calidad del agua ambiental puede afectar la expresión de la enfermedad (Herbst, 1994). ◆

Chapter II. Water Quality Concepts and Definitions

This chapter is divided into three sections to provide an overview of: 1) circulation processes, 2) physical–chemical properties of seawater, and 3) nutrient cycles and biological indicators of water quality. This chapter is only meant to be a review and can serve as a reference for certain audiences. Section 1 concerns large- and small-scale patterns in water movement and how such patterns can affect water quality. Section 2 reviews some of the basic principles of seawater chemistry and composition and focuses particularly on parameters measured during the study of PNE. Included in this section is a review of how selected water quality parameters vary over time and space, how they are measured, and the implications of variability on organisms and ecosystems. Section 3 provides an overview of nutrient cycles and biological indicators used to assess water quality, including information on sources, transformations, and methods of measurement and determination.

SECTION 1. CIRCULATION PROCESSES

An understanding of circulation patterns is essential in any water quality assessment. Water quality is partly a reflection of the way water moves, where it comes from, and what materials it carries. Some of the larger and smaller scale processes affecting the movement and characteristics of water in coastal areas, such as the southeastern Dominican Republic, are discussed. An overview of large-scale circulation patterns (oceanic currents) and local or small-scale patterns (nearshore currents, tides) are introduced here to provide the reader with a conceptual framework to facilitate com-

Capítulo II. Conceptos y definiciones de calidad del agua

Este capítulo se divide en tres secciones que ofrecen una descripción de: 1) los procesos de circulación, 2) las propiedades físico-químicas del agua de mar, y 3) el ciclo de nutrientes e indicadores biológicos de la calidad del agua. Este capítulo pretende revisar y servir como referencia a diferentes tipos de lectores. La Sección 1 trata los patrones de a gran y pequeña escala del movimiento del agua, y en que medida estos patrones pueden afectar su calidad. La Sección 2 reseña algunos de los principios químicos básicos del agua de mar y su composición, y trata fundamentalmente los factores estudiados en este estudio del PNE. Se incluye en esta sección una revisión de cómo los aspectos seleccionados varían en tiempo y espacio, como se miden, y las implicaciones de la variabilidad de la calidad del agua sobre los organismos y el ecosistema. La Sección 3 ofrece una descripción de los ciclos de nutrientes y los indicadores biológicos usados para evaluar la calidad del agua, incluyendo información sobre fuentes, transformaciones y métodos de medición y determinación.

SECCIÓN 1. PROCESOS DE CIRCULACIÓN

Conocer los procesos de circulación resulta esencial en cualquier evaluación de calidad de agua. La calidad del agua es un reflejo parcial de como se mueve el agua, de donde viene y qué materias transporta. Se analizan aquí algunos de los procesos en mayor y menor escala que afectan el movimiento y las características de las aguas en áreas costeras como la del sudeste República Dominicana. Se describen los modelos de circulación a gran escala (corrientes oceánicas) y a pequeña escala o locales (corrientes litorales y mareas) para proveer el lector de una base conceptual que facilite la comprensión de la naturaleza física del agua de mar y como estos procesos pueden afectar organismos y procesos costeros. El lector pudiera consultar también otros trabajos

prehension of the physical nature of seawater and how certain processes can affect organisms and processes in coastal environments. The reader can also refer to several comprehensive works on physical processes in the ocean for further information (Brown et al., 1989; Pickard and Emery, 1990; Mann and Lazier, 1991; Valiela, 1995). The full citations for these reference materials are contained within the Literature Cited.

Mega-scale processes

Several major processes influence the circulation of tropical oceans: eddying and the variability of major ocean currents, global-scale oceanic tides, Kelvin waves in coastal areas, and atmospheric (wind) forcing (Longhurst and Pauly, 1987). Circulation patterns are even more complex in coastal ecosystems such as PNE, where the physical-chemical characteristics of water reflect oceanic influences and local processes (Wolanski, 1992).

The principal physical oceanographic phenomenon occurring on the order of thousands of kilometers is ocean-basin circulation (Longhurst and Pauly, 1987; Mann and Lazier, 1991). The ocean circulation can be divided into two parts: 1) the density-driven, thermohaline component and 2) the wind-driven, Ekman circulation (Longhurst and Pauly, 1987; Pickard and Emery, 1990). In other words, the ocean circulation is in part due to changes in density caused by weather or climatic changes and in part due to wind stress. Thermohaline circulation refers to the movement of water that takes place when its density is altered by a change in temperature or in salinity. Major patterns of ocean circulation are determined by a process called Hadley circulation, through which heat is transferred to high latitudes by rising air masses over equatorial doldrum regions of the oceans (Figure 2-1). The winds, in turn, are created because the Earth's surface is heated unevenly. This wind-driven circulation is principally in the upper few hundreds of meters of water and is therefore primarily a horizontal circulation, in contrast to thermohaline (vertical) circulation (Pickard and Emery, 1990). Therefore, the principal circulation of surface waters in tropical oceans is by zonal (east-west) currents (Figure 2-2).

The general pattern of ocean basin circulation in the tropics is one in which prevailing current systems form two mirror images across the equator (Pond and Pickard, 1983). Oceanic currents in the North Atlantic, including the Caribbean Sea and the Gulf of Mexico, have been relatively well studied (Brucks, 1971; Pickard and Emery, 1990). The upper water circulation in the Atlantic Ocean as a whole consists of two anti-cyclonic gyres, one counter-clockwise in the South Atlantic and one clockwise in the North Atlantic (Figure 2-3). Each gyre is driven by the trade winds in its own hemisphere and the eastward-flowing Counter Current separates them over part of the equatorial zone.

Circulation in the North Atlantic Ocean consists of a clockwise gyre that starts with the North Equatorial Current driven by the northeast trade winds (Pickard and Emery, 1990). The North Equatorial Current flows to the west and

que tratan la generalidades de los procesos físicos en el océano a manera de información adicional (Brown et al., 1989; Pickard y Emery, 1990; Mann y Lazier, 1991; Valiela, 1995). Las referencias completas a estos materiales aparecen en la lista bibliográfica.

Procesos de megascale

Varios procesos importantes influyen la circulación de los océanos tropicales como los remolinos y la variabilidad de las corrientes oceánicas principales, las mareas oceánicas de escala global, las olas Kelvin en áreas costeras, y los fenómenos atmosféricos, como el viento (Longhurst y Pauly, 1987). Los patrones de circulación son aún más complejos en ecosistemas costeros como el PNE, donde las características físico-químicas del agua reflejan la influencia conjunta de procesos oceánicos y locales (Wolanski, 1992).

El principal fenómeno físico oceanográfico que ocurre en el orden de millares de kilómetros es el proceso de circulación en la cuenca oceánica (Longhurst y Pauly, 1987; Mann y Lazier, 1991). La circulación oceánica tiene dos componentes principales: 1) el termohalino causado por las diferencias de densidad y 2) el eólico (producido por los vientos) conocido como circulación Ekman (Longhurst y Pauly, 1987; Pickard y Emery, 1990). En otras palabras, la circulación del océano se debe en parte a cambios de densidad ocasionada por cambios en el estado del tiempo o el clima, y en parte debido a la tensión producida por los vientos. La circulación termohalina se usa para referirse al movimiento de las aguas que tiene lugar cuando su densidad es alterada por un cambio en la temperatura o la salinidad. Los patrones principales de circulación en el océano están determinados por un proceso conocido como circulación Hadley, mediante el cual el calor se transfiere a latitudes altas por las masas de aire ascendentes sobre las regiones oceánicas del cinturón ecuatorial (Figura 2-1). Los vientos, a la vez, se crean por el calentamiento heterogéneo de la superficie de la tierra; esta circulación producida por los vientos ocurre principalmente en los primeros cientos de metros de la superficie del agua, siendo primordialmente una circulación horizontal, en contraste con la circulación termohalina (vertical) (Pickard y Emery, 1990). Por lo tanto, la circulación principal de las aguas superficiales en los océanos tropicales es producida por corrientes zonales (este-oeste) (Figura 2-2).

En el régimen general de circulación del océano en los trópicos dos sistemas de corrientes dominantes forman dos imágenes en el espejo a través de el ecuador (Pond y Pickard, 1983). Las corrientes oceánicas en el Atlántico Norte, incluyendo el Mar Caribe y el Golfo de México están relativamente bien estudiadas (Brucks, 1971; Pickard y Emery, 1990). La circulación superficial en el Océano Atlántico consiste en general en dos remolinos o giros anticiclónicos, uno en contra de las manecillas del reloj en el Atlántico Sur, y otro a favor en el Atlántico Norte (Figura 2-3). Cada remolino es conducido por los vientos alisios de su propio hemisferio, y la contra corriente del este los separa sobre la zona ecuatorial.

La circulación en el Atlántico norte consiste de un remolino que gira a favor de las manecillas del reloj que comienza con la Corriente Ecuatorial Norte producida por los vientos alisios del noreste (Pickard y Emery, 1990). La corriente Ecuatorial Norte fluye hacia el oeste y se le une desde el sur una porción de la Corriente Ecuatorial Sur (Figura 2-3). Parte de este flujo combinado se dirige al noroeste, siendo conocido como la Corriente de las Antillas. Esta corriente se desplaza hacia el norte y oeste, en dirección a las Antillas y las Bahamas, uniéndose

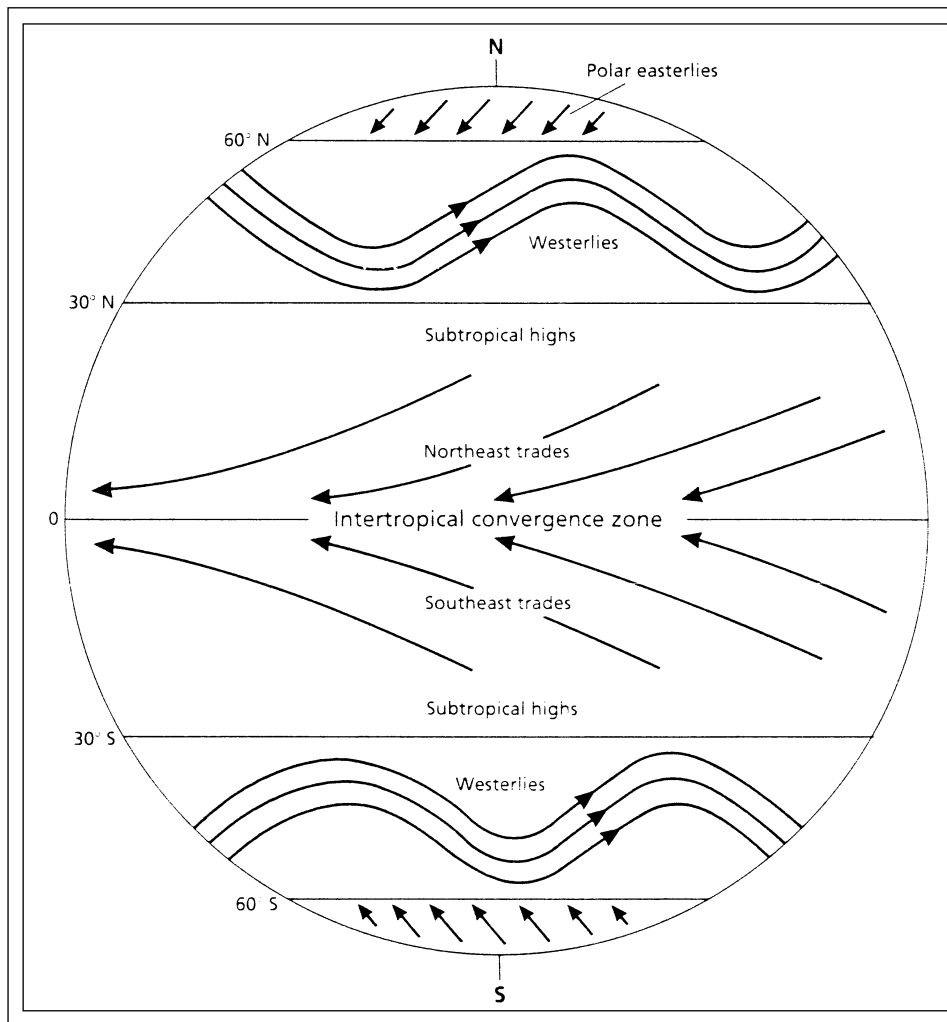


Figure 2-1. Major wind systems of the world (from Mann and Lazier, 1991). All of the major surface currents in the oceans are created by the drag of the wind on the surface of the water. Copyright © 1991 by Blackwell Scientific Publications, Cambridge, MA. Used with permission. Figura 2-1. Principales sistemas de vientos del planeta (tomado de Mann y Lazier, 1991). Las principales corrientes oceánicas superficiales del océano son creadas por la acción del viento sobre la superficie del agua. Derechos reservados © 1991, Blackwell Scientific Publications, Cambridge, Massachusetts. Utilizado con permiso del autor.

is joined from the south by a portion of the South Equatorial Current (Figure 2-3). A part of this combined flow goes northwest as the Antilles Current. The Antilles Current travels north and westward to the east of the Antilles and Bahamas, eventually joining the Florida Current off south Florida. A second portion of the combined flow travels through the Caribbean as the Caribbean Current. The union of the Guiana and Equatorial currents off South America initially forms this current. The Caribbean Current is renamed the Yucatán Current in the vicinity of Mexico, and develops two branches as it divides off western Cuba: the Yucatán Current and the Gulf of Mexico Loop Current (Lee et al., 1992). These two currents rejoin to form the Florida Current, which is renamed the Gulf Stream off the southeastern USA.

Meso-scale processes

Physical processes of the order of 1 to 1000 kilometers in spatial scale include vertical structures in coastal (continental shelf) waters, wind-driven currents, and tidal processes (Mann and Lazier, 1990; Lee et al., 1992). The principal mechanisms driving water flow on continental and islands shelves are tides, winds, differential heating, and freshwater input (Murray et al., 1982; Rezak et al., 1985; Pitts, 1994). These mechanisms, in turn, can exert a significant influence on water quality and hence the distribution and

eventualmente a la Corriente de la Florida frente al sur de la Florida. Una segunda porción de este flujo combinado viaja a través del Caribe como la Corriente del Caribe. La unión de la corriente de Guyana y la corriente Ecuatorial frente a Suramérica forma el inicio de esta corriente. La Corriente del Caribe toma el nombre de Corriente de Yucatán en las cercanías de México, y desarrolla dos ramas a medida que se aleja del occidente de Cuba: la Corriente de Yucatán y la Corriente del Lazo en el Golfo de México (Lee et al., 1992). Estas dos corrientes se unen nuevamente para formar la Corriente de la Florida, la cual toma el nombre de Corriente del Golfo frente al sureste de los EE.UU.

Procesos a mesoescala

Los procesos físicos en el orden de 1 a 1000 kilómetros en una escala espacial incluyen la estructura vertical en las aguas costeras (plataforma continental), las corrientes generadas por los vientos, y las corrientes de marea (Mann y Lazier, 1990; Lee et al., 1992). Los principales mecanismos generadores del flujo de agua en las plataformas de islas y continentes son las mareas, los vientos, las diferencias del calentamiento, y el aporte de agua dulce (Murray et al., 1982; Rezak et al., 1985; Pitts, 1994). Estos mecanismos, a la vez, pueden ejercer una influencia determinante sobre la calidad del agua y por ende en la distribución y abundancia de los organismos (Roberts y Murray, 1983; Roberts y Suhayda, 1983).

Las mareas se generan por la atracción gravitacional de la luna y el sol, y son muy conocidas por los ascensos (marea llena o lle-

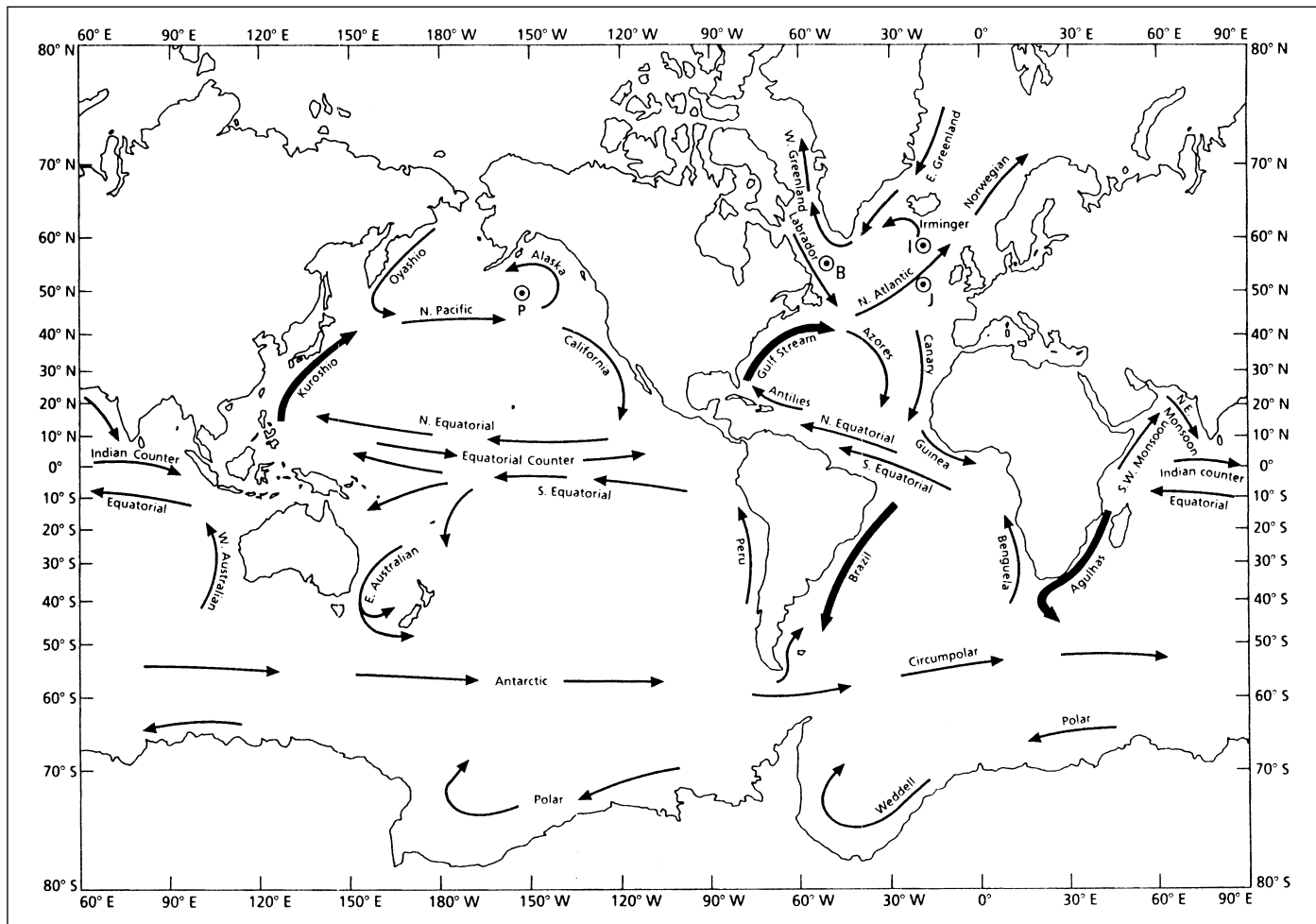


Figure 2-2. Principal surface currents of the world's oceans (from Mann and Lazier, 1991). Western boundary currents such as the Gulf Stream are emphasized. Copyright © 1991 by Blackwell Scientific Publications, Cambridge, MA. Used with permission. *Figura 2-2. Principales corrientes de superficie de los océanos mundiales (tomado de Mann y Lacier, 1991). Se destacan las corrientes del borde occidental de la Corriente del Golfo. Derechos reservados © 1991, Blackwell Scientific Publications, Cambridge, Massachusetts. Utilizado con permiso del autor.*

abundance of organisms (Roberts and Murray, 1983; Roberts and Suhayda, 1983).

Tides are created by the gravitational pull of the Moon and Sun and are most familiar as the rise (flow or flood tide) and fall (ebb tide) in sea level over a period of several hours (Brown et al., 1989). Tides are a result of the slight imbalance between two forces: 1) the gravitational pull of the moon and sun and 2) the centripetal force that is required to keep the ocean's water moving in a circular path along with the rest of the Earth. Tides can generate currents in the water that, in turn, interact with the bottom to produce turbulence (Mann and Lazier, 1991). Tidal patterns in many areas can be complex owing to the presence of large and semi-confined banks, islands, and reefs (Wolanski, 1992; Smith, 1994; Wang et al., 1994). Even within localized areas, a tidal phase shift of up to several hours can be observed between the east and west sides of a particular island (Schomer and Drew, 1982).

The tropical western Atlantic region has a micro-tidal coastal environment, with a mean tidal range of 10–20 cm for most of the area (Kjerfve, 1981). The mean tidal range

nante) y descensos (marea baja o saliente) del nivel de mar sobre en pocas horas (Brown et al., 1989). Las mareas son el resultado de una ligera desproporción entre dos fuerzas: 1) la atracción entre la luna y el sol y 2) la fuerza centrípeta que se requiere para mantener el agua del océano en movimiento con una trayectoria circular conjuntamente con el resto de la Tierra. Las mareas pueden generar corrientes en el agua que, a su vez, interactúan recíprocamente con los fondos y producen turbulencia (Mann y Lazier, 1990). Los patrones de marea en muchas áreas pueden ser complejos debido a la presencia de bancos grandes y semicerrados, así como de islas y arrecifes (Wolanski, 1992; Smith, 1994; Wang et al., 1994). Aún dentro de áreas localizadas, se puede observar un cambio de fase de marea de varias horas entre los lados este y oeste de una isla en particular (Schomer y Drew, 1982).

La región del Atlántico occidental tropical se caracteriza por poseer un ambiente costero de micro mareas, con un diapásón medio de mareas de 10-20 cm para la mayoría del área (Kjerfve, 1981). Esos límites sobrepasan los 40 cm sólo sobre la amplia plataforma continental de Nicaragua y la costa noreste de Suramérica. Las mareas exhiben un patrón complejo en el Atlántico occidental tropical, y se reconoce la existencia de al menos 6 áreas con distinto tipo

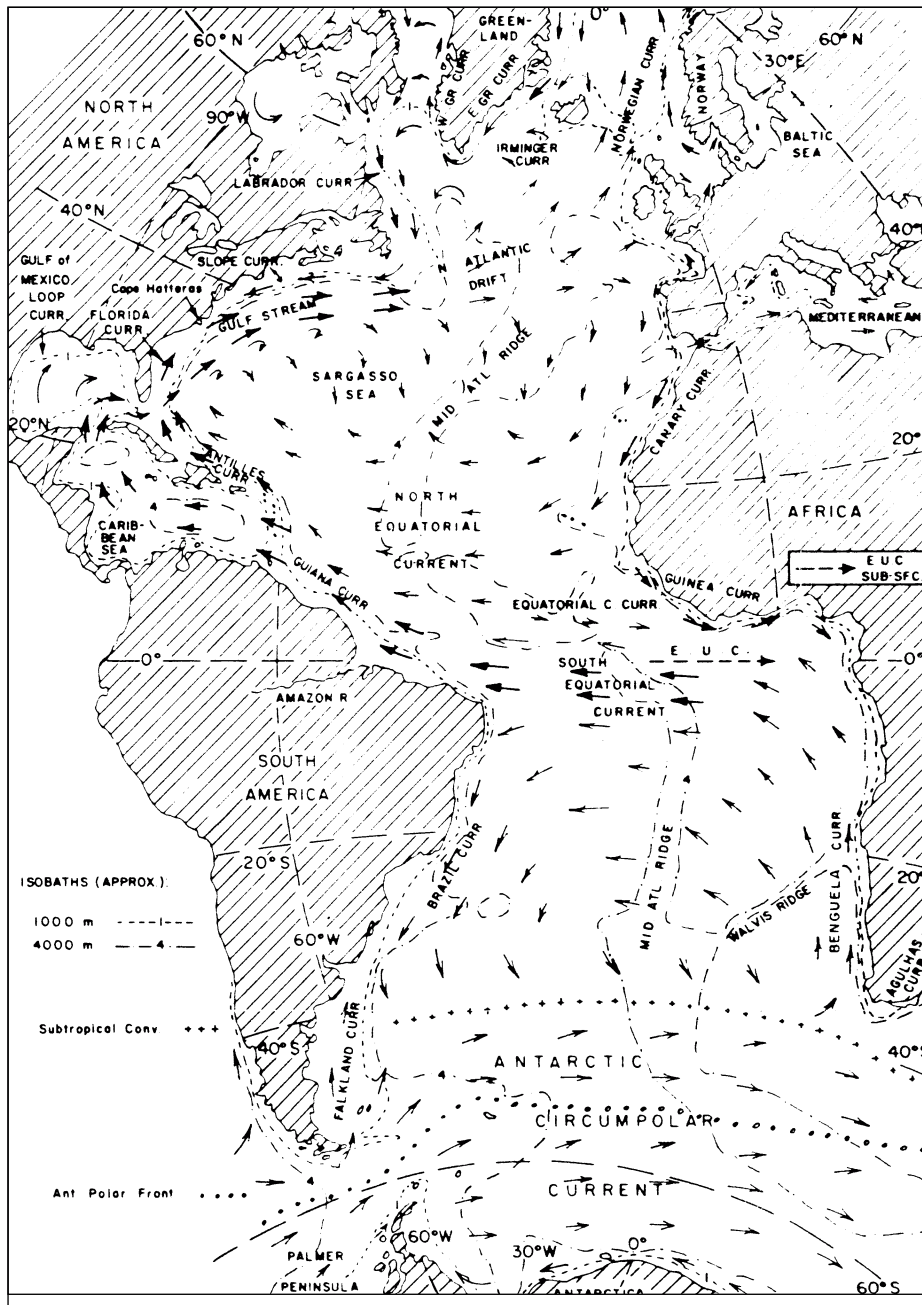


Figure 2-3. Surface circulation in the Atlantic Ocean (from Pickard and Emery, 1990. Descriptive physical oceanography, 5th edition). Note that surface circulation in the southeastern Dominican Republic is strongly influenced by the Antilles Current and the Guiana Current. Copyright © 1990 by Butterworth Heinemann, a division of Reed Educational & Professional Publishing. Used with permission. *Figura 2-3. Circulación superficial en el Océano Atlántico (tomado de Pickard y Emery, 1990. Descriptive physical oceanography, 5th edición). Nótese que la circulación superficial en el sureste de la República Dominicana está fuertemente influenciada por la Corriente de las Antillas y la Corriente de Guyana. Derechos reservados © 1990 por Butterworth Heinemann, una división de Reef Educational and Professional Publishing. Utilizado con permiso del autor.*

exceeds 40 cm only on the broad Nicaraguan shelf and the northeast coast of South America. Tides exhibit a complex pattern in the tropical western Atlantic, with at least six distinct areas of uniform tidal type recognized (Kjerfve, 1981; Schomer and Drew, 1982): western third of the tropical western Atlantic (mixed, mainly diurnal—one high tide occurs daily), northeast coast of South America (mixed, mainly diurnal), south coast of Jamaica (mixed, mainly diurnal), western half of Hispaniola (mixed, mainly diurnal), eastern Jamaica (diurnal), eastern half of Hispaniola to the Virgin Islands (diurnal), and Puerto Rico south to Venezuela (diurnal). Overall, tides in the tropical western Atlantic are either primarily mixed semi-diurnal (two high and low tides of uneven amplitude) or mixed diurnal (one high and low tide of uneven amplitude). The complex bathymetry of the tropical western Atlantic region is at least partially responsible for the many separate areas of uniform tidal type.

de marea (Kjerfve, 1981; Schomer y Drew, 1982)): el tercio oeste del Atlántico occidental tropical (mixta, principalmente diurna, con una marea alta diaria); costa noreste de Suramérica (mixta, principalmente diurna), costa sur de Jamaica (mixta, principalmente diurna), mitad occidental de La Española (mixta, principalmente diurna), este de Jamaica (diurna), mitad este de La Española hasta las Islas Vírgenes (diurnas) y desde Puerto Rico al sur hasta Venezuela (diurnas). En general, las mareas en la región del Atlántico occidental tropical son primordialmente mixtas semidiurnas (dos mareas altas y dos bajas de amplitud desigual) o mixtas diurnas (una alta y otra baja de amplitud desigual). La compleja batimetría del Atlántico occidental tropical es por lo menos parcialmente responsable de la existencia de muchas áreas con un tipo de mareas.

El viento al soplar sobre la superficie del mar puede inducir corrientes superficiales por la fricción directa (tensión de viento) (Brown et al., 1989). Las condiciones de viento en muchas áreas del norte caribeño, incluyendo la República Dominicana, están dominadas por los

Wind blowing over the surface of the sea can induce surface currents by direct frictional drag (wind stress) on the sea surface (Brown et al., 1989). Wind conditions in many areas of the northern Caribbean, including the Dominican Republic, are dominated by prevailing easterlies, winter cold fronts from the north-northwest, and tropical storms. Wind velocity and direction change seasonally. Seasonal differences in wind direction and speed can affect outer shelf margin currents (Roberts et al., 1983; Lee et al., 1992). Wind-driven currents are especially characteristic of regions with large areas of relatively shallow depth, such as the Bahama Banks, south Florida shelf, and the Yucatán peninsula; currents can respond rapidly to wind direction and velocity in these areas (Jones, 1963; Schomer and Drew, 1982). Wind-driven currents can also affect tidal-driven processes, thus adding to the complexity of shallow-water circulation patterns. ■

SECTION 2. PHYSICAL-CHEMICAL PROPERTIES OF SEAWATER

This section describes some of the major constituents of seawater, particularly those parameters measured during the water quality assessment in PNE and Boca Chica. Since many parameters are measured to define the state of water quality, information on parameter characteristics, methods of measurement, and biological and physical controls on concentration and distribution are important for interpreting water quality data in PNE and other tropical coastal environments.

Seawater is composed of a number of different components that can be divided into the following phases:

- solids, such as particulate organic (plant detritus) and inorganic (mineral) materials,
- gases, such as nitrogen, argon, oxygen and carbon dioxide,
- organic and inorganic colloids, and
- organic and inorganic dissolved solutes.

One characteristic used to describe the different components of seawater is their distribution in the water column (Millero and Sohn, 1992). Conservative components include the chemical composition of seawater (salinity). For example, although salinity changes from place to place, the composition of water that determines salinity remains relatively constant. Nutrient-type components are a second major grouping; these materials typically exhibit surface depletion (due to plant uptake), with a corresponding increase in concentration with depth. Examples of nutrient-type components are nitrogen, silicon, phosphorus, chromium, and copper. Other components of seawater are neither conservative nor of the nutrient type, but exhibit surface depletion (e.g. lead, iron, cobalt).

In contrast to open-ocean environments, estuaries and nearshore coastal environments are generally defined by greater physical-chemical variability, reflecting the influences of river runoff, tidal currents, the effects of coastal boundaries on currents, and shallow depths (Murray et al.,

vientos predominantes del este, los frentes fríos invernales desde el norte-noroeste y las tormentas tropicales. La dirección y velocidad de viento varía estacionalmente, lo que puede afectar las corrientes por fuera del borde de la plataforma (Roberts et al., 1983; Lee et al., 1992). Las corrientes producidas por los vientos son propias de regiones con áreas extensas con profundidades relativamente bajas, tales como el Banco de Bahamas, la plataforma del sur de la Florida y la península de Yucatán; las corrientes pueden responder rápidamente a cambios en la dirección y velocidad del viento en estas áreas (Jones, 1963; Schomer y Drew, 1982). Las corrientes generadas por los vientos pueden también afectar los procesos de marea, complicando aún más los patrones de circulación de las aguas someras. ■

SECCIÓN 2. PROPIEDADES FÍSICO-QUÍMICAS DEL AGUA DE MAR

Esta sección describe algunos de los constituyentes más importantes del agua de mar, particularmente aquellos atributos medidos para la evaluación de la calidad del agua en el PNE y Boca Chica. Dado que hay que medir muchos factores para definir el estado de la calidad del agua, la información sobre las características de estos los mismos, los métodos de medición empleados, y el control físico y biológico de su concentración y distribución resultan fundamental para interpretar los datos de calidad de agua en el PNE y otros ambientes costeros tropicales.

El agua de mar está formada de un número de componentes diferentes que pueden ser divididos en las fases siguientes:

- Sólidos, como las partículas orgánicas (detritus de plantas) y materiales inorgánicos (minerales),
- gases, como el nitrógeno, el argón, el dióxido de carbono y el oxígeno,
- coloides orgánicos e inorgánicos, y
- sólidos disueltos inorgánicos y orgánicos

Una de las características usadas para describir los diferentes componentes del agua de mar es su distribución en la columna de agua (Millero y Sohn, 1992). Los componentes conservativos incluyen a la composición química del agua de mar (salinidad). Por ejemplo, aunque la salinidad cambie de un lugar a otro, la composición del agua que determina la salinidad permanece relativamente constante. El tipo de componente como los nutrientes es el segundo grupo en importancia; estas materias disminuyen generalmente en la superficie (debido a que son absorbidas por las plantas), con un aumento correspondiente de la concentración con la profundidad. Como ejemplo de nutriente tenemos a los siguientes: nitrógeno, silicio, fósforo, cromo, fósforo y cobre. Otros componentes del agua de mar no son conservadores ni del tipo nutriente, pero sus concentraciones también se reducen en la superficie (plomo, hierro, cobalto).

En contraste con el mar abierto, los estuarios y zonas litorales están generalmente caracterizados por una gran variabilidad físico-química, reflejando la influencia de las descargas de ríos, las corrientes de marea, los efectos de la línea costera sobre las corrientes, y las zonas bajas (Murray et al., 1982; Wolanski, 1992). Las descargas de los ríos pueden reducir la salinidad y aumentar la turbidez (disminuyen la transparencia del agua), mientras las corrientes de marea pueden promover mezcla vertical y resuspender los sedimentos. Los aportes de agua dulce normalmente presentan fluctuaciones estacionales que corresponden a períodos de precipitaciones.

1982; Wolanski, 1992). River runoff can reduce salinity and increase turbidity (decrease water clarity), while tidal currents can promote vertical mixing and re-suspend sediments. Freshwater runoff normally has seasonal fluctuations corresponding to periods of precipitation.

Salinity

Salinity can be defined as the mass of dissolved salts or total amount of dissolved material in a given mass of seawater (Pickard and Emery, 1990; Millero and Sohn, 1992). A more precise, historical definition was “the total amount of solid materials, in grams, contained in one kilogram of sea-water when all the carbonate has been converted to oxide, the bromine and iodine replaced by chlorine, and all organic matter completely oxidized” (Pickard and Emery, 1990). Salinity is usually expressed in g/kg or more often in parts per thousand units, denoted by the symbol ppt or ‰. With the increased use of conductivity meters for measurements, salinity is more commonly expressed in practical salinity units (psu) (see Pickard and Emery, 1990).

Although slight variations exist in the amount of dissolved solutes in seawater, the composition follows a conservative pattern. In other words, although the total concentration of dissolved salts varies from place to place, the ratios of the more abundant components remain almost constant (Pickard and Emery, 1990). Seawater contains the majority of the known elements; however, the primary components of sea salt are chlorine (55.0%), sodium (30.6%), sulfate (7.7%), magnesium (3.7%), and potassium (1.1%). Together with temperature, salinity defines the density of seawater; density determination, in turn, aids in the identification of a particular water body or water mass (Pickard and Emery, 1990).

The classical method of salinity measurement (Knudsen method) was to determine the chlorinity by titration with standard silver nitrate solution and then to calculate the salinity ($S = 1.80655 \times \text{chlorinity}$) (Pickard and Emery, 1990). In routine use, an accuracy of ± 0.02 is considered reasonable; however, this method is not very practical to use at sea. Salinity can also be determined using a hydrometer with temperature correction tables (Jones, 1963). Instead of directly measuring the amount of dissolved salts, newer techniques measure the conductivity of water samples and relate these measurements to salinity. Conductivity measurements of seawater have been in use since the 1930s, however, improvements in circuitry and equipment brought the method into wider use by the mid-1950s (accuracy of ± 0.003). Use of conductivity meters allows for the discrimination of water masses. Yet another method for determining salinity is the salinometer, which avoids the electrode problem of conductivity meters by using an inductive (electrodeless) method; salinity can be measured to a precision of ± 0.001 (Pickard and Emery, 1990). It is important to point out that all of these methods are comparative rather than absolute measurements of salinity. Standard seawater is used to calibrate and standardize silver nitrate for titration or electrical conductivity salinometers.

Salinidad

La salinidad puede definirse como la masa de sales disueltas o cantidad total de materia disuelta en una masa determinada de agua de mar (Pickard y Emery, 1990; Millero y Sohn, 1992). Una definición más precisa e histórica sería “la cantidad total de materias sólidas, en gramos, contenidas en un kilogramo de agua de mar cuando todos los carbonatos se hallan convertidos en óxido, los bromuros y yoduros se han reemplazado por cloruros, y toda la materia orgánica completamente oxidada” (Pickard y Emery, 1990). La salinidad se expresa comúnmente en g/kg ó más frecuentemente en partes por mil, denotadas por el símbolo ‰. Con el incremento del uso de los medidores de conductividad, la salinidad se expresa más frecuentemente en unidades prácticas de salinidad (ups) (ver Pickard y Emery, 1990).

Aunque existen variaciones ligeras en la cantidad de solutos disueltos en el agua de mar, su composición sigue un patrón conservativo. En otras palabras, aunque la concentración total de sales disueltas varía de un lugar a otro, la proporción de sus componentes más abundantes permanece casi constante (Pickard y Emery, 1990). El agua de mar contiene la mayoría de los elementos conocidos; sin embargo, los componentes primarios de la sal de mar son el cloro (55.0%), sodio (30.6%), sulfato (7.7%), magnesio (3.7%) y potasio (1.1%). Junto con la temperatura, la salinidad define la densidad del agua de mar; la determinación de la densidad, contribuye a su vez a la identificación de un cuerpo o masa de agua en particular (Pickard y Emery, 1990).

El método clásico de medición de la salinidad (método de Knudsen) determina la clorinidad por titulación con una solución estándar de nitrato de plata y entonces se calcula la salinidad ($S = 1.80655 \times \text{clorinidad}$) (Pickard y Emery, 1990). En determinaciones rutinarias, una exactitud de ± 0.02 se considera razonable, sin embargo, este método no es muy práctico para usarse en el mar durante los muestreos. La salinidad puede también determinarse usando un hidrómetro con tablas de corrección de temperatura (Jones, 1963). En vez de medir directamente la cantidad de sales disueltas, las técnicas más modernas miden la conductividad en las muestras de agua y relacionan estas medidas con la salinidad. Las mediciones de conductividad del agua de mar se han venido realizando desde los años 30, sin embargo mejoras en los circuitos y equipos ampliaron el uso del método a mediados de los 50's (exactitud de ± 0.003). El uso de los medidores de conductividad permite la discriminación de las masas de agua. Otro método para determinar la salinidad es el salinómetro que evita el problema de los electrodos en los medidores de conductividad al emplear un método inductivo (sin electrodos); la salinidad puede medirse con una precisión de ± 0.001 (Pickard y Emery, 1990). Es importante señalar que todos estos métodos son comparativos, mas que medidas absolutas de salinidad. El patrón de agua de mar se utiliza para calibrar y normalizar el nitrato de plata por titulación o con salinómetro de conductividad eléctrica.

La salinidad en el océano es máxima a los 20° de latitud norte y latitud sur debido a la gran evaporación, y baja en el ecuador a consecuencia de las precipitaciones. Estudios previos en los ambientes arrecifales mostraron escasa variabilidad interanual en la salinidad de ciertas áreas, lo que implica que los organismos que habitan estos ambientes son estenohalinos (estrecha tolerancia a la salinidad). Sin embargo, en realidad existen una gran amplitud de salinidad en ambientes de arrecifes coralinos (Coles y Jokiel, 1992). Muchas especies de los arrecifes de coral pueden sobrevivir a 18 ‰ por varias horas y sólo exhiben una

Open-ocean salinity is greatest at 20° North and South latitude, due to high net evaporation, and lowest at the equator, due to high net precipitation. Several earlier studies in coral reef environments found little inter-annual variability in salinity for certain areas, implying that organisms inhabiting these environments are stenohaline (having narrow salinity tolerance). However, large salinity ranges do exist in coral reef environments (Coles and Jokiel, 1992). Many Caribbean reef coral species can survive at 18 ppt for several hours and only exhibit limited mortality during short-term (12 hours) exposure to salinity within 40–50 ppt.

In addition to its importance to the density and thus movement of water masses, salinity is critical to organisms because it affects osmoregulation and other physiological processes. Many marine invertebrates such as corals have few, if any, mechanisms for osmoregulation. Therefore, deviations from ambient conditions due to human impacts (e.g. hydrologic alteration, hypersaline effluent, sewage discharge) and natural factors (El Niño, tropical storms) can cause metabolic stress, such as changes in respiration, growth, and mortality (Coles and Jokiel, 1992; Montague and Ley, 1993). Natural variations in salinity can result from precipitation, freshwater runoff, evaporation, and intrusion of offshore currents into coastal waters (Jones, 1963; Szmant et al., 1996).

Temperature

Temperature is precisely defined as the level of the internal kinetic energy of a system of particles or a body. Temperature is usually expressed on the Celsius scale (°C), however, differences in temperature in oceanographic studies are often expressed in Kelvin units (K) to avoid confusion with actual temperature (Pickard and Emery, 1990). The Celsius temperature is the difference between the thermodynamic temperature and 273.15 K. In most of the mid- and lower-latitude upper ocean (between the surface and 500-m depth), temperature is the main parameter affecting seawater density, which, in turn, is important for evaluating circulation patterns. Temperature can change as a function of diurnal variations (day/night or photoperiod), seasons, cloud cover, and depth (Jones, 1963; Potts and Swart, 1984). Variations in temperature can indicate heat transfer by currents, absorption of solar energy, loss by evaporation, and other mechanisms. In turn, temperature affects physical, chemical, and biological processes, and thus the concentration of many substances (e.g. dissolved gas).

Temperature can be measured using several methods. Easily measured with thermometers, temperature was one of the first ocean parameters studied (Pickard and Emery, 1990). For measuring the temperature of a surface bucket-sample, an ordinary mercury-in-glass thermometer is generally used, taking care not to expose the bucket to the sun (heating) or to the evaporating influence of the wind (cooling) (Pickard and Emery, 1990). Other methods include radiation bolometer, reversing thermometer, bathythermograph, and conductivity–temperature–depth recorder (CTD). The reversing thermometer (protected) is used

mortalidad limitada si son expuestos durante cortos plazos (12 horas) a salinidades de 40-50 ‰.

Además de la importancia para la densidad y el movimiento de las masas de agua, la salinidad es vital para los organismos ya que afecta la osmorregulación y otros procesos fisiológicos. Muchos invertebrados marinos como los corales tienen escasos, si es que tienen, mecanismos para la osmorregulación. Por lo tanto, cambios en las condiciones ambientales debido a actividades humanas (alteración de ciclos hidrológicos, afluentes hipersalinos o descarga de aguas negras) y a factores naturales (El Niño, tormentas tropicales) pueden ocasionar alteraciones metabólicas tales como cambios en la respiración, crecimiento y mortalidad (Coles y Jokiel, 1992; Montague y Ley, 1993). Las variaciones naturales en la salinidad pueden ser el resultado de las precipitaciones, las descargas de agua dulce, la evaporación y la entrada de corrientes de mar afuera hacia las aguas costeras (Jones, 1963; Szmant et al., 1996).

Temperatura

La temperatura se define como el nivel de la energía cinética interna de un sistema de partículas o un cuerpo. La temperatura se expresa comúnmente en la escala Celsius (°C), sin embargo, las diferencias en la temperatura en los estudios oceanográficos se expresan a menudo en unidades Kelvin (K) para evitar confusión con las temperaturas reales (Pickard y Emery, 1990). La temperatura en grados Celsius es la diferencia entre la temperatura termodinámica y 273.15 K. En la mayoría de las latitudes bajas y medias la temperatura de las capas superiores del océano (entre la superficie y 500 m de profundidad), es el factor principal que afecta la densidad del agua de mar, lo que a su vez es importante para evaluar los patrones de circulación. La temperatura puede variar en función de las variaciones diurnas (día/noche o fotoperíodo), estaciones del año, nubosidad y profundidad (Jones, 1963; Potts y Swart, 1984). Las variaciones en la temperatura pueden indicar transferencia de calor por las corrientes, absorción de energía solar, pérdida por evaporación y otros mecanismos. A su vez, la temperatura afecta los procesos físicos, químicos y biológicos, así como la concentración de muchas sustancias (solubilidad de gas).

La temperatura puede medirse usando diferentes métodos; al ser fácilmente medida con termómetros, la temperatura fue uno de las primeras características del océano que se estudiaron (Pickard y Emery, 1990). Para medir la temperatura de una muestra de agua superficial tomada con un balde, se usa generalmente un termómetro ordinario de mercurio, teniendo cuidado de no exponer el balde al sol (calentamiento) o a la evaporación del viento (enfriamiento) (Pickard y Emery, 1990). Los otros métodos son el bolómetro de radiación, el termómetro de inversión o reversible, el batitermógrafo y el registrador de temperatura, conductividad y profundidad (CTD). El termómetro de inversión (protegido) se usa conjuntamente con una botella de muestreo para determinar la temperatura de las aguas sub-superficiales. Cuando la botella se cierra para coleccionar la muestra, el termómetro se invierte y como resultado de su construcción, el mercurio “se fracciona” en un punto, y el extremo del capilar se mueve hacia abajo para registrar la temperatura *in situ* a la profundidad de inversión. El termómetro de inversión puede registrar mediciones mejores que ± 0.01 K. La profundidad de la muestra puede determinarse usando un termómetro de inversión no protegido. El termómetro no protegido tiene un agujero en la cubierta externa de vidrio; la presión del agua sobre el bulbo de vidrio causa que el termómetro indique una temperatura

in conjunction with a sample bottle to determine subsurface temperature. When the bottle is closed to collect the sample, the thermometer is inverted and, as a result of its construction, the mercury “breaks” at a particular point and runs down the other end of the capillary to record the temperature in situ at the depth of reversal. The reversing thermometer can yield measurements better than ± 0.01 K. The depth of the sample can be determined using an unprotected reversing thermometer, in conjunction with a protected one. The unprotected thermometer has a hole in its outer glass case; as the water pressure compresses the glass of the bulb, it causes the thermometer to indicate a higher apparent temperature than the unprotected one. The difference in reading between the unprotected and protected units is a measure of the compression of the glass (known compressibility, pressure) and therefore the depth of the sample.

Two other widely used methods for measuring temperature are the bathythermograph and CTD. The bathythermograph uses a liquid-in-metal thermometer which causes a metal point to move in one direction over a smoked or gold-plated glass slide; the slide is itself moved at right angles to this direction by a pressure sensitive bellows (Pickard and Emery, 1990). This instrument is lowered to its permitted depth (typically 60, 140 or 270 m) and then brought back to the surface. Since pressure is directly related to depth, the line scratched on the slide forms a graph of temperature against depth. It is read against a calibration grid to an accuracy of ± 0.2 K and ± 2 m if well calibrated. The advantage of the bathythermograph is that it gives a continuous trace of temperature against depth. A more recent method for measuring surface and subsurface temperatures is the CTD recorder. The CTD typically looks like a cylinder or tube (about 0.5 m long) and can be lowered or towed. The CTD usually contains two thermometers: one is used to determine the temperature at depth, the other used in the circuits for calculation of salinity from conductivity. Platinum or copper resistance thermometers are generally used for both purposes.

In tropical environments, there is generally little annual variation and lower seasonal and diurnal changes in temperature compared to temperate coastal areas. Thus there is greater thermal stability in the tropics, but greater competition for resources (Saenger and Holmes, 1992). Inshore tropical waters tend to be more variable than offshore waters, reflecting differences in heat carrying capacity (Roberts et al., 1983), as well as exposure to prevailing weather conditions (Potts and Swart, 1984). For example, patch reef areas in the Florida Keys generally exhibit diurnal variations of up to 3.5 °C, reflecting air temperature fluctuations and solar radiation (Jones, 1963).

Temperature significantly affects the metabolism, behavior (e.g. production, respiration), distribution, and abundance of most aquatic organisms (Saenger and Holmes, 1992). For example, no significant coral reefs occur where temperatures during the year fall below 18 °C except for short periods of time (Walker et al., 1982; Johannes et al., 1983). In tropical coastal environments, organisms may be

aparente más alta que la registrada por el no protegido. La diferencia de ambas lecturas es una medida de la compresión de la cubierta de vidrio (compresibilidad conocida, presión) y por tanto la profundidad a la que se tomó la muestra.

Los otros dos métodos ampliamente usados para medir la temperatura son el batitermógrafo y el CTD. El batitermógrafo usa un termómetro de metal líquido que hace que el punto de metal se mueva en una dirección sobre una placa de cristal dorada o ahumada; la placa se mueve por sí misma en ángulos rectos en esa dirección por unos fuelles sensibles a la presión (Pickard y Emery, 1990). Este instrumento se baja hasta la profundidad permitida (generalmente 60, 140 o 270 m) y posteriormente se recoge en la superficie. Dado que la presión se relaciona directamente con la profundidad, la línea marcada sobre la placa forma un diagrama de temperatura contra profundidad. Este se lee sobre un cuadrículado de calibración con una exactitud de ± 0.2 K y ± 2 m si la calibración es correcta. La ventaja del batitermógrafo es que proporciona registros continuos de temperatura contra profundidad. Un método más reciente para medir la temperatura superficial y subsuperficial es el registrador CTD. El CTD parece un cilindro o tubo (de aproximadamente 0.5 m de longitud) que puede ser bajado (calado) o remolcado. El CTD contiene comúnmente dos termómetros: uno se usa para determinar la temperatura a una profundidad determinada, y el otro se emplea en los circuitos para determinar la salinidad por conductividad. Los termómetros de resistencia de cobre o platino se usan generalmente para ambos propósitos.

En ambientes tropicales la variación diurna y estacional de la temperatura es pequeña comparado con áreas costeras templadas. Aunque existe una mayor estabilidad térmica en los trópicos, la competencia por los recursos es mayor (Saenger y Holmes, 1992). Las áreas litorales tropicales tienden a ser más variables que las de mar afuera, reflejando diferencias en la capacidad de almacenar calor (Roberts et al., 1983), así como también a la exposición de las condiciones predominantes del estado del tiempo (Potts y Swart, 1984). Por ejemplo, las áreas de arrecife de parches en los Cayos de las Florida generalmente presentan variaciones diurnas de hasta 3.5 °C, reflejando las fluctuaciones de la temperatura del aire y de las radiaciones solares (Jones, 1963).

La temperatura afecta notablemente el metabolismo, comportamiento (producción, respiración), distribución, y abundancia de la mayoría de los organismos acuáticos (Saenger y Holmes, 1992). Por ejemplo, no existen arrecifes de corales importantes donde las temperaturas bajan por debajo de 18 °C, a no ser por períodos cortos de tiempo (Walker et al., 1982; Johannes et al., 1983b). En ambientes costeros tropicales, los organismos pueden ser particularmente susceptibles a aceleraciones de los procesos ecológicos debido a variaciones en la temperatura (Bohnsack, 1977; Roberts et al., 1983). Los organismos tropicales están expuestos a regímenes térmicos relativamente constantes, por lo tanto, sus capacidades de responder metabólicamente a cambios en la temperatura deben ser menores a la de los organismos de zonas templadas. Sin embargo, las investigaciones realizadas en los peces costeros de Cuba mostraron una marcada estacionalidad en los indicadores morfofisiológicos y bioquímicos relacionados con la fisiología de los individuos en varias especies (pargos, carángidos, sardinas, bocayates) a pesar de la escasa fluctuación anual de la temperatura del agua en las aguas costeras de Cuba (5 °C de amplitud máxima) (ver Bustamante et al., 1994 para un resumen de esta información). Este patrón estacional del estado fisiológico de los peces se reflejó asimismo en la variación anual de la tasa de crecimiento, la intensidad de

particularly susceptible to an acceleration of ecological processes due to variations in temperature (Bohnsack, 1983; Roberts et al., 1983). Tropical organisms are exposed to a relatively constant thermal regime; therefore, they are less able to alter their metabolic response to different temperatures relative to temperate zone organisms. Tropical organisms must also be adapted to lower dissolved oxygen levels, reflecting decreased oxygen solubility in warmer water. This has important consequences for coastal management, since any factor that causes increased metabolic rates may produce stress to organisms (Saenger and Holmes, 1992).

Dissolved oxygen

Dissolved oxygen content (DO) is a measure of the ability of waters to support aquatic life (McCutcheon et al., 1993). The main source of oxygen in seawater is the atmosphere: at the sea surface the water is usually very close to being saturated (Pickard and Emery, 1990). Dissolved oxygen is important in biological processes such as production and advective processes.

Winkler titration, oxygen electrodes, spectrophotometry, or gas chromatography can analyze dissolved oxygen (Parsons et al., 1984). In the Winkler method, water samples are fixed with manganous sulfate and alkaline iodide solutions, then stored, acidified, and titrated with thiosulfate (Parsons et al., 1984). The concentration of DO is commonly given in milligrams per liter ($1 \text{ mg O}_2/\text{l} = 16.0 \text{ mg-at/l}$) or parts per million, but can also be expressed in ml/l units ($1 \text{ ml O}_2/\text{l} = 11.2 \text{ mg-at/l}$) or percent saturation.

The distribution of oxygen in the oceans is determined by: 1) near equilibrium of atmospheric oxygen in the surface mixed layer, 2) biological production in subsurface waters due to photosynthesis, 3) biological use in respiration and oxidation of plant materials, and 4) sinking of colder waters rich in oxygen (solubility effect) (Millero and Sohn, 1992). Oxygen is poorly soluble in water, and the oxygen saturation concentration is primarily dependent upon four parameters: salinity, temperature, atmospheric pressure, and biological processes (McCutcheon et al., 1993). The solubility of oxygen is inversely related to temperature and salinity. This has important consequences in tropical aquatic environments, where higher temperatures confer direct and indirect effects, such as greater metabolic rates, by reducing oxygen levels.

Dissolved oxygen concentrations in tropical coastal environments can exhibit significant spatial and temporal variability, reflecting changes in salinity, temperature, depth, turbulence, time of day, time of year, and biological activity (Chapman and Kimstach, 1992). For example, diurnal sampling in patch reef areas of the Florida Keys showed that DO was at a maximum at mid-day, while the minimum occurred pre-dawn (Jones, 1963). These variations are partially related to changes in salinity and temperature, and partly to biological processes such as production and respiration. DO is usually higher during the winter months, reflecting greater solubility because of lower temperature (Jones, 1963). Low DO concentrations during the summer

la reproducción y la composición química de los huevos maduros en las hembras, entre otros atributos fisiológicos y procesos biológicos. Los estudios de las respuestas fisiológicas naturales en otros organismos marinos a la variación estacional de la temperatura son prácticamente inexistentes en los Trópicos.

Los organismos tropicales deben también estar mejores adaptados a niveles inferiores de oxígeno disuelto, como una consecuencia de la disminución de la solubilidad de oxígeno en las aguas más cálidas. Esto tiene consecuencias importantes para el manejo costero, ya que cualquier factor que ocasione un aumento en la tasa metabólica puede producir perturbaciones en los organismos (Saenger y Holmes, 1992).

Oxígeno disuelto

El contenido de oxígeno disuelto (OD) es una medida de la capacidad de las aguas para sostener vida acuática (McCutcheon et al., 1993). La fuente principal de oxígeno del agua de mar es la atmósfera; en la superficie el agua de mar esta cerca del punto de saturación (Pickard y Emery, 1990). El oxígeno disuelto es importante en los procesos biológicos tales como la producción y los procesos advectivos.

Para medir el oxígeno disuelto, se usan la titulación de Winkler, los electrodos de oxígeno, la espectrofotometría y la cromatografía gaseosa (Parsons et al., 1984). En el método de Winkler, las muestras de agua se fijan con una solución de sulfato de manganeso y otra alcalina de yoduro, después se almacenan, acidifican y titulan con tiosulfato (Parsons et al., 1984). La concentración de OD se expresa usualmente en miligramos por litro ($1 \text{ mg O}_2/\text{l} = 16.0 \text{ mg-at/l}$) o partes por millón (ppm), pero pueden también expresarse en ml/l ($1 \text{ ml O}_2/\text{l} = 11.2 \text{ mg-at/l}$) o porcentaje de saturación.

La distribución de oxígeno en los océanos esta determinada por: 1) el equilibrio de oxígeno atmosférico en la capa superficial mixta, 2) la producción biológica en aguas subsuperficiales debido a la fotosíntesis, 3) el uso biológico en los procesos de respiración y oxidación de las plantas, y 4) al hundimiento de las aguas más frías ricas en oxígeno (efecto de solubilidad) (Millero y Sohn, 1992). El oxígeno esta pobremente disuelto en el agua, y la concentración de saturación del oxígeno depende fundamentalmente de cuatro factores: salinidad, temperatura, presión atmosférica, y procesos biológicos (McCutcheon et al., 1993). La solubilidad del oxígeno esta inversamente relacionada con la temperatura y la salinidad. Esto tiene consecuencias importantes en los ambientes acuáticos tropicales donde las altas temperaturas producen efectos directos e indirectos que reducen los niveles de oxígeno, como son las tasas metabólicas más altas.

Las concentraciones de oxígeno disuelto en los ambientes costeros tropicales pueden exhibir importantes variaciones espaciales y temporales, reflejando cambios en la salinidad, la temperatura, la profundidad, la turbulencia, la hora del día y época del año, y la actividad biológica (Chapman y Kimstach, 1992). Por ejemplo, muestreos diarios en las áreas de arrecife de parche de los Cayos de la Florida mostraron que las concentraciones de OD era máximas en mediados del día, alcanzando valores mínimos previo al amanecer (Jones, 1963). Estas variaciones se relacionan en parte con cambios en la salinidad y la temperatura, pero también con procesos biológicos como la producción y la respiración. Las concentraciones de OD son generalmente más altas durante los meses invernales, como un reflejo de una mayor una solubilidad a bajas temperaturas (Jones, 1963). La ocurrencia de bajas concentraciones bajas de OD en el verano pueden ser común, debido al efecto combinado de altos niveles de respiración y pérdida de oxígeno a la atmósfera.

months may be common, reflecting the combined effects of high respiration and loss of oxygen to the atmosphere.

The low solubility of oxygen in water is the primary factor that requires treatment of liquid wastes before discharge to a receiving water body (McCutcheon et al., 1993). The presence of dissolved oxygen determines whether waste material is degraded by aerobic (with oxygen) or anaerobic (without oxygen) processes. In pollution discharge areas, reduced levels of DO often occur because of the increased bacterial oxidation of sewage. Critical conditions for oxygen deficiency typically occur during the late summer months when temperatures are high, saturation concentrations are low, and biological processes are enhanced (Lapointe and Clark, 1992). DO concentrations of 4–5 mg/l are normally acceptable EPA (U.S. Environmental Protection Agency) criteria for estuarine and coastal waters of USA. Concentrations below 5 mg/l may adversely affect the functioning and survival of biological communities. Concentrations below 2 mg/l may lead to the death of fishes and other aquatic organisms (Chapman and Kimstach, 1992).

Turbidity and sedimentation

Turbidity is one measurement of the optical property of water and is thus a function of the type and concentration of suspended matter (Chapman and Kimstach, 1992). Specifically, turbidity expresses the attenuation of light due to scattering by the water itself, by dissolved substances, and by organic and inorganic suspended matter. From a sedimentological point of view, turbidity is a measure of the fine particulate material that has a relatively long suspension time in the water column (Telesnicki and Goldberg, 1995). The number, size, and nature of these suspended particles can vary greatly over time and space. Turbidity has both inorganic and organic fractions: suspended sediments comprise the inorganic component, while phytoplankton, detritus, and bacterial aggregates comprise the organic component. Turbidity is a water quality parameter routinely monitored in estuarine and coastal studies in the United States to evaluate the effects of increased sediment deposition and re-suspension from dredging (construction, beach replenishment) and waste disposal on coastal environments (McCarthy et al., 1974). The U.S. federal government and most coastal states have adopted turbidity standards for nearshore waters (Telesnicki and Goldberg, 1995).

Turbidity is easier to measure than sedimentation rate, but there is much disagreement on a standard of measurement (Telesnicki and Goldberg, 1995). The goal of turbidity measurements should be to determine the light and siltation tolerances of the organisms one is trying to protect (McCarthy et al., 1974). Turbidity can be determined using a nephelometer, secchi disc, absorptometer (transmissometer), light-scattering photometer, and irradiance meter (McCarthy et al., 1974). Traditional methods of measuring turbidity or the transmission of visible light were the Jackson Candle method (expressed in Jackson Turbidity Units) and secchi disc. The secchi disc is a simple kind of irradiance meter typically consisting of a black and white plate about 30 cm

La baja solubilidad del oxígeno en el agua es el factor principal que requiere el tratamiento de desechos líquidos antes de descargarlos al cuerpo de agua receptor (McCutcheon et al., 1993). La presencia de oxígeno disuelto determina si el material de desecho están siendo degradado por procesos aeróbicos (con oxígeno) o anaeróbicos (sin oxígeno). Es usual encontrar niveles reducidos de OD en las áreas de descarga de contaminantes a causa del incremento de la oxidación bacteriológica de los albañales o aguas negras. Las condiciones críticas para el déficit de oxígeno ocurre generalmente durante los últimos meses del verano, cuando las temperaturas son altas, las concentraciones de saturación son bajas, y los procesos biológicos se aceleran (Lapointe y Clark, 1992). Aunque el EPA (Agencia para Protección Ambiental de los EE.UU.) acepta como normal para los ambientes costeros y estuarinos valores de concentración de oxígeno de 4-5 mg/l, aquellos por debajo de 5 mg/l pueden afectar negativamente el funcionamiento y la supervivencia de las comunidades biológicas. Concentraciones por debajo de 2 mg/l puede producir la muerte de peces y otros organismos acuáticos (Chapman y Kimstach, 1992).

Turbidez y sedimentación

La turbidez es una de medida de la propiedad óptica del agua, siendo una función del tipo y concentración de la materia suspendida (Chapman y Kimstach, 1992). Específicamente, la turbidez expresa la atenuación de la luz debido a la dispersión propia del agua, de la materia orgánica e inorgánica suspendida. Desde el punto de vista sedimentológico, la turbidez es una medida del material particulado fino que posee un tiempo de suspensión relativamente largo en la columna de agua (Telesnicki y Goldberg, 1995). El número, tamaño y naturaleza de estas partículas suspendidas puede variar considerablemente en tiempo y espacio. La turbidez tiene ambas fracciones orgánicas e inorgánicas: los sedimentos suspendidos representan el componente inorgánico, mientras que el fitoplancton, el detritus, y los agregados bacteriológicos representan el componente orgánico. La turbidez es uno de los factores de medición rutinaria para monitorear la calidad del agua en estudios costeros y estuarinos de los Estados Unidos para evaluar los efectos del aumento de la deposición y resuspensión del sedimento a consecuencia del dragado (construcción, relleno de playas) y las descargas de desechos en ambientes costeros (McCarthy et al., 1974). El gobierno federal de los EE.UU. y la mayoría de los estados costeros han adoptado normas para la turbidez de las aguas costeras (Telesnicki y Goldberg, 1995).

La turbidez es más fácil de medir que la tasa de sedimentación, pero existe desacuerdo sobre la norma estándar para esta medida (Telesnicki y Goldberg, 1995). El objetivo de medir la turbidez debe ser la determinación de la tolerancia a la luz y la sedimentación de los organismos que uno está tratando de proteger (McCarthy et al., 1974). La misma puede determinarse usando un nefelómetro, un disco Secchi, un absortímetro, un fotómetro de dispersión lumínica, o un irradiómetro (McCarthy et al., 1974). Los métodos tradicionales para medir la turbidez o la transmisión de luz visible son el método Jackson Candle (expresado en unidades Jackson de turbidez) y el disco Secchi. El disco Secchi es un instrumento simple de medir irradiación que consiste esencialmente de un plato blanco y negro de alrededor de 30 cm de diámetro que se ata al extremo de una cuerda marcada con incrementos en metros. El disco se introduce en el agua y se baja lentamente anotándose la profundidad a la cual se deja de distinguir el disco. Las lecturas del disco Secchi se han correlacionado con la turbidez dada

in diameter that is fastened to hang on the end of a rope marked in meter increments. The disc is then lowered into the water and the depth at which it is lost to sight is noted. Secchi disc readings have been correlated with turbidity in the form of total suspended matter and light attenuation coefficients (McCarthy et al., 1974). The secchi disc was used as early as the mid-1800s, but a lack of specifications and the limitations of this semi-quantitative technique lead to a variety of alternative forms of turbidity measurement.

Some of the alternative forms of turbidity measurement require discrete water samples and have certain disadvantages. For example, use of a nephelometer may be problematic due to: variation in the unit of measurement; the fact that only certain scattering properties are measured; the low correspondence with standard physical measurements such as absorption or transmission; and the scientific imprecision and unrealistic application to the environment (McCarthy et al., 1974). Most of the methods for determining turbidity are not correlated (Rogers, 1990); however, there have been instances where percent light transmission and nephelometric measurements have been related (Telesnicki and Goldberg, 1995). Moreover, most turbidity measurements can not differentiate scattering due to inorganic and organic particles.

Turbidity naturally changes according to the dynamics of coastal hydrography, through tidal and seasonal cycles, as well as storm events. Natural processes can affect water clarity and the metabolism of organisms, particularly in benthic communities. Changes in turbidity can affect growth, abundance, recruitment, and diversity of benthic organisms (Loya, 1976a; Rogers, 1990). Many studies of turbidity have been concerned with human impacts on water clarity and sedimentation: dredge-and-fill operations associated with coastal development (sedimentation impact); beach renourishment and construction of runways (Rogers, 1990; Telesnicki and Goldberg, 1995); and nutrient inputs from sewage disposal and storm-water runoff (McCarthy et al., 1974; Lapointe and Clark, 1992). In the latter instance, excess nutrients can stimulate phytoplankton growth and abundance, thereby decreasing water clarity and impacting benthic organisms (USEPA, 1991).

Measurement of sedimentation, or the downward flux of suspended particulate matter, is an alternative way to describe turbidity. In coral reef environments, there is a complex relationship between sedimentation and ecology. Sedimentation is among the important factors determining reef distribution, community structure, and processes such as recruitment and growth (Stoddart, 1969; Hubbard, 1986; Yoshioka and Yoshioka, 1989). The characteristics of sediments reflect a wide range of biological, physical, and chemical processes involved in sedimentation and diagenesis – the physical and chemical alteration of sediment after deposition (Orme, 1977; Manahan, 1994). Sedimentary components include reef rock, clastic sediment (derived from disintegration of biogenic material), primary clastic debris (particulate organic remains), beach rock fragments, and fecal material (Orme, 1977). Depth, circulation, the abundance of certain biota, and reef geometry influence

la relación entre la materia total suspendida y los coeficientes de atenuación de la luz (McCarthy et al., 1974). El disco Secchi se ha usado desde mediados de 1800's, pero la carencia de especificaciones y limitaciones de este método semicuantitativo ocasionó variedad de formas alternativas de medir la turbidez.

Algunas de las formas alternativas de medir la turbidez requieren de muestras discretas de agua y tienen ciertas desventajas. Por ejemplo, el uso de un nefelómetro puede ser problemático debido a la variación en la unidad de medida, a que solo algunas propiedades de la dispersión pueden ser medidas, la baja correspondencia con mediciones físicas estándares como la absorción o la transmisión, la imprecisión científica y una aplicación no realista al ambiente (McCarthy et al., 1974). La mayoría de los métodos para determinar la turbidez no están correlacionados (Rogers, 1990); sin embargo, ha habido ocasiones donde el porcentaje de transmisión de la luz y las mediciones nefelométricas han estado relacionadas (Telesnicki y Goldberg, 1995). Además, la mayoría de las mediciones de turbidez no pueden diferenciar la dispersión debido a la presencia de partículas orgánicas e inorgánicas.

La turbidez varía normalmente según la dinámica de la hidrográfica costera, con la marea y los ciclos estacionales, así como con las tormentas. Los procesos naturales pueden afectar la transparencia del agua y el metabolismo de los organismos, particularmente en las comunidades bentónicas. Los cambios en la turbidez pueden afectar el crecimiento, la abundancia, el reclutamiento, y la diversidad de los organismos bentónicos (Loya, 1976a; Rogers, 1990). Numerosos estudios de turbidez han contemplado el impacto humano a la transparencia del agua y la sedimentación mediante por operaciones de dragado y relleno asociadas al desarrollo costero (impacto de la sedimentación); el relleno de playas y la construcción de pistas de aterrizaje (Rogers, 1990; Telesnicki y Goldberg, 1995); y los aportes de nutrientes por las descargas de aguas negras y el drenaje de las aguas de lluvia (McCarthy et al., 1974; Lapointe y Clark, 1992). En última instancia, el exceso de nutrientes pueden estimular el crecimiento y abundancia de fitoplancton, provocando así la disminución de la claridad del agua y afectando los organismos bentónicos (USEPA, 1991).

La medición de la sedimentación o el flujo descendente de las partículas suspendidas es una forma alternativa de describir la turbidez. En los ambientes arrecifales existe una relación compleja entre sedimentación y ecología. La sedimentación está entre los factores importantes que determinan la distribución de arrecifes, la estructura de la comunidad y procesos tales como el reclutamiento y el crecimiento (Stoddart, 1969; Hubbard, 1986; Yoshioka y Yoshioka, 1989). Las características de los sedimentos reflejan una gama amplia de procesos químicos, físicos, y biológicos involucrados en la sedimentación y diagenesis (la alteración química y física de sedimento después de la deposición) (Orme, 1977; Manahan, 1994). Los componentes del sedimento incluyen rocas de arrecifes, sedimento clástico (derivado de la desintegración del material biogénico), desechos clásticos primarios (restos orgánicos particulados), fragmentos de roca cementada de playa ("beach rock") y materia fecal (Orme, 1977). La profundidad, circulación, abundancia de ciertos organismos y geometría del arrecife influye en la distribución de los componentes. Con la excepción de las partículas terrígenas en áreas con numerosos ríos o drenaje terrestre, los sedimentos que se acumulan sobre o cerca de zonas arrecifales, son mayormente de origen esquelético (algas verdes calcáreas). Más de la mitad del material de carbonato originalmente incorporado al arrecife puede ser reducido a sedimento por la bioerosión.

the distribution of components. With the exception of terrigenous particles in areas with appreciable river or land runoff, sediments that accumulate on or near reef areas are mostly of skeletal origin (e.g. calcareous green algae). More than half of the carbonate material originally incorporated in the reef may be reduced to sediment by bioerosion.

Sedimentation in the coral reef environment is primarily a reflection of the interaction between biological and physical processes. Anthropogenic or natural factors can affect sedimentation. Natural processes include river input (Loya, 1976a), land-runoff after heavy rainfall (Loya, 1976a), shoreline erosion (Hands et al., 1993), and re-suspension of sediments during tropical storms (Rogers, 1983; Hubbard, 1986). Anthropogenic sediment inputs and increased turbidity from dredging (Dodge and Vaisnys, 1977; Bak, 1978) and terrestrial runoff from urbanization and agricultural development (Maragos, 1972; Cortés and Risk, 1984, 1985) constitute the biggest potential sources of reef degradation (Rogers, 1990).

Sediment deposition or re-suspension is typically measured using sediment traps (Rogers et al., 1994). Sediment traps capture re-suspended sediments, or the material settling down onto the reef surface (Rogers et al., 1994). The flux of this material is a measure of gross sedimentation rate and is generally correlated with suspended particulate matter (Cortés and Risk, 1985). This method has also been referred to as a relative measure of the downward flux of suspended particulate matter (Tomascik and Sander, 1985). Traps are generally deployed and retrieved over two to four weeks. After retrieval, trap contents are poured onto pre-weighed filters and rinsed with distilled water to remove salts. After filtration and rinsing, filters are placed in a drying oven until a constant filter weight is obtained (Tomascik and Sander, 1985). The amount of sediment on each filter is determined by subtraction with the filter weight. Sedimentation rate ($\text{mg dry weight}/\text{cm}^2/\text{day}$) can then be calculated as: $\{(\text{sediment} + \text{filter weight}) - \text{filter weight}\} / (\text{no. of days at site} / \text{area of trap})$.

Sedimentation in coral reef environments can affect coral cover, species diversity, dominance patterns, growth rate and form, mortality, and recruitment (Loya, 1976a; Dodge and Vaisnys, 1977; Bak, 1978; Cortés and Risk, 1985; Rogers, 1990). Besides sediments that can cover the surfaces of organisms, re-suspended sediments can reduce light levels, thereby affecting photosynthesis and growth (Dryer and Logan, 1978; Cortés and Risk, 1984). Most corals can withstand a low sediment supply to the colony surface by using a variety of mechanisms (e.g. sediment trapping, polyp distension, ciliary action) to remove sediments from live tissue (Hubbard and Pocock, 1972; Bak and Elgershuizen, 1976). The efficiency of sediment rejection is related to morphology, skeletal geometry, polyp morphology and size (Hubbard and Pocock, 1972). For example, the large star coral *Montastraea cavernosa* can remove sediments at a rate of $14 \text{ mg}/\text{cm}^2/\text{day}$ (Lasker, 1980), while other corals, such as branching species (*Acropora* and *Porites*), are very sensitive to sedimentation. Very high sedimentation rates ($> 200 \text{ mg}/\text{cm}^2/\text{day}$), such as

La sedimentación en el ambiente arrecifal es en principio un reflejo de la interacción entre procesos físicos y biológicos. Factores antropogénicos o naturales pueden afectar la sedimentación. Los procesos naturales incluyen aporte fluvial (Loya, 1976a), drenaje terrestre después de fuertes lluvias (Loya, 1976a), erosión de la línea costera (Hands et al., 1993), y resuspensión de sedimentos durante tormentas tropicales (Rogers, 1983; Hubbard, 1986). Los aportes antropogénicos de nutrientes, el aumento de la turbidez a consecuencia del dragado (Dodge y Vaisnys, 1977; Bak, 1978) y el arrastre terrestre debido a la urbanización y el desarrollo agrícola (Maragos, 1972; Cortés y Risk, 1984, 1985) constituyen las mayores fuentes potenciales de degradación de los arrecifes (Rogers, 1990).

La deposición del sedimento o la resuspensión se mide generalmente con trampas de sedimento (Rogers et al., 1994). Estas capturan los sedimentos resuspendidos o la materia que se deposita sobre la superficie arrecifal (Rogers et al., 1994). El flujo de este material es una medida bruta de la tasa de sedimentación y se correlaciona generalmente con las partículas suspendidas (Cortés y Risk, 1985). Este método se refiere, además, como una medida relativa del flujo descendente del material particulado suspendido (Tomascik y Sanders, 1985). Las trampas se establecen y recobran usualmente al cabo de 2-4 semanas. Después de recuperadas, el contenido se vierte en filtros previamente pesados y se enjuaga con agua destilada para eliminar las sales. Después se secan los filtros en un estufa hasta alcanzar peso constante (Tomascik y Sanders, 1985). La cantidad de sedimento sobre cada filtro se determina por la substracción del peso del filtro. La tasa de sedimentación ($\text{mg peso seco}/\text{cm}^2/\text{día}$) se calcula como: $\{(\text{sedimento} + \text{peso de filtro}) - \text{peso de filtro}\} / (\text{número de días en el sitio}/\text{área de la trampa})$.

La sedimentación en los ambientes de arrecifes coralinos puede afectar la cobertura coralina, diversidad de especies, patrones de dominancia, tasa y forma de crecimiento, mortalidad y reclutamiento (Loya, 1976a; Dodge y Vaisnys, 1977; Bak, 1978; Cortés y Risk, 1985; Rogers, 1990). Además de los sedimentos que pueden cubrir la superficie de los organismos, los sedimentos resuspendidos pueden reducir los niveles de iluminación, afectando la fotosíntesis y el crecimiento (Dryer y Logan, 1978; Cortés y Risk, 1984). La mayoría de los corales pueden resistir bajos niveles de sedimentación en la superficie de la colonia recurriendo a diversos mecanismos (atrapando sedimento, distendiendo los pólipos, accionando los cilios) que remueven el sedimento del tejido vivo (Hubbard y Pocock, 1972; Bak y Elgershuizen, 1976). La eficiencia en deshacerse de los sedimentos esta relacionada con la morfología, geometría esquelética, y tamaño y morfología del pólipo (Hubbard y Pocock, 1972). Por ejemplo, el coral *Montastraea cavernosa* puede remover sedimentos con una tasa de $14 \text{ mg}/\text{cm}^2\text{-día}$ (Lasker, 1980), mientras que otros corales, como los corales ramificados *Acropora* y *Porites*, son muy sensibles a la sedimentación. Altas tasas de sedimentación ($>200 \text{ mg}/\text{cm}^2/\text{día}$) como las asociadas a tormentas tropicales, son usualmente mortales (Rogers, 1990). Incluso tasas de sedimentación relativamente bajas pueden tener efectos subletales en los corales debido a la reducción de la intensidad de la luz y el incremento del gasto energético para remover los sedimentos (Dodge y Vaisnys, 1977; Rogers, 1983). Por ejemplo, la tasa de crecimiento del coral constructor de arrecife *M. annularis* se redujo significativamente a un valor de la tasa de sedimentación tan bajo como $1.1 \text{ mg}/\text{cm}^2/\text{día}$ (Aller y Dodge, 1974; Dodge et al., 1974). ■

those associated with tropical storms, are usually lethal (Rogers, 1990). Even relatively low sedimentation rates can have sublethal effects on corals because of reduced light levels and the increased energy expenditure required to remove sediments (Dodge and Vaisnys, 1977; Rogers, 1983). For example, the growth rate of the Caribbean reef-building coral *M. annularis* was significantly reduced even at a sedimentation rate of 1.1 mg/cm²/day (Aller and Dodge, 1974; Dodge et al., 1974). ■

SECTION 3. NUTRIENT CYCLES AND BIOLOGICAL INDICATORS

Nutrients are required by marine phytoplankton, other primary producers, and most other organisms at some given concentration (Valiela, 1995). They are the material currency of energy flow and structural form in biological systems (Furnas, 1992). The patterns and rates of primary production are largely determined by nutrient supplies (Valiela, 1991), which in turn, affect species composition, community biomass, and secondary production (Szmant-Froelich, 1983; Littler and Littler, 1985; Fourqurean et al., 1992b). Nutrient supply can also affect the relative importance of top-down (predation, grazing) and bottom-up (resources) controls on coastal production (Littler et al., 1986; Lapointe et al., 1992; McCook, 1996). For example, latitudinal limits to reef growth are often set by competition between macroalgae and corals, where macroalgae are favored at higher latitudes by higher nutrient concentrations (1–2 orders of magnitude), moderate water temperature, and reduced grazing pressure (Johannes et al., 1983; Miller and Hay, 1996). In fact, rates of calcium carbonate accumulation, and hence reef-building capacity, tend to be inversely proportional to nutrient availability (Hallock and Schlager, 1986).

Most of the nutrients in seawater are characterized as micronutrients, since their amounts are very small relative to the dominant conservative components of seawater. Important micro-nutrients for phytoplankton and benthic algae are nitrogen, phosphorus, silicon, iron, manganese, copper, zinc, and cobalt (Furnas, 1992). Organism and ecosystem nutrient status are often determined by the elemental composition (e.g. Redfield Ratio, C:N:P) of organisms, community biomass, and detritus (Furnas, 1992; Lapointe et al., 1992). The composition of organisms varies in response to nutrient availability, environmental conditions, and physiological state (Lapointe, 1989; Fourqurean et al., 1992a).

The sources of nutrients entering tropical coastal ecosystems can be categorized as “new” or “regenerated.” New or allochthonous nutrients are required for net production (Szmant-Froelich, 1983) and can be supplied via: 1) dynamic events at the shelf edge as a result of interactions between tides and local topography (Andrews and Muller, 1983; Longhurst and Pauly, 1987); 2) precipitation and atmospheric processes (Valiela, 1991); 3) river discharges and terrestrial inputs (runoff, bird rookeries, ground water), particularly on high islands and continents (Marsh, 1977; Szmant-Froelich, 1983; Lapointe et al., 1992; Laws et al.,

SECCIÓN 3. CICLOS DE NUTRIENTES E INDICADORES BIOLÓGICOS

Los nutrientes son indispensables para el fitoplancton, otros productores primarios, y la mayoría de los organismos en alguna concentración determinada (Valiela, 1995). Ellos son el material básico del flujo energético y los componentes estructurales de los sistemas biológicos (Furnas, 1992). Los patrones y tasas de producción primaria están determinadas grandemente por el suministro de nutrientes (Valiela, 1991), lo que a su vez afecta la composición por especies, biomasa de la comunidad y la producción secundaria (Szmant-Froelich, 1983; Littler y Littler, 1985; Fourqurean et al., 1992b). El suministro de nutrientes podría también afectar la importancia relativa del control de arriba hacia abajo (depredación, forrajeo) y de abajo hacia arriba (recursos) de la producción costera (Littler et al., 1986; Lapointe et al., 1996; McCook, 1996). Por ejemplo, los límites latitudinales del crecimiento arrecifal se establecen casi siempre por la competencia entre macroalgas y corales, donde el crecimiento de las macroalgas es favorecido en altas latitudes por concentraciones mayores de nutrientes (1-2 órdenes de magnitud), temperatura moderada del agua y disminución de la presión de forrajeo (Johannes et al., 1983; Miller y Hay, 1996). De hecho, la tasa de acumulación de carbonato de calcio y por ende la capacidad de crecimiento del arrecife tienden a ser inversamente proporcionales a la disponibilidad de nutrientes (Hallock y Schlager, 1986).

La mayoría de los nutrientes del agua de mar se consideran micronutrientes, dada la pequeña proporción en que estos se encuentran en relación con los componentes conservativos dominantes del agua de mar. Los micronutrientes más importantes para el fitoplancton y las algas bentónicas son: nitrógeno, fósforo, silicio, hierro, manganeso, cobre, zinc y cobalto (Furnas, 1992). El estado de nutrientes de organismos y ecosistemas está determinado a menudo por la composición elemental (el coeficiente Redfield, C:N:P) en organismos, biomasa de la comunidad y detritus (Furnas, 1992; Lapointe et al., 1992). La composición de organismos varía con respecto a la disponibilidad de nutrientes, condiciones ambientales y estado fisiológico (Lapointe, 1989; Fourqurean et al., 1992a).

Las fuentes de nutrientes en los ecosistemas costeros tropicales pueden ser categorizadas como “nuevas” o “regeneradas”. Se requieren nutrientes nuevos o alóctonos (provenientes de otros lugares) para la producción neta (Szmant-Froelich, 1983) y pueden ser suministradas mediante: 1) eventos dinámicos en el borde de la plataforma como resultado de la interacción de las mareas y la topografía local (Andrews y Muller, 1983; Longhurst y Pauly, 1987); 2) precipitaciones y procesos atmosféricos (Valiela, 1991); 3) descargas de ríos y aporte terrestre (drenaje, colonias de aves, aguas subterráneas) sobre todo de islas y continentes elevadas (Marsh, 1977; Szmant-Froelich, 1983; Lapointe et al., 1992; Laws et al., 1994) y 4) afloramientos costeros generados por los vientos, grandes olas de origen distante y la interacción entre las corrientes y la topografía local (Littler et al., 1986; Lapointe y Smith, 1987). En algunas ocasiones, los aportes naturales de nutrientes pueden ser notables; por ejemplo, los afloramientos a lo largo de la plataforma sur de la Florida pueden abastecer la cadena arrecifal de la Florida (Florida Reef Tract) con 40 veces más nitrógeno y 25 veces más fósforo que todas las fuentes antropogénicas terrestres (USEPA, 1991; Szmant y Forrester, 1996). Los nutrientes regenerados (autóctonos) son aquellos reciclados dentro del sistema, del agua intersticial de los sedimentos (Patriquin, 1972; Szmant-Froelich, 1983; Ferrer y Szmant, 1988), de interacciones biológicas altamente evolutivas (sim-

1994); and 4) coastal upwelling processes driven by local wind stress, long waves of distant origin, and the interaction between currents and local topography (Littler et al., 1986; Lapointe and Smith, 1987). In some instances, natural inputs of nutrients can be significant. For example, upwelling along the south Florida shelf may supply the Florida Reef Tract with 40 times more nitrogen and 25 times more phosphorus than all land-based, anthropogenic sources (USEPA, 1991; Szmant and Forrester, 1996). Regenerated (autochthonous) nutrients are those recycled within the system, such as from sediment reservoirs or pore-waters (Patriquin, 1972; Szmant-Froelich, 1983; Ferrer and Szmant, 1988), highly evolved biological interactions (symbiosis) (Atkinson, 1988), and nitrogen fixation (conversion of nitrogen gas dissolved in water to ammonium ions and hence into organic compounds) (Valiela, 1991).

Coral reefs can be abundant in shallow, tropical coastal environments where nutrient concentrations, particularly dissolved inorganic forms (e.g. nitrate, ammonium, phosphate), are typically very low, often at levels undetectable by current analytical determination (Andrews and Muller, 1983, but see Furnas, 1992). One key feature of tropical reef environments is the low water column production, reflecting the relative nutrient deficiency compared to temperate coastal environments (Jones, 1963). An exception, however, is that reefs are characterized by very high rates of primary production (1.5–14.0 g C/m²/day), which is 1–2 orders of magnitude greater than phytoplankton production in surrounding waters (Longhurst and Pauly, 1987; Atkinson, 1988). However, reef ecosystems are also characterized by high rates of respiration (P/R ratio around 0.6–2.6), resulting in low net productivity.

It is generally believed that coral reef ecosystems are adapted to low nutrient concentrations. This is partly due to the evolution of relationships leading to efficient nutrient recycling, such as the symbiosis between corals and zooxanthellae (D'Elia, 1977; Szmant-Froelich, 1983). Microbial processes, porewater nutrient reservoirs, and special metabolic adaptations are also important in nutrient-depleted waters (Kuenzler, 1965; D'Elia et al., 1983). For example, reef corals are able to efficiently conserve nutrients such as nitrogen by having relatively low rates of amino acid catabolism (Fitzgerald and Szmant, 1988; Szmant et al., 1990). An example of an important metabolic adaptation is the ability of marine plants and corals with endosymbiotic algae to obtain phosphorus by using enzymes (alkaline phosphatases) that hydrolyze phosphate esters when phosphate is lacking (Kuenzler, 1965; Kuenzler and Perras, 1965; Atkinson, 1987a). Coral reefs may not generally be limited by low nutrient levels, due to the massive flux of water, biological fixation, biomass accumulation, and efficient recycling (Patriquin, 1972; Entsch et al., 1983; Wiebe, 1985).

Nitrogen

Nitrogen is one of the two most important micronutrients regulating primary production in coastal ecosystems of the tropical western Atlantic (Short et al., 1985; Fourqurean et

biosis) (Atkinson, 1988) y por fijación de nitrógeno (conversión del nitrógeno gaseoso disuelto en el agua en amonio y por ende en compuestos orgánicos) (Valiela, 1991).

Los arrecifes de coral pueden ser abundantes en ambientes costeros tropicales donde las concentraciones de nutrientes, especialmente las formas inorgánicas disueltas (nitratos, amonios, fosfatos), se encuentran en muy bajas concentraciones, a veces a niveles indetectables por las actuales determinaciones analíticas (Andrews y Muller, 1983, ver además Furnas, 1992). Una característica importante de las aguas arrecifales es la baja producción en la columna de agua, reflejo del déficit de nutrientes si se compara con ambientes costeros templados (Jones, 1963). Una excepción, sin embargo, es que los arrecifes están caracterizados por una elevada tasa de producción primaria (1.5-14.0 g C/m²/día), 1-2 órdenes de magnitud superior a la del fitoplancton de las aguas aledañas (Longhurst y Pauly, 1987; Atkinson, 1988). Sin embargo, el ecosistema arrecifal está caracterizado también por una alta tasa de respiración (cociente P/R de 0.6-2.6), lo que resulta en una baja productividad neta.

En general se cree que el ecosistema arrecifal se adapta a concentraciones bajas de nutrientes. Esto es debido en parte a que la elaboración evolutiva de relaciones biológicas con un eficiente reciclaje de nutrientes, como es la simbiosis entre corales y zooxantelas (D'Elia, 1977; Szmant-Froelich, 1983). Los procesos microbianos, los reservorios de nutrientes del agua intersticial del sedimento, y las adaptaciones metabólicas especiales son también importantes en las aguas pobres en nutrientes (Kuenzler, 1965; D'Elia et al., 1983). Por ejemplo, los arrecifes de coral son capaces de conservar eficientemente nutrientes como el nitrógeno teniendo tasas catabólicas de aminoácidos relativamente bajas (Fitzgerald y Szmant, 1988; Szmant et al., 1990). Un ejemplo de adaptación metabólica importante es la capacidad de las plantas marinas y de los corales con algas endosimbióticas de obtener fósforo usando las enzima (fosfatasa alcalina) que hidrolizan los ésteres de fosfato cuando el fosfato escasea (Kuenzler, 1965; Kuenzler y Perras, 1965; Atkinson, 1987a). Los arrecifes coralinos no están generalmente limitados por bajos niveles de nutrientes, debido al flujo masivo de agua, la fijación biológica, la acumulación de biomasa y los eficientes sistemas de reciclaje (Patriquin, 1972; Entsch et al., 1983; Wiebe, 1985).

Nitrógeno

El nitrógeno es uno de los dos micronutrientes más importantes que regulan la producción primaria en los ecosistemas costeros del Atlántico occidental tropical (Short et al., 1985; Fourqurean et al., 1993). El nitrógeno se encuentra prominentemente en todo las esferas del ambiente (Figura 2-4). Puede ser un nutriente esencial limitante para el crecimiento de las algas en las aguas costeras (Ryther y Dunstan, 1971), pero es generalmente el nutriente limitante secundario (después del fósforo) en los ambientes carbonatados. El N es usado por los organismos en la síntesis de aminoácidos (proteínas), y de ácidos nucleicos, y para el desarrollo de cofactores metabólicos (D'Elia y Wiebe, 1990; Furnas, 1992). En comparación con el fósforo, la especiación del nitrógeno en el agua de mar es más compleja porque éste puede existir en 9 diferentes estados de oxidación (D'Elia y Wiebe, 1990), en forma gaseosa (N₂, N₂O, NO, NH₃), acuosa (NO₃⁻, NO₂⁻, NH₄⁺), y sólida (materia orgánica) (Wiebe, 1985; Logan, 1995). Para la determinación analítica, las formas de nitrógeno pueden dividirse por el tamaño (disueltos y particulados) y en fracciones inorgánicas y orgánicas. Las formas inor-

al., 1993). Nitrogen occurs prominently in all the spheres of the environment (Figure 2-4). Nitrogen can be the primary limiting nutrient to algal growth in coastal waters (Ryther and Dunstan, 1971), but is typically the secondary-limiting nutrient in tropical, carbonate environments (following phosphorus). Nitrogen is used primarily by organisms in amino acid (protein) synthesis, nucleic acid synthesis, and the development of metabolic cofactors (D'Elia and Wiebe, 1990; Furnas, 1992). Relative to phosphorus, nitrogen speciation in seawater is more complex because nitrogen can exist in nine oxidation states (D'Elia and Wiebe, 1990), including gaseous (N_2 , N_2O , NO , NH_3), aqueous (NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+), and solid (organic matter) forms (Wiebe, 1985; Logan, 1995). For analytical determination, the forms of nitrogen can be divided by size (dissolved and particulate) and by organic and inorganic fractions. The principal inorganic (DIN) forms (bioavailable) are nitrate (NO_3^-), nitrite (NO_2^-), and ammonia-ammonium ($NH_3 + NH_4^+$). Dissolved organic nitrogen (DON) is comprised of humic and fulvic acids, macromolecules, organic colloids, and other organic molecule fragments. Nitrogen also exists in particulate organic and inorganic forms, representing detritus and other dead cell matter, as well as phytoplankton and other living protoplasm.

Nitrogen concentration in seawater can be determined for total (dissolved + particulate) availability, as well as dissolved, particulate, organic, and inorganic fractions. The concentrations of many of the fractions are determined using colorimeters or spectrophotometric methods, where the percent transmittance of monochromatic light passing through a light-absorbing solution is compared to a blank sample (Manahan, 1994). The concentration of particulate nitrogen is determined using an elemental (carbon-hydrogen-nitrogen or CHN) analyzer (D'Elia et al., 1977; Kemp and Boynton, 1984). Measurement of dissolved fractions involves filtration of water through a 0.45- μ m filter, while total nitrogen measurements are made with unfiltered water. Total nitrogen was historically measured using acid Kjeldahl digestion or photo-oxidation of nitrogenous organic compounds. The Kjeldahl method yields values that include only organic N and ammonium, referred to as Kjeldahl nitrogen or TKN. Photo-oxidation is a less tedious method and includes nitrate and nitrite, but it is more expensive to use and some compounds are refractory to this type of oxidation. An alternative method for determining total nitrogen is persulfate oxidation (D'Elia et al., 1977). Sodium hydroxide and potassium persulfate are added to water samples, followed by addition of hydrochloric acid. Reduction columns are then used to reduce nitrate to nitrite, followed by analysis on a colorimeter.

The concentrations of the dissolved inorganic forms of nitrogen are determined using colorimeters. Water samples preferably need to be analyzed within one to two hours of collection or at least frozen at $-20^\circ C$. Nitrate is determined in seawater by running water samples through a cadmium column coated with metallic copper which reduces the nitrate to nitrite (Parsons et al., 1984). The nitrite produced is determined by diazotizing with sulfanilamide and coupling with N-(1-naphthyl)-ethylenediamine to form a

gánicas principales (biodisponibles) son el nitrato (NO_3^-), el nitrito (NO_2^-) y el amonio de amoniaco ($NH_3 + NH_4^+$). El nitrógeno orgánico disuelto (NOD) está compuesto de ácidos húmicos y fúlvicos, macromoléculas, coloides orgánicos y otros fragmentos de moléculas orgánicas. El nitrógeno también existe en forma particulada inorgánica y orgánica, representado por el detritus y otras materias de células muertas, así como también en el fitoplancton y otros protoplasmas vivientes.

La concentración del nitrógeno en el agua de mar puede determinarse para el total (disuelto + particulado), así como también para las fracciones disueltas, particuladas, orgánicas e inorgánicas. Las concentraciones de muchas de las fracciones se determinan usando métodos colorimétricos o espectrofotométricos, donde el porcentaje de transmitancia de la luz monocromática que pasa a través de una solución que absorbe la luz se compara con un blanco (Manahan, 1994). La concentración del nitrógeno particulado se determina usando un analizador elemental (carbono-hidrógeno-nitrógeno o CHN) (D'Elia et al., 1977; Kemp y Boynton, 1984). Las mediciones de las fracciones disueltas requieren el filtrado del agua a través de un filtro de 0.45 μ m, mientras que las mediciones de nitrógeno total se hacen con agua de sin filtrar. El nitrógeno total se ha determinado históricamente mediante una digestión ácida de Kjeldahl o por fotooxidación de compuestos orgánicos nitrogenados. El método Kjeldahl registra valores que incluyen solamente N orgánico y amonio, denominado nitrógeno Kjeldahl o TKN. La fotooxidación es un método menos tedioso e incluye nitratos y nitritos, pero es más costoso y algunos compuestos son refractarios a este tipo de oxidación. Un método alternativo para la determinación del nitrógeno total es la oxidación por persulfato (D'Elia et al., 1977). El hidróxido de sodio y el persulfato de potasio se agregan a las muestras de agua, seguidos por la adición de ácido clorhídrico. Las columnas reductoras se usan entonces para reducir el nitrato a nitrito, seguido por un análisis en el colorímetro.

Las concentraciones de las formas disueltas de nitrógeno inorgánico se determinan usando colorímetros. Las muestras de agua deben ser analizadas preferiblemente dentro de 1-2 horas de haber sido colectadas o por lo menos congeladas a $-20^\circ C$. El nitrato se determina en el agua de mar corriendo muestras de agua en una columna de cadmio revestida con cobre metálico que reduce el nitrato a nitrito (Parsons et al., 1984). El nitrito producido se determina por diazotización con sulfanilamida acoplado con N-(1-naftil)-etilendiamina para formar un tinte azótico altamente coloreado que puede ser medido en un espectrofotómetro. El límite de detección en este tipo de procedimiento es de 0.05-45 μ g-at/l (μ M). Cualquier concentración de nitrito inicialmente presente en la muestra debe corregirse, no obstante, las concentraciones de nitrito en las aguas superficiales del Caribe son usualmente despreciables (Szmant y Forrester, 1996). La concentración de amonio (expresado como amonio o NH_4^+ en agua de mar) puede determinarse usando una determinación fotométrica sensible, basada en una reacción de oxidación con hipoclorito en un medio alcalino (Parsons et al., 1984). Un método alternativo es tratar las muestras en un medio de citrato alcalino con hipoclorito de sodio y fenol en presencia de nitroprusiato de sodio (catalizador). El color azul del indofenol formado con el amonio se mide entonces con un espectrofotómetro.

La distribución del nitrógeno en el agua es influida por la actividad volcánica, los procesos atmosféricos (fijación de nitrógeno, conversión nitrógeno gaseoso en nitrito), aportes fluviales, aportes antropogénicos e intercambios entre los sedimentos y la columna de agua (D'Elia et al., 1981; Williams et al., 1985; Wiebe, 1985). El ciclo del nitrógeno en el ambiente es más complejo que el del fósforo, ya

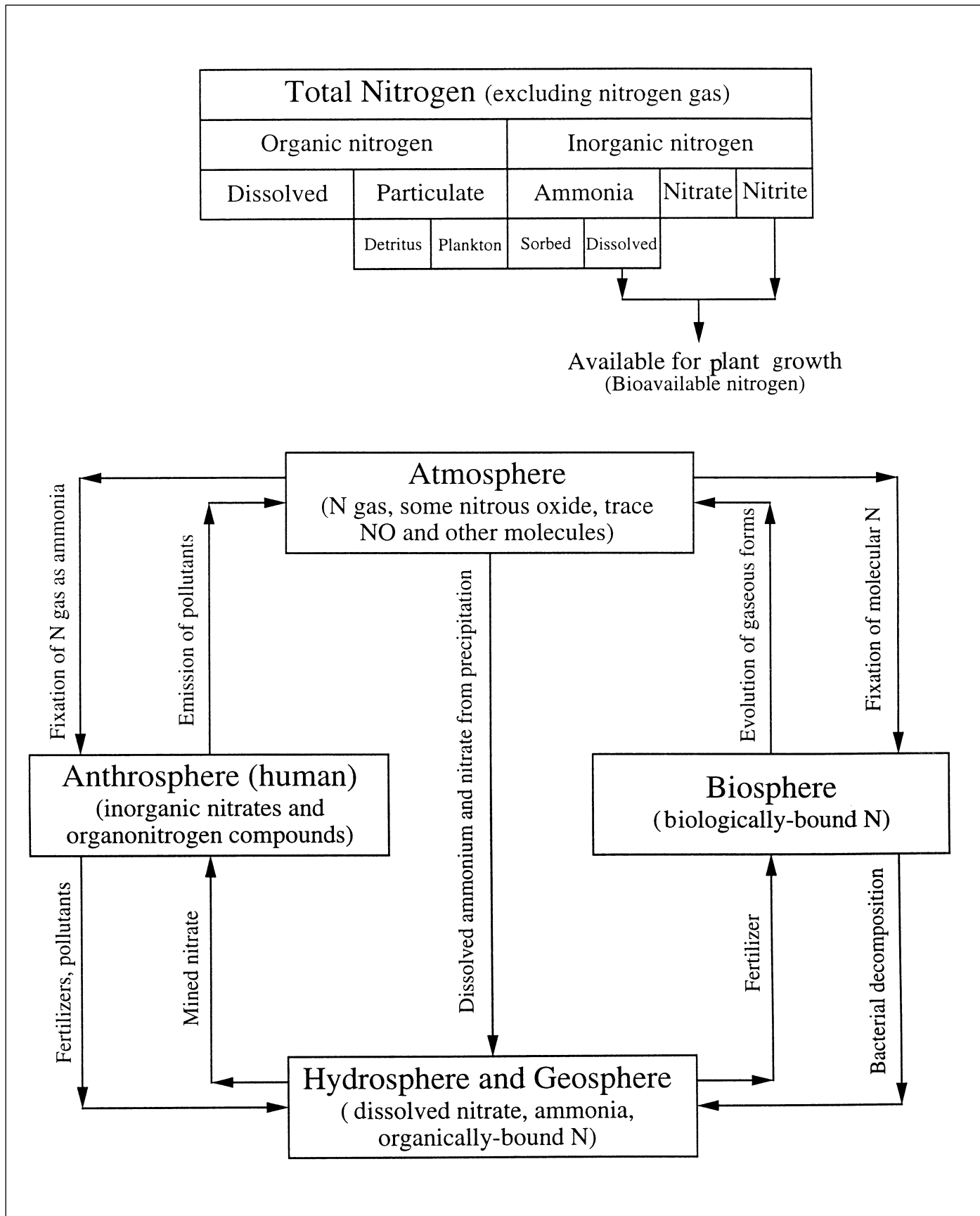


Figure 2-4. Constituents of nitrogen (top) and elements of the nitrogen cycle (bottom). Note that the nitrogen cycle is unique in that it contains a significant gaseous phase and is partly mediated by biological processes. *Figura 2-4. Formadores de nitrógeno (arriba) y elementos del ciclo de nitrógeno (abajo). Nótese que el ciclo del nitrógeno es único ya que contiene una fase gaseosa importante y está parcialmente mediado por procesos biológicos.*

highly colored azo dye which can be measured on a spectrophotometer. The detection range using this type of procedure is 0.05-45 µg-at/l (µM). Any nitrite initially present in the sample must be corrected for however, nitrite concentrations are usually negligible in Caribbean surface waters (Szmant and Forrester, 1996). The concentration of ammonia (expressed as ammonium or NH_4^+ in seawater) can be determined using a sensitive photometric determination, based upon the oxidation reaction with hypochlorite in an alkaline medium (Parsons et al., 1984). An alternative method is to treat samples in an alkaline citrate medium with sodium hypochlorite and phenol in the presence of sodium nitroprusside (catalyzer). The blue indophenol color formed with ammonia is then measured on a spectrophotometer.

The distribution of nitrogen in water is controlled by volcanic activity, atmospheric processes (nitrogen fixation, conversion of nitrogen gas to nitrite), river inputs, anthropogenic inputs, and exchanges between the water column and sediments (D'Elia et al., 1981; Williams et al., 1985; Wiebe, 1985). The cycle of nitrogen in the environment is more complex than that of phosphorus, since the nitrogen cycle is dominated by a gaseous phase and mediated by microbial transformations involving changes in oxidation state (D'Elia and Wiebe, 1990). Nitrogen gas can be incorporated with inorganic and organic chemical forms by highly energetic processes (e.g. lightning discharges) and through fixation by microorganisms (conversion of N_2 to NH_4^+) (Wiebe, 1985). Primary producers can then take organic and inorganic nitrogen (e.g. nitrate) from surface waters.

Regeneration of nitrogen is primarily accomplished through bacterial oxidation of organic forms (Rosenfeld, 1979). Ammonium and dissolved amino acids are the regenerated dissolved inorganic form of N (produced as a byproduct of amino acid catabolism) (Szmant et al., 1990). Ammonium is more readily assimilated than nitrite or nitrate because nitrate has to be reduced before plant assimilation. The presence of high ammonia levels may frequently indicate the presence of waste discharge or storm-water runoff (Manahan, 1994; Lapointe and Matzie, 1996). Approximately 50–60% of the total nitrogen in wastewater is ammonia (McCutcheon et al., 1993), since this compound is the initial product of decay of nitrogenous organic wastes (Manahan, 1994).

Nitrate can be regenerated from the oxidation of ammonia and nitrite released from sediments (Corredor and Capone, 1985; Hatcher and Frith, 1985). This has important implications for water quality since this conversion process consumes dissolved oxygen in the water column and benthos (McCutcheon et al., 1993). The presence of high nitrate levels in some water bodies indicates anthropogenic inputs such as ground water pollution (Lewis, 1985), since nitrate is the end product of waste stabilization (Furnas, 1992).

Phosphorus

Phosphorus is an important component of organic matter and is vital for all organisms, since it is a constituent of

que el primero es dominado por una fase gaseosa y mediado por transformaciones microbianas que involucran cambios en el estado de oxidación (D'Elia y Wiebe, 1990). El nitrógeno gaseoso puede incorporarse a compuestos inorgánicos y orgánicos mediante procesos altamente energéticos (relámpagos) y mediante la fijación por microorganismos (conversión del N_2 a NH_4^+) (Wiebe, 1985). Los productores primarios pueden entonces utilizar el nitrógeno orgánico e inorgánico (nitrate) de las aguas superficiales.

La regeneración del nitrógeno se realiza principalmente mediante la oxidación bacteriana de las formas orgánicas (Rosenfeld, 1979). El amonio y los aminoácidos disueltos son las formas inorgánicas disueltas regeneradas del N (producido como un subproducto del catabolismo de los aminoácidos) (Szmant et al., 1990). El amonio se asimila más fácilmente que el nitrito o el nitrate porque el nitrate tiene que ser reducido antes de ser asimilado por las plantas. La presencia de altos niveles de amonio pueden indicar a menudo la presencia de descargas de desechos o el drenaje de agua de lluvias (Manahan, 1994; Lapointe y Matzie, 1996). Aproximadamente 50-60% del nitrógeno total en las aguas de desechos se encuentra en forma de amonio (McCutcheon et al., 1993), ya que este compuesto es el producto inicial de la descomposición de los desechos orgánicos nitrogenados (Manahan, 1994).

El nitrate puede regenerarse a partir de la oxidación del amonio y el nitrito que se libera de los sedimentos (Walker y Capone, 1985; Hatcher y Frith, 1985). Esto tiene importantes implicaciones para la calidad del agua ya que este proceso de conversión consume oxígeno disuelto en la columna de agua y en el bentos (McCutcheon et al., 1993). La presencia de niveles altos de nitrate en algunos cuerpos de agua indica aportes antropogénicos como es la contaminación del agua subterránea (Lewis, 1985), ya que el nitrate es el producto final de estabilización de los desechos (Furnas, 1992).

Fósforo

El fósforo es un componente importante de la materia orgánica y es vital para todos los organismos, dado que es un constituyente de los ácidos nucleicos. En muchos ecosistemas tropicales costeros, el fósforo es un nutriente limitante para la producción neta (Lapointe *et al.*, 1992; Fourqurean et al., 1992a). Debe señalarse la importancia de la limitación de P con relación al N, sin embargo, es una función de la tasa relativa de intercambio de agua y de los procesos bioquímicos internos que actúan para ajustar la relación de la disponibilidad N:P (Smith, 1984; Fourqurean et al., 1993). Dado que deficiencias de nitrógeno pueden ser contrarrestadas por la fijación del N atmosférico, los compuestos nitrogenados pueden acumularse hasta que agotar el fósforo disponible (Redfield, 1958). La forma biodisponible del fósforo (fósforo inorgánico disuelto) es casi siempre la forma limitante para las especies en ambientes arrecifales (Lapointe, 1985; Short et al., 1990). Se adsorbe intensamente en las partículas, forma sales insolubles, y por tanto no está fácilmente accesible a las plantas (Entsch et al., 1983; Atkinson, 1987a,b; Short et al., 1985). A diferencia del nitrógeno, no hay fuentes atmosféricas de fósforo, por lo que los aportes naturales a ecosistemas como los arrecifes coralinos ocurren por medio del flujo del agua (Atkinson, 1987c; Atkinson y Bilger, 1992) o por regeneración de materias orgánicas e inorgánicas en los sedimentos (Short et al., 1985). Este es un punto esencial, ya que los aportes antropogénicos de fósforo de las aguas negras, de desechos industriales y de fuentes no puntuales (agrícolas, arrastre

nucleic acids. In many tropical coastal ecosystems, phosphorus is the limiting nutrient to net production (Lapointe et al., 1992; Fourqurean et al., 1992a). It should be noted, however, that the importance of P versus N limitation is a function of the relative rates of water exchange and internal biochemical processes acting to adjust the ratio of N:P availability (Smith, 1984; Fourqurean et al., 1993). Since any deficiencies in nitrogen may be met by fixation of atmospheric N, nitrogen compounds can accumulate until the available phosphorus is exhausted (Redfield, 1958). The bioavailable form of phosphorus (dissolved inorganic phosphorus) is often the limiting nutrient species in tropical reef environments (Lapointe, 1985; Short et al., 1990). It is strongly adsorbed onto particles, forms insoluble salts, and is therefore not readily accessible to plants (Entsch et al., 1983; Atkinson, 1987a, 1987b; Short et al., 1985). Unlike nitrogen, there is no atmospheric source of phosphorus; therefore, natural inputs to ecosystems such as coral reefs occur via water flow (Atkinson, 1987c; Atkinson and Bilger, 1992) or regeneration from inorganic and organic materials in sediments (Short et al., 1985). This is a critical point since anthropogenic phosphorus inputs such as sewage, industrial waste-water, and non-point sources (agricultural and urban runoff, submarine ground water discharge) can cause changes in production and species composition (Lewis, 1985).

Phosphorus concentration in seawater can be determined for total (dissolved + particulate) availability, as well as dissolved, particulate, organic, and inorganic fractions. Digestion and neutralization of filter material, followed by DIP analysis, can measure particulate phosphorus. Like nitrogen, the concentrations of many of the phosphorus fractions are determined using colorimetry or spectrophotometry (Manahan, 1994). Measurement of dissolved forms of phosphorus involves filtration of water through a 0.45-mm filter, while total phosphorus measurements are made with unfiltered water. In the 1950s, total phosphorus (TP) was determined using acid digestion (perchloric acid) or acid hydrolysis to release the organically bound fraction. An alternative technique was developed in the 1960s whereby the organically bound phosphorus was liberated by acid (sulfuric) hydrolysis at high temperature (140 °C) for several (up to five) hours. Both of these earlier methods were very time-consuming and potentially hazardous. An alternative method for TP concentration is persulfate oxidation, where five percent persulfate ($K_2S_2O_8$) is added to water samples, which are then autoclaved or boiled, followed by cooling (Menzel and Corwin, 1965). The liberated phosphate (PO_4^{3-}) is then measured using colorimetry.

Dissolved inorganic phosphorus (DIP) or phosphate is determined spectrophotometrically from samples fixed with an ascorbic acid and acid molybdate solution (Jones, 1963). Water samples should be analyzed as soon as they are collected, or stored at -20 °C. The seawater sample is allowed to react with a composite reagent containing molybdic acid, ascorbic acid, and trivalent antimony. The resultant complex is reduced to give a blue solution that is measured at 885 nm on a spectrophotometer (Parsons et al., 1984).

urbano, emisarios submarinos) pueden causar cambios en la producción y la composición por especies (Lewis, 1985).

La concentración del fósforo en el agua de mar puede determinarse para la disponibilidad total (disuelto + particulado), así como también para las fracciones disueltas, particuladas, orgánicas e inorgánicas. Para medir el fósforo particulado se realiza la digestión y neutralización del material filtrado, seguido de un análisis de fósforo inorgánico disuelto (FID). Al igual que el nitrógeno, las concentraciones de muchas de las fracciones de fósforo se determinan usando métodos colorimétricos o espectrofotométricos (Manahan, 1994). Las mediciones de formas disueltas de fósforo requieren de la filtración del agua mediante un filtro de 0.45 μ m, mientras que del fósforo total se hacen con agua sin filtrar. En los años 50's el fósforo total (Pt) se determinaba usando digestión ácida (ácido perclórico) o por hidrólisis ácida para liberar los enlaces orgánicos de la fracción. En los 60's se desarrolló una técnica alternativa por medio de la cual los enlaces orgánicos del fósforo eran liberados mediante una hidrólisis ácida (ácido sulfúrico) a altas temperaturas (140 °C) por varias horas (hasta 5). Ambos métodos eran laboriosos y potencialmente peligrosos. Un método alternativo para determinar la concentración de Pt es la oxidación con persulfato, donde se agrega persulfato 5% ($K_2S_2O_8$) a las muestras de agua, que son entonces introducidas en una autoclave o hervidas, para posteriormente ser enfriadas (Menzel y Corwin, 1965). El fosfato liberado (PO_4^{3-}) se mide entonces usando un colorímetro.

El fósforo inorgánico disuelto (FID) o el fosfato se determina espectrofotométricamente a partir de muestras fijadas con ácido ascórbico y una solución de ácido molíbdico (Jones, 1963). Las muestras de agua deben ser analizadas al momento de la colecta o almacenadas a -20 °C. La muestra de agua de mar se hace reaccionar con un compuesto reactivo de ácido molíbdico, ácido ascórbico y antimonio trivalente. El complejo resultante se reduce para producir una solución azul que se mide a 885 nm en un espectrofotómetro (Parsons et al., 1984).

El fósforo esta presente en el agua de mar disuelto y en forma de partículas (Figura 2-5). La forma más simple es la de ortofosfato (PO_4^{3-}). El fósforo se origina a partir de la mineralización de los fosfatos del suelo y las rocas, la hidrólisis de polímeros especies de fosfatos o drenajes que contengan fertilizantes o productos industriales como detergentes (Manahan, 1994). El movimiento y el almacenaje del fósforo en sistemas acuáticos esta determinado por el intercambio entre las reservas disueltas (fosfato, FOD), la biomasa y las fases mineral o de enlace mineral en las partículas suspendidas y en los sedimentos (Figura 2-5). El fósforo particulado existe en forma de fracciones orgánicas (FOP) e inorgánicas (FIP). Poco se conoce sobre la naturaleza del fósforo particulado en el agua de mar (Furnas, 1992). La mayoría del FOP proviene de la descomposición de la materia orgánica y esta asociado con el material detrítico y los minerales arcillosos.

El fosfato orgánico disuelto y particulado se encuentran en las aguas superficiales y someras como resultado de la descomposición de la materia orgánica como son los restos de materia vegetal (Millero y Sohn, 1992). El fósforo orgánico disuelto (FOD) comprende usualmente una proporción notable de la reserva de fósforo disuelto total en las aguas superficiales (Atkinson, 1987a; Fourqurean et al., 1993). La composición específica de un cuerpo de agua y el pH controlan las fracciones orgánicas e inorgánicas. El fósforo inorgánico disuelto (FID) existe casi completamente como un producto ionizado del ácido fosfórico (H_3PO_4). El FID se refiere comúnmente en la literatura como ortofosfato, fósforo reactivo soluble (FRS) y fósforo de fosfato inorgánico (Jones, 1963; Lapointe y Clark, 1992); esta es la única forma biológicamente

Phosphorus occurs in seawater in dissolved and particulate forms (Figure 2-5). The simplest form is orthophosphate (PO_4^{3-}). The origin of phosphorus is the mineralization of phosphates from soil and rocks, hydrolysis of polymeric phosphate species, or drainage containing fertilizer or industrial products such as detergents (Manahan, 1994). The movement and storage of phosphorus in aquatic systems is dominated by exchanges between dissolved pools (phosphate, DOP), biomass, and mineral or mineral-bound phases on suspended particles and in sediments (Figure 2-5). Particulate phosphorus exists as organic (POP) and inorganic (PIP) fractions. Little is known about the nature of particulate phosphorus in seawater (Furnas, 1992). Most of the POP is derived from the breakdown of organic matter and is often associated with detrital material and clay minerals.

Dissolved and particulate organic phosphates occur in surface waters and shallow-water environments as a result of the decomposition of organic matter, such as plant material (Millero and Sohn, 1992). Dissolved organic phosphorus (DOP) compounds typically comprise a significant proportion of the total dissolved phosphorus pool in surface waters (Atkinson, 1987a; Fourqurean et al., 1993). The composition of the specific water body and pH control inorganic and organic fractions. Dissolved inorganic phosphorus (DIP) exists almost entirely as the ionized product of phosphoric acid (H_3PO_4). DIP is also referred to as orthophosphate, soluble reactive phosphorus (SRP), and inorganic phosphate-phosphorus in the literature (Jones, 1963; Lapointe and Clark, 1992). This form is the only biologically available form of phosphorus and may have a residence time of only a few minutes in oligotrophic environments (Pomeroy, 1960). Typical concentrations of DIP in the open ocean and oligotrophic coastal environments are 0–3 $\mu\text{g-at/l}$ (or micromolar, μM) (Valiela, 1995), but are usually below 0.2 μM in coral reef areas (Atkinson, 1987b). There is often a significant pool of DIP, however, in sediment porewaters (Fourqurean et al., 1992b). The flux rate of DIP appears to be more important than concentration in determining rates of organic production (Pomeroy, 1960; Atkinson, 1987c).

Biological indicators

Many earlier water quality studies were aimed at measuring the physical–chemical parameters of water. Beginning in the 1960s, it was realized that pollutants and contaminants introduced into the aquatic environment could adversely affect not only human health, but organisms as well. Many studies then began to incorporate measurements of sediments and organisms, in addition to physical–chemical parameters (Kramer, 1994). Monitoring organisms for pollution and contamination, also referred to as biomonitoring (reviewed in Kramer, 1994), has been used to assess toxicity, physiological and behavioral changes, and ecological changes. Biological indicators may be particularly suitable for monitoring trace pollutants and contaminants because organisms bioaccumulate these materials (Kitano, 1987). Moreover, strict surveys of physical–chemical parameters may not necessarily relate directly to the impact of the

disponible de fósforo y puede tener un tiempo de residencia de unos pocos minutos en ambientes oligotróficos (Pomeroy, 1960). Las concentraciones usuales de FID en el océano abierto y en los ambientes costeros oligotróficos son de 0.3 $\mu\text{g-at/l}$ (o micromolar, μM) (Valiela, 1995), pero son casi siempre inferiores a 0.2 μM en áreas de arrecifes coralinos (Atkinson, 1987b). Sin embargo, suelen existir una reserva importante de FID en las aguas intersticiales de los sedimentos (Fourqurean et al., 1992b). La tasa de flujo de FID parece ser más importante que la concentración en la determinación de la tasa de producción orgánica (Pomeroy, 1960; Atkinson, 1987c).

Indicadores biológicos

Muchos los estudios tempranos de calidad del agua estuvieron dirigidos a medir sus características físico-químicas. A principios de los 60s, se percataron de que los contaminantes introducidos al ambiente acuático podían afectar no sólo la salud humana, sino también los organismos. Muchos estudios entonces comenzaron a incorporar mediciones de sedimentos y organismos, además de las variables físico-químicas (Kramer, 1994). El monitoreo de organismos para la contaminación se conoce como biomonitoring (revisado en Kramer, 1994), y se ha empleado para evaluar la toxicidad, los cambios fisiológicos, y de comportamiento y ecológicos. Los indicadores biológicos pueden ser particularmente convenientes para monitorear trazas de contaminantes ya que los organismos bioacumulan estos materiales (Kitano, 1987). Además, muestreos estrictos de variables físico-químicas no se relacionan necesariamente con el impacto de las formas químicas sobre los organismos (Baldwin y Kramer, 1994). Se han usado varios indicadores biológicos en estudios de calidad de agua para determinar el estado de los nutrientes, el alcance de la polución y contaminación, y la presencia de albañales. Entre los indicadores más notables están las bacterias coliformes, los trazadores de virus, invertebrados bentónicos como los mejillones, y el fitoplancton (Tomascik y Sanders, 1985; O'Connor et al., 1994; Paul et al., 1995a,b).

La concentración de pigmentos del fitoplancton en la columna de agua ha sido usado frecuentemente para mediciones indirectas de la biomasa de algas y como un indicador del estado trófico de un cuerpo de agua (Tomascik y Sanders, 1985). Dado que los nutrientes pueden ser muy limitantes en muchos ecosistemas tropicales costeros, los biodisponibles son convertidos rápidamente en biomasa algal bentónica y fitoplanctónica (Lapointe y Clark, 1990; Szmant y Forrester, 1996). Las algas han sido usadas tradicionalmente como indicadores de la calidad del agua ya que algunas desarrollan florecimientos nocivos y/o ocurren bajo ciertas condiciones de nutrientes. También son útiles como indicadores porque responden rápidamente a cambios en la calidad del agua debido a su corto ciclo de vida (Bell, 1992; Fourqurean et al., 1993). Por ejemplo, en la bahía de Kaneohe (Hawaii), un área impactada por descargas de albañales, mediciones diversas del plancton (nitrógeno y fósforo particulados, carbono orgánico, ATP y clorofila-*a*) resultaron más útiles que los valores de nutrientes inorgánicos disueltos al evaluar el impacto de las aguas negras (Laws y Redajle, 1982).

La concentración de la clorofila, que comúnmente constituye 1-2% del peso de seco del fitoplancton en una muestra, puede usarse como una medida indirecta de la biomasa de algas (McCutcheon et al., 1993). La clorofila se determina por filtración en un volumen fijo de agua con un filtro (filtro miliporo o de fibra de vidrio),

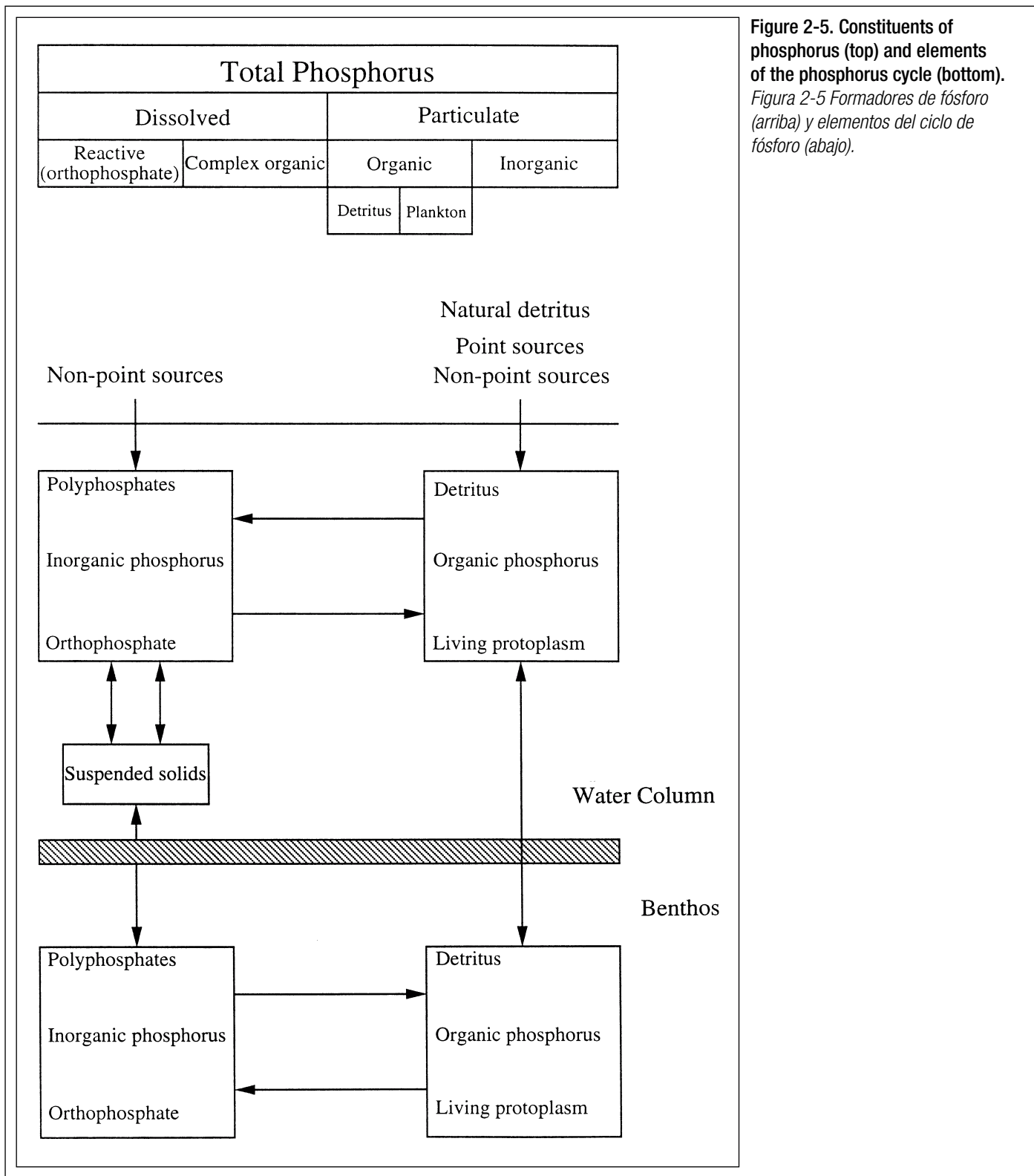


Figure 2-5. Constituents of phosphorus (top) and elements of the phosphorus cycle (bottom).
Figura 2-5 Formadores de fósforo (arriba) y elementos del ciclo de fósforo (abajo).

chemical species on organisms (Baldwin and Kramer, 1994). Several biological indicators have been used in water quality studies to determine nutrient status, the extent of pollution and contamination, and the presence of human sewage. Among the more notable indicators are coliform bacteria, viral tracers, benthic invertebrates such as mussels, and phytoplankton (Tomascik and Sander, 1985; O'Connor et al., 1994; Paul et al., 1995a, 1995b).

seguido de un análisis de fluorescencia después de la ruptura celular. Se ha usado diversos métodos para extraer pigmentos de plantas, muchos de los cuales utilizan solventes orgánicos como metanol y acetona. Un método para la determinación de clorofila consiste en tratar filtros con acetona al 90% y entonces medir la concentración con un espectrofotómetro (Parsons et al., 1984). Un segundo método para es la extracción con dimetil sulfóxido (DMSO), donde el DMSO se agrega a filtros almacenados en frascos viales (Burnison,

The concentration of phytoplankton pigments in the water column is often used as an indirect measure of algal biomass and an indicator of the trophic status of a water body (Tomascik and Sander, 1985). Because nutrients may be extremely limiting in many tropical coastal ecosystems, bioavailable nutrients will usually be rapidly converted to benthic or planktonic algal biomass (Lapointe and Clark, 1990; Szmant and Forrester, 1996). Algae have long been used as indicators of water quality, since some develop noxious blooms and/or occur under certain nutrient conditions. They are also useful as indicators because they respond rapidly to changing water quality, due to their short life cycle (Bell, 1992; Fourqurean et al., 1993). In Kaneohe Bay (Hawaii), for example, an area impacted by sewage discharge, various measures of plankton concentration (particulate nitrogen and phosphorus, particulate organic carbon, ATP and chlorophyll-a) were more relevant than measurements of dissolved inorganic nutrients, in judging the impact of sewage diversion (Laws and Redajle, 1982).

The concentration of chlorophyll, which usually constitutes 1–2% of the dry weight of phytoplankton in a sample, can be used as an indirect measure of algal biomass (McCutcheon et al., 1993). Chlorophyll is determined by filtration of a known volume of water onto a filter (Millipore or glass fiber filter), with subsequent analysis of fluorescence after cell cleavage. A variety of methods have been used to extract plant pigments, most of which use organic solvents such as methanol and acetone. One method for chlorophyll determination is to treat filters with 90% acetone and then measure the concentration using a spectrophotometer (Parsons et al., 1984). A second method for chlorophyll determination is dimethyl sulfoxide extraction (DMSO), where DMSO is added to filters stored in vials (Burnison, 1980). Samples are heated to 60°C for 10 minutes, then agitated and filtered, rinsed with acetone, and finally read on a spectrophotometer. Samples are then acidified and re-read to account for phaeophytin, often referred to as the phaeophytin correction, to account for chlorophyll degradation products (Parsons et al., 1984). ♦

1980). Las muestras se calientan a 60 °C por 10 minutos, después se agitan, filtran, enjuagan con acetona, y finalmente se leen en un espectrofotómetro. Las muestras entonces se acidifican y son leídas nuevamente para determinar feofitina, conocida como la corrección de feofitina, para estimar los productos de la degradación de la clorofila (Parsons et al., 1984). ♦

Chapter III. Study Area and Environmental Setting

THIS CHAPTER PROVIDES BACKGROUND INFORMATION ON THE GEOGRAPHIC, GEOLOGIC, AND OCEANOGRAPHIC SETTING OF THE AREAS SAMPLED FOR WATER QUALITY STUDIES. SECTION 1 PROVIDES GENERAL INFORMATION ON THE DOMINICAN REPUBLIC, WHILE SECTION 2 AND SECTION 3 DISCUSS SPECIFIC CHARACTERISTICS OF PNE AND BOCA CHICA.

SECTION 1. DOMINICAN REPUBLIC

Hispaniola, the second-largest island of the Caribbean, is politically divided between two countries, with Haiti to the west and the Dominican Republic to the east. Situated between 17°40' and 19°56' N latitude and 68°20' and 70°01' W longitude, the Dominican Republic occupies 48,484 km² of the approximately 78,000 km² total island area. The estimated coastline length of the country is 1,389 km. The coast is characterized by a combination of coral-line cliffs and escarpments, river estuaries, and beaches and marshlands often associated with lagoons. A significant percentage of the coastline contains mangroves (377 km or 27.1% of the coast) and coral reefs (166 km or 10–11% of the coast) (Wells, 1988). The continental shelf is generally narrow, with a mean width of 7.5 km, and an area of approximately 8,130 km². More than half of the shelf area is concentrated in five regions. Two submerged banks, Navidad (30 m depth) and la Plata (25 m depth, 3,740 km² in area), lie 70 km north and 150 km northwest of Cabo Samaná, respectively (Bonnelly de Calventi, 1975).

Geology

The spectacular and diverse topography of Hispaniola is punctuated by three extensive valleys and four major mountain chains that each trend approximately northwest to southeast. Pico Duarte and La Pelona (3,087 m) in the

Capítulo III. Características ambientales del área de estudio

ESTE CAPÍTULO OFRECE INFORMACIÓN GEOGRÁFICA, GEOLÓGICA, Y OCEANOGRÁFICA DEL ÁREA ESTUDIADA. LA SECCIÓN 1 CONTIENE INFORMACIÓN GENERAL SOBRE LA REPÚBLICA DOMINICANA, MIENTRAS QUE LAS SECCIONES 2-3 ANALIZAN LAS CARACTERÍSTICAS ESPECÍFICAS DEL PNE Y BOCA CHICA.

SECCIÓN 1. REPÚBLICA DOMINICANA

La Española, la segunda isla de mayor extensión del Caribe está dividida en dos países: Haití al oeste y la República Dominicana al este. La República Dominicana está situada entre 17°40' y 19°56' N y entre 68°20' y 70°01' O, y ocupa 48 484 km² de la extensión total de la isla que es de unos 78 000 km². La línea costera del país es de unos 1 389 km, y está caracterizada por una combinación de acantilados y escarpes coralinos, estuarios, playas, y pantanos a menudo asociados con lagunas. Los manglares (377 km, 21.7%) y arrecifes coralinos (166 km, 10-11% de la costa) ocupan gran parte de la costa (Wells, 1988). La plataforma es generalmente estrecha con una anchura promedio de 1.7 km y un área aproximada 8 130 km², más de la mitad de la cual se concentra en 5 áreas importantes. Dos bancos sumergidos, el de Navidad (30 m de profundidad) y de La Plata (25 m de profundidad y 3 740 km² de extensión) están a unos 70 km al norte y unos 150 km al noroeste de Cabo Samaná, respectivamente (Bonnelly de Calventi, 1975).

Geología

La topografía espectacular y diversa de La Española está dividida por tres extensos valles y cuatro cadenas montañosas principales, orientadas aproximadamente del noroeste al sureste. El Pico Duarte y La Pelona (3087) en la Cordillera Central son los picos más altos del Caribe norte. Con una compleja historia tectónica, la isla es sísmicamente activa, con el mayor terremoto ocurrido en 1953 (Lewis et al., 1990).

La Española es una isla creada por la actividad en el límite de las placas geológicas del proto-Caribe y América del Norte. La interpretación que sigue a continuación, se basa en el trabajo de Draper et

Cordillera Central are in fact the highest peaks in the northern Caribbean. With a very complex tectonic history, the island is seismically active, the last major earthquake occurring in 1953 (Lewis et al., 1990).

Hispaniola is an island created by activity at the plate boundary between the proto-Caribbean and North American plates. The following interpretation is based upon Draper et al. (1994). The geology of Hispaniola can be outlined in two separate stories which eventually merge. The geologic history of northern and central Hispaniola began with island arc magmatism in the early Cretaceous (144 million years ago) to Middle Eocene (40 million years ago). In the Middle to Late Eocene, this region endured rapid uplift due to collision with the southern edge of the North American Plate (southeast Bahamas carbonate platform) and island arc activity ceased. During the Late Eocene to Early Miocene (25 million years ago), what is now northern and central Hispaniola was heavily faulted by east-west strike-slip seismic activity. Finally, transpression due to the oblique collision of central Hispaniola terranes with the southern oceanic plateau occurred from the Miocene to the present.

The geologic history of southern Hispaniola is very different from that of northern and central Hispaniola. What is now southern Hispaniola was created during oceanic plateau construction in the Santonian-Campanian period in the Late Cretaceous (65 million years ago). Southern Hispaniola basalts of this age are geochemically similar to those formed at hot spots on the sea floor. In the Late Cretaceous, the end of igneous activity followed deformation and uplift of the region. Some northward over-thrusting and slumping related to collision with Central America possibly resulted. In the Paleocene and Early Miocene (50-60 million years ago), strike-slip faulting and subsidence, along with carbonate sedimentation and the formation of a carbonate platform, occurred along with limited volcanism. Carbonate sedimentation ceased in the Late Miocene to Early Pliocene. Folding, uplift, and erosion to the south occurred as the southern Hispaniola region collided with northern terranes. Clastic sediments created by uplift and erosion in the nearby northern terranes were deposited on the southern terrane and essentially sealed the two terranes together. Therefore, in the Early Miocene northern and southern histories merged as the areas became connected.

As a result of these activities, the geology of Hispaniola consists of a Cretaceous to Early Eocene substrate for Late Tertiary sedimentary basins. Cretaceous to Early Tertiary rocks cover approximately 30% of Hispaniola. Oligocene-Pliocene (5-40 million-year-old) sedimentary rocks and Pliocene-Pleistocene (1.5-5 million-year-old) coral reefs cover much of the rest of the island. In the north, the older rocks reflect an island arc assemblage (fore-arc, magmatic arc, oceanic basement of the arc, closed back arc basin, and remnant arc components). In the south, a Late Cretaceous oceanic plateau basement rock reflects the uplifted end of a crust that lies below much of the Caribbean Sea (Draper et al., 1994). Late Eocene and younger rocks are mostly clastic and carbonate-filling sedimentary basins that formed during active strike-slip tectonic activity trending approximately east to west.

al. (1994). La geología de La Española puede reseñarse en dos historias separadas que se funden eventualmente (Draper et al., 1994). La historia geológica de la parte norte y central de La Española comenzó con el magmatismo del arco de islas en el Cretáceo Inferior (hace 144 millones) y el Eoceno Medio (hace 40 millones de años). En el Eoceno Medio y Superior en esta región se produjo un levantamiento repentino debido al choque con el borde sur de la placa de América del Norte (plataforma carbonatada del sureste de las Bahamas), cesando la actividad volcánica en el arco de islas. Durante el Eoceno Superior y Mioceno Inferior (hace 25 millones de años), lo que es actualmente el norte y centro de La Española sufrió un gran fuerte fallamiento a consecuencia de choques y deslizamientos este-oeste. Finalmente, han estado ocurriendo transgresiones debido a la colisión oblicua de los terrenos de La Española central con la placa oceánica al sur, desde el Mioceno hasta el presente.

La historia geológica del sur de La Española es muy diferente a la del norte y el centro. Lo que actualmente constituye el sur de La Española fue originado durante la formación de la placa oceánica en el período Santoniano-Campaniano en el Cretáceo Superior (hace 65 millones de años). Las formaciones basálticas del sur de La Española de esa época son geoquímicamente similares a aquellas formadas en los centros de actividad volcánica del lecho oceánico. En el Cretáceo Superior, al fin de la actividad ígnea le siguió un período de deformación y levantamiento en la región. En el Paleoceno y Mioceno Inferior (hace 50-60 millones de años), se produjeron hundimientos y fallamientos de deslizamiento y choque, junto con sedimentación carbonatada, y la formación de una plataforma carbonatada ocurrió con limitado vulcanismo. La sedimentación carbonatada cesó en el Mioceno Superior al Pleioceno Inferior. Los plegamientos, levantamientos y erosión en el sur ocurrieron al chocar el sur de La Española con la formación del norte. Los sedimentos clásticos generados por los levantamientos y la erosión en las formaciones vecinas del norte se depositaron sobre la formación sur, sellando prácticamente estos dos terrenos. De esta forma, en el Mioceno inferior, las historias geológicas de norte y el sur se unieron al quedar ambas áreas conectadas.

Como resultado de todos estos procesos, en la geología de La Española existen substratos formados del Cretáceo al Eoceno inferior, y cuencas sedimentarias de la Era Terciaria Tardía. Las rocas del Cretáceo a la era terciaria tardía cubren aproximadamente el 30% de La Española. Las rocas sedimentarias del Oligoceno-Pleistoceno (hace 5-40 millones de años) y arrecifes coralinos del Pleioceno-Pleistoceno (hace 1.5-5 millones de años) cubren gran parte del resto de la isla. En el norte, las rocas más antiguas reflejan la estructura del arco de islas (parte frontal del arco, arco magmático, basamento oceánico del arco, cierre de la cuenca del arco, y los restos de sus componentes). En el sur, el basamento rocoso de la placa oceánica del Cretáceo Superior refleja el extremo del levantamiento de la corteza terrestre que se encuentra por debajo de la mayor parte del mar Caribe (Draper et al., 1994). Las rocas del Eoceno Superior y las más recientes son mayormente cuencas sedimentarias clásticas y rellenas de carbonatos formadas durante una activa temporada de choque-deslizamientos tectónicos orientados aproximadamente de este a oeste.

La Española puede dividirse en 12 tipos diferentes de formaciones tectónico-estratigráficas. La diferencia está dada en que cada grupo de rocas asociado a fallas tiene una historia geológica diferente a la de los grupos rocosos vecinos. Estos terrenos pueden en general definirse como estratigráficos, metamórficos o disruptivos (Draper et al., 1994).

Hispaniola can be divided into twelve distinct tectonostratigraphic terranes—distinct meaning that each extensive fault bounded group of rocks has a different geologic history from that of neighboring packages of rocks. These terranes can be broadly defined as either stratigraphic, metamorphic, or disrupted (Draper et al., 1994).

Climate and oceanography

The climate of the Dominican Republic is considered tropical marine dry, with average annual air temperatures ranging from 18–27 °C, although cooler temperatures occur at the higher altitudes (Sealey, 1992). There is considerable regional variation in climate and rainfall, with both temperature and rainfall tending to decrease from east to west (Wells, 1988). Precipitation is greatest between May and November and lowest during December to February. Annual rainfall in Santo Domingo is approximately 1,395 mm. Predominant winds are the northeast trade winds during the winter and east-southeast winds during the rest of the year.

Oceanographic circulation patterns in coastal waters of the Dominican Republic are influenced by the Northern Equatorial Current (Molinari et al., 1981). This current flows westward towards the eastern coast, then divides into northern and southern branches in the Mona Passage (Duncan et al., 1977). The northern branch, comprising the Antilles Current, flows north and westward to the east of the Antilles and Bahamas. The southern branch, comprising the Caribbean Current, flows westward through the central Caribbean. Counter-currents, typically associated with diurnal tides, are common near the coast (Wells, 1988). The spring tidal range is 90 cm on the northern coast and approximately 20 cm on the southern coast (International Marine, 1995). ■

SECTION 2. PARQUE NACIONAL DEL ESTE

Parque Nacional del Este (PNE) is comprised of a peninsula and large island (Saona) on the southeastern coast of the Dominican Republic, in the province of La Altagracia (Figure 3-1). PNE was designated a national park by the Dominican Government on September 16th, 1975 (Decree No. 1311). Topographically the park is situated between San Rafael de Yuma, La Granchorra, La Romana, and Mano Juan, and is bordered by San Rafael de Yuma to the north, Bahía de Yuma to the east, and the Caribbean Sea to the south. The terrestrial area of the park is 43,400 ha (434 km²), 11,000 ha of which is accounted for by Isla Saona (22 km x 6 km). Isla Saona is separated from the mainland by a large, mostly shallow (< 10 m) lagoon (Canal de Catuano), with limited freshwater input. A deeper channel (Paso de Catuán, 10+ m) is present along the lagoon's southern boundary. The mainland peninsula is relatively low-profile limestone or coralline rock, averaging 18 km long from north-to-south and 22 km wide from east-to-west. The peninsula tapers to 11 km wide at the

Clima y oceanografía

El clima de la República Dominicana es considerado como un clima marítimo tropical seco, con un promedio anual de temperatura del aire de 18-27 °C, aunque pueden ocurrir temperaturas más frías a latitudes más altas (Sealey, 1992). Existe una gran variación regional del clima y lluvia, donde la temperatura y las precipitaciones tienden a disminuir de este a oeste (Wells, 1988). Las precipitaciones son máximas entre mayo y noviembre, y mínima de diciembre a febrero. El promedio anual de lluvias de aproximadamente 1395 mm. Los vientos predominantes son los alisios del noreste durante el invierno y los vientos del este-sureste el resto del año.

Los patrones de circulación en las aguas costeras de la República Dominicana están influenciados por la Corriente Ecuatorial Norte (Molinari et al., 1981) que se mueve hacia la costa este de la isla, y se divide en dos ramas, una hacia el norte y otra hacia sur al llegar al Paso de la Mona (Duncan et al., 1977). La rama norte forma la Corriente de Las Antillas que fluye al norte y oeste hacia el este de las Antillas y las Bahamas. La rama sur, que compone la Corriente del Caribe, fluye hacia el oeste a través del Caribe central. Las contracorrientes son muy comunes cerca de la costa, y están generalmente asociadas a las mareas (Wells, 1988). El límite de las mareas alcanza valores máximos promedios de 90 cm en la costa norte, y alrededor de 20 cm en la sur (International Marine, 1995). ■

SECCIÓN 2. PARQUE NACIONAL DEL ESTE

El PNE abarca una península y la Isla Saona en la costa sureste de la República Dominicana, en la provincia de La Altagracia (Figura 3-1). Fue designado parque nacional por el gobierno dominicano en septiembre 16 de 1975 (Decreto No. 1311). Topográficamente el parque está ubicado entre San Rafael de Yuma, La Granchorra, La Romana y Mano Juan, y está bordeado por San Rafael de Yuma al norte, Bahía de Yuma al este, y el mar Caribe por el sur. El área terrestre del parque tiene una extensión de 43 000 hectáreas (434 km²), 11 000 de las cuales pertenecen a la Isla Saona (22 x 6 km). La Isla Saona está separada de tierra firme por una laguna marina grande y poco profunda (< 10 m, conocida como el Canal de Catuano) con aporte limitado de agua dulce. Un canal más profundo (Paso de Catuano, 10+ m de profundidad) está presente a lo largo del borde sur de la laguna. La península presenta un relieve bajo de rocas calizas y coralinas, con alrededor de 18 km de largo de norte a sur y 22 km de ancho de este a oeste (11 km de ancho en su extremo sur). Las máximas elevaciones en tierra firme y la isla Saona son 70 m y 40 m, respectivamente.

Las costas del este o de barlovento de la península y la Isla Saona poseen un litoral rocoso escarpado con playas pequeñas y aisladas. La plataforma de la isla es estrecha, generalmente 1,5 - 2,0 Km de ancho y cae precipitadamente al este. La costa oeste de la península entre Guaragua y Palma Seca posee áreas bajas rocosas y extensas playas. Aquí la plataforma es más ancha con bajos arenosos, praderas de hierbas marinas y arrecifes coralinos. Al sur y este de la Isla Saona hay arrecifes frontales y una profunda y ancha plataforma donde abundan fondos duros mixtos y comunidades de hierbas marinas.

Toda la región sureste de la República Dominicana está formada por calizas, la mayoría de las cuales aparecen expuestas como roca superficial. Las formaciones Seibo y Oro conforman la parte este de la península incluyendo el PNE. El sur y el extremo este de la península

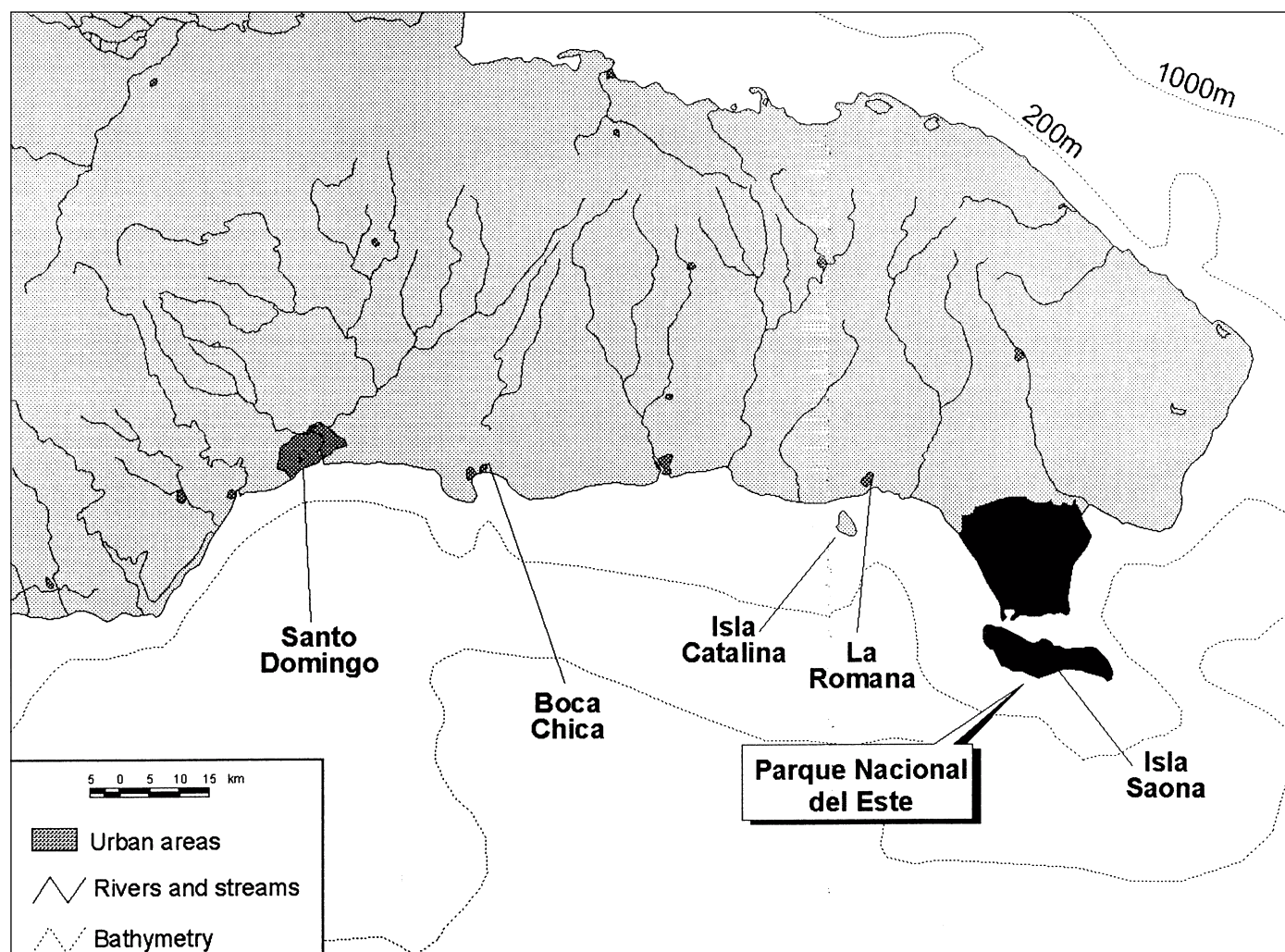


Figure 3-1. General location of water quality and coral growth study areas on the southern coast of the Dominican Republic. The terrestrial area of Parque Nacional del Este is emphasized in black shading. *Figura 3-1. Ubicación general de las áreas de estudio de calidad de agua y crecimiento de corales en la costa sur de la República Dominicana. El área terrestre de Parque Nacional del Este aparece sombreada en negro.*

southern end. Maximum elevations on the mainland and Isla Saona are 70 m and 40 m, respectively.

The eastern coast or windward side of the peninsula and Isla Saona have steep rocky shores with small isolated beaches. The island shelf is very narrow, generally less than 1.5–2 km in width, and drops off precipitously to the east. Low rocky shores and extensive beaches characterize the western shore of the peninsula, between Guaraguao and Palma Seca. The island shelf is wider with sandy shoals, seagrass beds, and coral reefs. To the south and east of Isla Saona are fringing reefs and a deep broad platform of mixed hard-bottom and seagrass communities.

The entire southeastern Dominican Republic is underlain with limestone, the majority of which is exposed as surface rock. The Seibo and Oro terranes underlie the Dominican eastern peninsula, including PNE. The southern and eastern-most part of the Eastern Peninsula are now dominated by a large plain known as Llanos Costeros del Seibo, comprised almost entirely of raised Pleistocene (1.5 million year-old) coral reef deposits (Draper et al., 1994).

oriental está dominada por una gran planicie conocida como Llanos Costeros del Seibo compuesta en su mayor parte por depósitos arrecifales emergidos durante el Pleistoceno (1.5 millones de años atrás) (Draper et al., 1994).

El PNE está influenciado por procesos oceanográficos de meso (mareas) y mega (corrientes oceánicas) escala. La circulación está parcialmente gobernada por la corriente Ecuatorial del Norte que se desplaza hacia el oeste a una velocidad de 50-75 cm/s (Molinari et al., 1980, 1981) y se divide en dos, una parte hacia el norte (Corriente de las Antillas) y al sur (corriente del Caribe) y en el Paso de la Mona (Costin, 1968; Metcalf et al., 1977). El paso de la mona tiene aproximadamente 300-400 m de profundidad y a través de él se suceden importantes movimientos de las aguas hacia y desde el mar Caribe. Los patrones de circulación entre Puerto Rico y la costa este de la República Dominicana son extremadamente complejos, con fuertes corrientes de mareas de los 115 km de ancho del Paso de la Mona (Metcalf et al., 1977). El movimiento del agua en general en el Paso de la Mona es hacia el oeste, pero existe algún movimiento de las aguas hacia el norte (Atlántico) y hacia el suroeste (Jamaica).

Las corrientes que convergen hacia el PNE desde el este transportan agua a una velocidad de alrededor de 11 cm/s, pero pueden

Meso-scale (tides) and macro-scale (oceanic current) processes influence PNE. Circulation is partly governed by the North Equatorial Current that flows westward at 50–75 cm/s (Molinari et al., 1980, 1981) and divides into two currents north (Antilles Current) and south (Caribbean Current) of the island in the Mona Passage (Costin, 1968; Metcalf et al., 1977). The Mona Passage is approximately 300–400 m in depth and is important in terms of surface water movements into and out of the Caribbean Sea. Circulation patterns between Puerto Rico and the eastern coast of the Dominican Republic are very complex, with strong tidal currents present throughout the 115-km width of the Mona Passage (Metcalf et al., 1977). The overall movement of water is westward in the Mona Passage, but there is some movement towards the north into the Atlantic and towards the southwest approaching Jamaica.

Currents approaching Parque Nacional del Este from the east transport water at roughly 11 cm/s, but may attain velocities of 43 cm/s (Duncan et al., 1977). Currents flowing towards the eastern coast can transport water from southern Puerto Rico in 18–23 days during the summer. Drift bottles released to the south of Puerto Rico and recovered in eastern Saona traveled at velocities of 6.5–8.9 cm/sec (Metcalf et al., 1977). During much of the year, water flow is towards the northwest (Brucks, 1971; Molinari et al., 1980). Diurnal tides are present in the southeastern Dominican Republic (Kjerfve, 1981), with a mean spring tidal range of 18–20 cm at La Romana (Internacional Marine, 1995). Counter-currents (i.e. eastward flow) are common close to the coast and are typically associated with tides.

A major feature of the park is the absence of surface freshwater resources: there are few or no lakes, ponds, rivers, or significant freshwater swamps. Soils are extremely thin throughout the area and rainfall is low (15–16 cm/yr), most of which collects in small basins and hollows during May–November (Towle et al., 1973). There may, however, be a significant reserve of ground water due to the karstic limestone substrate in the area. In fact, the extensive underground network of caverns and caves in the park contains pre-Columbian pictographs and petroglyphs (Mansour, 1995). Offshore upwelling of freshwater has been reported from Peñón Gordo (Towle et al., 1973). Coastal development (Bayahibe) and river effluent to the northwest (Río Dulce a la Romana, Río Chavón), as well as agriculture (sugarcane, cattle) and river discharge (Río Yuma) to the northeast of PNE, have the potential to influence water quality in the park.

PNE and the southeastern coast are strongly affected by tropical storms (Figure 3-2). From 1945 to 1996, sixteen tropical storms ranging in intensity from a tropical storm (< 50 knot winds) to a Category 5 hurricane (> 130 knot winds) have passed within 200 km of the southern coast (Table 3-1). Of the 16 storms, 50% were hurricanes when they passed over PNE. The majority of storms have occurred during August and September. Tropical storms occur on average every three to four years and can result in significant peaks in rainfall.

alcanzar velocidades de hasta 43 cm/s (Duncan et al., 1977). Las corrientes que fluyen hacia la costa este pueden transportar agua desde el sur de Puerto Rico en 18-23 en el verano. Botellas de derivas liberadas al sur de Puerto Rico y encontradas al este de Isla Saona viajaron a velocidades de 6.5-8.9 cm/s (Metcalf et al., 1977). Durante la mayor parte del año el agua se mueve hacia el noroeste (Brucks, 1971; Molinari et al., 1980). Las mareas son diurnas al sureste de la República Dominicana (Kjerfve, 1981) con límites promedio de marea de sicigia de 18-20 cm en La Romana (Internacional Marine, 1995). Son comunes las contracorrientes hacia el este en áreas cercanas a la costa y están asociadas generalmente a las mareas.

Uno de los rasgos más característicos del parque es la ausencia de recursos de agua dulce. No existen lagos, ríos, lagunas o grandes pantanos de agua dulce. La capa de suelo es extremadamente fina en todo el área y las lluvias son escasas (15-16 cm/año), la mayoría de la cual se almacena en pequeñas cavidades de mayo a noviembre (Towle et al., 1973). Es posible que exista una reserva considerable de aguas subterráneas debido al substrato cársico del área. En efecto, la gran red de cuevas y cavernas contienen pictografías y petroglifos precolombinas (Mansour, 1995). Se ha reportado afloramientos submarinos de agua dulce frente a Peñón Gordo (Towle et al., 1973). El desarrollo costero (Bayahibe) y el drenaje de ríos al noroeste (Río Dulce a la Romana, Río Chavón) y nordeste (Río Yuma) del parque, así como la agricultura (caña de azúcar y ganado) pueden potencialmente afectar la calidad del agua en el parque.

El PNE y la costa del sureste están fuertemente afectadas por tormentas tropicales (Figura 3-2). De 1945 a 1996, 16 tormentas tropicales con intensidades desde tormenta tropical (< 50 nudos) a categoría 5 de huracán (> 130 nudos) han pasado dentro de los 200 km de la costa sur (Tabla 3-1). De las 16 tormentas, el 50% eran huracanes cuando pasaron sobre el PNE. La mayoría de las tormentas ocurrieron en agosto y septiembre. Las tormentas tropicales ocurren cada 3-4 años y pueden resultar en picos importantes de precipitaciones.

El impacto humano al PNE es relativamente menor que en otras áreas costeras del Caribe, pero así todo incluye el uso creciente de agua dulce por los centros turísticos, la eliminación de la vegetación en las playas para el uso de los visitantes, y la pesca. No hay desarrollo comercial dentro de los límites del parque, pero si hay centros turísticos (Bayahibe, Dominicus) y la ciudad de La Romana al noroeste de sus límites. Pequeñas plantas de tratamiento de aguas residuales sirven el pueblo de Bayahibe y el centro turístico de Dominicus, pero no están operadas de manera eficiente. El agua dulce para las comunidades locales se obtiene de pozos. Las aguas negras se descargan en pozos subterráneos o fosas sépticas. Las actividades principales dentro del parque son la pesca artesanal y el turismo. Se estima que unos 85 000 turistas visitaron el parque en 1993 comparados a solo 10 000 en 1989 (Vega et al., 1996). La población de tres poblados pequeños, Bayahibe (582), Catuano (364), y Boca de Yuma (1210) dentro y en las inmediaciones del parque hacen un total de 2156, siendo el 30% de los residentes pescadores (Vega et al., 1996). ■

SECCIÓN 3. BOCA CHICA

El centro turístico de Boca Chica está situado a 40 km aproximadamente al este de Santo Domingo en la costa sur (Figura 3-1). Esta área fue seleccionada como área de comparación con el PNE para determinar las diferencias en la calidad del agua superficial. relacionadas con

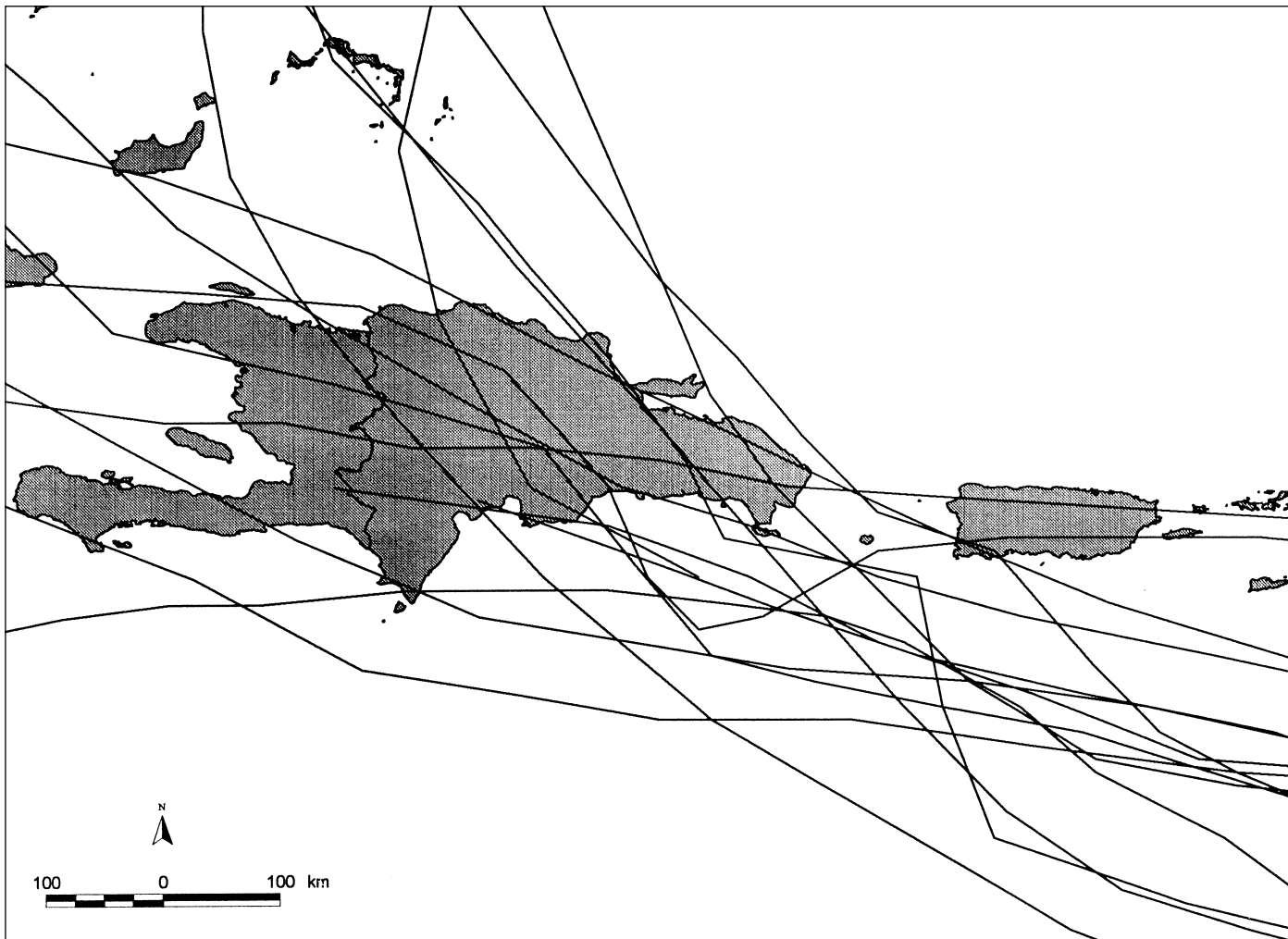


Figure 3-2. Tropical storm paths within 200 km of Parque Nacional del Este and Boca Chica, southern coast of the Dominican Republic, from 1944 to 1996. Data from Internet sites <http://wxp.atms.purdue.edu/hurricane/atlantic> and <http://www.nhc.noaa.gov/tracks.html>.

Figura 3-2. Trayectorias de las tormentas tropicales dentro de un área de 200 km alrededor del Parque Nacional del Este y Boca Chica, costa sur de la República Dominicana, de 1944 a 1996. Esta información puede ser obtenida en las siguientes direcciones de Internet: <http://wxp.atms.purdue.edu/hurricane/atlantic> y <http://www.nhc.noaa.gov/tracks.html>.

Human impacts to PNE are relatively minor in comparison with other Caribbean coastal areas, but include increasing freshwater usage for tourist resorts, clearing of beach areas for visitors, and fishing. There are no commercial developments within the park boundaries, but there are tourist resorts (Bayahibe, Dominicus) and the city of La Romana to the northwest of the park's boundaries. Small waste-water treatment plants serve the town of Bayahibe and the Dominicus resort, but these are not efficiently operated. Freshwater for local communities is obtained from wells. Sewage is disposed of through underground wells or cesspits. Major activities within the park are artisanal fisheries and tourism. An estimated 85,000 tourists visited the park in 1993 compared to only 10,000 in 1989 (Vega et al., 1996). The population of three of the small towns or villages, Bayahibe (582), Catuano (364), and Boca de Yuma (1,210), within and immediately adjacent to the park totals 2,156: 30% of the residents are fishermen (Vega et al., 1996). ■

el desarrollo costero. La costa de Boca Chica está intensamente impactada tanto por el desarrollo industrial y turístico (Wells, 1988).

La región costera cercana a Boca Chica está formada por un bosque sub-tropical húmedo. Entre la costa y la barrera coralina existe una laguna arrecifal de aproximadamente un kilómetro de ancho. Se ha registrado la existencia de un surgidero submarino del Río Brujelas en el área de la barrera de coral vivo y la laguna, en la Bahía de Andrés, ubicada entre Boca Chica y Andrés (ca. 6 km al oeste de Boca Chica). Este río desaparece en una poza o cenote a 7 km al norte. La laguna está conectada a ambos lados con el océano, en este por un canal arenoso somero, y al oeste, por un canal más profundo (15-20 m de profundidad). Existen dos islas en la laguna: La Matica (20 x 150 m) y La Piedra (artificial) también conocida como Los Pinos. Gran parte de la laguna tiene una profundidad de 0.5 m, con un fondo arenoso cubierto de hierbas marinas dispersas.

La barrera arrecifal de Boca Chica se extiende de noreste a suroeste a lo largo del margen exterior de la laguna, y se convierte en un arrecife frontal de 10 m de ancho hacia Punta Caucedo (Wells, 1988). La zona rocosa del arrecife tiene una profundidad de 0.2-0.4 m

SECTION 3. BOCA CHICA

The tourist resort of Boca Chica is located approximately 40 km east of Santo Domingo on the southern coast (Figure 3-1). This area was selected as a comparison site to Parque Nacional del Este to evaluate differences in surface water quality related to coastal development. Boca Chica is east of the nation's capital (Santo Domingo) and has a highly impacted coastline, with both industrial and tourism developments (Wells, 1988).

The coastal region near Boca Chica is largely humid subtropical forest. Between the coast and the barrier reef offshore is a large (1 km wide) lagoon. The present living barrier reef and lagoon in Bahía de Andrés between Boca Chica and Andrés (approximately 6 km west of Boca Chica) is reportedly the submarine outflow site of Río Brujuelas. This river disappears at a sinkhole site approximately 7 km to the north. The lagoon connects with the open ocean at each end, in the east by a shallow sandy channel and at the western end by a deeper passage (15–20 m depth). There are two islands in the lagoon: La Matica (200 m x 150 m) and La Piedra (artificial), also known as Los Pinos. Most of the lagoon has an average depth of 0.5 m, consisting of a sandy bottom with some sparse seagrass.

The barrier reef at Boca Chica extends across the seaward extension of the lagoon from northeast to southwest, where it becomes a 10-m wide fringing reef extending to

y está compuesta en su mayoría por hierbas marinas (*Thalassia testudinum*) y coral de dedos muerto (*Porites*). Hacia la zona de rompiente, se encuentran grandes cascajos coralinos con algunos corales vivos dispersos. predomina el coral pata de ñame (*Acropora palmata*) y varias especies algas dominan la superficie del arrecife a 4-5 m de profundidad. En las partes más profundas y expuestas de la cresta del arrecife, grandes corales patas de ñame (*A. palmata*) y varias algas dominan la superficie del arrecife hasta 4-5 m de profundidad. Debajo de la zona de rompiente hay una zona de contrafuertes con colonias dispersas de coral pata de ñame y corales masivos.

Una o más de las siguientes formaciones geológicas sustentan Boca Chica: Loma Caribe-Tavera, Tortue-Amina-Mamion y Seibo. La geología superficial de cada una de éstas terrazas esta dominada por levantamientos de depósitos arrecifales y terrazas de barreras arrecifales elevadas que datan del Plioceno-Pleistoceno y corren paralelas a la actual línea costera en muchas localidades. Se han identificados 8 niveles de terrazas a lo largo de la costa sur según Barreta (1962). Estas elevaciones sucesivas, están, de la más antigua a la más reciente, a 80, 67, 50, 40, 30, 16, 8-9, y 3-6 m sobre el nivel del mar. Según Géiser (1982) estas terrazas son el resultado de levantamientos constantes durante la transgresión marina del Pleistoceno.

El ambiente de Boca Chica ha sufrido afectaciones notables por tormentas tropicales (Figura 3-2) y actividades humanas (Well, 1988). Daños severos afectaron las playas y arrecifes a consecuencia de dos tormentas tropicales (David y Frederic) durante 1979. La parte interna del arrecife fue fuertemente destruida y la zona de rompiente grandemente afectada (Gerald, 1982). Las principales afectaciones antró-

Table 3-1. Occurrence of tropical storms within 200 km of Boca Chica and Parque Nacional del Este, Dominican Republic, 1944–1996. Wind speed (knots) and status refer to each storm as it passed over the southern coast.
Tabla 3-1. Relación de las tormentas tropicales que han pasado dentro de los 200 km de Boca Chica y el Parque Nacional del Este, República Dominicana de 1944 a 1996. Velocidad del viento (nudos) y clasificación de las tormentas a su paso por la costa sur.

Year	Storm name	Date	Winds (knots)	Status
1945	Tropical Storm #3	4 August	25–45	Tropical storm
1949	Hurricane #9	22 September	65–70	Category 1
1950	Hurricane Baker	24 August	30	Tropical depression
1952	Hurricane Charlie	23 September	35	Tropical storm
1961	Hurricane Frances	3 October	50	Tropical storm
1963	Hurricane Edith	27 September	65	Category 1
1964	Hurricane Cleo	23-24 August	135	Category 5
1966	Hurricane Inez	28-29 September	120–130	Category 4
1967	Hurricane Beulah	10 September	110–130	Category 4
1979	Hurricane Frederic	5-6 September	35–45	Tropical storm
	Hurricane David	31 August-1 September	130–145	Category 5
	Tropical Storm Claudette	18-19 July	20–25	Tropical depression
1985	Tropical Storm Isabel	7 October	30–35	Tropical storm
1987	Hurricane Emily	23 September	105	Category 3
1988	Tropical Storm Chris	25 August	30	Tropical depression
1996	Hurricane Hortense	10-11 September	65–75	Category 1

Data from <http://wxp.atms.purdue.edu/hurricane/atlantic> and <http://www.nhc.noaa.gov/tracks.html>.

Punta Caucedo (Wells, 1988). The reef flat is 0.2-0.4 m deep and is largely composed of dead finger corals (*Porites*) and seagrass (*Thalassia testudinum*). Towards the breaker zone, large coral boulders are found with some scattered live corals. In the deeper and more exposed parts of the reef crest, elkhorn coral (*Acropora palmata*) and various algae dominate the reef surface to 4–5 m depth. Below the breaker zone is a buttress zone with scattered colonies of elkhorn coral and boulder-shaped corals.

One or more of the following terranes underlie Boca Chica: Loma Caribe-Tavera, Tortue-Amina-Maimon, and Seibo. Pliocene–Pleistocene upraised coral reef deposits and elevated reef tract terraces that parallel the current shoreline in many locations dominate the surface geology of each of these terraces. Eight terrace levels have been identified along the south coast according to Barrett (1962). Elevations of the successive terraces are from oldest to most recent: 80, 67, 50, 40, 30, 16, 8–9, and 3–6 meters above present sea level. According to Geister (1982), these terraces are the result of repeated uplift during marine transgression phases in the Pleistocene.

The marine environment of Boca Chica has been significantly affected by tropical storms (Figure 3-2) and human activities (Wells, 1988). Severe storm damage occurred to reefs and beaches during two tropical storms (David, Frederic) in 1979 (Table 3-1). The inner reef area was largely destroyed and the breaker zone was also heavily impacted (Gerald, 1982). Major human impacts are industrial development and pollution, tourism development, and dredge-and-fill construction. There are 5 major hotels with 1,700 rooms along the coast, the largest being Hamaca and Don Juan. The hotels are presumably served by small wastewater treatment plants, but there is no information on treatment efficiency and environmental impact on coastal waters. Major dredging projects were carried out in 1954 for the construction of the international airport, in 1955 for the construction of the fishery port and the building of La Piedra Island, and in 1977 for the construction of the marina. The fauna of the western area of the lagoon has been affected by increased sedimentation and turbidity as a result of dredging and artificial beach construction. A sugar cane processing factory may also be affecting the area through the discharge of acidic, warm-water effluent. Staghorn and elkhorn corals are very rare in the Boca Chica area, probably due to a combination of heavy exploitation in the 1970s and storm damage during 1979 (Hurricane David), although numerous dead skeletal remains are prevalent. For example, in 1975 over 6,600 kg of corals were collected (Wells, 1988). The reef environment has been noticeably damaged and the fish fauna is considered impoverished from years of exploitation. ◆

picas son el desarrollo industrial, la contaminación, el desarrollo del turismo, y el dragado y relleno para la construcción. Existen en la zona 5 grandes hoteles con 1700 habitaciones a lo largo de la costa, siendo los mayores Hamaca y Don Juan. Los hoteles cuentan presumiblemente con pequeñas plantas de tratamiento de desechos líquidos, pero no existe información sobre la eficiencia de estas plantas y su impacto en las aguas costeras. Los mayores proyectos de dragado se llevaron a cabo en 1954 durante la construcción del aeropuerto internacional, en 1955, durante la construcción del puerto pesquero y la Isla La Piedra, y en 1977, con la construcción de la marina. La fauna de la parte oeste de la laguna ha sido afectada por el incremento de la sedimentación y la turbidez como resultado del dragado y la construcción de playas artificiales. Los centrales azucareros pudieran también estar afectando esta área con las descargas de ácidos y el agua caliente de los sistemas de enfriamiento. Los corales ganchitos y pata de ñame son bastante escasos en el área de Boca Chica, probablemente como resultado de una combinación de intensa explotación en los años 70 y los daños de las tormentas de 1979, aunque prevalecen numerosos restos de esqueletos. Los arrecifes han sido notablemente dañados y la fauna de peces asociada considerablemente empobrecida por años de explotación. ◆

Chapter IV. Materials and Methods

SECTION 1. STUDY GOALS AND OBJECTIVES

The main goal of the two-year study of water quality in Parque Nacional del Este (PNE) was to document the natural spatial and temporal variability in physical, chemical, and biological parameters indicative of the park's water quality. The term "natural" is used because the park has a low human population density and no commercial developments. Coastal development within the park's boundaries is limited to two small villages (Catuano, Mano Juan). Water quality studies in PNE are important for highlighting the importance of large coastal national parks with significant terrestrial components that are largely intact. Tourism developments to the northwest of the park (Bayahibe, La Romana) and river effluent to the northeast from the Río de Yuma, however, have the potential to influence water quality in PNE.

A better understanding of circulation features, natural variability in water quality, and the status of biological resources in PNE are critical for conservation planning and management. Policy questions relating to fisheries and coastal development are dependent upon how water moves in and through PNE. There is a need to: 1) better document the potential sources of pollution external to the park; 2) understand the temporal and spatial aspects of finfish and invertebrate recruitment; 3) highlight the importance of PNE as a comparison to developed coastal regions; and 4) assess water quality conditions in the absence of commercial development, thereby providing a baseline for future development projects.

Capítulo IV. Materiales y métodos

SECCIÓN 1. OBJETIVOS DEL ESTUDIO

El objetivo principal de dos años de estudio de la calidad del agua en el Parque Nacional del Este (PNE) fue documentar la variabilidad espacial y temporal de los factores físicos, químicos y biológicos indicadores de calidad del agua. Usamos el "natural" ya que el parque tiene una densidad poblacional baja y no presenta desarrollo comercial. El desarrollo costero dentro del parque se limita a dos pequeños poblados (Catuano y Mano Juan). Estos estudios permiten destacar la importancia de grandes parques nacionales costeros con componentes terrestres que han permanecido prácticamente intactos. Sin embargo, el desarrollo del turismo al noroeste del parque (Bayahibe y La Romana) y los afluentes del Río de Yuma al noreste, pueden influir en la calidad del agua en el PNE.

Una mejor comprensión de los aspectos de circulación, variabilidad natural en la calidad del agua, y estado de los recursos biológicos en el PNE son esenciales para planificar la conservación y el manejo. Los problemas de política de manejo relacionados con el desarrollo costero y la pesca dependen de como ocurren los movimientos del agua hacia y a través del PNE. Es necesario por tanto: 1) documentar mejor las fuentes potenciales de contaminación externas al parque, 2) comprender los aspectos temporales y espaciales del reclutamiento de peces e invertebrados, 3) realzar la importancia del PNE como un punto de comparación con regiones costeras desarrolladas, y 4) evaluar las condiciones de la calidad del agua en ausencia de desarrollo comercial, para que pueda servir como base para futuros proyectos de desarrollo.

La caracterización de la calidad del agua del parque se desarrolló a partir de muestreos iniciales de la Evaluación Ecológica Rápida (EER) de marzo de 1994. La EER es un proceso flexible para obtener información básica de carácter biológicas y ecológicas para la toma de decisio-

The PNE water quality characterization was developed from initial surveys carried out as part of a rapid ecological assessment (REA) in March 1994. REA is a flexible process used to obtain biological and ecological baseline information for conservation and resource management decision-making. The REA integrates a hierarchy of methods to produce maps of natural communities and inventories of flora and fauna. The synthesis of this information forms the basis for planning and implementing research and monitoring programs and for carrying out an effective strategic plan of protection, management, and information needs of the protected area. "Rapid" is a relative term; the time commitment of these assessments can vary greatly depending on the size of the area, availability of imagery and maps, and existing data on biological resources.

The marine REA was part of a larger REA process focusing on marine, terrestrial, and socioeconomic characteristics of PNE (Vega et al., 1996). A consortium of scientists from the Acuario Nacional, Centro de Investigaciones de Biología Marina, The Nature Conservancy, University of Miami, and the John G. Shedd Aquarium were involved. Rapid ecological assessment methodologies were developed to combine existing oceanographic, geological, and biological information with intensive field surveys (Abele, 1992). Twenty-one days of field sampling were spent inventorying mangrove, rocky intertidal, and shallow-water benthic (< 30 m) communities. Natural-color aerial photography was obtained at a 1:24,000 scale one month prior to field surveys. Aerial photographs were used to assess the distribution of marine benthic communities and mangroves and serve as a guide for field sampling. Photographs provided the basis for ground-truthing and were used to generate a 1:24,000 scale base map of marine communities. Detailed descriptions of the methods used for the REA are provided in Sullivan et al. (1994). Ground-truthing techniques involved reconnaissance surveys and benthic characterization (e.g., coverage) to confirm the photo-interpretation and species inventories of algae, seagrasses, benthic invertebrates, and reef fishes.

The REA was the first step in a longer-term effort to document the status of the park's resources, identify important natural and anthropogenic factors affecting PNE, and make recommendations for enhancing and conserving the economic, aesthetic, and ecological value of the area. The REA thus provided the background information necessary for the development of research objectives and sampling designs for water quality studies during 1996–97, the results of which are discussed in this document. The water quality study was designed to explore ways to rapidly characterize spatial and temporal variability patterns and to evaluate the potential threat of water quality degradation in the park. Three major research areas were identified: surface water quality, sedimentation, and coral growth and isotopic composition.

Surface water quality

The goals of surface water quality studies in PNE were two-fold: 1) to obtain information on the physical, chemical, and

nes en el manejo y la conservación de los recursos. La EER integra una serie de métodos para producir mapas de las comunidades naturales e inventarios de la flora y fauna. La síntesis de esta información sienta las bases para planificar e implementar programas de investigación y monitoreo, y poder desarrollar una estrategia eficiente para la protección, el manejo y la obtención de información del área protegida. El término "rápido" es relativo; el tiempo empleado en estas evaluaciones puede variar grandemente en dependencia del tamaño del área, la disponibilidad de mapas e imágenes, y los datos existentes de los recursos biológicos.

La EER marina fue parte de un proceso de evaluación ecológica integral (EEI) más amplia que trató las características terrestres, marinas y socioeconómicas del PNE (Vega et al., 1996). En estos estudios participaron un conjunto de científicos del Acuario Nacional, Centro de Investigaciones de Biología Marina, The Nature Conservancy, la Universidad de Miami y el Acuario John G. Shedd. La metodología de la evaluación ecológica rápida se desarrolló para combinar la información oceanográfica, geológica y biológica existente con intensos muestreos de campo (Abele, 1992). Se realizó un muestreo de campo de 21 días para inventariar los manglares, el litoral rocoso intermareal y las comunidades bentónicas someras (< 30 m). Se obtuvieron fotografías aéreas de color natural en una escala de 1:24 000 con un mes de anterioridad al trabajo de campo, las cuales se usaron para determinar la distribución de las comunidades bentónicas marinas y los manglares y como guía en los muestreos de campo. Las fotografías sirvieron de base a la verificación de campo y para generar un mapa básico de las comunidades marinas en una escala 1:24 000. Una descripción detallada de los métodos usados para la EER aparecen en Sullivan et al. (1994). Las técnicas de verificación abarcaron muestreos de reconocimiento y descripción del bentos (por ej., cobertura) para confirmar la fotointerpretación y el inventario de las especies de algas, hierbas marinas, invertebrados bentónicos y peces arrecifales.

La EER fue el primer paso en un esfuerzo a largo plazo para documentar el estado de los recursos del parque, identificar los principales factores naturales y antropogénicos que afectan el PNE y formular recomendaciones para mejorar y conservar el valor ecológico, estético y económico del área. La EER produjo la información necesaria para desarrollar los objetivos de la investigación y el diseño de los muestreos para los estudios de calidad de agua durante 1996–97, resultados que se analizan en este documento. Los estudios de calidad de agua fueron diseñados para explorar formas de caracterizar rápidamente los patrones de variabilidad espacial y temporal, y evaluar las amenazas potenciales de degradación de la calidad del agua en el parque. Se identificaron tres grandes áreas de investigación: la calidad del agua superficial, la sedimentación, y el crecimiento y composición isotópica de los corales.

Calidad del agua superficial

Los estudios de la calidad del agua superficial en el PNE tuvieron dos objetivos: 1) obtener información sobre los indicadores biológicos, químicos y físicos de calidad de agua a diferentes escalas temporales y espaciales; y 2) comparar la calidad del agua superficial del parque con un área costera desarrollada (Boca Chica). El muestreo diseñado permitiría detectar la máxima variabilidad de los factores medidos. La comparación entre el PNE y Boca Chica fue diseñada para ilustrar las diferencias, si existían, entre la calidad del agua de un parque nacional

biological indicators of water quality over several spatial and temporal scales; and 2) to compare surface water quality between the park and a developed coastal area (Boca Chica). The surface water quality sampling was developed to survey fundamental characteristics of coastal waters over several spatial and temporal scales, thereby potentially capturing the maximum range in variability of the parameters measured. The comparison between PNE and Boca Chica was designed to illustrate the differences, if any, in water quality between a large, largely undeveloped national park and a coastal area highly impacted by tourism and industry.

The anticipated spatial and temporal variations in water quality parameters selected for study are listed in Table 4-1. Spatial characteristics of interest were: 1) location (PNE and Boca Chica), to highlight any differences between developed and undeveloped coasts; 2) region, to quantify any differences related to environmental setting and physical attributes in PNE (e.g. degree of wind and wave exposure, shelf width); and 3) distance from shore, to quantify differences related to depth and proximity to land-based pollution sources. Temporal variations of interest were: 1) time of year or season, reflecting changes in temperature, precipitation, and potentially the degree of nutrient input in developed coastal areas; and 2) time of day or diurnal variability, reflecting changes in solar radiation and biological processes such as respiration.

The spatial and temporal variability in surface water quality was quantified in PNE (Figure 4-1) and Boca Chica (Figure 4-2) using inshore-to-offshore transects, surveyed for seven parameters during August 1996, December 1996, and April 1997. The parameters chosen and methods of data acquisition were intended to provide a synoptic characterization of some of the physical, chemical, and biological indicators of surface water quality in the two areas. These data are important for describing the change regimes in water quality, evaluating variability in relation to natural and anthropogenic factors, and assessing the condition of biological resources in relation to water quality.

Sedimentation

Preliminary surveys in PNE during March 1994 indicated differences in community structure of coral reefs along a northwest to southeast transect in the park (Figure 4-3). Reefs potentially influenced by transport of sediments from the Canal de Catuano, as well as those exposed to high wave energy south of Isla Saona (El Toro), appeared to have lower coral cover, greater octocoral density, and greater sediment accumulation compared to other reefs (Dominicus, Arrecife de Rubén). Re-suspension and deposition of sediments from natural events (storms) and anthropogenic factors (dredge-and-fill, coastal development) is a critical factor in determining the structure and function of coral reefs. Sedimentation can affect turbidity (light levels) and nutrient levels (particulate concentrations).

The study of sedimentation in PNE was carried out to determine differences in monthly sedimentation rates among reefs with potentially different degrees of influence from the

grande y muy poco desarrollado, y un área costera altamente impactada por el turismo y la industria.

Las variaciones previstas en las variables seleccionadas de calidad del agua seleccionadas para este estudio se enumeran en la Tabla 4-1. Las características espaciales de interés fueron: 1) localidad (PNE y Boca Chica), para realzar cualquier diferencia entre zonas costeras subdesarrolladas y desarrolladas; 2) región, para cuantificar cualquier diferencia relacionada con las condiciones ambientales y los atributos físicos del PNE (grado de exposición a las olas y el viento, ancho de la plataforma) y 3) distancia a la costa, para cuantificar las diferencias relacionadas con la profundidad y proximidad a las fuentes de contaminación terrestres. Las variaciones temporales de interés fueron: 1) estación o época del año, reflejando cambios en la temperatura, precipitación y el potencialmente el grado de aporte de nutrientes en áreas costeras desarrolladas y 2) hora del día o variabilidad diurna, reflejando cambios fundamentalmente como función de la radiación solar y los procesos biológicos.

La variabilidad espacial y temporal de la calidad de agua superficial fue cuantificada en el PNE (Figura 4-1) y Boca Chica (Figura 4-2) usando transectos desde la costa hacia mar afuera, y muestreando 7 variables en agosto de 1996, diciembre de 1996 y abril de 1997. Los aspectos elegidos y los métodos seleccionados para la adquisición de datos tenían como objetivo una caracterización sinóptica de algunos de los indicadores biológicos, químicos y físicos de la calidad del agua superficial en las dos áreas. Estos datos fueron importantes para describir los regímenes de cambio en la calidad del agua superficial, evaluar la variabilidad en relación a factores naturales y antropogénicos, y evaluar la condición de los recursos biológicos en relación a la calidad del agua.

Sedimentación

Los muestreos preliminares de marzo de 1994 indicaron diferencias en la estructura de la comunidad arrecifal a lo largo de los transectos (orientados del noroeste al sureste) en el parque (Figura 4-3). Los arrecifes potencialmente influenciados por el transporte de sedimentos desde el Canal de Catuano, así como aquellos expuestos a la energía de las olas al sur de la Isla Saona (El Toro), parecen tener una cobertura menor de corales, mayor densidad de octocorales, y una acumulación mayor de sedimentos comparado con otros arrecifes (Dominicus, Arrecife de Rubén). La resuspensión y deposición de sedimentos a consecuencia por factores naturales (tormentas) y antropogénicos (dragado y relleno, desarrollo costero) es un factor esencial para determinar la estructura y funcionamiento de los arrecifes coralinos. La sedimentación puede afectar la turbidez (niveles de iluminación) y niveles de nutrientes (concentración de partículas).

El estudio de la sedimentación en el PNE se efectuó para determinar las diferencias en la tasa mensual de sedimentación entre arrecifes con grados diferentes de influencia del Canal de Catuano y los procesos oceánicos al sur de Isla Saona. Este estudio también incluyó un sitio de muestreo en Boca Chica para hacer comparaciones. La sedimentación en el PNE y Boca Chica se cuantificó para evaluar la resuspensión y la tasa de deposición de los sedimentos en ambientes arrecifales de profundidad media (20 m). La carencia de un gran desarrollo arrecifal en el PNE es un indicador probable de factores naturales, dado su escaso desarrollo costero comparado con Boca Chica. La tasa de sedimentación fue cuantificada para evaluar algunos de los procesos naturales que afectan la sedimentación en el ambiente arrecifal del PNE.

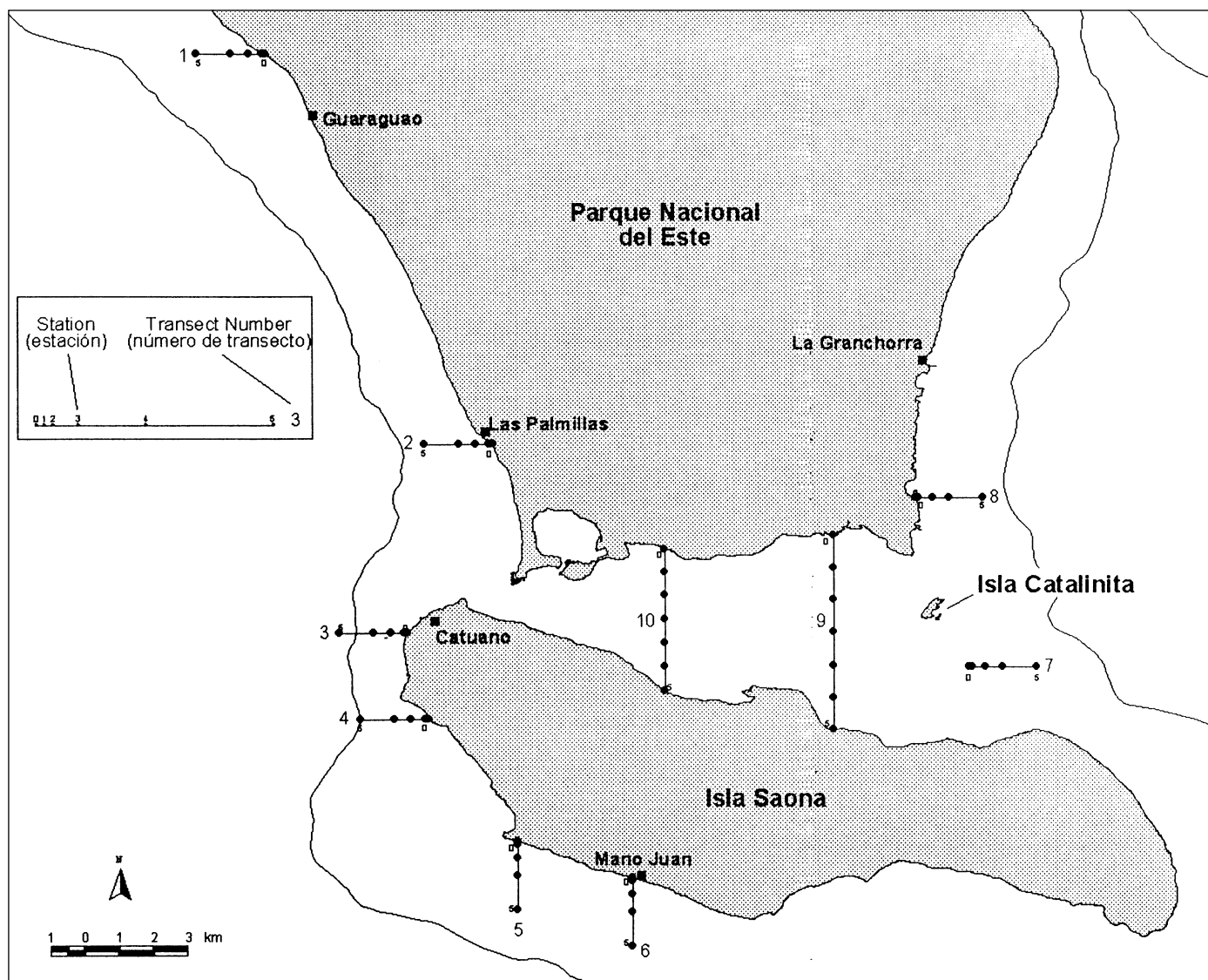


Figure 4-1. Location of surface water quality stations in Parque Nacional del Este during August 1996 to April 1997. Note that transect numbers 7–8 were not surveyed due to inclement weather. Except for transects 9–10, station number 0 on each transect is the shoreline, while station number 5 is 2 km offshore. *Figura 4-1. Ubicación de las estaciones de calidad de agua superficial en el Parque Nacional del Este de agosto de 1996 a abril de 1997. Nótese que los transectos no. 7–8 no fueron inspeccionados debido a inclemencias del tiempo. A excepción de los transectos 9–10, la estación 0 en cada transecto corresponde a la costa, mientras que la estación no. 5 está ubicada 2 km mar afuera.*

Table 4-1. Water quality parameters measured in Parque Nacional del Este and Boca Chica, with spatial and temporal variations expected. *Tabla 4-1. Relación de los factores medidos en el Parque Nacional del Este para determinar la calidad del agua, y las variaciones temporales y espaciales esperadas.*

Parameter (units)	Temporal		Spatial	
	Diurnal	Seasonal	Inshore-offshore	Boca Chica vs. PNE
Salinity (parts per thousand, ppt)		X	X	
Temperature (°C)	X	X	X	
Dissolved oxygen (milligrams/l)	X	X	X	X
Turbidity (nephelometer turbidity units, NTU)		X	X	X
Sedimentation rate (milligrams dry weight/cm ² /day)		X		X
Total nitrogen (micromolar concentration, μM)		X	X	X
Total phosphorus (μM)		X	X	X
Chlorophyll-a (μg/l)		X		X

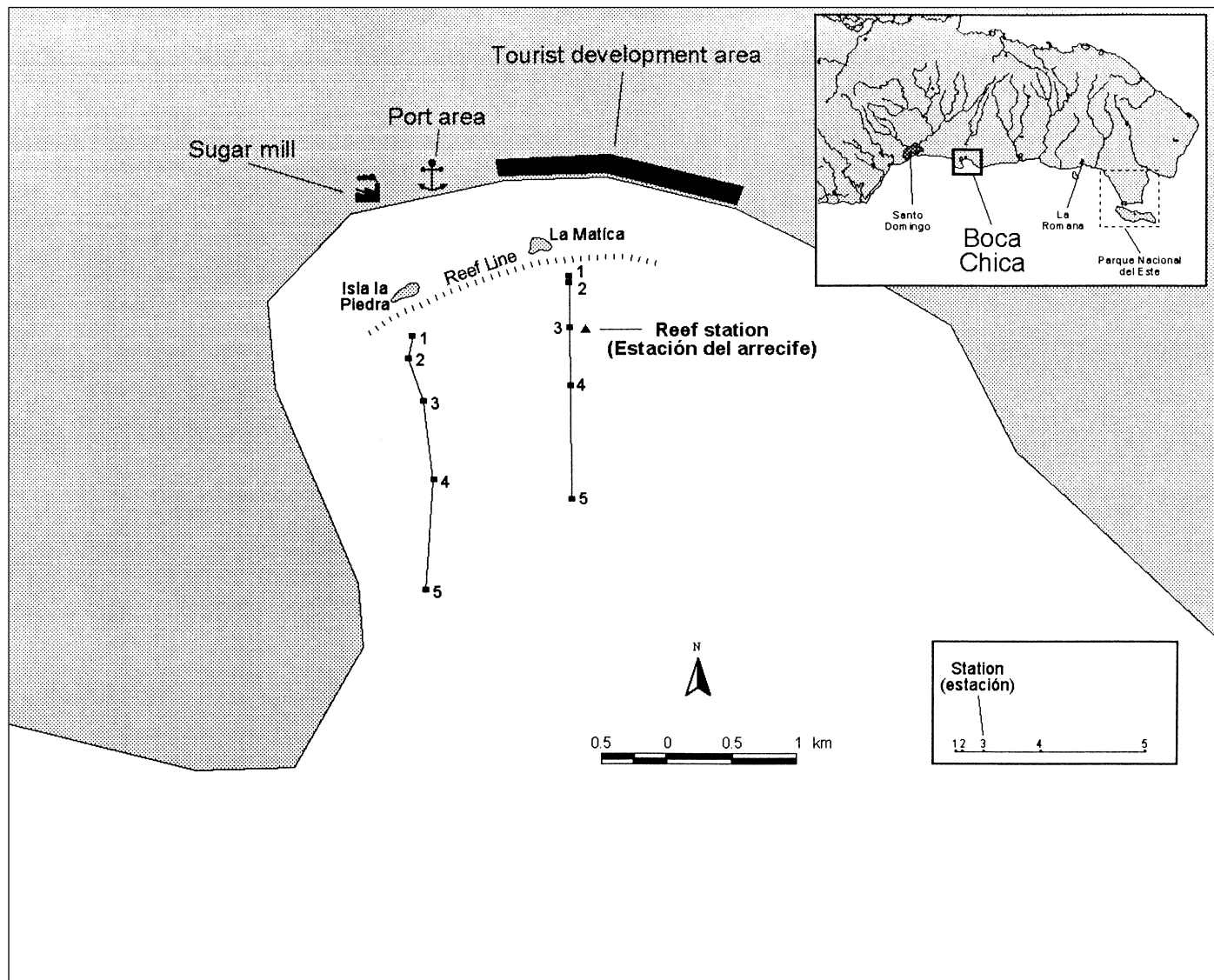


Figure 4-2. Location of surface water quality stations in Boca Chica during August 1996 to April 1997. All stations were located seaward of the barrier reef (labeled as the reef line). Isla la Piedra is a fill island and La Matica is a mangrove island overlying a coral rubble substratum. The tourist development area is represented by several major hotels with approximately 1,000 rooms. *Figura 4-2. Ubicación de las estaciones de la calidad del agua superficial en Boca Chica de agosto de 1996 a abril de 1997. Todas estuvieron ubicadas por fuera de la barrera arrecifal (marcada como la línea del arrecife). Isla la Piedra es una isla producto del relleno y La Matica es una isla de mangle que descansa sobre un substrato de cascajos coralinos. El área de desarrollo turístico está representada por varios hoteles importantes con aproximadamente 1000 habitaciones.*

Canal de Catuano and oceanic processes on southern Isla Saona. The study also included one survey site in Boca Chica for comparison. Sedimentation in PNE and Boca Chica was quantified to evaluate re-suspension and depositional rates of sediments in mid-depth (20 m) reef environments. The lack of extensive reef development throughout PNE is likely indicative of natural factors, since coastal development is low compared to Boca Chica. Sedimentation rates were quantified to evaluate some of the natural processes affecting sedimentation in reef environments of PNE.

Coral growth and isotopic composition

The goal of studying the growth and isotopic composition of massive, reef-building corals in PNE was two-fold: 1) to

Crecimiento coralino y composición isotópica

El estudio del crecimiento y composición isotópica de grandes corales formadores de arrecifes en el PNE tuvo dos objetivos: 1) evaluar la potencialidad de los corales como indicadores indirecto de variabilidad ambiental en una escala temporal de décadas; y 2) evaluar la importancia de los factores naturales y antropogénicos sobre las condiciones ambientales en el parque. Muchos corales escleractíneos pueden ser longevos produciendo estructuras esqueléticas masivas que representan cientos o miles de años de acumulación de carbonato de calcio. Estos corales crecen parecido a los árboles, donde cada año producen una banda de material que puede distinguirse del crecimiento en años previos. Los esqueletos masivos de corales se componen de ciclos alternos de baja y alta densidad de carbonato de calcio, donde un "año" consiste de un ciclo completo de baja y alta densidad de material

evaluate the potential of corals as proxy indicators of environmental variability over decadal time scales; and 2) to assess the importance of natural and anthropogenic factors to environmental conditions in the park. Many scleractinian corals can be long-lived, producing massive skeletons that represent hundreds to thousands of years of calcium carbonate accretion. These corals grow much like trees, in that each year they grow a distinct band of material that may be distinguished from growth in previous years. The massive coral skeletons are composed of alternating cycles of high and low density calcium carbonate, with a coral “year” consisting of a complete cycle of high and low density material (Knutson et al., 1972; Dodge and Thompson, 1974; Hudson et al., 1976; Wellington and Glynn, 1983). A cross-section of a coral, like a tree, can reveal an accurate age chronology, providing that at least one set of bands can be given an accurate, “real-time” age. Within these growth increments, the skeleton contains a chronology of variations in annual growth during the coral’s life span.

Changing patterns in coral growth and isotopic composition can potentially reflect changes in the marine environment. Several natural and anthropogenic activities are known to cause fluctuations in growth patterns of certain scleractinian corals. Variations in sedimentation (Loya, 1976a; Dodge and Vaisnys, 1977; Hudson, 1981; Dodge and Brass, 1984; Cortés and Risk, 1985; Tomascik and Sander, 1985), sewage or nutrient input (Dodge et al., 1974; Dodge and Brass, 1984; Tomascik and Sander, 1985), temperature (Dodge et al., 1974; Hudson, 1981; Tomascik and Sander, 1985), salinity (Dodge et al., 1974; Hudson et al., 1989), and light levels (Dodge et al., 1974; Tomascik and Sander, 1985) are all thought to influence coral growth patterns. Extreme environmental conditions are often known to cause stress banding (Hudson, 1981).

Measurements of temperature, salinity, nutrients, and trace elements have only been made in recent years from coastal areas such PNE. Since instrumental records are limited, proxy indicators of water quality are necessary to interpret both long-term and detailed short-term water characteristics and trends. Coral skeletons have proved to be extremely useful to geochemists and climatologists in reconstructing paleo-marine environments. The utility of corals in reconstructing marine conditions lies in the examination of variations in the alternating bands of high and low density skeletal material and the carbon and oxygen stable isotopic composition of that carbonate material. ■

SECTION 2. SAMPLING DESIGN

Surface water quality

The water quality sampling program attempted to capture the maximum range in variability of selected physical, chemical, and biological indicators of water quality given the duration (August 1996–April 1997) and logistics of the study. Patterns of spatial and temporal variability of interest were location, dis-

(Knutson et al., 1972; Dodge y Thompson, 1974; Hudson et al., 1976; Wellington y Glynn, 1983). Un corte transversal de un coral, al igual que un árbol, puede revelar una cronología precisa de la edad, siempre que pueda adjudicarse una edad “en tiempo real” a al menos un conjunto de bandas. Dentro de estos incrementos de crecimiento, el esqueleto contiene una cronología de variaciones de crecimiento anual durante el tiempo de vida del coral.

Los cambios en los patrones de crecimiento del coral y su composición isotópica, pueden reflejar potencialmente cambios en el ambiente marino. Se conoce que algunas de las actividades naturales y antropogénicas, causan fluctuaciones en los patrones de crecimiento de ciertos corales escleractíneos. Se piensa que factores como, variaciones en la sedimentación (Loya, 1976a; Dodge y Vaisnys, 1977; Hudson, 1981; Dodge y Brass, 1984; Cortés y Risk, 1985; Tomascik y Sander, 1985), desechos de aguas negras o aporte de nutrientes (Dodge et al., 1974; Dodge y Brass, 1984; Tomascik y Sander, 1985), temperatura (Dodge et al., 1974; Hudson, 1981; Tomascik y Sander, 1985), salinidad (Dodge et al., 1974; Hudson et al., 1989), y niveles de iluminación (Dodge et al., 1974; Tomascik y Sander, 1985) influyen en los patrones de crecimiento del coral. Se conoce que condiciones ambientales extremas causan a menudo bandas de perturbación (Hudson, 1981).

Solo recientemente se han realizado mediciones de la temperatura, salinidad, nutrientes, y trazas de elementos en áreas costeras como el PNE. Dado que los registros con instrumentos son escasos, es necesario emplear indicadores indirectos de calidad del agua para poder interpretar las características y tendencias a corto y largo plazo, así como las tendencias. El esqueleto de los corales ha demostrado ser extremadamente útil para geoquímicos y climatólogos en las reconstrucciones del ambiente marino antiguo. La utilidad de los corales radica en el análisis de las variaciones bandas alternas de baja y alta densidad de material esquelético carbonatado, y de la composición isotópica de carbono y oxígeno estable del mismo. ■

SECCIÓN 2. DISEÑO DE MUESTREO

Calidad del agua superficial

El programa de muestreo de la calidad del agua pretendió registrar el mayor diapasón de variabilidad de los indicadores físicos, químicos y biológicos seleccionados de calidad del agua dada la duración (agosto de 1996 a abril de 1997) y logística de este estudio. Los patrones de variabilidad espacial y temporal de interés fueron, la ubicación, distancia a la costa (profundidad), época del año y hora del día. Se presentan aquí los métodos de laboratorio y campo empleados. El lector, sin embargo, debe estar consciente de la variedad de técnicas que pueden utilizarse la evaluación de la calidad de agua (Rogers et al., 1994).

Los muestreos comprendieron 40 estaciones a lo largo de 10 transectos en 5 áreas o regiones del parque: el margen oeste, oeste de Saona, suroeste de Saona, Canal de Catuano y el margen este. La ubicación de los transectos y las profundidades de los muestreos aparecen en las Tablas 4-2 y 4-3. Las 5 regiones escogidas, representaron hipotéticamente las características ambientales diferentes en cuanto al grado de exposición al oleaje, ancho de la plataforma profundidad e influencia del Canal de Catuano. No se realizaron muestreos en los transectos 7 y 8 debido a las condiciones difíciles del mar en el Paso de La

Table 4-2. Characteristics of sampling areas for surface water quality in Boca Chica and Parque Nacional del Este (PNE). *Tabla 4-2. Características de las áreas muestreadas para determinar la calidad del agua superficial en Boca Chica y el Parque Nacional del Este (PNE).*

Area	Transects	Location and depth
Boca Chica	East	Eastern end of barrier reef to offshore of shelf edge (5–100+ m)
	West	Western end of barrier reef to offshore of shelf edge (5–100+ m)
Western margin, PNE	1	Dominicus resort to offshore of shelf edge (2–100+ m)
	2	Las Palmillas to offshore of Arrecife la Raya (2–100+ m)
Western Saona, PNE	3	Catuano offshore to Arrecife de Rubén (1–100+ m)
	4	South of Catuano to south of Arrecife de Rubén (1–100+ m)
Southwestern Saona, PNE	5	West of Mano Juan to offshore of shelf edge (2–100+ m)
	6	Mano Juan to offshore of shelf edge (2–100+ m)
Canal de Catuano, PNE	9	Central area of canal (1–4 m)
	10	Eastern area of canal (1–8 m)

tance from shore (depth), time of year, and time of day. The field and laboratory methods presented herein represent what was used to complete the study. The reader should be aware, however, of the variety of techniques that can be used in water quality assessments (Rogers et al., 1994).

The surface water quality sampling in PNE encompassed 40 stations along 10 transects in 5 areas or regions of the park: western margin, western Saona, southwestern Saona, Canal de Catuano, and eastern margin. The transect locations and depth ranges are summarized in Tables 4-2 and 4-3. The five regions were hypothesized to represent different environmental settings in terms of the degree of wave exposure, shelf width, depth, and influence from the Canal de Catuano. Due to extremely rough seas in the Mona Passage, transects 7–8 were not sampled. Surface water samples were collected at varying distances from shore (50 m, 100 m, 500 m, 1 km and 2 km) in the western margin, western Isla Saona, and southwestern Isla Saona. Nearshore (< 500 m) stations were generally less than 5 m in depth and comprised sandy shoal and seagrass communities. Sampling stations 1 km from shore were generally located at the shelf break or fore reef slope, while the 2 km stations were representative of the open-ocean environment (referred to as “blue water”). Within the Canal de Catuano, stations were sampled along north-to-south transects in the central and eastern areas of the lagoon.

Surface water samples were also collected at Boca Chica before or after surveys in PNE (Figure 4-2). Two transects, with five stations per transect, were oriented north-to-south or perpendicular to the barrier reef. Stations were sampled at 50 m, 100 m, 500 m, 1 km and 2 km from the reef crest. Stations 1 km and 2 km from the reef crest were located at the deeper fore reef slope and open-ocean environment, respectively (Tables 4-2 and 4-3).

At each surface water quality station (40 stations in PNE, 10 stations in Boca Chica), water samples were collected in August 1996, December 1996, and April 1997. The three seasons or times of year corresponded to differences in prevailing wind direction, air temperature, and precipitation: August (east-northeast winds, 27.0–32.5° C, 113–217 mm monthly precipitation), December (north-northeast winds,

Mona. Las muestras superficiales se colectaron a varias distancias de la costa (50 m, 100 m, 500 m, 1 km y 2 km) al oeste Saona y suroeste de Isla Saona. Las estaciones costeras (< 500 m) se efectuaron en profundidades menores de 5 m y comprendieron zonas bajas arenosas y comunidades de hierbas marinas. Las estaciones ubicadas a 1 km de la costa estaban generalmente sobre el borde de la plataforma o en la pendiente del arrecife frontal, mientras las situadas a 2 km eran representativas de ambientes de mar abierto (conocidos como “el mar azul”). Dentro del Canal de Catuano, los transectos se orientaron de norte a sur en la porción este y central de la laguna.

Se colectaron también muestras superficiales en Boca Chica antes o después de los muestreos en el PNE (Figura 4-2). Los dos transectos con 5 estaciones cada uno se orientaron de norte a sur, o lo que es lo mismo, perpendicular a la barrera arrecifal. Las estaciones se situaron a 50 m, 100 m, 500 m, 1 km y 2 km de la cresta arrecifal. Las dos últimas estaban situadas en la parte profunda de la pendiente arrecifal o en mar abierto (Tablas 4-2 y 4-3).

En cada estación superficial (40 estaciones en el PNE, y 10 en Boca Chica), las muestras de agua se colectaron en agosto de 1996, diciembre de 1996 y abril de 1997. Las tres temporadas o épocas del año correspondieron a diferencias en la dirección predominante del viento, temperatura del aire y precipitación: agosto (del viento este-noreste, 27.0–32.5 °C, precipitación mensual 113–217 mm), diciembre (viento norte-noreste, 23–25 °C, precipitación mensual 53–88 mm) y abril (vientos del sureste, 24–27.5 °C, 44–79 mm de precipitación). El lector puede remitirse al Apéndice A para la logística del muestreo agua superficial. Cada estación se muestreó una hora antes del amanecer y el anochecer haciéndose mediciones de salinidad, temperatura, oxígeno disuelto y turbidez. Los datos se registraron en planillas estándares de campo (Apéndice B). Se utilizaron botellas Niskin de 1 ó 2 litros para colectar agua a 1 m bajo la superficie. Los perfiles verticales realizados en marzo de 1996 y diciembre de 1997 indicaron que no existía estratificación vertical entre la superficie y los 30 m de profundidad, por lo que los muestreos superficiales se consideraron representativos de la columna de agua (Jones, 1963; Tomascik y Sander, 1985). Se colectaron tres replicas por estación dos veces al día y se transfirieron a botellas prelavadas de un litro. Los muestreos de nutrientes y clorofila se efectuaron usualmente al amanecer. Los de nutrientes, fósforo y nitrógeno total se transfirieron a botellas prelavadas de 250 ml, mientras las muestras se transfirieron a botellas de un litro.

Table 4-3. Depth and bottom type at surface water quality stations in Boca Chica and Parque Nacional del Este (PNE). Refer to Vega et al. (1996) for more information on bottom types in PNE. *Tabla 4-3. Profundidad y tipo de fondo en las estaciones de calidad del agua superficial en Boca Chica y el Parque Nacional del Este (PNE). Para más información sobre tipos de fondos referirse a Vega et al. (1996).*

Location	Area	Transect	Station	Depth (m)	Bottom type
Boca Chica	East		1	5-7	Hard-bottom/reef
			2	9-10	Hard-bottom/reef
			3	10-11	Hard-bottom/reef
			4	35-40	Low-relief hard-bottom
			5	> 200	Blue water
	West		1	5-7	Hard-bottom/reef
			2	10-11	Hard-bottom/reef
			3	28-30	Hard-bottom/reef
			4	90-95	Blue water
			5	> 200	Blue water
PNE	NW margin	1	1	2-3	Sparse seagrass
			2	2-3	Sparse seagrass
			3	8-9	Sandy shoal
			4	12-13	Low-relief hard-bottom
			5	> 100	Blue water
		2	1	1	Sparse hard-bottom
			2	1-2	Sparse hard-bottom
			3	4-5	Sparse hard-bottom
			4	5-6	Moderate to dense seagrass
			5	> 100	Blue water
	W Saona	3	1	1-2	Sandy shoal
			2	3-4	Sandy shoal
			3	7-8	Low-relief hard-bottom
			4	22-23	Low-relief hard-bottom
			5	> 100	Blue water
		4	1	1-2	Sandy shoal
			2	2-3	Sandy shoal
			3	2-4	Sandy shoal
			4	6-7	Dense hard-bottom
			5	> 100	Blue water
	SW Saona	5	1	3-4	Mixed algal canopy
			2	3-4	Mixed algal canopy
			3	14-15	Low-relief hard-bottom
			4	26-27	Low-relief hard-bottom
			5	> 100	Blue water
		6	1	2-3	Mixed algal canopy
			2	3-4	Mixed algal canopy
			3	6-7	Hard-bottom and seagrass
			4	19-20	Low-relief hard-bottom
			5	> 100	Blue water
	Canal de Catuamo	9	1	1-2	Algal canopy
			2	1-2	Sparse seagrass
			3	1-2	Sparse seagrass
			4	2-3	Sparse seagrass
			5	3-4	Sparse seagrass
		10	1	1-2	Seagrass patches
			2	1-2	Sparse seagrass
			3	1-2	Algal canopy
			4	1-2	Moderate to dense seagrass
			5	7-8	Algal canopy

23-25° C, 53-88 mm precipitation), and April (southeast winds, 24-27.5° C, 44-79 mm precipitation). The reader can refer to Appendix A for a summary of the logistical characteristics of the surface water sampling. Each station was visited within one hour of dawn and dusk, and measurements were made of salinity, temperature, dissolved oxygen, and turbidity. Data were recorded on standardized field forms (Appendix B). A 1- or 2-liter Niskin bottle was deployed to collect water 1 m below the sea surface. Vertical profiles conducted during March 1996 and December 1997 indicated no vertical stratification between the surface and 30 m depth, therefore surface samples were assumed to be representative of the water column (Jones, 1963; Tomascik and Sander, 1985). Three replicates were collected per station twice a day and transferred into pre-washed, 1 liter bottles. Nutrient and chlorophyll samples were collected usually during dawn. Nutrient samples for total nitrogen and phosphorus were transferred to pre-washed 250 ml bottles, while chlorophyll samples were transferred to 1 liter bottles.

Temperature, salinity, and dissolved oxygen were read *in situ* using a YSI Model 85 oxygen/conductivity/salinity/temperature system (YSI Incorporated, Yellow Springs, OH). Measurement resolutions for salinity, temperature, and dissolved oxygen were 0.1 parts per thousand or ‰ (ppt), 0.1 °C, and 0.01 mg/l, respectively. The meter was re-calibrated for dissolved oxygen prior to each sampling event. Besides sea surface temperature measurements, bottom water temperature data were collected at four mid-depth (17-19 m) reefs in PNE: Dominicus, La Raya, Rubén, and El Toro (Figure 4-3). Temperature was measured using HOBO® XT Temperature Loggers (Onset® Computer Corporation, Pocasset, MA). The loggers have a maximum total error at 20-40 °C of 0.5-0.65 °C and were set to record data every 16 minutes. Temperature loggers were fastened to permanent stakes at each reef. At all reefs except Dominicus, loggers were deployed on 27 October 1996 and retrieved 24 January 1997 (89 days, 7,944 points). Loggers were also deployed at Dominicus and El Toro between 10 and 14 April 1997 and retrieved between 9 and 11 July 1997 (88-90 days).

Turbidity (in nephelometer turbidity units, NTU) was determined using a LaMotte turbidity (nephelometer) meter (Model 2008, LaMotte Company, Chestertown, MD) after samples were returned to shore. The meter has an accuracy of ± 2% of readings or 0.05 NTU and is acceptable for turbidity measurements reportable under the National Primary Drinking Water Regulations or the U.S. Environmental Protection Agency's Water Treatment compliance program. The nephelometer determines the turbidity level in a sample by measuring the amount of light scattered 90° by suspended particles. The meter was calibrated using formazin (hydrazine sulfate hexamethylenetetramine) standards. Glass vials were rinsed with the sample three times and filled with 20 ml of water. Turbidity was also measured using a 6-inch Secchi disc attached to a 12 m line, marked in 1 m increments. Secchi disc readings were taken once at every station during the surface water sampling.

For chlorophyll-a determination, water samples were collected into pre-washed, 1 liter Nalgene bottles and placed

La temperatura, salinidad y oxígeno disuelto se leyeron *in situ* usando un registrador YSI Modelo 85 para oxígeno, conductividad, salinidad y temperatura (YSI Inc., Yellow Springs, Ohio). Las resoluciones fueron de 0.1 ‰ de (salinidad), 0.01 mg/l (oxígeno disuelto), y 0.1 °C (temperatura). El medidor se recalibró para el oxígeno disuelto previo a cada muestreo. Además de la temperatura superficial, se registró la del agua del fondo en cuatro arrecifes de profundidad media (17-19 m): Dominicus, La Raya, Rubén, y El Toro (Figura 4-3). La temperatura se midió usando un registrador de temperatura HOBO®XT (Onset® Computer Corporation, Pocasset, MA). Los registradores tienen un error total máximo de 0.5-0.65 °C a 20-40 °C, y fueron programados para registrar cada 16 minutos. Los equipos se aseguraron a estacas permanentes en cada arrecife. En todos los arrecifes exceptuando Dominicus, registradores se colocaron el 27 de octubre de 1996, y se retiraron el 24 de enero de 1997 (89 días, 7944 registros). En Dominicus y El Toro, se colocaron el 10-14 abril de 1997 y se recobraron el 9-11 de julio de 1997 (88-90 días).

La turbidez (unidades de turbidez de nefelómetro, NTU) se determinó usando un medidor de turbidez LaMotte (nefelómetro) (Modelo 2008, LaMotte Co., Chestertown, Maryland) después de llevar las muestras a la costa. La precisión fue de ± 2% de la lectura ó 0.05 NTU que es aceptable para medidas de turbidez de acuerdo a las Regulaciones Nacionales Básicas de Agua Potable norteamericanas, o las normas para tratamiento de agua de la Agencia Estadounidense de Protección Ambiental (siglas en inglés EPA). El nefelómetro determina el nivel de turbidez en una muestra midiendo la cantidad de luz que se dispersa 90° por las partículas suspendidas. El medidor se calibró usando patrones de formazina (hidrazinsulfato de hexametenetramina). Los frascos de cristal se enjuagaron con la muestra tres veces ("endulzar") antes de llenarse con 20 ml de agua. La turbidez se midió también usando un disco Secchi de 15 cm atado a una cuerda de 12 m y marcada cada un metro. Las lecturas del disco Secchi se tomaron una vez en cada estación durante los muestreos del agua superficial.

Para las determinaciones de clorofila-a, las muestras de agua se colectaron con botellas Nalgene de un litro prelavadas y colocadas en neveras de hielo. En agosto de 1996, se filtraron muestras de 100 ml con filtros Whatman GF/ F y se congelaron para su análisis posterior en los laboratorios del Rosenstiel School of Marine and Atmospheric Science de la Universidad de Miami. Se añadió una solución diluida de carbonato de magnesio (1 g MgCO₃ en 1 litro de agua destilada) a los filtros para evitar la acidez (Parsons et al., 1984). Debido a los niveles sumamente bajos de clorofila observados en agosto de 1996, se aumentó el volumen de la muestra a 500 ml en diciembre de 1996 y abril de 1997. Los filtros de clorofila se colocaron en frascos con 10 ml de una solución de tetrahidrofurano al 20% (THF) en metanol (D'Elia et al., 1983). Las muestras fueron agitadas, refrigeradas por 4 horas a 4 °C y centrifugadas. Luego fueron analizadas usando un fluorímetro para determinar de forma indirecta la concentración de clorofila-a en microgramos por litro de agua de mar, después de una corrección con feofitina.

Las muestras de nutrientes para nitrógeno total (Nt) y fósforo total (Pt) se congelaron para ser analizadas en la Universidad de Miami. El Nt y Pt se determinó usando una oxidación por persulfato (digestión) en muestras de 10 ml de agua sin filtrar (Menzel y Corwin, 1965; D'Elia et al., 1977), y seguido de su análisis con autoanalizador Technicon (Kemp y Boynton, 1984). Las muestras de nutrientes en este estudio, por tanto, incluyen la formas disueltas y particuladas, así como también las formas inorgánicas y orgánicas de N y P (Szmant y Forrester, 1996).

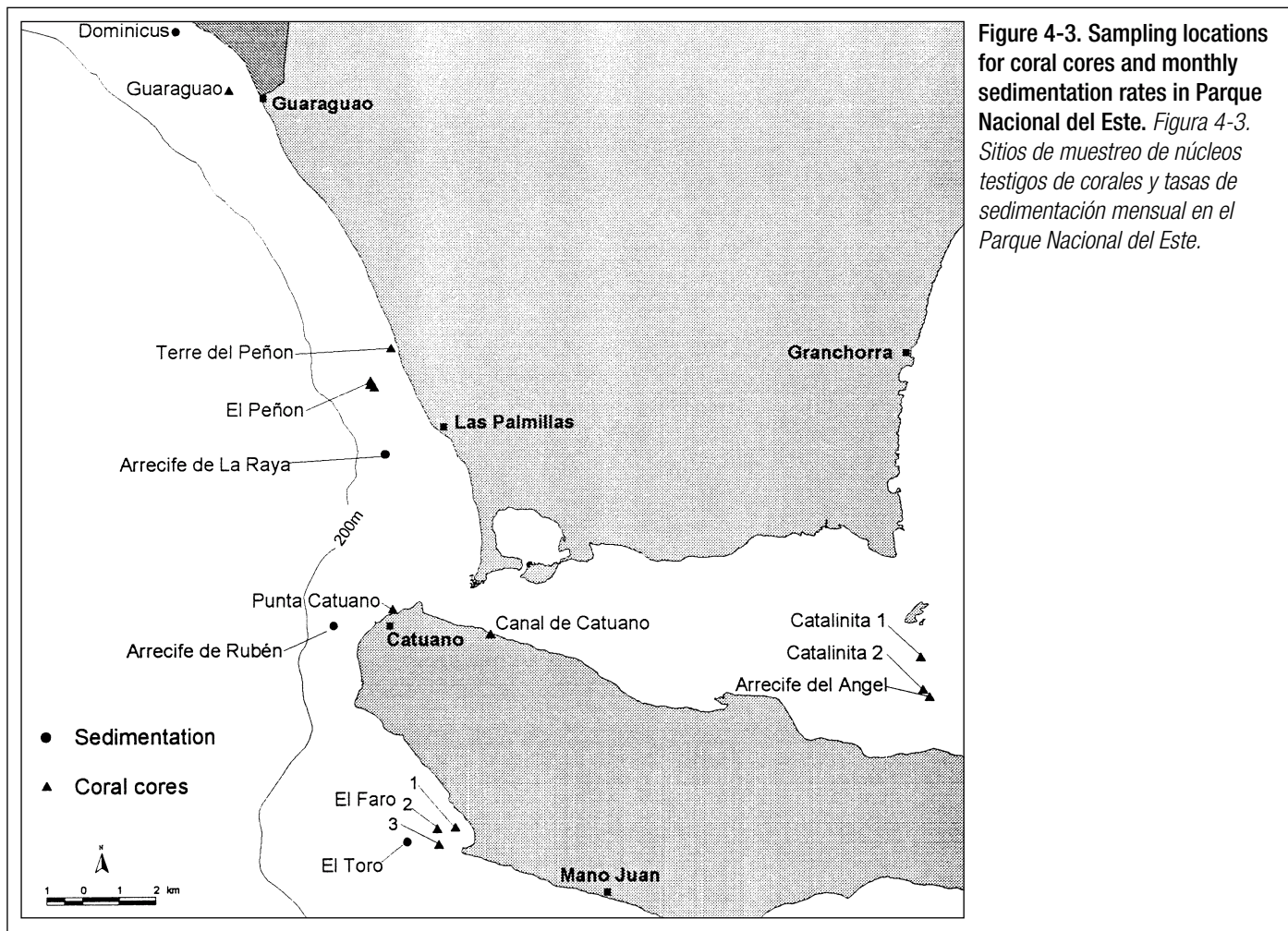


Figure 4-3. Sampling locations for coral cores and monthly sedimentation rates in Parque Nacional del Este. *Figura 4-3. Sitios de muestreo de núcleos testigos de corales y tasas de sedimentación mensual en el Parque Nacional del Este.*

in coolers. In August 1996, 100 ml samples were filtered onto Whatman GF/F filters and frozen until subsequent analysis at the Rosenstiel School of Marine and Atmospheric Science, University of Miami. A dilute concentration of magnesium carbonate (1 g MgCO₃ in 1 liter of distilled water) was added to filters to prevent acidity (Parsons et al., 1984). Due to the extremely low levels of chlorophyll observed in the August 1996 samples, sample volume was increased to 500 ml in December 1996 and April 1997. Chlorophyll filters were placed into vials with 10 ml of a solution containing 20% tetrahydrofuran (THF) and 80% methanol (MeOH) (D'Elia et al., 1983). Samples were vortexed, refrigerated for four hours at 4 °C, and centrifuged. Samples were then analyzed using a fluorometer to indirectly determined the amount of chlorophyll-a, in micrograms per liter of seawater, after a phaeophytin correction.

Nutrient samples for total nitrogen (TN) and total phosphorus (TP) were frozen until analysis at the University of Miami. TN and TP were determined using persulfate oxidation (digestion) of 10 ml samples of unfiltered water (Menzel and Corwin, 1965; D'Elia et al., 1977), followed by analysis using a Technicon autoanalyzer (Kemp and Boynton, 1984). Nutrient samples in this study, therefore, include the dissolved and particulate forms, as well as the organic and inorganic forms of N and P (Szmant and Forrester, 1996). Measurements of TN and TP may be the best nutrient indi-

Las medidas de Nt y Pt podrían ser los mejores indicadores de nutrientes del impacto antrópico, ya que incluyen toda la reserva de nutrientes y sirven también como indicadores indirectos de la transparencia del agua (Lapointe y Clark, 1992; Fourqurean et al., 1993). Las concentraciones de nutrientes se dan en unidades micromolares (µM= (µg-at/l).

Sedimentación

La deposición de sedimentos o resuspensión se midió usando trampas de sedimento en cuatro arrecifes del PNE (Figura 4-3) de marzo de 1996 a marzo de 1997, y en un de arrecife en Boca Chica de septiembre de 1996 a marzo 1997. Las trampas sedimento capturan sedimentos resuspendidos o material que se depositaba sobre la superficie de los arrecifes (Rogers et al., 1994). El flujo de este material es una medida bruta de la tasa de sedimentación y se correlaciona generalmente con la materia particulada suspendida (Cortés y Risk, 1985). Este tipo de medición se ha considerado como una medida relativa del flujo descendente de la materia particulada suspendida (Tomascik y Sander, 1985). Las trampas de sedimento, consistentes en tubos de PVC (cloruro de polivinilo) de 7.6 cm de diámetro y 22.9 cm de altura) (proporción 3:1) se aseguraron a estacas permanentes de tal forma que la parte superior quedara a unos 20 cm por encima de la superficie del arrecife. Se colocaron 5 trampas en cada arrecife, y se revisaron y colectaron cada 20-40 días (Tomascik y Sander, 1985).

Cada vez que se extraían la trampas, se transportaban a Santo Domingo para su análisis. Cada contenido se vertía en un filtro What-

cators of human impacts, as these measurements include all nutrient pools and also serve as proxy indicators of water transparency (Lapointe and Clark, 1992; Fourqurean et al., 1993). Nutrient concentrations were reported in micromolar ($\mu\text{M} = \mu\text{g-at}/\text{l}$) units.

Sedimentation

Sediment deposition or re-suspension was measured using sediment traps at four reefs in PNE (Figure 4-3) from March 1996 to March 1997 and at one reef in Boca Chica from September 1996 to March 1997. Sediment traps capture re-suspended sediments, or material settling down onto the reef surface (Rogers et al., 1994). The flux of this material is a measure of gross sedimentation rate and is generally correlated with suspended particulate matter (Cortés and Risk, 1985). This kind of measurement has also been referred to as a relative measure of the downward flux of suspended particulate matter (Tomascik and Sander, 1985). Sediment traps, consisting of PVC tubes (3:1 height to diameter ratio), were secured to permanent stakes so that the tops of the traps were roughly 20 cm above the reef surface. Sediment traps were constructed of polyvinyl chloride (PVC) cylinders measuring 3" (7.62 cm) in diameter and 9" (22.86 cm) in height. Five traps were set out in each reef and were usually collected every 20–40 days (Tomascik and Sander, 1985).

After traps were capped and retrieved from the reefs every month, they were transported to facilities in Santo Domingo for analysis. Trap contents were poured onto pre-weighed Whatman #2 filters fitted into a Buchner funnel. Trap contents were rinsed with distilled water to remove salts, and organisms were removed from the filters. After filtration and rinsing, filters were placed in a drying oven at 70 °C for 12–24 hours, or until a constant filter weight was obtained (Tomascik and Sander, 1985). The amount of sediment on each filter was calculated by subtraction from the filter weight. The sedimentation rate ($\text{mg dry weight}/\text{cm}^2/\text{day}$) was calculated as follows: $\{(\text{sediment} + \text{filter weight}) - \text{filter weight}\} / (\text{no. of days at site} \times \text{area of trap})$.

Coral growth and isotopic composition

Between April 1996 and April 1997, nineteen 2-inch diameter coral cores were collected from various locations on the southern coast of the Dominican Republic (Table 4-4). Several locations were sampled within PNE from the western margin to the eastern end of the Canal de Catuano (Figure 4-3). The reader can refer to Appendices C-D for a summary of the logistical characteristics of these surveys. Corals were chosen for size (at least 1.5 m in height), location, species (*Montastraea* spp. or *Siderastrea siderea*), and morphology (growth form). Once the specific sampling site was located and documented, equipment was lowered into the water. A Plexiglass core guide with a two-inch diameter hole was then nailed in place at the top of each coral head. A minimum of two divers was necessary to begin the drilling process. As one diver steadied the core barrel with the aid of the core guide, the second diver began to drill using extra dive weights for

man #2 previamente pesado, fueron colocado en un embudo Buchner. El vertido se enjuagaba con agua destilada para eliminar las sales y los organismos se extraían de los filtros. Después de la filtración y el enjuague, los filtros se pusieron en una estufa a secar a 70 °C por 12-24 horas, hasta peso constante del filtro (Tomascik y Sanders, 1985). La cantidad de sedimento en cada filtro fue calculada restando el peso del filtro. La tasa de sedimentación ($\text{mg peso seco}/\text{cm}^2/\text{día}$) se calculó de la siguiente forma: $[(\text{sedimento} + \text{peso de filtro}) - \text{peso de filtro}] / (\text{numero de días en el sitio} \times \text{área de la trampa})$.

Crecimiento y composición isotópica de los corales

Entre abril de 1996 y abril de 1997, se colectaron 19 núcleos testigos de coral de 5 cm de diámetro en varias localidades del sur de la República Dominicana (Tabla 4-4). Se muestrearon varios sitios dentro del PNE desde el margen oeste hasta el extremo este del Canal de Catuano (Figura 4-3). El lector puede remitirse a los Apéndices C-D para la logística de estos muestreos. Los corales se eligieron por el tamaño (por lo menos 1.5 m de altura), ubicación, especies (*Montastraea* spp. o *Siderastrea siderea*), y morfología (forma de crecimiento). Una vez ubicado y registrado el sitio se enterraba un cilindro de plexiglás de unos 5 cm de diámetro en la parte superior de cada cabezo coralino. Como mínimo se necesitaron dos buzos para comenzar el proceso de perforación. Un buzo fijaba la barrena del núcleo con ayuda de la guía, y el segundo buzo empezaba a perforar usando lastre de buceo extra para aumentar la estabilidad (Figura 4-4). Se tomaron precauciones para asegurar que la barrena se orientara paralelo al eje primario de crecimiento del coral. El taladro neumático consistió de una barrena con borde de diamante sujeta al taladro. Una manguera unía el taladro al cilindro de aire comprimido (SCUBA) y la presión del aire movía el taladro. En abril de 1997, los núcleos del PNE y frente a la Isla Catalina se extrajeron con un taladro hidráulica. El aparato hidráulico consistió en un compresor de gasolina a bordo una yola, con una manguera de 20-25 m, con un cabezal sujeto a una barrena de punta de diamante de un metro de longitud.

Una vez que penetrado el coral tan profundo como fuera posible, el núcleo testigo se retiraba cuidadosamente de la colonia y el extremo superior anotaba. Los núcleos eran de diámetro mínimo (5 cm) y la longitud dependió del tamaño del coral perforado (Figura 4-5). Ningún coral fue perforado hasta la base, asegurando la integridad estructural de la colonia. Una vez que los núcleos fueron extraídos, los huecos se sellaron para prevenir la bioerosión o el daño estructural interno al coral. El procedimiento de relleno de los huecos fue el siguiente: 1) rellenar con arena carbonatada del lugar hasta unos 8 cm por debajo de la superficie del coral; 2) taponear con cemento hidráulico; 3) prensar el cemento hidráulico con un tapón prefabricado de cemento bien ajustado, asentando el exceso con la superficie coralina; y 4) se calafateó el tapón, mientras el cemento se endurecía. Se estima que el coral crezca y cubra completamente el tapón a los 4-8 años (Hudson, 1989).

Se lavó el exceso de arena carbonatada y cemento lavado de la superficie del coral con un ligero movimiento del agua sobre la superficie de la colonia. Se registró la profundidad, altura del coral, especie, ubicación y el terreno. Los núcleos testigos se marcaron inmediatamente para su posterior procesamiento e identificación. Las muestras de agua fueron colectadas cerca de los corales muestreados para análisis de la composición isotópica del oxígeno y el carbono usando un filtro de 0.45 μm y una jeringuilla. Se añadió cloruro de mercurio a las muestras de agua para la determinación de carbono. ■

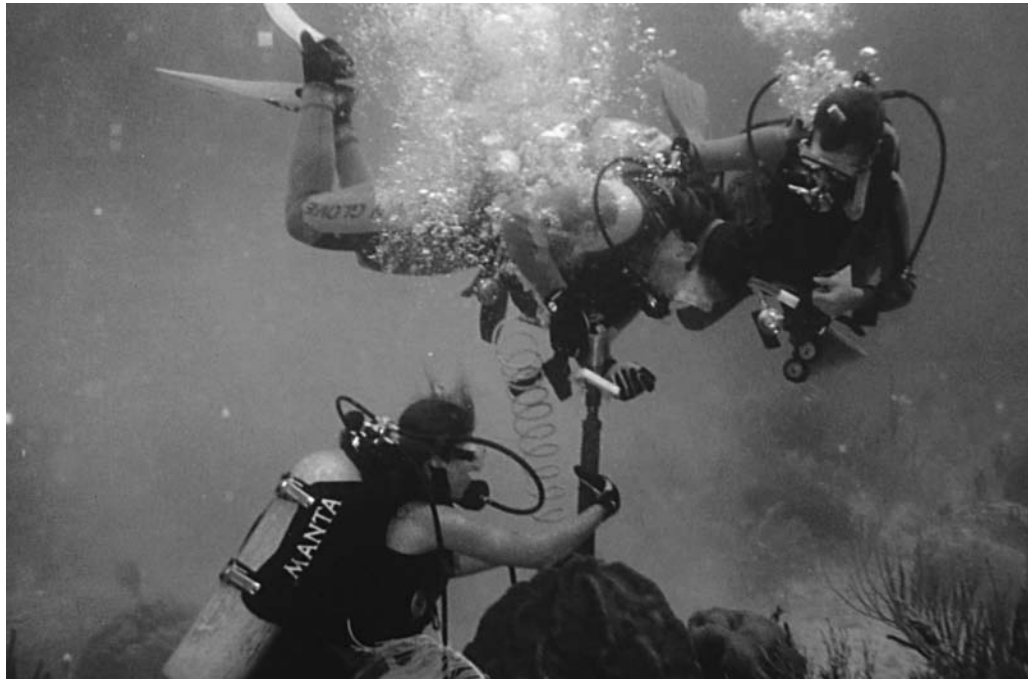


Figure 4-4. Underwater photograph of divers using a hydraulic drill to extract a core from a *Montastraea* colony in Parque Nacional del Este. The core is used to determine the growth and isotopic composition of the coral over time. *Figura 4-4.* Fotografía submarina de buzos usando un taladro hidráulico para extraer una muestra testigo o núcleo de una colonia coralina de *Montastraea* en el Parque Nacional del Este. La muestra se usa para determinar el crecimiento y la composición isotópica del coral a través del tiempo.

Figure 4-5. Photograph of an extracted core from a *Montastraea* coral in Parque Nacional del Este. Annual growth is determined by sectioning and x-raying the core to analyze growth bands. *Figura 4-5.* Fotografía de una muestra testigo extraída de un coral *Montastraea* en el Parque Nacional del Este. El crecimiento anual se determina seccionando y radiografiando la muestra para analizar las bandas de crecimiento.



increased stability (Figure 4-4). Care was taken to ensure that the core barrel was oriented parallel to the primary axis of growth. The pneumatic drilling apparatus consisted of a diamond bit core barrel attached to a fitting at the end of a drill gun. A hose attached the drill to a SCUBA tank and air pressure powered the rotary drill. In April of 1997, cores were extracted from PNE and offshore of Isla Catalina using a hydraulic drill. The hydraulic apparatus consisted of a gasoline operated compressor that sat aboard a small boat at the surface, approximately 20–25 meters of hose, and a head piece fitted with a 1-m long diamond tipped core barrel.

Once the coral had been penetrated as deeply as possible, cores were carefully removed from the colony and the

SECCIÓN 3. ANÁLISIS DE LOS DATOS

Calidad del agua superficial

Durante este estudio se midieron algunas de las características espaciales y temporales de la calidad del agua superficial. Se exploró el patrón espacial de calidad del agua según la localidad y la distancia a la costa, y el temporal, según la estación o época del año (agosto, diciembre, abril) y hora del día (amanecer, anochecer). Los datos fueron transferidos de las planillas de campo a hojas de cálculo formateadas para organizar la información de acuerdo a los factores, la ubicación, la hora del día y la época del año.

Table 4-4. Location and dates of coral core collections in Boca Chica, Parque Nacional del Este and Isla Catalina. Tabla 4-4. Ubicación y fecha de colecta de los núcleos testigo de corales en Boca Chica, Parque Nacional del Este e Isla Catalina.

Sample identification	Date collected (month/day/year)	Location
DR Core 1	04/12/96	El Peñón
DR Core 2	04/12/96	El Peñón
DR Core 4	04/13/96	Punta Catuano
DR Core 5	04/13/96	Canal de Catuano
DR Core 7	04/14/96	Isla Catalinita 2
DR Core 8	04/14/96	Isla Catalinita 1
DR Core 9	04/15/96	El Faro 1
DR Core 10	04/15/96	El Faro 1
DR Core 11	04/16/96	El Faro 2
DR Core 12	04/16/96	El Peñón
DR Core 13	08/22/96	Boca Chica
DR Core 14	08/23/96	Boca Chica
DR Core 15	08/23/96	Boca Chica
DR Core 16	08/23/96	Boca Chica
DR Core 18	04/19/97	Arrecife del Angel
DR Core 19	04/19/97	Torre del Peñón
DR Core 20	04/20/97	El Faro 2
DR Core 21	04/20/97	Guaraguao
DR Core 22	04/20/97	Isla Catalina

“up” direction was noted. Cores were of minimum diameter (2 inches) and core length depended on the size of the coral being drilled (Figure 4-5). No corals were cored to the base, thus ensuring the structural integrity of the colony. Once cores had been extracted, core holes were sealed in order to prevent bioerosion or internal structural damage to the coral. The protocol for filling in the core holes was as follows: 1) holes were first filled with indigenous carbonate sand up to approximately 8 cm below the surface of the coral; 2) hydraulic cement was then squeezed into the hole; 3) a tight fitting, pre-cast, cement plug was pressed into the cement, to rest flush with the corallite surface; and 4) caulking was used to seal the plug into place while the cement hardened. Complete coral overgrowth of the plug is estimated to occur in four to eight years (Hudson et al., 1989).

Excess carbonate sand and cement were washed from the surface of the coral by gentle movement of water near the colony surface. Depth, coral height, species, location, and terrain were noted. Cores were labeled immediately for subsequent identification and processing. Water samples were collected near the sampled corals for analysis of oxygen and carbon isotopic composition using a 0.45-micron filter and a syringe. Mercuric chloride was added to the water samples to be analyzed for carbon. ■

SECTION 3. DATA ANALYSIS

Surface water quality

Several spatial and temporal characteristics of surface water quality were measured during this study. Spatial patterns in water quality were explored according to location and

El objetivo de los muestreos fue analizar la varianza para determinar la significación de la variabilidad de los factores analizados con respecto a ubicación, distancia a la costa, época de año y hora del día. El análisis de varianza requiere de datos con distribución normal y varianzas similares entre los diferentes factores (Sokal y Rohlf, 1981). Desafortunadamente, los datos de calidad de agua suelen tener distribución no normalmente, lo que invalida el uso de pruebas estadísticas paramétricas. Se calculó la homogeneidad de varianza y normalidad de las 7 variables usando la prueba estadística de Kolmogorov-Smirnov (también conocido como la prueba de Lillifor) y la prueba de Bartlett, respectivamente (Zar, 1996). En casi todos los caso, los datos no mostraron distribución normal ($p < 0.01$) y las varianzas fueron heterogéneas ($p < 0.01$), aún con la transformación logarítmica o a raíz cuadrada de los datos.

Para comparar los patrones de distribución espacial y temporal en los 7 factores estudiados de PNE y Boca Chica se uso el procedimiento de las diagramas de cajas (“box plot”) conjuntamente con la estadística descriptiva no paramétrica. Las diagramas de cajas son una herramienta gráfica poderosa para presentar datos que no se distribuyen normalmente (Figura 4-6). Las líneas horizontales de las cajas representan el valor mínimo, el 10^{vo} percentil, el 25vo percentil (primer cuartil), el 50vo percentil (la mediana), el 75vo percentil (tercer cuartil), el 90vo percentil y el valor máximo. Conjuntamente se desarrollaron tablas de estadísticas para los límites, la mediana y los percentiles (10vo, 25vo, 75vo, 90vo).

Se desarrollaron diagramas de cajas y tablas estadísticas para cada variable de calidad del agua usando el programa ProStat (Poly Software International, Salt Lake City, Utah). Las variaciones en la calidad del agua se exploraron para cada factor como se indica a continuación: 1) Boca Chica vs. PNE para la época del año; 2) variación espacial entre Boca Chica, noroeste del PNE, oeste de Isla Saona, suroeste de Isla Saona y Canal de Catuano; y 3) variación espacial de la distancia a la costa para Boca Chica y el PNE. Las variaciones diurnas de la temperatura y el oxígeno disuelto fueron analizadas por región, distancia a la costa y época del año.

distance from shore. Temporal patterns in water quality were explored in relation to season or time of year (August, December, April) and time of day (dawn, dusk). Data from field forms were transferred into formatted spreadsheets to organize information by parameter, location, time of day, and time of year.

The intent of the surface water quality sampling was to use analysis of variance to determine the significance of variability in the parameters sampled with respect to location, distance from shore, time of year, and time of day. Analysis of variance requires that data are normally distributed and that the variances among factors are equal (Sokal and Rohlf, 1981). Unfortunately, water quality data are typically non-normally distributed, invalidating the use of parametric statistical tests. The seven parameters measured in the surface water quality study were evaluated for normality and variance homogeneity using the Kolmogorov-Smirnov test (also known as the Lillifor's test) and Bartlett's test, respectively (Zar, 1996). In almost every instance, data were non-normal ($P < 0.01$) and the variances heterogeneous ($P < 0.01$), even with data logarithmic or square-root transformation.

In order to evaluate surface water quality data in PNE and Boca Chica, box plots in conjunction with descriptive, non-parametric statistics were used to evaluate spatial and temporal patterns in the seven parameters measured. The box plot is a power graphical tool for presenting non-normally distributed data (Figure 4-6). The horizontal lines on the plot represent the minimum value, the 10th percentile, the 25th percentile (first quartile), the 50th percentile (median), the 75th percentile (third quartile), the 90th percentile, and the maximum value. In conjunction with box plots, tables of summary statistics were developed for the range, median, and percentiles (10th, 25th, 75th, 90th).

Box plots and tables of summary statistics were developed for each water quality parameter using ProStat® software (Poly Software International, Salt Lake City, UT). Variations in water quality were explored for each parameter as follows: 1) Boca Chica versus PNE by time of year; 2) spatial variations between Boca Chica, northwestern PNE, western Isla Saona, southwestern Isla Saona, and Canal de Catuano; and 3) spatial variations by distance from shore for Boca Chica and PNE. Diurnal variations in temperature and dissolved oxygen were analyzed by region, distance from shore, and time of year.

Data from submerged temperature data loggers were used to construct graphs of continuous bottom water temperature. Simple descriptive statistics such as the mean, median, range, and standard deviation were calculated for each logger deployment.

Sedimentation

The range and average monthly sedimentation rate (mg dry weight/cm²/day) were computed for the four reefs in PNE and one reef in Boca Chica. Two-way analysis of variance (ANOVA) was used to detect significant differences in sedimentation rate among the reefs surveyed in PNE. The two fixed factors were reef and month. The null hypothe-

Los datos de temperatura obtenidos de los registradores sumergidos se usaron para construir diagramas continuos de la temperatura del agua del fondo. Estadísticas descriptivas simples como la media, la mediana, los límites y la desviación estándar fueron calculadas para cada cala del registrador.

Sedimentación

Se calculó el valor media mensual de la sedimentación (mg peso seco/cm²/día) para los cuatro arrecifes en el PNE y un arrecife en Boca Chica. Se utilizó un análisis de varianza de dos vías (ANOVA) para detectar diferencias significativas en entre arrecifes. Los dos variables fijas fueron el arrecife y el mes. La hipótesis nula establecida fue que el valor de la tasa de sedimentación era independiente de la ubicación del arrecife y la época del año. Previo al ANOVA, se calculó la homogeneidad de varianza a través de la prueba de chi cuadrado de Bartlett (Zar, 1996). Se encontró que las varianzas eran heterogéneas ($p < 0.001$) y proporcionales a la media, por lo que se utilizó una transformación logarítmica ($\log_{10} x + 1$).

Crecimiento y composición isotópica de los corales

Cada muestra testigo se montó en un bloque de madera de 5 x 10 cm usando resina epóxica Marine Tex. Los bloques se sujetaron en el lugar y los núcleos se cortaron en secciones delgadas 3 mm usando una sierra industrial con el borde de diamante. Se tomaron precauciones para asegurar que los núcleos fueran cortados a lo largo del eje primario de crecimiento del coral. Una vez secas y etiquetadas, todas las secciones se radiografiaron usando una película de rayos X Kodak Industrex y una máquina estándar de radiografía médica en la sucursal en Nova Southeastern University, en Dania, Florida. Las radiografías de los muestreos se desarrollaron, procesaron y se le sacaron fotografías a cada negativo de rayos X para iluminar los patrones de densidad, y poder así construir una banda de cronológica precisa de las bandas.

La tasa de crecimiento se midió en la división de Geología y Geofísica del Rusenstiel School of Marine and Atmospheric Science de la Universidad de Miami. Para medir el crecimiento anual del coral, se contaron y marcaron las bandas de densidad en las fotografías de los negativos de las radiografías. El crecimiento anual por cada coral se midió con un pie de rey a lo largo del eje en su máxima extensión con una resolución de 0.01 mm. Se contaron las bandas intraanuales prominentes bajo un microscopio binocular.

Se analizó el carbonato de calcio en polvo de muestras seleccionadas de coral en el Laboratorio de Isótopos Estables de la Universidad de Miami, usando un taladro computadorizado de punta de diamante dentada. Todos los especímenes fueron muestreados taladrando transectos continuos a lo largo de las paredes de la teca del esqueleto del coral, paralelo al eje del crecimiento primario. Las muestras de polvos carbonatados se almacenaron individualmente en frascos de cobre en una desecadora para el análisis posterior de isótopos. Los corales se muestrearon en secciones a cada 340 μ m.

El análisis químico más importante realizado al esqueleto coralino fue el de isótopos estables. La composición de isótopo estable de carbono ($\delta^{13}\text{C}$) y oxígeno ($\delta^{18}\text{O}$), se da como la relación entre el contenido del elemento pesado y ligero ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ y $^{18}\text{O}/^{16}\text{O}$, respectivamente). Estos parámetros han sido estudiados por varios investigadores (revisados por Swart, 1983 y McConnaughey, 1989b). La composición isotópica del oxígeno del esqueleto de coral está relacionada directamente con la temperatura del agua a la que ha estado expuesto, reflejando

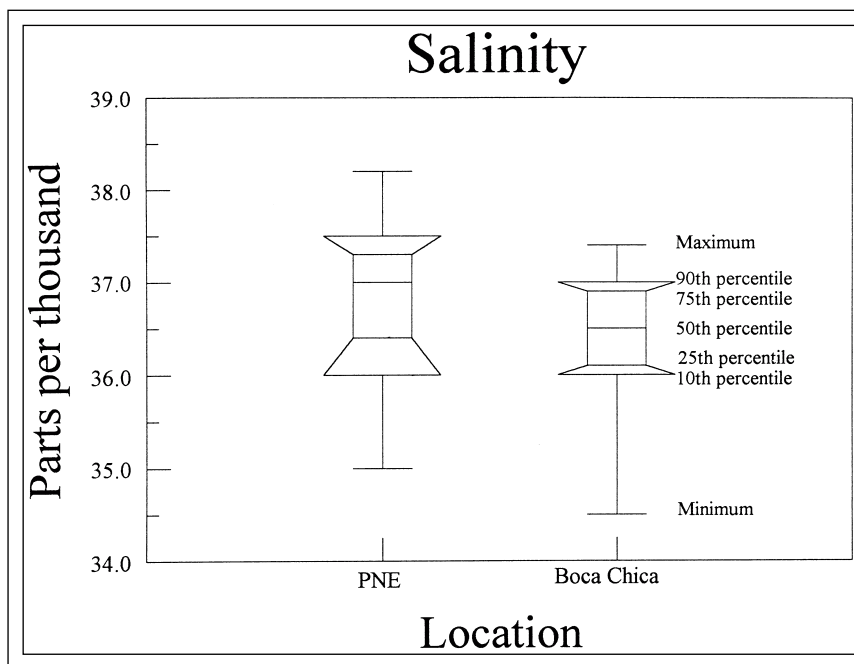


Figure 4-6. Example box plots of sea surface salinity (‰ or ppt) in Parque Nacional del Este (PNE) and Boca Chica. Box plots, also referred to as stem-and-leaf plots, are a powerful statistical tool for analyzing water quality information. Horizontal lines on the plot represent the range (minimum and maximum), percentiles, and median. When data are non-normal, box plots offer a much more realistic interpretation than reporting average levels or concentrations. *Figura 4-6. Ejemplo de diagramas de cajas (conocidos en inglés como box plots o stem-and-leaf) de salinidad del agua superficial (‰ o ppt) en el Parque Nacional del Este (PNE) y Boca Chica. Estas formas de presentar los estadígrafos es una herramienta estadística poderosa para analizar la información de la calidad del agua. Las líneas horizontales representan la amplitud (valor mínimo y máximo), los percentiles y la mediana. Cuando los datos no poseen una distribución normal, los diagramas de cajas ofrecen una interpretación mucho más realista que los niveles o concentraciones promedio.*

esis was that sedimentation rate was independent of reef location and time of year. Prior to ANOVA, variance homogeneity was evaluated using Bartlett's chi-square test (Zar, 1996). Variances were found to be heterogeneous ($p < 0.001$) and proportional to the mean, therefore a logarithmic transformation ($\log_{10} x+1$) was used.

Coral growth and isotopic composition

Each coral core was mounted to a two-inch by four-inch wood block using Marine Tex epoxy. Wood blocks were clamped in place and cores were sliced into a series of 3 mm slabs, using a standard industrial grade diamond tipped saw. Care was taken to ensure that cores were sliced along the primary axis of coral growth. Once dry and well labeled, all core slabs were x-rayed using Kodak Industrex x-radiograph film and a standard medical x-ray machine at Nova Southeastern University, Dania, Florida. X-radiographs of samples were developed and processed and prints were made of each x-ray negative to illuminate density patterns and allow construction of an accurate density-banding-related chronology.

Coral growth rates were measured at the Marine Geology and Geophysics Division, RSMAS-University of Miami. To measure yearly coral growth, distinct density bands were counted and traced on overlays of prints of the x-ray negatives. Total growth for each coral year was measured with calipers along the axis of maximum skeletal extension at a resolution of 0.01 mm. Prominent intra-annual bands were counted with the aid of a binocular microscope.

Powdered calcium carbonate was sampled from selected coral samples at the University of Miami Stable Isotope Laboratory, using a computer-controlled drilling apparatus with a diamond-tipped dental drill bit attached. All specimens were sampled by drilling continuous transects along the thecal wall of the coral skeleton, parallel to the axis of primary growth. Powdered carbonate samples were stored

los procesos de equilibrio normal o quizás cinético (Weber y Woodhead, 1972; Fairbanks y Dodge, 1979; Weil et al., 1981; McConnaughey, 1989a,b). Además de la temperatura, el perfil del oxígeno isotópico del agua circundante puede influir sobre la composición isotópica del esqueleto del coral. La influencia sobre la composición isotópica del agua comprende la evaporación (Swart et al., 1983) o el influjo de agua dulce isotópicamente empobrecida o enriquecida (Cole y Fairbanks, 1990). El efecto de la salinidad es un fenómeno bien conocido para todos los tipos de carbonatos y puede resultar en un aumento o supresión de la señal del ciclo normal del oxígeno isotópico. La composición del oxígeno isotópico en el coral puede tener una correlación positiva o negativa con la del carbono (Fairbanks y Dodge, 1979; P. K. Swart, datos inéditos), una relación negativa (Emiliani et al., 1978), o ninguna relación (Weber y Woodhead, 1970; Goreau, 1977). Este cambio en la correlación se sugiere sea el resultado de las relaciones variables entre la insolación y la temperatura en los diferentes lugares de muestreo (Fairbanks y Dodge, 1979; Swart, 1983).

La composición del carbono isotópico de los esqueletos de coral está menos relacionada con variables ambientales (temperatura, luz, salinidad) y más con la tasa metabólica del coral y la relación simbiótica entre el animal del coral y las algas endosimbióticas (zooxantelas). Durante períodos de mayor iluminación, aumenta la actividad fotosintética y la remoción del carbono isotópico ligero del carbono inorgánico disuelto que rodea el animal del coral (Swart, 1983). El carbono restante, utilizado para la calcificación, es por lo tanto isotópicamente pesado. Esto produce un esqueleto enriquecido en carbono pesado (^{13}C) durante períodos de gran intensidad de luz intensidad y/o fotoperíodos. Esta composición isotópica puede también estar influenciada por la del carbono isotópico del agua ambiental, que está, a su vez relacionada con cambios en la productividad de la propia agua y al aporte terrestre adyacente.

Los isótopos estables de carbono y oxígeno fueron analizados de los núcleos obtenidos en el PNE usando un espectrómetro de masa Finnigan-MAT 251 conectado a un dispositivo de extracción automatizado en el Laboratorio de Isótopos Estables de la Universidad de Miami. Las muestras se colocaron en un aparato carrusel (Dispositivo Fairbanks) en preparación para su análisis. Individualmente, las mues-

individually in small copper boats in a desiccator while awaiting isotopic analysis. Corals were sampled in transect increments of 340 microns.

The most important chemical analysis performed on coral skeletal matter takes the form of stable isotopic analysis. The stable carbon isotopic composition, represented by the symbol $\delta^{13}\text{C}$, and stable oxygen isotopic composition, represented by the symbol $\delta^{18}\text{O}$, refer to the ratios of heavy to light carbon ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$) and heavy to light oxygen ($^{18}\text{O}/^{16}\text{O}$), respectively. These parameters have been studied by several workers (reviewed by Swart, 1983 and McConnaughey, 1989b). The oxygen isotopic composition of a coral skeleton is directly related to the temperature of the water that the coral was exposed to, reflecting normal equilibrium or perhaps kinetic processes (Weber and Woodhead, 1972; Fairbanks and Dodge, 1979; Weil et al., 1981; McConnaughey, 1989a, 1989b). In addition to temperature, the oxygen isotopic profile of surrounding water can influence the isotopic composition of the coral skeleton. Influences on the isotopic composition of water include evaporation (Swart et al., 1983), or the influx of isotopically depleted or enriched fresh water (Cole and Fairbanks, 1990). The observation of a salinity effect is a well-known phenomenon for all types of carbonates and can result in enhancement or suppression of the normal cycling of the oxygen isotopic signal. The oxygen isotopic composition of coral skeletons can show either a positive correlation with carbon (Fairbanks and Dodge, 1979; P.K. Swart, unpublished data), a negative relationship (Emiliani et al., 1978), or no relationship at all (Weber and Woodhead, 1970; Goreau, 1977). This change in correlation is suggested to be a result of the varying relationships between insolation and temperature at different sampling sites (Fairbanks and Dodge, 1979; Swart, 1983).

The carbon isotopic composition of coral skeletons is less directly related to environmental variables such as temperature, light, and salinity. The carbon isotopic composition of coral skeletons is generally thought to be related to the metabolic state of the coral and the symbiotic relationship between the coral animal and the endosymbiotic algae (zooxanthellae). During periods of increased light, there is increased photosynthesis and increased removal of the lighter carbon isotope from the dissolved inorganic carbon pool surrounding the coral animal (Swart, 1983). The remaining carbon, utilized for calcification, is therefore isotopically heavy. This produces a skeleton enriched in isotopically heavy carbon (^{13}C) during periods of high light intensity and/or photoperiod. The carbon isotopic composition of the skeleton can also be influenced by the carbon isotopic composition of the ambient water, which is, in turn, related to changes in the productivity of the water itself and runoff from adjacent terrestrial sources.

Stable carbon and oxygen isotopes were analyzed from PNE cores using a Finnigan-MAT 251 mass spectrometer connected to an automated extraction device at the University of Miami Stable Isotope Laboratory. Samples were loaded into a carousel apparatus (Fairbanks Device) in preparation for analysis. Individually, samples were dropped into

tras se sumergieron en un vaso reactivo donde el carbonato de calcio reacciona con el ácido fosfórico calentado ($\sim 87^\circ\text{C}$) para producir gas dióxido de carbono (CO_2). Durante la extracción automatizada, el gas CO_2 viaja a través de un serpentín grande y otro pequeño de enfriamiento y finalmente al espectrómetro de masa para la medición. Se corrieron soluciones patrón de carbonatos al inicio y final de cada muestra corrida. Los datos de mediciones isotópicas obtenidos se presentaron en la siguiente notación delta estándar:

$$\delta^{18}\text{O} \text{ ó } \delta^{13}\text{C} / \text{ml} = (R_{\text{muestra}} / R_{\text{patrón}} - 1) \times 1000$$

Se hicieron correcciones para la dispersión o el fraccionamiento isotópico del gas de referencia durante la corrida de las muestras.

Las muestras seleccionadas se determinaron para posibles alteraciones diagenéticas usando técnicas de difracción de rayos X para determinar el tipo y abundancia de ciertos minerales presentes en el esqueleto del coral (fundamentalmente calcita baja en magnesio, calcita alta en magnesio y aragonita). La mineralogía se determinó usando un equipo Syntag 2000 2 theta de radiografía de difracción de rayos X en la Universidad de Miami.

Todos los datos de las tasa de crecimiento y de isótopos estables se transfirieron a hojas de cálculo. Se aplicó la estadística básica y el análisis de series de tiempo de Fourier para determinar si existían o no patrones importantes o periodicidad en los datos. ◆

a reaction vessel where calcium carbonate reacts with heated phosphoric acid (~87 °C) to produce carbon dioxide gas (CO₂). During the automated extraction, the CO₂ is heated and frozen several times before measurement of the mass spectrometer. Carbonate standards were run at the beginning and end of each sample run. The resulting isotopic data were presented in the following standard delta notation:

$$\delta^{18}\text{O or } \delta^{13}\text{C per ml} = (R_{\text{sample}}/R_{\text{standard}} - 1) * 1,000$$

Corrections were made for drift, or isotopic fractionation of the reference gas during the sample run.

Selected samples were assessed for possible diagenetic alteration using x-ray diffraction techniques to determine the type and abundance of certain minerals present in the coral skeleton (primarily low-magnesium calcite, high-magnesium calcite, and aragonite). Mineralogy was assessed using a Syntag 2000 2 theta x-ray diffraction instrument at the University of Miami.

All growth rate and stable isotopic data were transferred into spreadsheet format. Basic statistics and Fourier Time Series analyses were performed to determine whether or not significant patterns or periodicities existed in the data. ♦



Chapter V. Results

THE RESULTS OF THE WATER QUALITY STUDY IN PNE ARE PRESENTED IN THREE SECTIONS. SECTION 1 SUMMARIZES FINDINGS FROM THE SURFACE WATER QUALITY ASSESSMENT IN PNE AND BOCA CHICA. SUBSECTIONS PRESENT RESULTS FOR THE SPECIFIC PARAMETERS MEASURED DURING THE STUDY. SECTION 2 PRESENTS DATA FROM THE SEDIMENTATION STUDY IN MID-DEPTH REEFS OF PNE AND BOCA CHICA. SECTION 3 PRESENTS RESULTS FROM THE ASSESSMENT OF CORAL GROWTH AND ISOTOPIC COMPOSITION FROM PNE.

SECTION 1. SURFACE WATER QUALITY

Interpretation of box plots

Surface water quality data were collected to evaluate spatial and temporal variations according to location, distance from shore, time of year, and time of day in PNE and Boca Chica. Because of the statistical characteristics of water quality data (e.g. non-normal, heterogeneous variances), box plots and non-parametric statistics were used to describe the spatial and temporal variability or change regimes in the parameters measured.

To illustrate the interpretation of box plots, Figure 5-1 shows examples of student test scores in three classes. The box plots were developed from hypothetical data in Table 5-1 and are an attempt to show how the individual plot shapes and distributions (horizontal lines) change as a function of the data. In this hypothetical example, the three classes were each represented by ten students. In Class 1, test scores ranged from 10 to 100. On the plot in Figure 5-1, the median of Class 1 is in the middle of the plot. Test scores in Class 2 ranged from 40 to 100 and in Class 3 from 10 to 100. Looking at the box plots in Figure 5-1, one can see that Classes 1 and 3 have the same range, but different percentile values such as the median (50th percentile), while Class 2 has a smaller

Capítulo V. Resultados

SE PRESENTAN LOS RESULTADOS DE LOS ESTUDIO DE LA CALIDAD DEL AGUA EN EL PNE EN TRES SECCIONES. LA SECCIÓN 1 RESUME LOS RESULTADOS DE LA EVALUACIÓN A LAS AGUAS SUPERFICIALES EN EL PNE Y BOCA CHICA. LAS SUBSECCIONES PRESENTAN LOS RESULTADOS DE LOS PARÁMETROS ESPECÍFICAMENTE MEDIDOS DURANTE EL ESTUDIO. LA SECCIÓN 2 PRESENTA DATOS DEL ESTUDIO DE SEDI-MENTACIÓN EN ARRECIFES DE PROFUNDIDADES MEDIAS EN EL PNE Y BOCA CHICA. LA SECCIÓN 3 PRESENTA LOS RESULTADOS DE LA EVALUACIÓN DEL CRECIMIENTO DE LOS CORALES Y LA COMPOSICIÓN ISOTÓPICA DEL PNE.

SECCIÓN 1. CALIDAD DEL AGUA SUPERFICIAL

Interpretación de las diagramas de cajas

El objetivo del estudio fue describir las variaciones espaciales y temporales, según la ubicación, distancia a la costa, época del año y hora del día en el PNE y Boca Chica. Debido a las características estadísticas de los datos de calidad de agua (no normales, varianzas heterogéneas), se usaron diagramas de cajas y estadística no paramétrica para describir la variabilidad espacial y temporal o el régimen de cambio de los factores medidos.

Para ilustrar la interpretación de las diagramas de cajas, la Figura 5-1 muestra ejemplos de la prueba t de Student en tres clases. Los diagramas de cajas se desarrollaron a partir de datos hipotéticos (Tabla 5-1) en un intento de mostrar como las formas de las cajas de estos estadígrafos y las distribuciones (líneas horizontales) cambian en función de los datos. En este ejemplo hipotético, las tres clases estaban representadas por 10 estudiantes cada una. En la clase 1, los resultados de las pruebas variaron de 10 a 100. En el gráfico de la Figura 5-1, la mediana de la clase 1 está en el centro de la caja. Los resultados de la prueba en la clase 2 variaron de 40 a 100 y en la clase 3 de 10 a 100. Si se comparan los resultados de las diagramas de cajas en la Figura 5-1, se puede observar que las clases 1 y 3 presentan el mismo diapasón, pero diferentes percentiles, como es el caso de la mediana (50vo percentil), mientras que la clase 2 tiene una gama menor de valo-

range and different percentile values. The percentiles represent the percentage of scores below a certain value in this example. For example, the 90th percentile in Class 1 is 99, indicating that 90% of the scores in the class were below 90.9, or that 10% of the scores were higher than 99. The box plot for Class 3 is shaped differently from Class 1 because all but one score were less than or equal to 50. This simple example shows not only how the distribution of data values can affect the value of the horizontal lines on the box plot, but also the shape of the box plot.

As used in this study, box plots can be compared to illustrate differences in the variability regime and median values for the water quality parameters measured. They are used throughout this chapter to highlight spatial and temporal differences in surface water quality variables for PNE and Boca Chica. In terms of spatial characteristics in water quality, the shape of the box plots will represent the variability among stations, while for temporal characteristics, the shape of the plot will represent the variability among temporal periods (seasons, time of day).

Environmental conditions

General conditions in terms of wind speed and direction during the surface water quality sampling in PNE and Boca Chica are listed in Table 5-2. The three months surveyed (August, December and April) corresponded to differences in wind speed and direction, temperature, and precipitation:

- August – summer, wet season with winds predominately from the east,
- December – winter, dry season with winds predominately from the north-northeast, and
- April – warmer, dry season with winds predominately from the southeast.

res y diferentes percentiles. Los percentiles representan el porcentaje de datos por debajo de un determinado valor; en este ejemplo. El 90^{mo} percentil, por ej., en la clase 1 es 99, indicando que el 90% de los datos en la clase estaban por debajo 90.9, o lo que es lo mismo el 10% de los datos eran mayores que 99. Las diagramas de cajas para la clase 3 tienen formas diferentes a los de la clase 1, ya que todos los valores con excepción de uno eran menores o iguales a 50. Este ejemplo muestra no solo como la distribución de los datos puede afectar el valor de las líneas horizontales en las diagramas de cajas, sino también la forma de las cajas.

Al igual que en este estudio, las diagramas de cajas pueden compararse para ilustrar diferencias en la mediana y los regímenes de variabilidad de los factores medidos para determinar la calidad del agua. Este tipo de análisis fue utilizado a lo largo de este capítulo para destacar diferencias temporales y espaciales de las variables de calidad del agua superficial en el PNE y Boca Chica. Desde el punto de vista espacial, la forma de las diagramas de cajas representaría la variabilidad entre estaciones, mientras que en las variaciones temporales, representaría la variabilidad entre períodos de tiempo (estaciones, hora del día).

Condiciones ambientales

Las condiciones generales de la dirección y velocidad de viento durante los muestreos se presentan en la Tabla 5-2. Los tres meses estudiados (agosto, diciembre y abril) recogen las diferencias en la dirección y velocidad del viento, temperatura y precipitación:

- Agosto - verano, temporada de lluvia, con vientos predominantes del este,
- diciembre - invierno, temporada de seca con vientos predominantes del norte-noreste, y
- abril – cálido, estación de seca, con vientos predominantes del sureste.

La velocidad de viento fue máxima al final de la tarde, con usuales vientos de 7-10 nudos durante los muestreos realizados al anochecer (1600-1900 horas).

Table 5-1. Example test scores to illustrate the interpretation of box plots used in this study. Data represent hypothetical scores of ten students in three classes. *Tabla 5-1. Ejemplo para explicar la interpretación de los diagramas de cajas utilizados en este estudio. Los datos representan los resultados hipotéticos de 10 estudiantes en tres clases diferentes.*

Student #	Class 1	Class 2	Class 3
1	10	40	10
2	20	50	20
3	30	60	20
4	40	60	30
5	50	70	30
6	60	70	40
7	70	80	40
8	80	80	50
9	90	90	50
10	100	100	100
Minimum	10	40	10
10th percentile	11	41	11
25th percentile	22.5	52.5	20
50th percentile (median)	55	70	35
75th percentile	77.5	80	47.5
90th percentile	99	99	95
Maximum	100	100	100

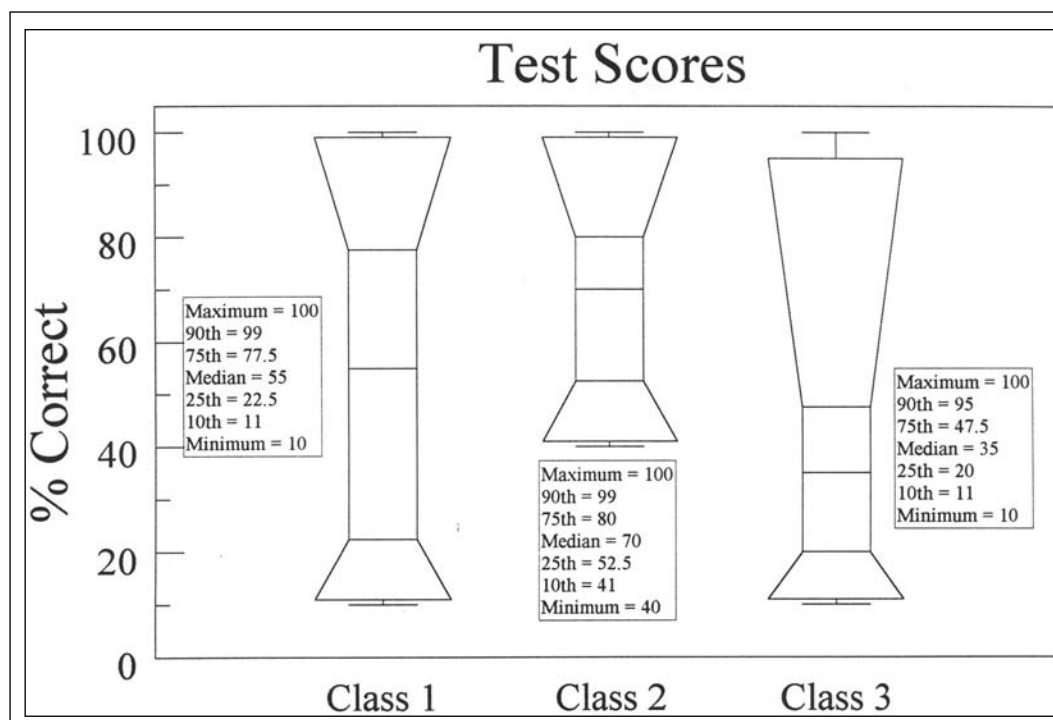


Figure 5-1. Box plot example using hypothetical test scores for three classes, representing ten scores in each class. Note that the shape of each plot represents the distribution of test scores around the median. *Figura 5-1. Ejemplos de diagramas de cajas de estadígrafos utilizando resultados hipotéticos de tres clases, con diez puntajes para cada clase. Nótese que la forma de cada caja representa la distribución de los resultados alrededor de la mediana.*

Wind speed was greatest in the late afternoon, with 7–10 knot winds generally present during dusk sampling (1600–1900 hours).

Surface water quality data gathered for seven parameters at 40 stations in PNE and ten stations in Boca Chica are summarized in the following Appendices:

- Appendix E: Seasonal variations in PNE and Boca Chica,
- Appendix F: Spatial variations by region,
- Appendix G: Spatial variations by distance from shore in PNE, and
- Appendix H: Spatial variations by distance from shore in Boca Chica.

The reader can refer to these tables for specific values concerning the number of observations, range, median, and percentiles. The following paragraphs summarize spatial and temporal variations for the following water quality parameters: salinity, temperature, dissolved oxygen, turbidity, total nitrogen, total phosphorus, and chlorophyll-a concentration.

Salinity

Salinity showed some evidence of seasonal change from August to April in PNE and Boca Chica (Figure 5-2). Salinity ranged from 35.8–38.1 ‰ in PNE and 35.6–37.0 ‰ in Boca Chica during the study. Median salinity in PNE was lowest during August (36.2 ‰) and greatest during April (37.3 ‰). Median salinity in Boca Chica was also greatest during April (36.9 ‰), but lowest during December (36.1 ‰). There was greater salinity variability in PNE than in Boca Chica, particularly during December and April, a pattern that likely reflects the greater depth range surveyed in the park.

Regional variations in salinity were evaluated by comparing five sampling areas differing in location and envi-

Los datos de la calidad del agua superficial colectados para 7 factores en 40 estaciones del PNE y 10 estaciones de Boca Chica, se resumen en los apéndices siguientes:

- Apéndice E: variaciones estacionales en el PNE y Boca Chica,
- Apéndice F: variaciones espaciales por región,
- Apéndice G: variaciones espaciales según la distancia a la costa en el PNE, y
- Apéndice H: variaciones espaciales según la distancia a la costa en Boca Chica.

El lector puede remitirse a estas tablas para valores específicos en cuanto al número de observaciones, límites, mediana y percentiles. Los párrafos siguientes analizan las variaciones espaciales y temporales para las siguientes variables de calidad del agua: salinidad, temperatura, oxígeno disuelto, turbidez, nitrógeno total, fósforo total y concentración de clorofila *a*.

Salinidad

La salinidad mostró cierta evidencia de cambio estacional de agosto a abril en el PNE y Boca Chica (Figura 5-2), con valores que fluctuaron entre 35.8 y 38.1 ‰ el PNE y entre 35.6 y 37.0 ‰ en Boca Chica durante este estudio. En el PNE, la mediana de la salinidad fue menor en agosto (36.2 ‰) y mayor en abril (37.33 ‰). La mediana de la salinidad en Boca Chica fue también mayor en abril (36.9 ‰), pero menor en diciembre (36.1 ‰). Hubo una variabilidad mayor en el PNE que en Boca Chica, particularmente en diciembre y abril; este patrón refleja probablemente un diapasón mayor de profundidad en el parque.

Se estudió la variación regional de la salinidad comparando 5 áreas de muestreo que diferían en ubicación y características ambientales: Boca Chica, noroeste del PNE, oeste de Isla Saona, suroeste Isla Saona y Canal de Catuano. La mediana y la variabilidad de la salinidad fueron muy similares entre la mayoría de las regiones (Figura 5-3). La mediana de la salinidad durante el período muestreo fue menor frente al oeste de Isla Saona (36.4 ‰) y mayor en el Canal de Catuano (37.4

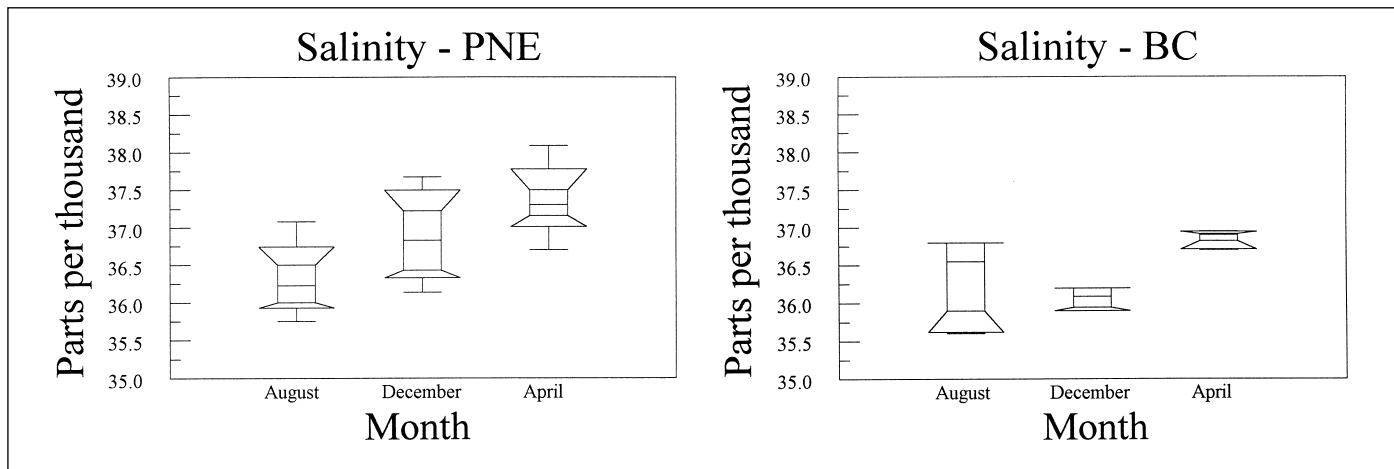


Figure 5-2. Seasonal variations in sea surface salinity (‰ or ppt) in Parque Nacional del Este (PNE) and Boca Chica (BC). Note the greater median salinity in PNE during December and April, reflecting low fresh water input from precipitation and runoff. *Figura 5-2. Variación estacional de la salinidad superficial (‰ o ppm) en las aguas de Boca Chica (BC) y el Parque Nacional del Este (PNE). Nótese que la mediana más alta de la salinidad ocurrió en diciembre y abril en el PNE, lo que refleja el escaso aporte de agua dulce de las precipitaciones y el drenaje.*

ronmental characteristics: Boca Chica, northwestern PNE, western Isla Saona, southwestern Isla Saona, and Canal de Catuano. The median and variability in salinity were highly similar among most regions (Figure 5-3). Median salinity during the sampling period was lowest off western Isla Saona (36.4 ‰) and greatest in the Canal de Catuano (37.4 ‰). Salinity variability was also greatest in the Canal de Catuano (35.8-38.1 ‰).

The median and range in salinity in PNE and Boca Chica did not vary greatly from 50 m to 2 km offshore (Figure 5-4). The median salinity in PNE with distance from shore only ranged from 36.6 to 36.8 ‰. In Boca Chica, the variation in the median was slightly greater, with a median of 36.2 ‰ at the 100 m station and 36.8 ‰ at the 1 km station.

Temperature

Sea surface temperature exhibited relatively high variation with respect to the spatial and temporal factors investigated. Temperatures during the study ranged from 23.0–30.5 °C in PNE and 25.6–30.0 °C in Boca Chica. Seasonal temperature variations were apparent (Figure 5-5). The median temperature in PNE was lowest during December (25.9 °C) and greatest during August (28.3 °C). In Boca Chica, temperature was lowest during April and December (26.1–26.3 °C) and greatest during August (29.0 °C). Relative to Boca Chica, temperature in PNE was more variable, probably indicative of the greater depth range surveyed in the park.

Spatial variations in sea surface temperature by region indicated the greatest variability (23.0–29.3 °C) and highest median temperature (27.5 °C) in the Canal de Catuano (Figure 5-6). The median temperature and range were lowest in Boca Chica.

Spatial variations in sea surface temperature by distance from shore illustrated lower variability offshore, reflecting the greater thermal stability of deeper waters (Figure 5-7).

‰). La variabilidad de la salinidad fue también mayor en el Canal de Catuano (35.8-38.1 ‰).

Los límites y mediana de la salinidad en el PNE y Boca Chica no variaron grandemente entre 50 m y 2 km mar afuera (Figura 5-4): la mediana de en el PNE solo varió de 36.6 a 36.8 ‰, mientras que en Boca Chica fue ligeramente mayor, con un valor de 36.2 ‰ en la estación a 100 m y 36.8 ‰ a 1 km.

Temperatura

La temperatura del agua superficial exhibió una variación relativamente alta con respecto a los factores espaciales y temporales analizados. La temperatura durante el periodo de estudio fluctuó entre 23.0 y 30.5 °C en el PNE y entre 25.6 y 30.0 °C en Boca Chica. Las variaciones estacionales de la temperatura fueron evidentes (Figura 5-5). La mediana de la temperatura en el PNE fue menor en diciembre (25.9 °C) y mayor en agosto (28.3 °C). En Boca Chica, la temperatura fue menor en abril-diciembre (26.1-26.3 °C) y más alta en el último mes (29.0 °C). En relación con Boca Chica, la temperatura en el PNE fue más variable, indicativo probablemente de una mayor amplitud de profundidades muestreadas en el parque.

Las variaciones espaciales de la temperatura del agua indicó un mayor variabilidad (23.0-29.3 °C) y una mayor mediana (27.5 °C) en el Canal de Catuano (Figura 5-6). Tanto la variabilidad como la mediana fueron menores en Boca Chica.

Las variaciones con la distancia a la costa mostraron una menor variabilidad mar afuera, reflejando la mayor estabilidad térmica de las aguas más profundas (Figura 5-7). La mediana y la amplitud de la temperatura fue mayor a los 50 m de la costa y menor a los 2 km de la costa en el PNE. Este patrón no fue tan evidente en Boca Chica, ya que no se realizaron estaciones menos profundas que 10 m.

Las variaciones diurnas en la temperatura se analizaron a través de los cambios en la media en cada sitio (región o distancia a la costa) y época del año. Cuando se analizaron por región y época del año, la variación diurna presentó una variabilidad mayor en agosto (Figura 5-8). La variación diurna fue particularmente alta (1.5 °C) en el Canal de Catuano en agosto y diciembre, y menor en Boca Chica (< 0.7 °C) a