

The mission of The Nature Conservancy is to preserve plants, animals, and natural communities that represent the diversity of life on Earth by protecting the lands and waters they need to survive.

Since 1951, the Conservancy has worked with local conservationists both in the United States and internationally to identify and protect critical habitat. As a global organization, The Nature Conservancy has been instrumental in protecting more than 92 million acres of land in 29 countries around the world. Internationally, The Nature Conservancy assists countries, through partnerships, to build the capacity and commitment to conserve their biological diversity, and the natural systems necessary to sustain life. The work presented here is part of that overall system.

This major study of Parque Nacional del Este, a large protected area on the southeastern coast of the Dominican Republic, funded largely by the U.S. Agency for International Development, provides a case evaluation of the status of water quality and management implications in Caribbean marine protected areas. The project involved a multitude of Dominican and U.S. conservation organizations to document the status of water quality and corals as environmental indicators in one of the largest coastal national parks in the Caribbean. This book is one of three in a series, complemented by fisheries and reef conservation assessments, on science tools for marine park management. This book is the detailed and illustrated report of the carefully research study of the park.

The book contains much background information on water quality in tropical coastal areas and summarizes current problems in the Caribbean. It also serves to highlight the indications of water quality degradation in tropical coastal areas and the management implications for the sustainable use of coastal resources. It is hoped that the book will serve as a learning tool for conservation and management initiatives in other coastal protected areas in the region.

La misión de The Nature Conservancy es preservar las plantas, animales y comunidades naturales que representan la diversidad de vida en la Tierra, mediante la protección de las tierras y aguas que éstos necesitan para sobrevivir.

Desde 1951, The Nature Conservancy trabaja con profesionales de la conservación locales en los Estados Unidos y a nivel internacional para identificar y proteger hábitat crítico. Como organización global, The Nature Conservancy ha sido una pieza fundamental en la protección de casi 42 millones de hectáreas en 29 países en todo el mundo. The Nature Conservancy trabaja con organizaciones socias para desarrollar su capacidad y compromiso de conservar la diversidad biológica y los sistemas naturales necesarios para mantener la vida. El trabajo presentado aquí es parte integral de este sistema.

Este importante estudio del Parque Nacional del Este, una extensa área protegida en la costa sureste de la República Dominicana, financiado en gran parte por la Agencia para el Desarrollo Internacional de los Estados Unidos, presenta la evaluación del estado de la calidad del agua y sus consecuencias para el manejo de las áreas protegidas del Caribe. Este proyecto incluyó a numerosas organizaciones conservacionistas de la República Dominicana y de los Estados Unidos que documentaron el estado de la calidad del agua y los corales en uno de los parques nacionales costeros más grandes del Caribe. Este volumen es parte de una serie de tres documentos (que también incluye evaluaciones sobre la pesca y sobre los arrecifes coralinos) para asistir en el manejo de parques marinos. Este volumen presenta un informe detallado e ilustrado de la cuidadosa investigación que se llevó a cabo en el parque.

Este libro contiene mucha información esencial sobre la calidad del agua y resume los problemas actuales en el Caribe. También sirve para destacar algunos de los indicadores de la degradación de la calidad del agua en las zonas costeras tropicales y las consecuencias en el manejo para el uso sostenible de los recursos costeros. Esperamos que este libro sirva como un documento de aprendizaje para las iniciativas de conservación y manejo en otras zonas costeras protegidas en la región.

Water Quality Conservation in Marine Protected Areas
Conservación de la calidad del agua en áreas marinas protegidas



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 Maria Bello y Georgina Bustamante

Vol. II



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

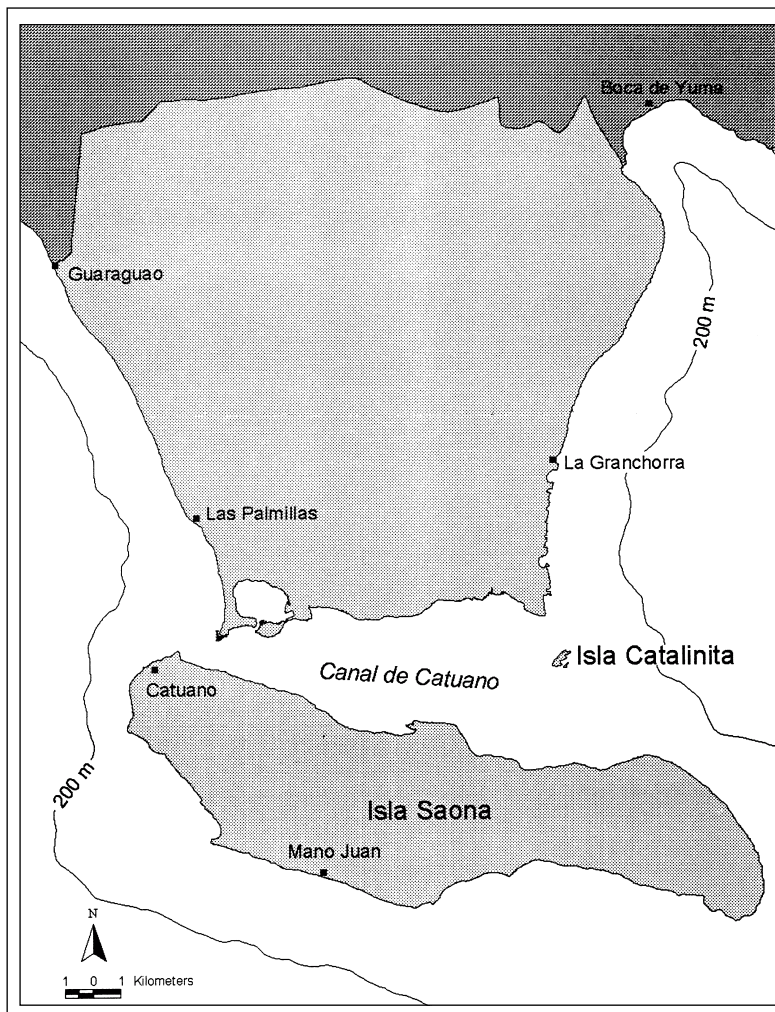


Figure 1-1. Parque Nacional del Este, southeastern coast of the Dominican Republic. The terrestrial area of the park is highlighted in light gray. *Figura 1-1. Parque Nacional del Este, costa sureste de la República Dominicana. El área terrestre del parque aparece sombreada en color gris claro.*

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

consecutivamente 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.

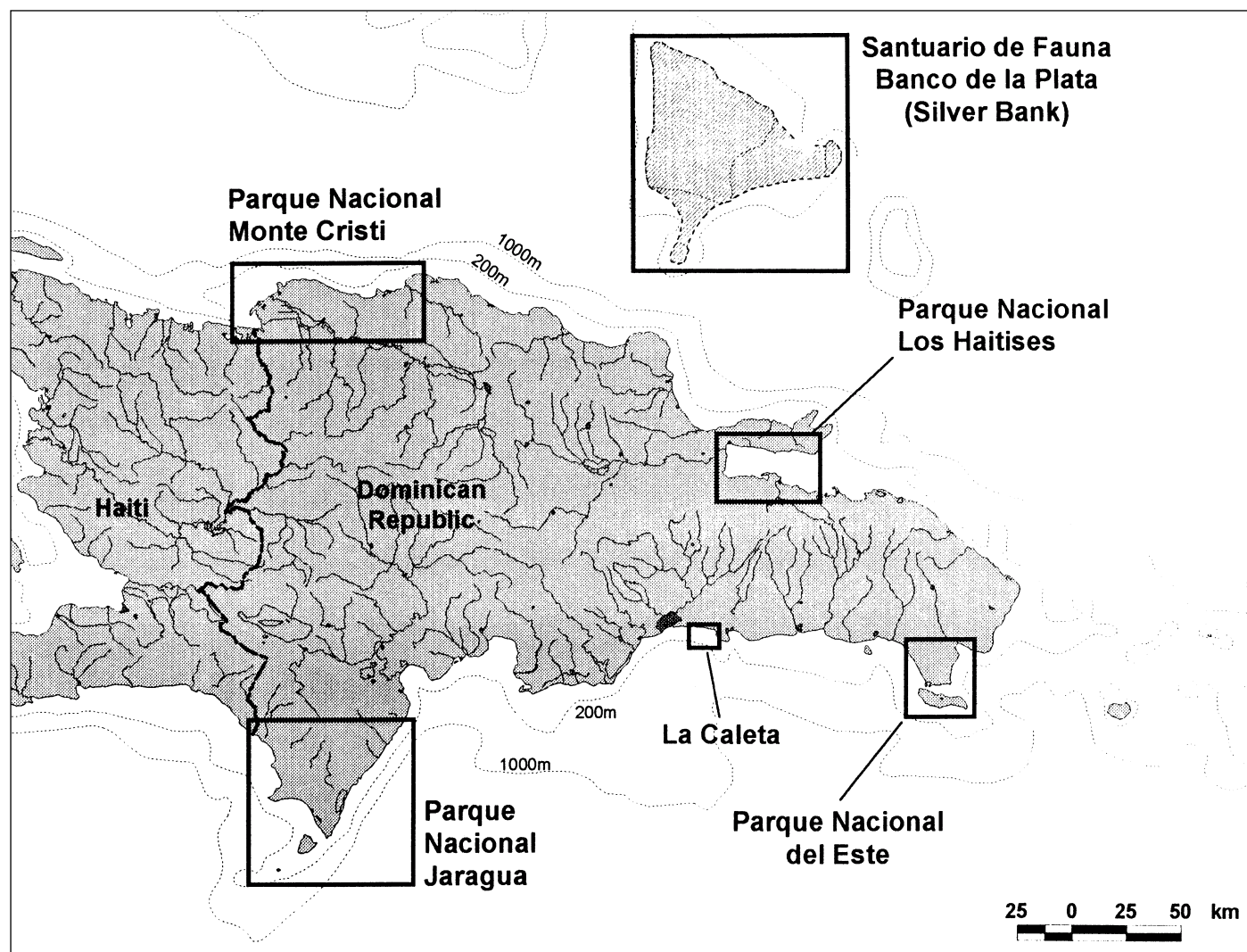


Figure 1-2. General location of coastal national parks in the Dominican Republic. *Figura 1-2. Ubicación general de los parques nacionales costeros en la República Dominicana.*

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

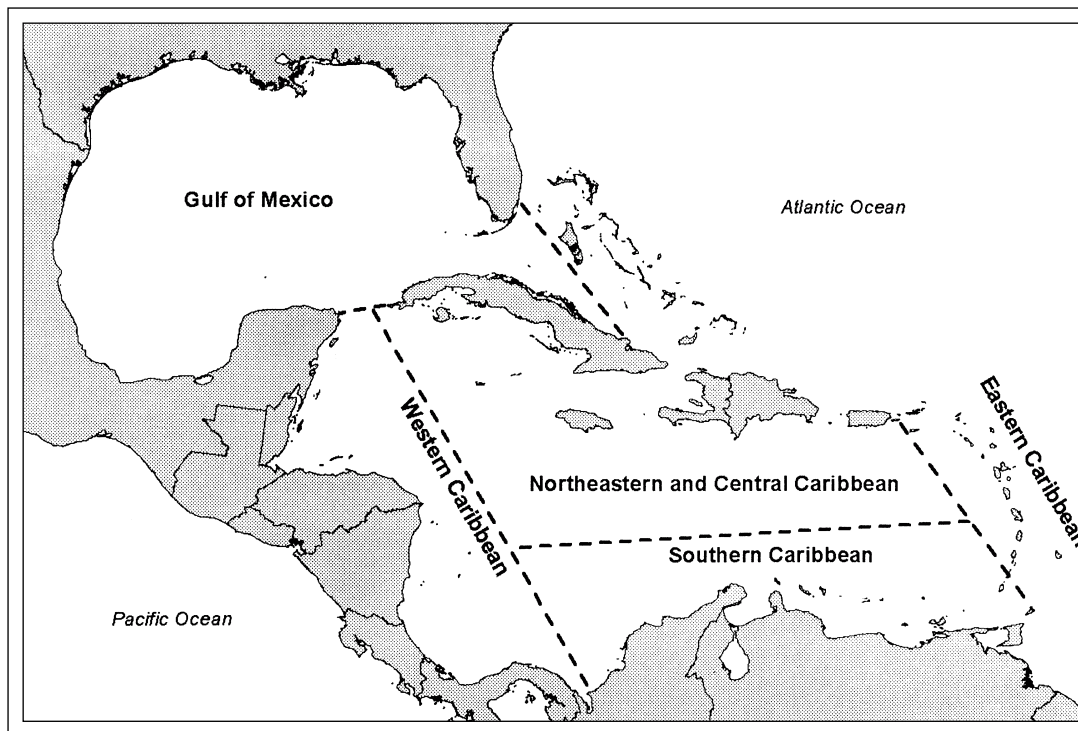


Figure 1-4. Regions of the tropical western Atlantic (wider Caribbean) as used by UNEP (1994) to review land-based sources of pollution. *Figura 1-4. Regiones del Atlántico occidental (gran Caribe) utilizadas por la UNEP (1994) para la revisión de fuentes de contaminación terrestres.*

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 eutrofización 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.

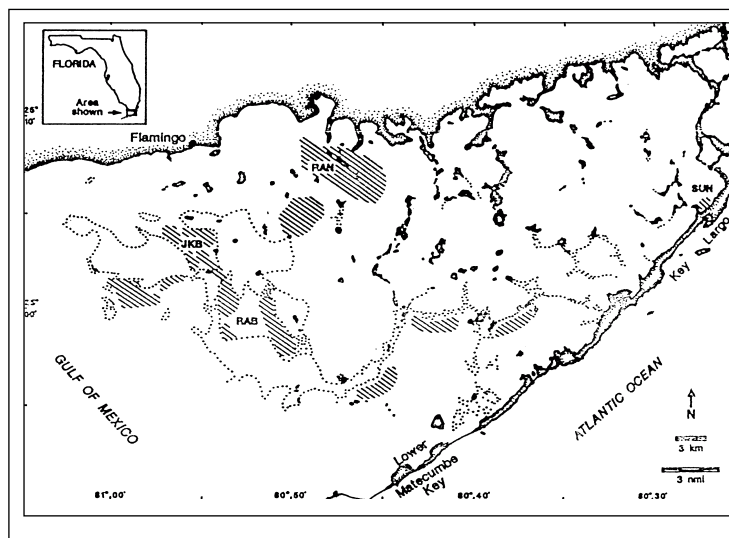


Figure 1-5. Basins of Florida Bay, USA, affected by turtle grass (*Thalassia testudinum*) die-off (from Carlson et al., 1994). Basin areas are: Johnson Key Basin (JKB), Rankin Lake (RK), Rabbit Key Basin (RAB), and Sunset Cove (SUN). Hatched marks indicate where mortality has occurred. Copyright © 1994 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 pore-waters 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

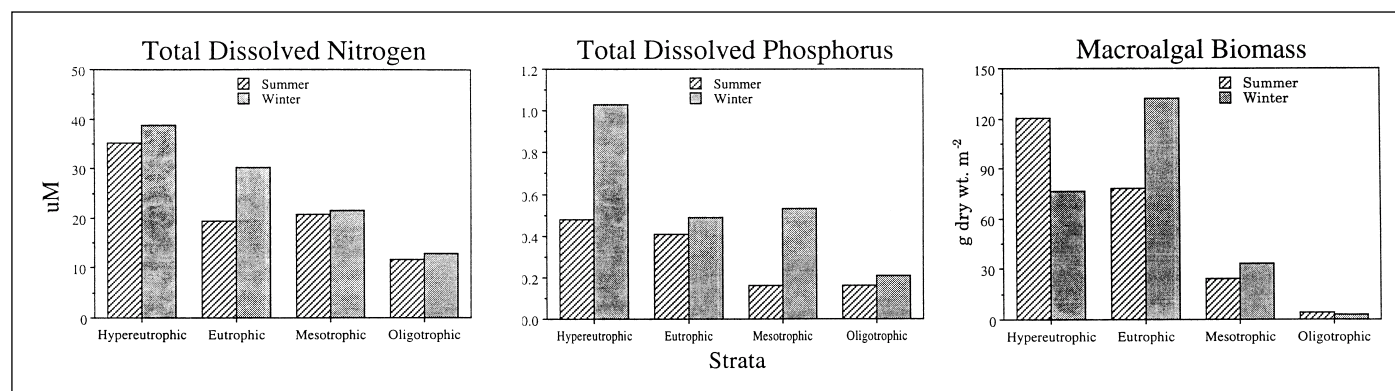


Figure 1-6. Abundance of mat-forming algae (g dry weight/m²) in relation to total dissolved phosphorus and total dissolved nitrogen concentrations (in micromolar units, µM) in nearshore waters of the Florida Keys, USA (data from Lapointe et al., 1994). Hyper-eutrophic stations receive direct impacts 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

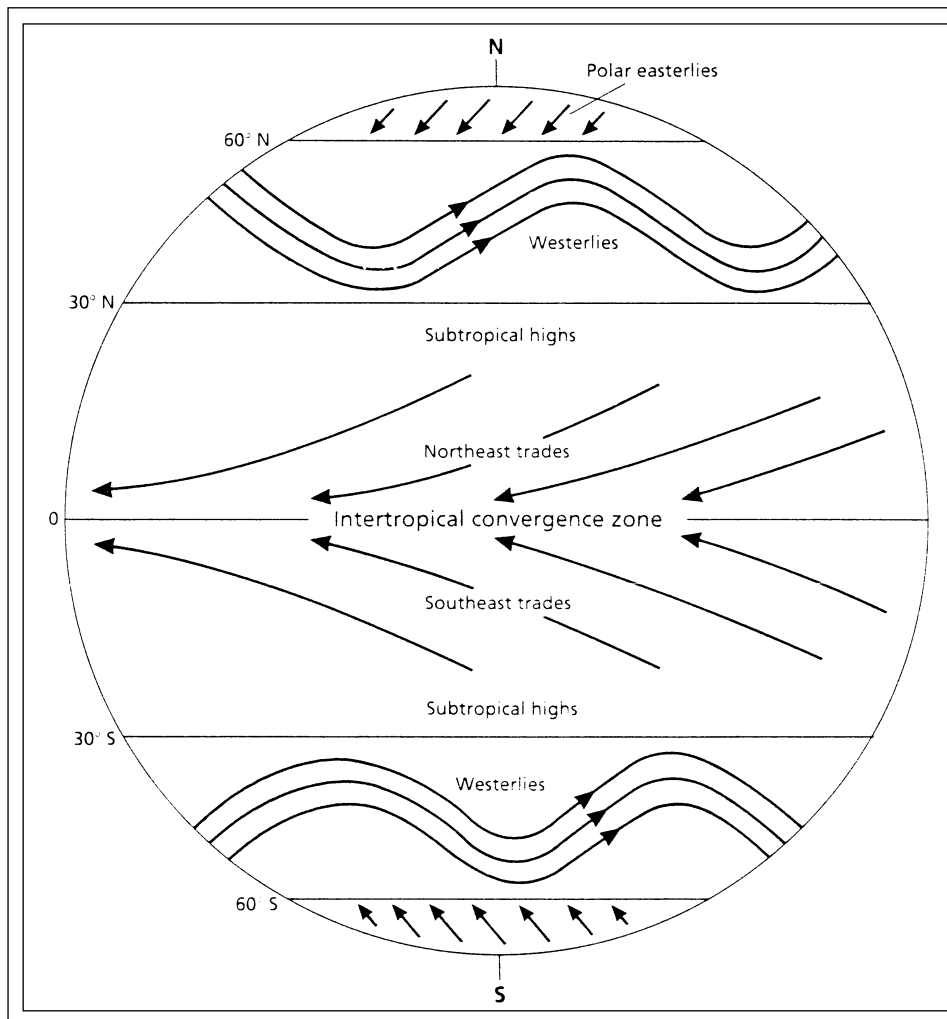


Figure 2-1. Major wind systems of the world (from Mann and Lazier, 1991). All of the major surface currents in the oceans are created by the drag of the wind on the surface of the water. Copyright © 1991 by Blackwell Scientific Publications, Cambridge, MA. Used with permission. Figura 2-1. Principales 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-

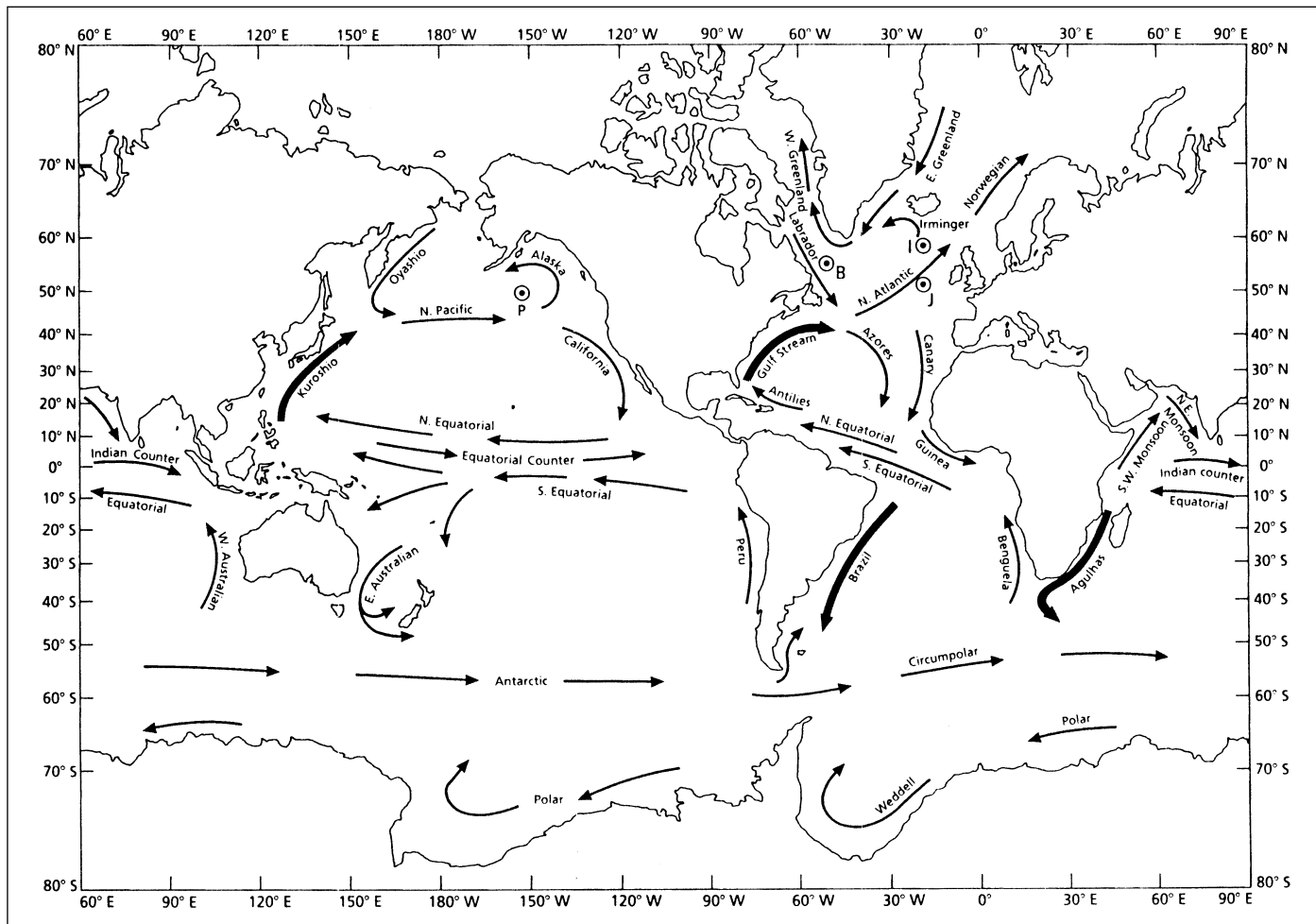


Figure 2-2. Principal surface currents of the world's oceans (from Mann and Lazier, 1991). Western boundary currents such as the Gulf Stream are emphasized. Copyright © 1991 by Blackwell Scientific Publications, Cambridge, MA. Used with permission. *Figura 2-2. Principales corrientes de superficie de 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

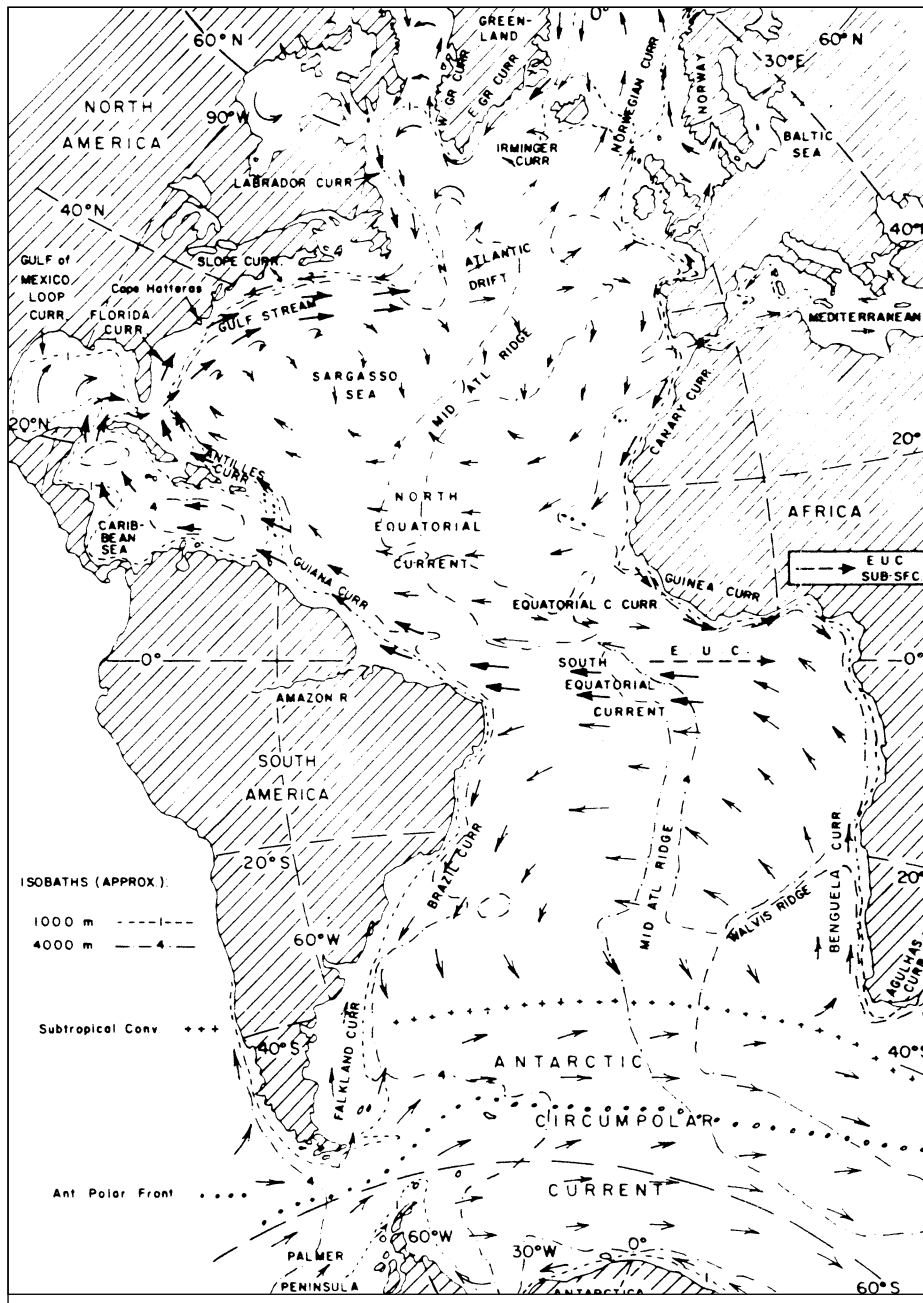


Figure 2-3. Surface circulation in the Atlantic Ocean (from Pickard and Emery, 1990. Descriptive physical oceanography, 5th edition). Note that surface circulation in the southeastern Dominican Republic is strongly influenced by the Antilles Current and the Guiana Current. Copyright © 1990 by Butterworth 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

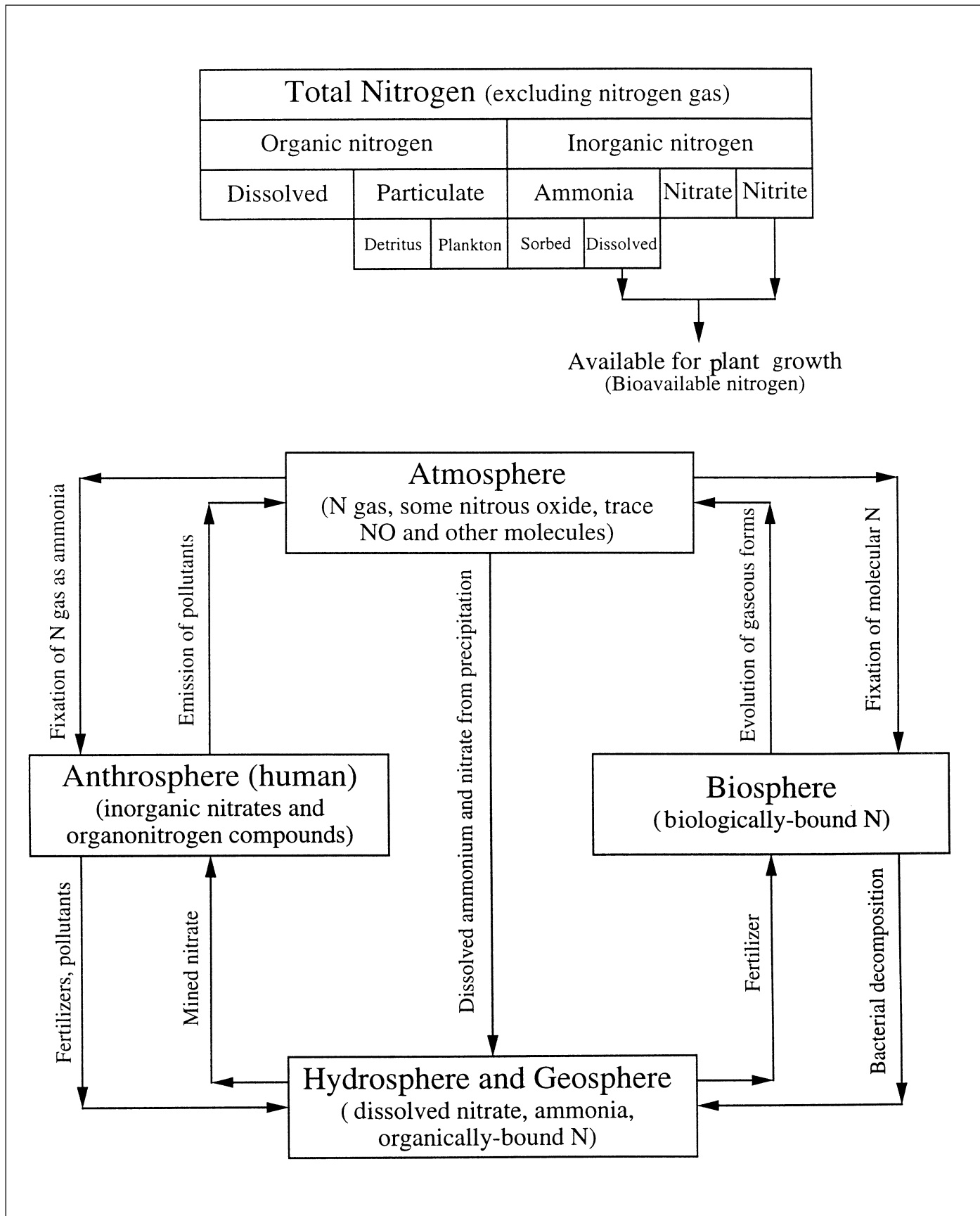


Figure 2-4. Constituents of nitrogen (top) and elements of the nitrogen cycle (bottom). Note that the nitrogen cycle is unique in that it contains a significant gaseous phase and is partly mediated by biological processes. *Figura 2-4. Formadores de nitrógeno (arriba) y elementos del ciclo de nitrógeno (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 productos 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),

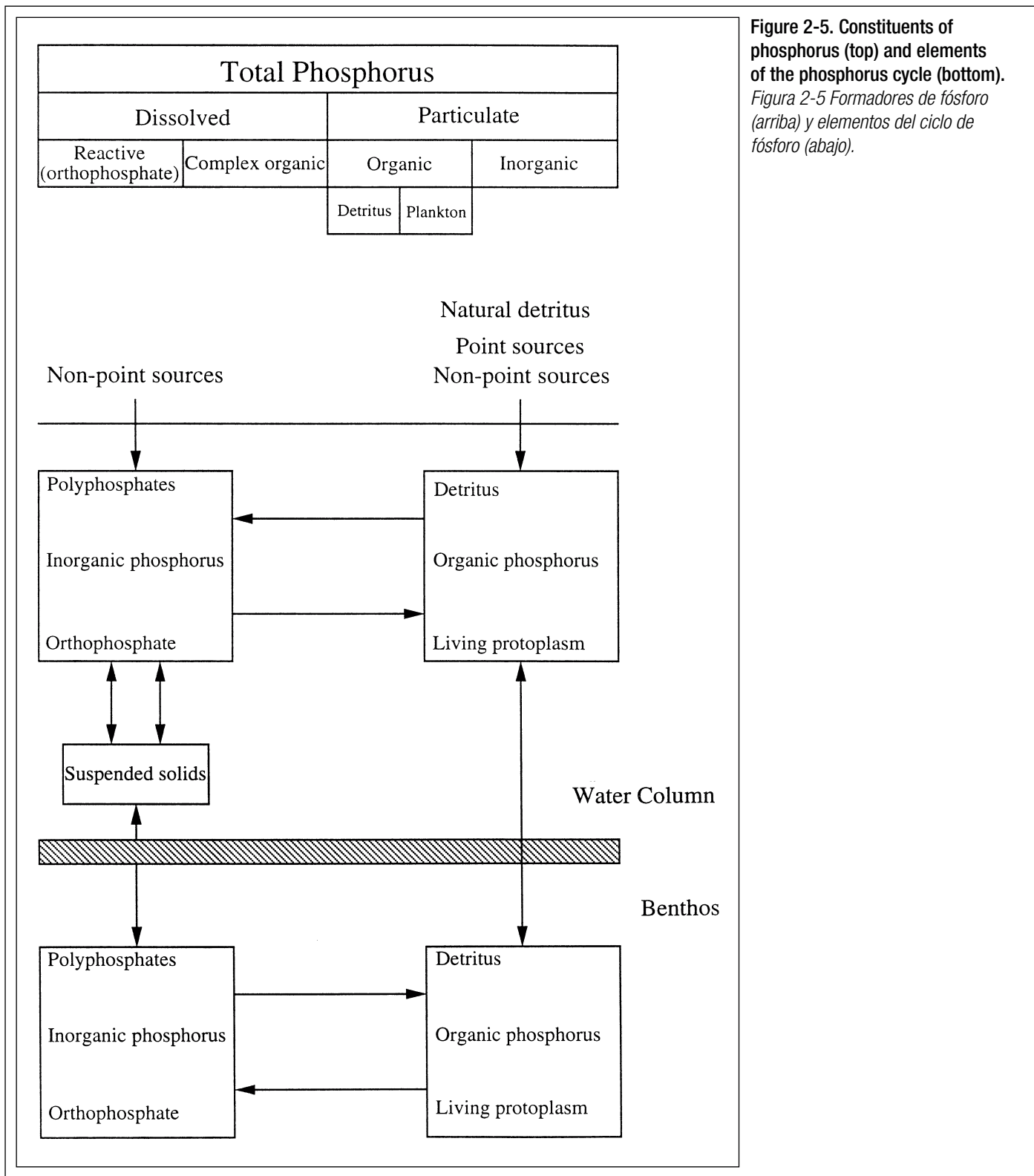


Figure 2-5. Constituents of phosphorus (top) and elements of the phosphorus cycle (bottom).
Figura 2-5 Formadores de fósforo (arriba) y elementos del ciclo de fósforo (abajo).

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 (Bonnely 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 (Bonnely 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 Guaraguao 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

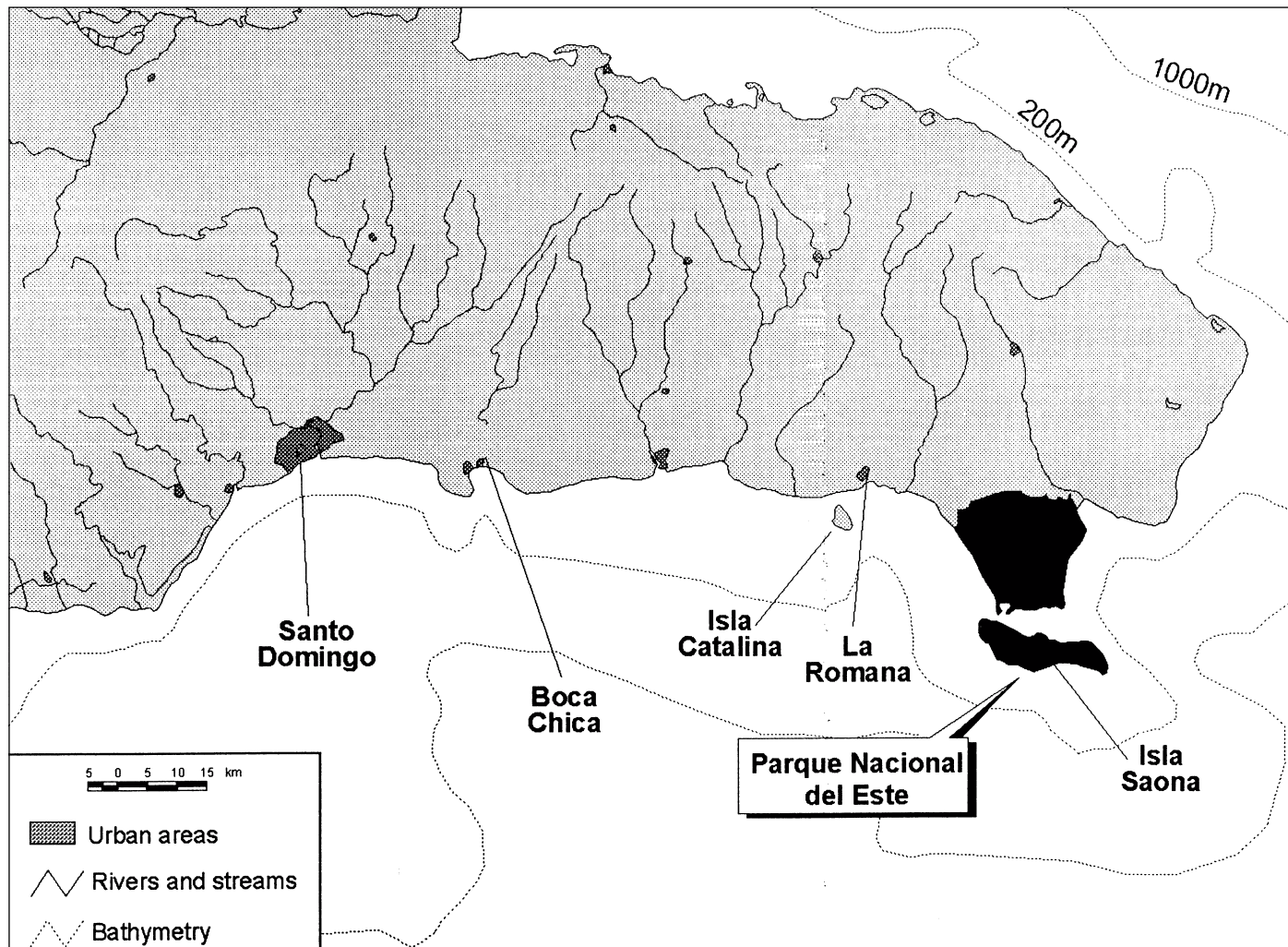


Figure 3-1. General location of water quality and coral growth study areas on the southern coast of the Dominican Republic. The terrestrial area of Parque Nacional del Este is emphasized in black shading. *Figura 3-1. Ubicación general de las áreas de estudio de calidad de agua y crecimiento de corales 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 el 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

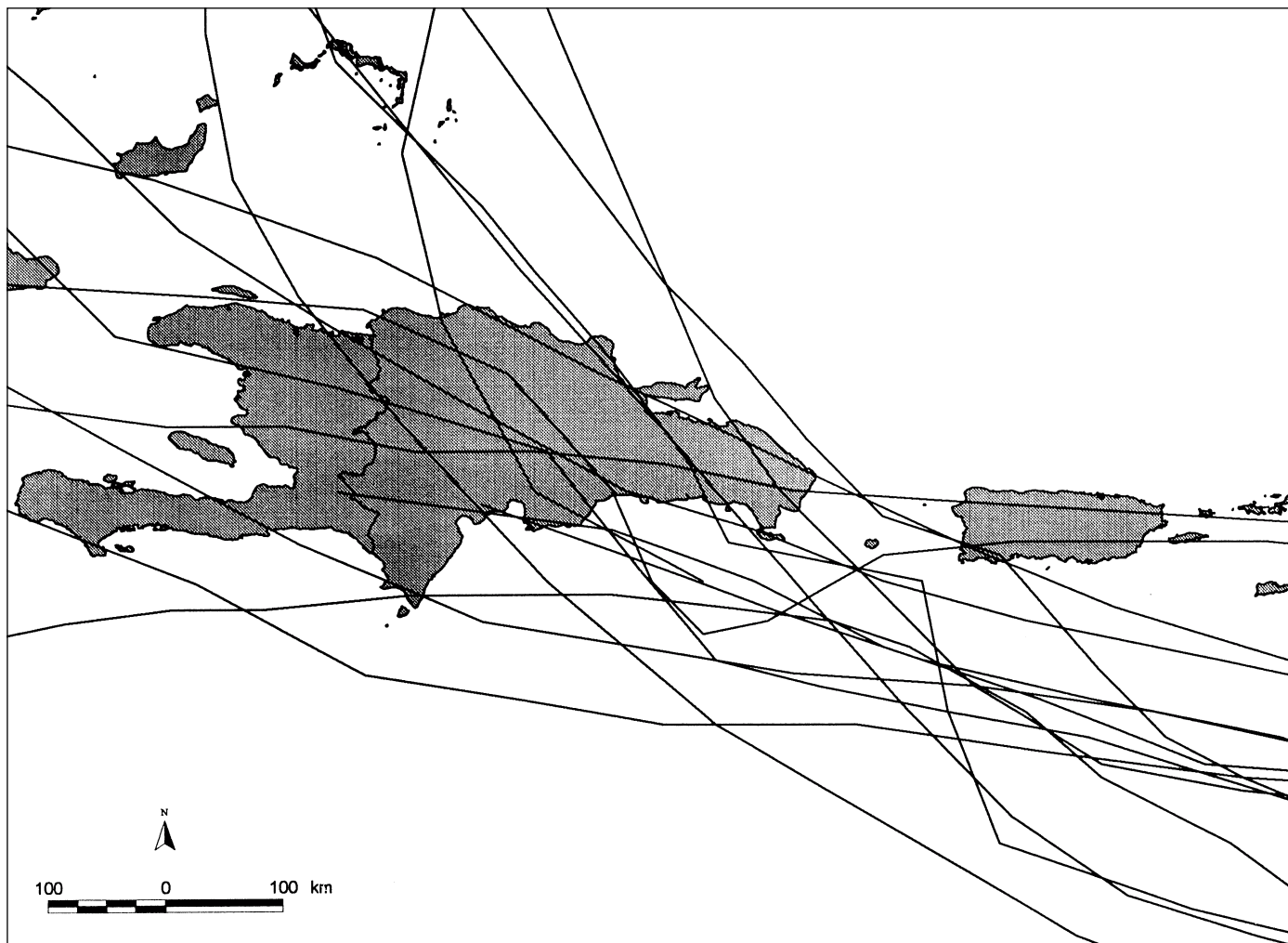


Figure 3-2. Tropical storm paths within 200 km of Parque Nacional del Este and Boca Chica, southern coast of the Dominican Republic, from 1944 to 1996. Data from Internet sites <http://wxp.atms.purdue.edu/hurricane/atlantic> and <http://www.nhc.noaa.gov/tracks.html>.

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.

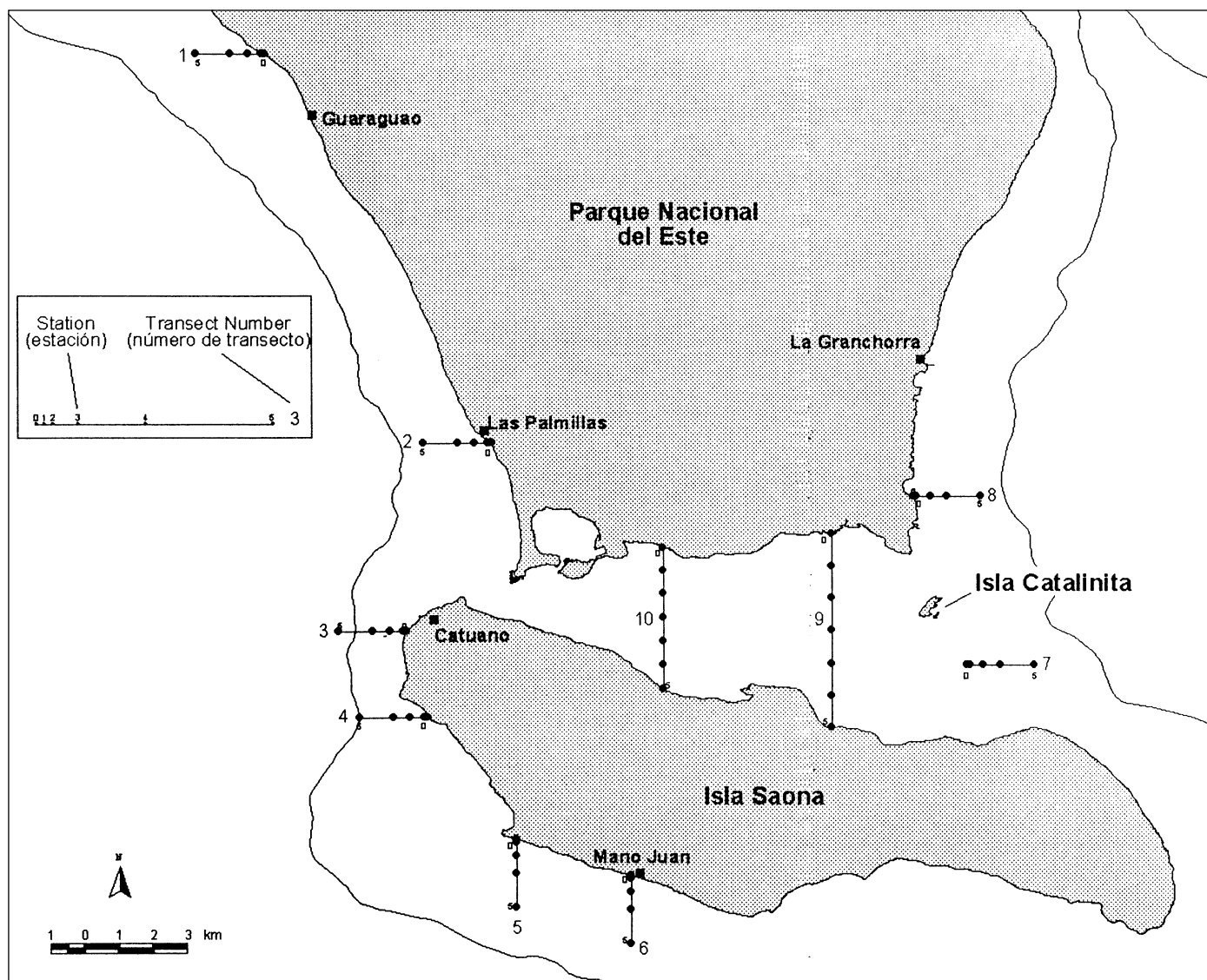


Figure 4-1. Location of surface water quality stations in Parque Nacional del Este during August 1996 to April 1997. Note that transect numbers 7–8 were not surveyed due to inclement weather. Except for transects 9–10, station number 0 on each transect is the shoreline, while station number 5 is 2 km 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

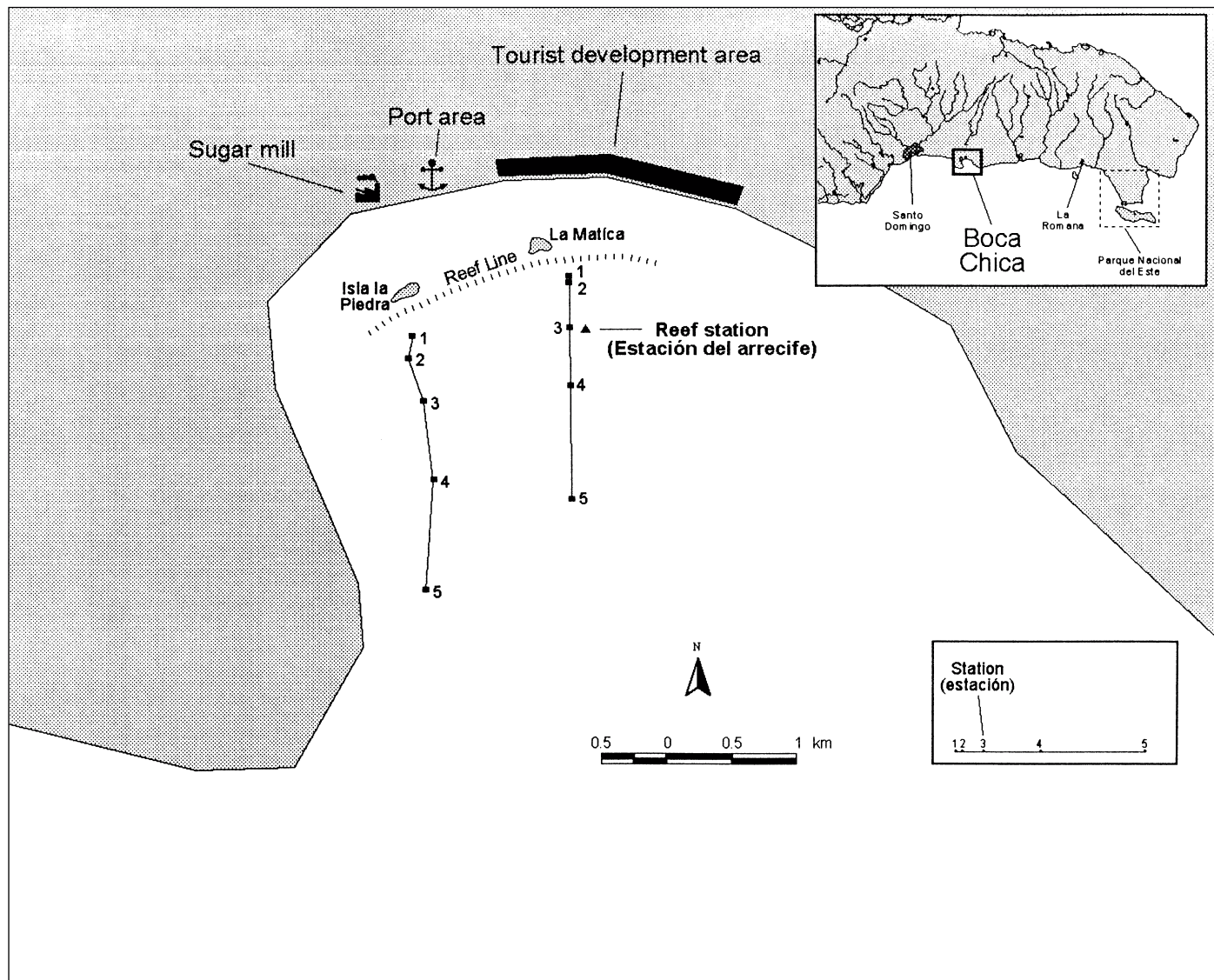


Figure 4-2. Location of surface water quality stations in Boca Chica during August 1996 to April 1997. All stations were located seaward of the barrier reef (labeled as the reef line). Isla la Piedra is a fill island and La Matica is a mangrove island overlying a coral rubble substratum. The tourist 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).

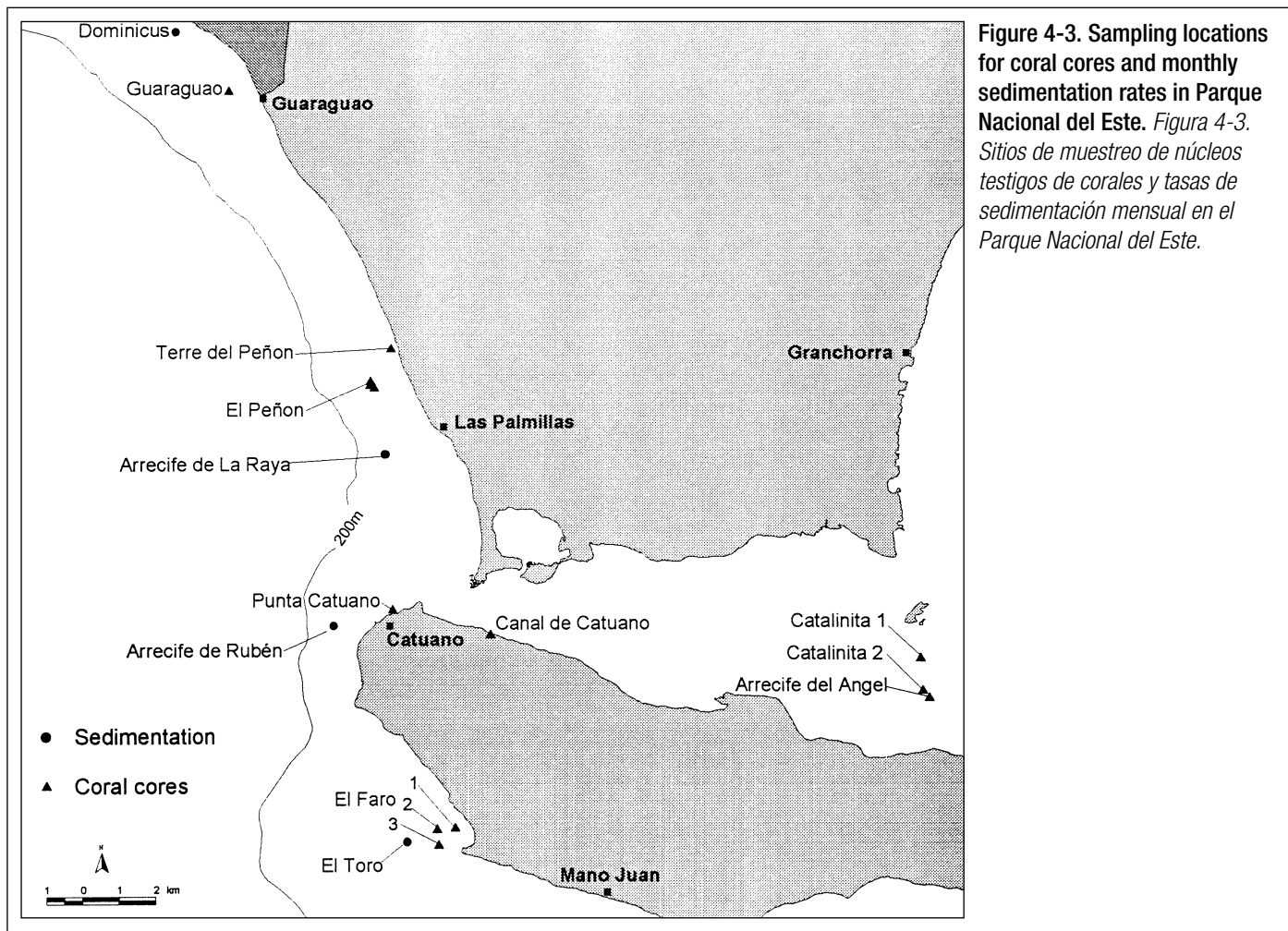


Figure 4-3. Sampling locations for coral cores and monthly sedimentation rates in Parque Nacional del Este. *Figura 4-3. Sitios de muestreo de núcleos testigos de corales y tasas de sedimentación mensual en el Parque Nacional del Este.*

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 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

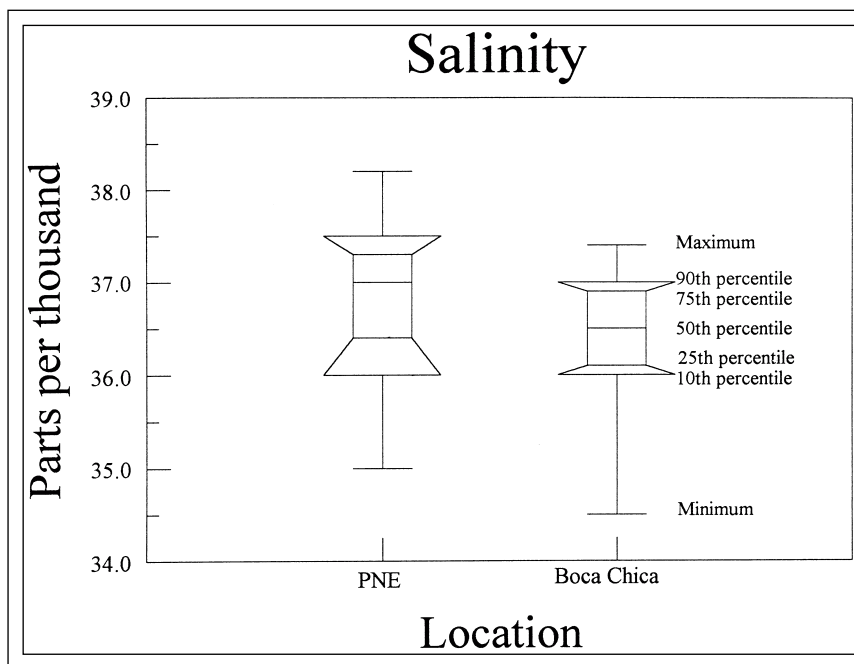


Figure 4-6. Example box plots of sea surface salinity (‰ or ppt) in Parque Nacional del Este (PNE) and Boca Chica. Box plots, also referred to as stem-and-leaf plots, are a powerful statistical tool for analyzing water quality information. Horizontal lines on the plot represent the range (minimum and 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 (~87 °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

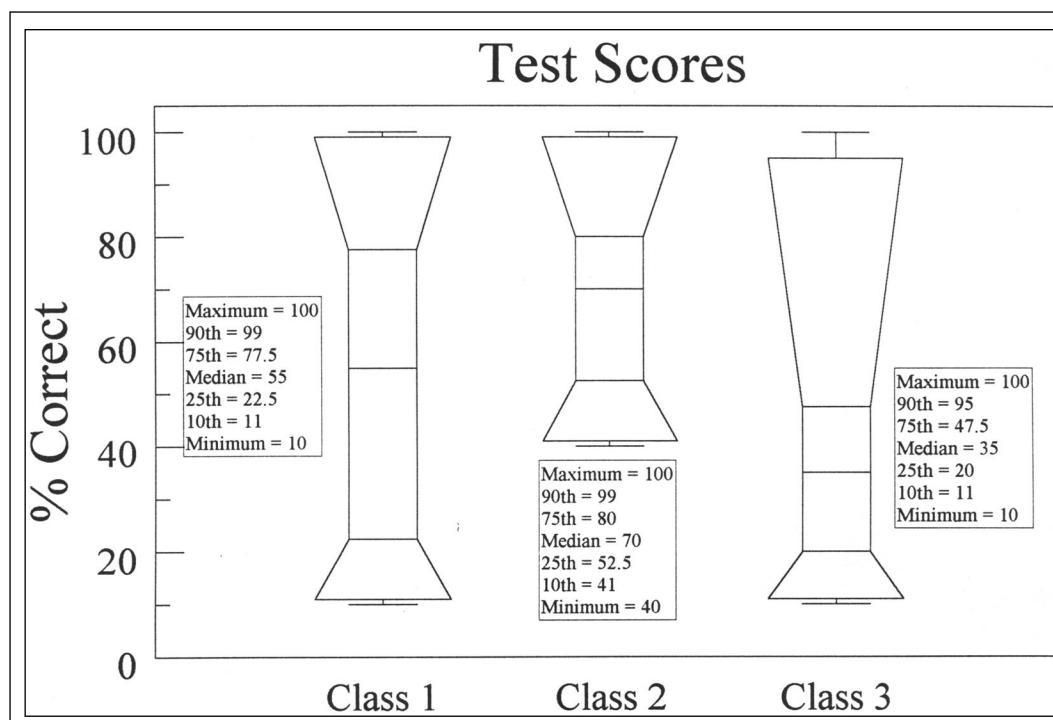


Figure 5-1. Box plot example using hypothetical test scores for three classes, representing ten scores in each class. Note that the shape of each plot represents the distribution of test scores around the median. *Figura 5-1. Ejemplos de diagramas de cajas de estadígrafos utilizando resultados hipotéticos 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

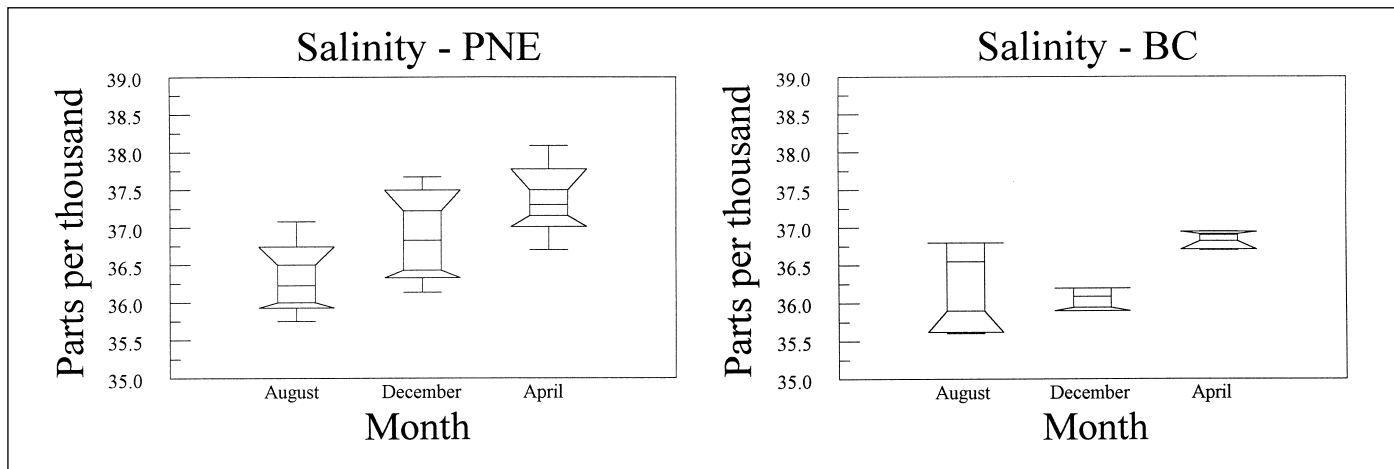


Figure 5-2. Seasonal variations in sea surface salinity (‰ or ppt) in Parque Nacional del Este (PNE) and Boca Chica (BC). Note the greater median salinity in PNE during December and April, reflecting low fresh water input from precipitation and runoff. Figura 5-2. Variación estacional de la salinidad 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

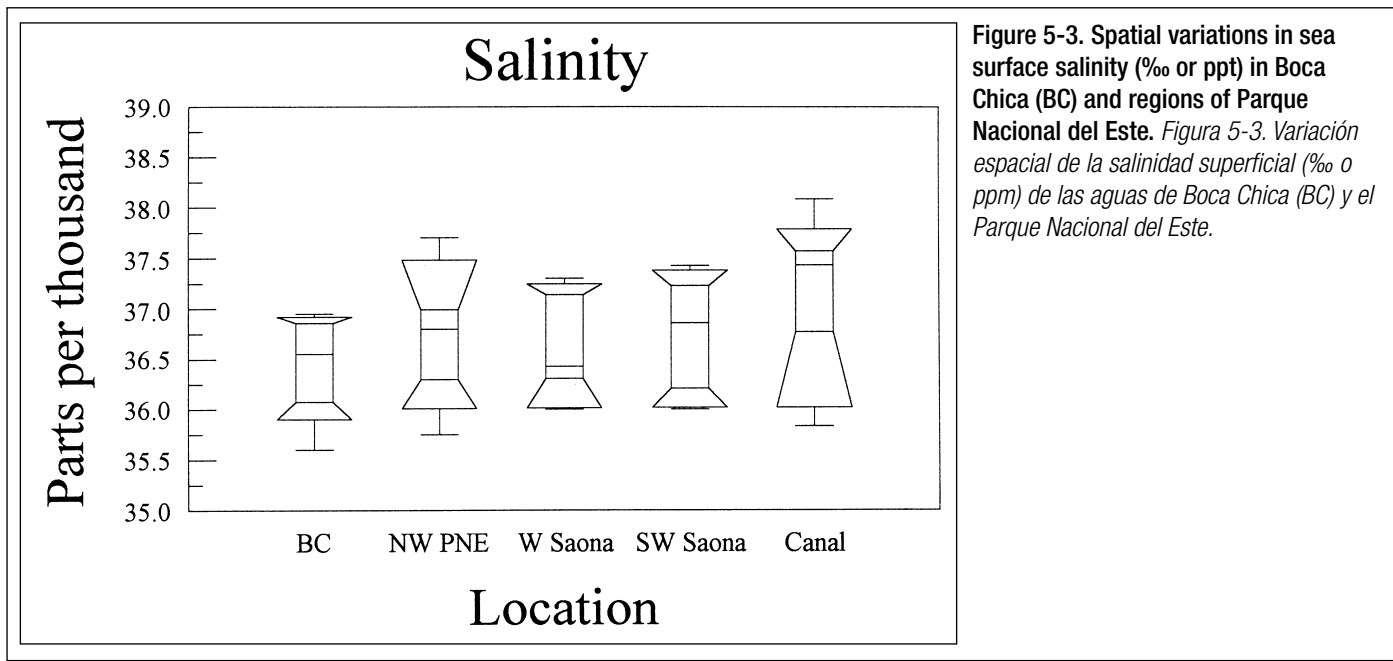


Figure 5-3. Spatial variations in sea surface salinity (‰ or ppt) in Boca Chica (BC) and regions of Parque Nacional del Este. *Figura 5-3. Variación espacial de la salinidad superficial (‰ o ppm) de las aguas de Boca Chica (BC) y el Parque Nacional del Este.*

Table 5-2. Wind speed (knots) and direction during surface water quality sampling in Parque Nacional del Este (PNE) and Boca Chica (BC). *Tabla 5-2. Velocidad (nudos) y dirección del viento durante los muestreos de calidad del agua superficial en el Parque Nacional del Este (PNE) y Boca Chica (BC).*

Site/Month	Month/day/year	Time of Day	Wind speed (knots)	Wind direction
PNE-August	8/25/96	Dawn	4-6	ENE
		Dusk	7-10	ENE
	8/26/96	Dawn	4-6	NE
		Dusk	7-10	ENE
	8/27/96	Dawn	1-3	NE
		Dusk	7-10	W
	8/28/96	Dawn	4-6	NE
		Dusk	7-10	E
PNE-December	12/19/96	Dawn	4-6	NNE
		Dusk	7-10	NE
	12/20/96	Dawn	7-10	E
		Dusk	4-6	E
	12/21/96	Dawn	4-6	NNE
		Dusk	7-10	NE
	12/22/96	Dawn	7-10	NNE
		Dusk	7-10	N
PNE-April	4/18/97	Dawn	4-6	SE
		Dusk	7-10	SE
	4/19/97	Dawn	1-3	E
		Dusk	7-10	SE
	4/20/97	Dawn	7-10	SE
		Dusk	7-10	SE
	4/21/97	Dawn	1-3	SE
		Dusk	7-10	SE
BC-August	8/22/96	Dawn	4-6	NW
		Dusk	11-16	SE
BC-December	12/16/96	Dawn	1-3	NE
		Dusk	4-6	NE
BC-April	4/5/97	Dawn	4-6	N
		Dusk	7-10	NE

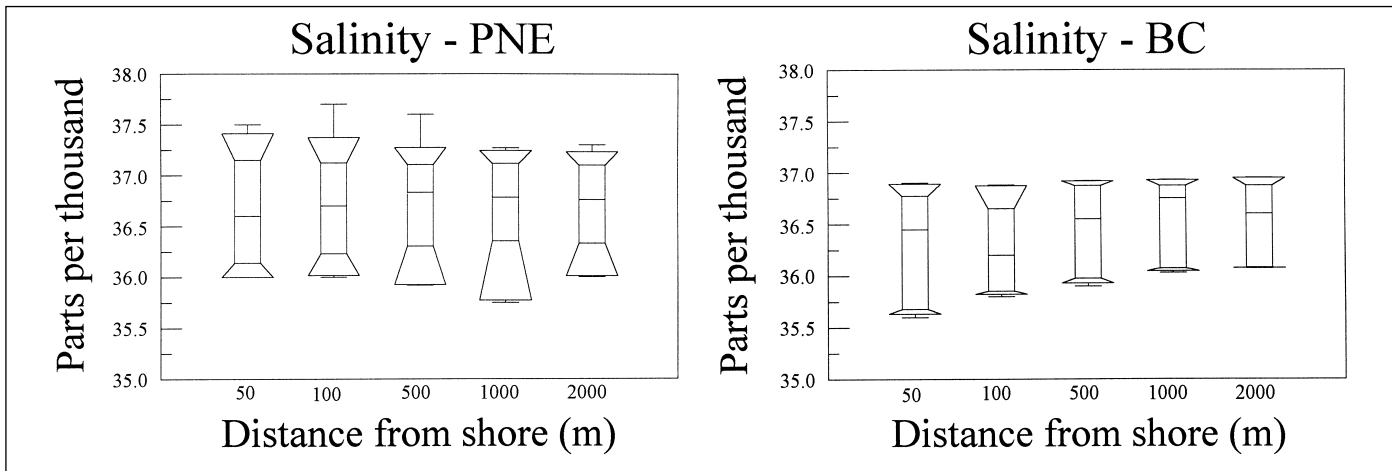


Figure 5-4. Variation in sea surface salinity (‰ or ppt) by distance from shore in Parque Nacional del Este (PNE) and Boca Chica. *Figura 5-4. Variación de la salinidad superficial (‰ o ppm) con la distancia de la costa de las aguas de Boca Chica y el Parque Nacional del Este (PNE).*

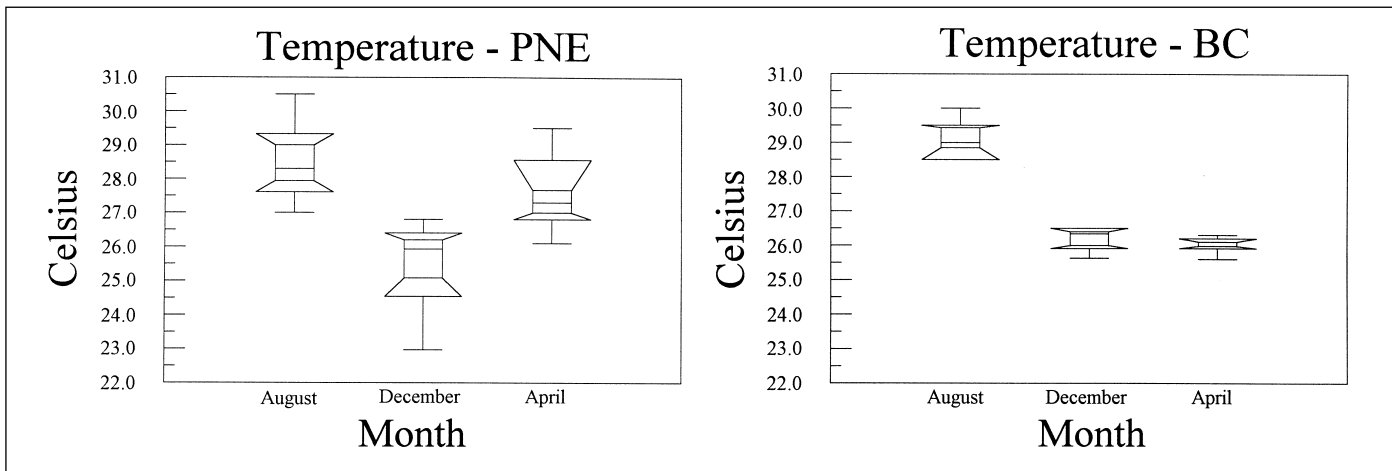


Figure 5-5. Seasonal variations in sea surface temperature (°C) in Parque Nacional del Este (PNE) and Boca Chica (BC). *Figura 5-5. Variación estacional de la temperatura superficial (°C) del agua en el Parque Nacional del Este (PNE) y Boca Chica (BC).*

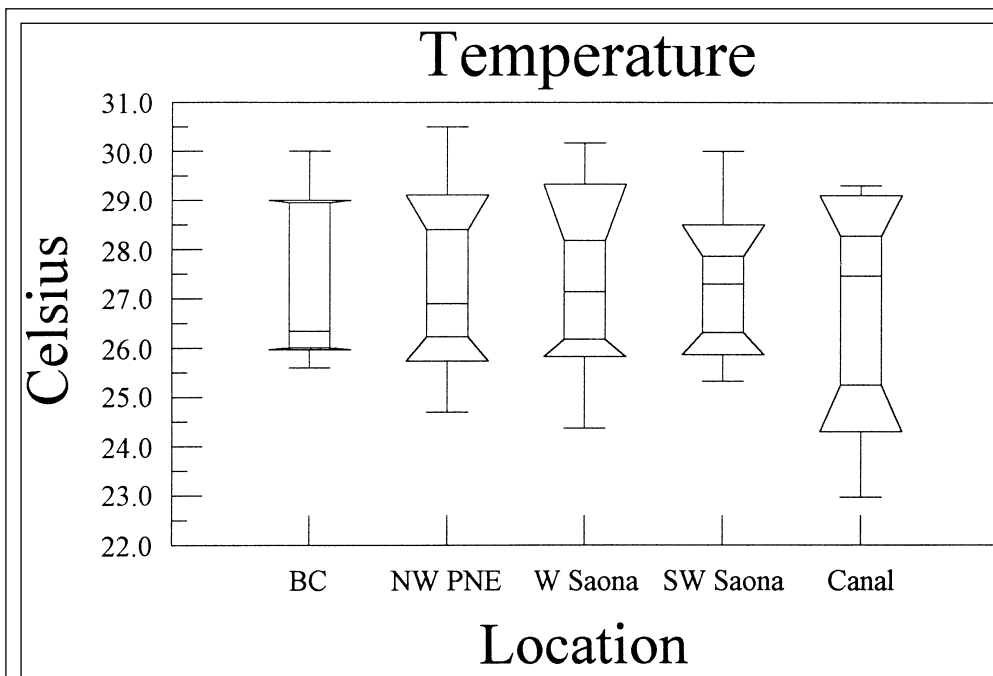


Figure 5-6. Spatial variations in sea surface temperature (°C) in Boca Chica (BC) and regions of Parque Nacional del Este (PNE). *Figura 5-6. Variación espacial de la temperatura del agua de mar superficial (°C) en el Parque Nacional del Este (PNE) y Boca Chica (BC).*

The median and range in temperature were greatest at 50 m from shore and lowest at 2 km from shore in PNE. This pattern was not as evident in Boca Chica, since no stations surveyed were shallower than 10 m.

Diurnal variations in temperature were evaluated by analyzing mean temperature changes by location (region or distance from shore) and time of year. When analyzed by region and time of year, the diurnal temperature change exhibited greater variability during August (Figure 5-8). Diurnal variation was particularly high (1.5 °C) in the Canal de Catuano during August and December and lowest in Boca Chica (< 0.7 °C) throughout the study period. When analyzed by distance from shore and time of year, the mean diurnal variability decreased with increasing distance from shore for both PNE and Boca Chica (Figure 5-9). This pattern was particularly evident in PNE during August, when the mean variation decreased from roughly 2 °C at 50-m stations to 0.5 °C at the 2-km stations.

Continuous measurements of bottom water temperatures at four mid-depth (15–20 m) reefs (Dominicus, La Raya, Rubén, El Toro) in PNE are illustrated in Figures 5-10 to 5-14. The major result from these measurements was the relatively stable temperature regime of subsurface waters during the survey period. The first deployment (115 days) at three reefs encompassed the end of the summer-wet season and the beginning of the winter-dry season

lo largo del período de estudio. Cuando se analizó por la distancia a la costa y época del año, la variabilidad diurna media disminuyó con la distancia a la costa, tanto en el PNE como en Boca Chica (Figura 5-9). Este patrón era particularmente evidente en el PNE en agosto, cuando la variación media disminuyó desde aproximadamente 2 °C a los 50 m, a 0.5 °C, en las estaciones de 2 km.

En las figuras 5-10 y 5-14 se ofrecen las mediciones continuas de la temperatura del fondo en cuatro arrecifes en profundidades media (15-20 m): Dominicus, La Raya, Rubén, El Toro del PNE. El resultado más importante de estas mediciones fue el régimen de temperatura relativamente estable de las aguas subsuperficiales durante el período de estudio. La primera cala del equipo (115 días) en tres arrecifes abarcó el final del verano y la época de lluvia, y el principio del invierno, y la época de seca (del 27 de octubre al 24 de enero). La mediana de la temperatura del fondo en los tres arrecifes fue muy similar (26.86-26.93 °C) y varió de 24.13 °C a 28.84 °C (Tabla 5-3). Los muestreos en Dominicus (90 días) y El Toro (88 días) durante abril-julio comprendieron el final de la seca pero más cálida, hasta el pleno verano (Figuras 5-13 y 5-14). El valor de la mediana en ambos sitios fue similar (27.93-27.96 °C) y fluctuó de 25.63 °C a 29.05 °C (Tabla 5-3).

Oxígeno disuelto

El oxígeno disuelto (OD) presentó numerosos patrones espaciales y temporales similares a la temperatura. El OD fluctuó de 2.80 a 7.56 mg/l en el PNE y de 4.10 a 6.65 mg/l en Boca Chica durante este estu-

Table 5-3. Continuous temperature monitoring results from four reef stations in Parque Nacional del Este, collected using HOBO data loggers. Data were collected at 16-minute intervals and expressed in degrees Celsius. Tabla 5-3. Resultados del monitoreo continuo de cuatro arrecifes en el Parque Nacional del Este utilizando registradores HOBO. Los datos fueron colectados a intervalos de 16 minutos y en °C.

Parameter	La Raya	Rubén	El Toro	El Toro	Dominicus
Deployment date	27 October 1996	27 October 1996	27 October 1996	14 April 1997	10 April
Retrieval date	24 January 97	24 January 1997	24 January 1997	11 July 1997	9 July 1997
No. of days	115	115	115	88	90
Mean temperature (°C)	27.16	27.08	27.02	27.84	27.84
Median temperature (°C)	26.93	26.92	26.86	27.93	27.96
Maximum temperature (°C)	28.73	28.54	28.84	28.84	29.05
Minimum temperature (°C)	24.13	25.51	25.81	25.63	25.83
Standard deviation	0.90	0.86	0.85	0.64	0.64

Table 5-4. Mean (1 standard deviation) secchi disc depth in Boca Chica and Parque Nacional del Este (PNE) by season and distance from shore (m). Tabla 5-4. Valores medios (una desviación estándar) de profundidad estimados mediante el disco Secchi en Boca Chica y el Parque Nacional del Este (PNE), de acuerdo a la época del año y distancia de la costa (m).

Location/season	Distance from shore (m)				
	50	100	500	1,000	2,000
Boca Chica					
August 1996	10.1 (3.9)	12.3 (4.3)	9.6 (2.1)	9.9 (2.0)	10.5 (3.2)
December 1996	4.8 (1.4)	6.1 (3.1)	8.0 (3.9)	9.0 (4.1)	8.8 (1.1)
April 1996	7.0 (1.4)	8.3 (2.6)	9.0 (4.4)	7.3 (2.6)	7.0 (2.7)
PNE					
August 1996	2.4 (0.8)	3.6 (1.6)	10.0 (5.8)	11.8 (1.7)	15.8 (4.7)
December 1996	2.8 (1.3)	4.5 (1.5)	7.0 (3.2)	9.3 (3.3)	10.8 (4.5)
April 1996	3.2 (0.5)	4.4 (1.4)	8.4 (2.2)	6.5 (0.6)	7.0 (1.0)

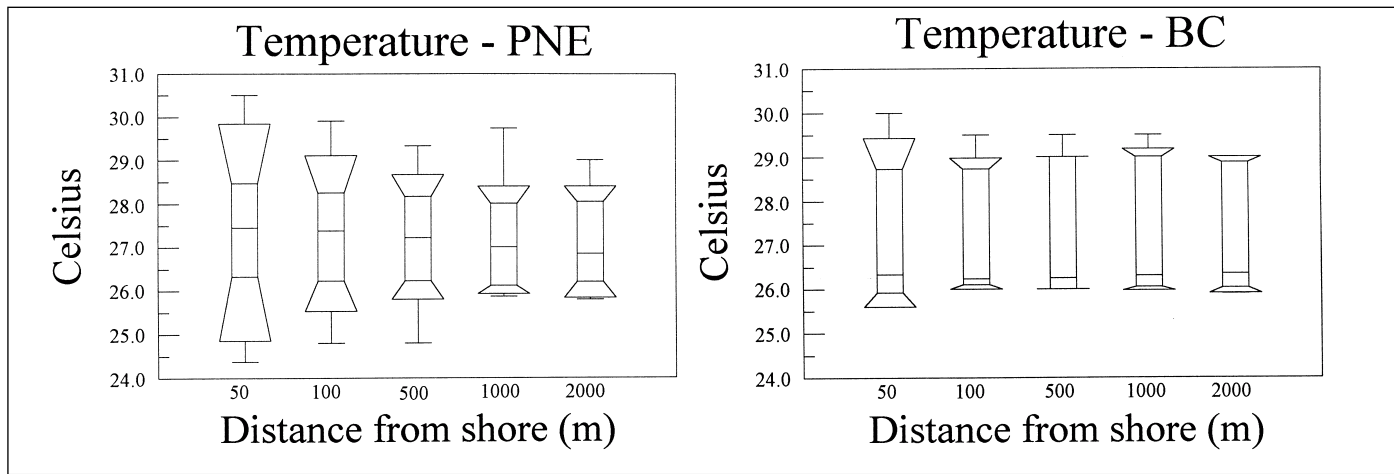


Figure 5-7. Variation in sea surface temperature (°C) by distance from shore in Parque Nacional del Este (PNE) and Boca Chica (BC). Note the greater thermal stability of offshore stations in the park compared to shallower inshore stations. *Figura 5-7. Variación de la temperatura superficial (°C) con relación a la distancia a la costa en las aguas de Boca Chica (BC) y el Parque Nacional del Este (PNE). Nótese la mayor estabilidad térmica de las estaciones de mar afuera en el parque comparadas con las de aguas litorales bajas.*

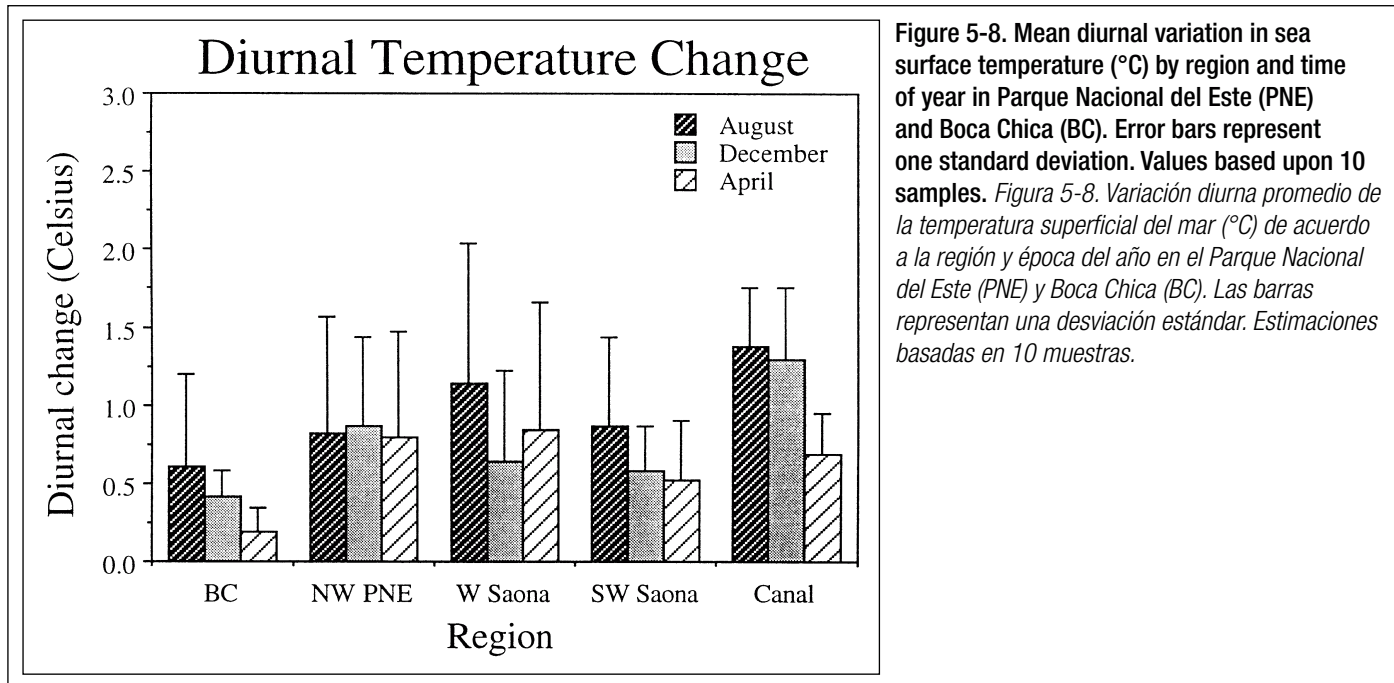


Figure 5-8. Mean diurnal variation in sea surface temperature (°C) by region and time of year in Parque Nacional del Este (PNE) and Boca Chica (BC). Error bars represent one standard deviation. Values based upon 10 samples. *Figura 5-8. Variación diurna promedio de la temperatura superficial del mar (°C) de acuerdo a la región y época del año en el Parque Nacional del Este (PNE) y Boca Chica (BC). Las barras representan una desviación estándar. Estimaciones basadas en 10 muestras.*

(27 October–24 January). The median bottom temperature at the three reefs was very similar (26.86–26.93 °C) and ranged from a low of 24.13 °C to a high of 28.84 °C (Table 5-3). The deployments at Dominicus (90 days) and El Toro (88 days) during April–July encompassed the end of the warmer-dry season into the summer-dry season (Figures 5-13 and 5-14). The median temperature at both sites was similar (27.93–27.96 °C) and ranged from 25.63 °C to 29.05 °C (Table 5-3).

Dissolved oxygen

Dissolved oxygen (DO) exhibited many spatial and temporal patterns similar to temperature. DO ranged from 2.80 to 7.56 mg/l in PNE and from 4.10 to 6.65 mg/l in Boca Chica during the study. Median DO exhibited marked seasonal varia-

do. La mediana del OD presentó variaciones estacionales marcadas en el PNE y menores en Boca Chica (Figura 5-15). La mediana fue mayor en el PNE en diciembre (5.74 mg/l) y menor en agosto (4.47 mg/l), pero en Boca Chica fue mayor en abril (5.40 mg/l) y menor en agosto (4.37 mg/l). Al igual que la temperatura, la variabilidad estacional del OD fue mayor en el PNE que en Boca Chica.

El OD varió también con respecto a la localidad y distancia a la costa. Las variaciones regionales del OD indicaron una variabilidad mayor y una menor mediana de las concentraciones en el PNE en relación a Boca Chica, particularmente frente a Isla Saona y en el Canal de Catuano (Figura 5-16). Sin embargo, el OD varió menos que la temperatura con la distancia a la costa. En el PNE, la mediana del OD fluctuó de 4.91 mg/l, a 50 m de distancia, a 5.21 mg/l en 2 km de distancia a la costa (Figura 5-17). La amplitud de los valores de OD fue menor mar afuera. Un patrón similar fue observado en Boca Chica.

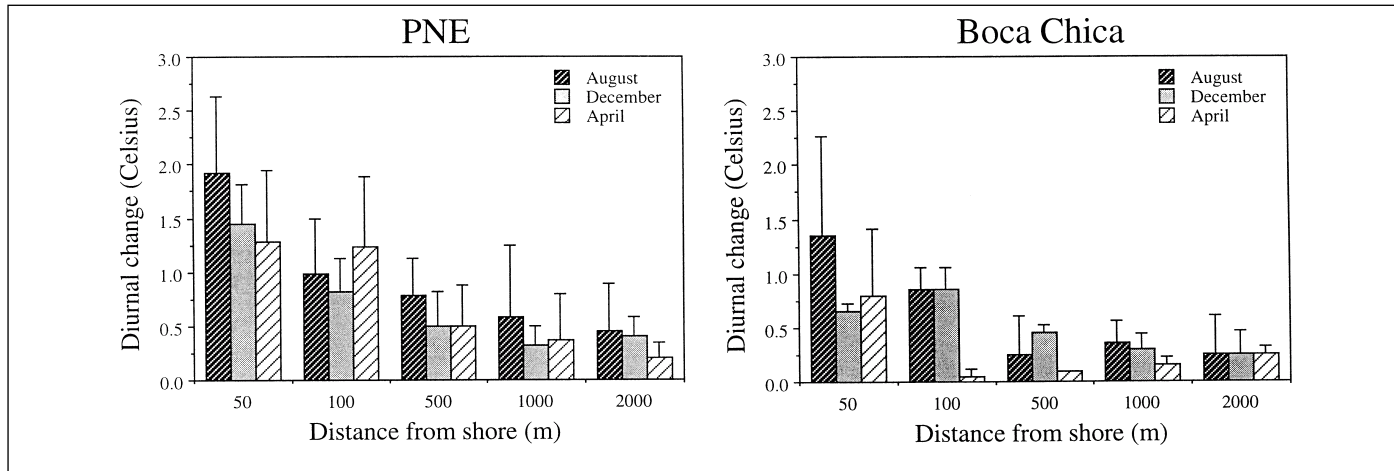


Figure 5-9. Mean diurnal variation in sea surface temperature (°C) by distance from shore and time of year in Parque Nacional del Este (PNE) (N=6 samples) and Boca Chica (N=2 samples). Error bars represent 1 standard deviation. Note the greater diurnal variability in shallower inshore stations. Figura 5-9. Variación diurna promedio de la temperatura superficial del mar (°C) de acuerdo a la distancia a la costa y época del año en el Parque Nacional del Este (PNE) (N= 6) y Boca Chica (N= 2). Las barras representan una desviación estándar. Nótese la mayor variabilidad diurna en las estaciones someras litorales.

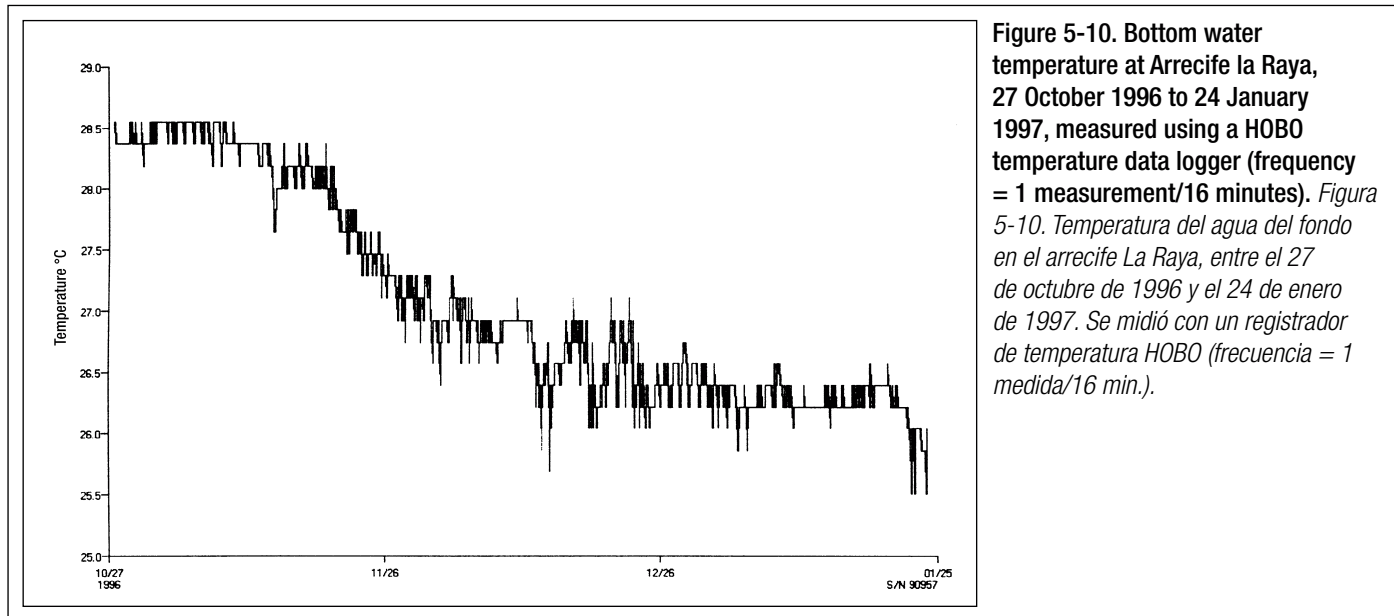


Figure 5-10. Bottom water temperature at Arrecife la Raya, 27 October 1996 to 24 January 1997, measured using a HOB0 temperature data logger (frequency = 1 measurement/16 minutes). Figura 5-10. Temperatura del agua del fondo en el arrecife La Raya, entre el 27 de octubre de 1996 y el 24 de enero de 1997. Se midió con un registrador de temperatura HOB0 (frecuencia = 1 medida/16 min.).

tions in PNE and to a lesser extent in Boca Chica (Figure 5-15). The median DO was greatest in PNE during December (5.74 mg/l) and lowest during August (4.47 mg/l), but in Boca Chica was greatest during April (5.40 mg/l) and lowest during August (4.37 mg/l). Like temperature, seasonal variability in DO was greater in PNE than Boca Chica.

DO also exhibited variability with respect to location and distance from shore. Regional variations in DO indicated greater variability and lower median concentrations in PNE relative to Boca Chica, particularly off southwestern Isla Saona and in the Canal de Catuano (Figure 5-16). DO exhibited less variability than temperature with distance from shore. In PNE, median DO ranged from 4.91 mg/l at 50 m distance to 5.21 mg/l at 2 km from shore (Figure 5-17). The range in DO was less variable further offshore. A similar pattern was observed in Boca Chica.

Diurnal variations in DO were evaluated by analyzing mean oxygen changes by location (region or distance from

Las variaciones diurnas del OD se analizaron a través de los cambios de la media del oxígeno para cada sitio (región o distancia a la costa) y época del año. Cuando se analizó por región y época del año, el único patrón observado fue la escasa variabilidad diurna en Boca Chica (< 0.75 mg/l) comparada con el PNE (Figura 5-18). La mayor variación diurna promedio (1.5 mg/l) se observó en el noroeste del PNE en agosto, al suroeste de Saona durante agosto, y en el Canal de Catuano durante diciembre. Las variaciones diurnas con la distancia a la costa indicaron generalmente una variabilidad decreciente hacia mar afuera, particularmente en el PNE (Figura 5-19). Las variaciones diurnas fueron muy evidentes durante diciembre y abril, donde la variación del valor medio disminuyó desde 1.75 mg/l a los 50 m de distancia a 0.25 mg/l a los 2 km mar afuera.

Turbidez

La turbidez en este estudio se midió usando un disco Secchi y midiendo la turbidez con el nefelómetro en muestras de agua. La Tabla 5-4

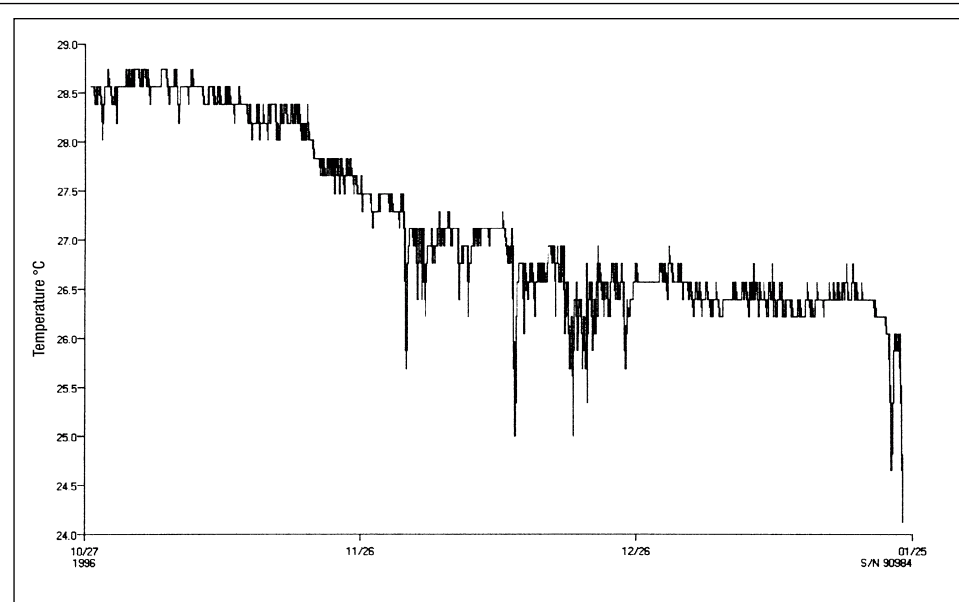


Figure 5-11. Bottom water temperature at Arrecife de Rubén, 27 October 1996 to 24 January 1997, measured using a HOBO temperature data logger (frequency = 1 measurement/16 minutes). *Figura 5-11. Temperatura del agua del fondo en el arrecife de Rubén, entre el 27 de octubre de 1996 y el 24 de enero de 1997. Se midió con un registrador de temperatura HOBO (frecuencia = 1 medida/16 min.).*

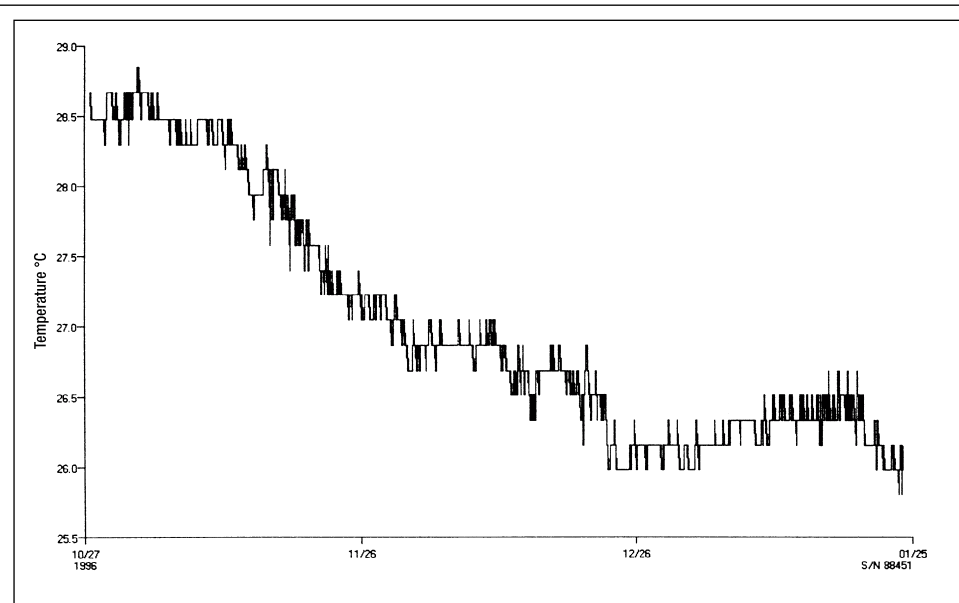


Figure 5-12. Bottom water temperature at El Toro, 27 October 1996 to 24 January 1997, measured using a HOBO temperature data logger (frequency = 1 measurement/16 minutes). *Figura 5-12. Temperatura del agua del fondo en el arrecife El Toro, entre el 27 de octubre de 1996 y el 24 de enero de 1997. Se midió con un registrador de temperatura HOBO (frecuencia = 1 medida/16 minutos).*

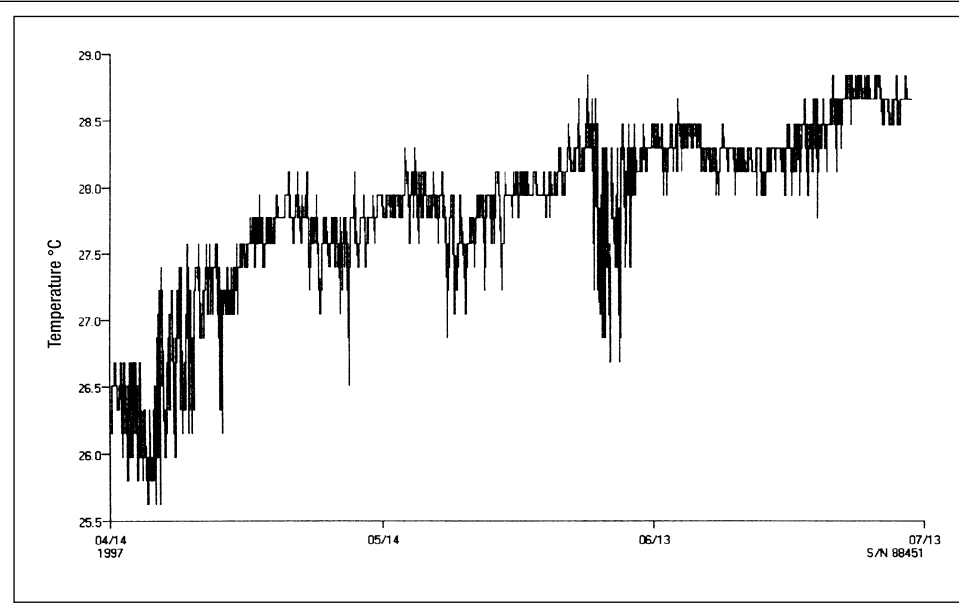


Figure 5-13. Bottom water temperature at El Toro, 14 April 1997 to 11 July 1997, measured using a HOBO temperature data logger (frequency = 1 measurement/16 minutes). *Figura 5-13. Temperatura del agua del fondo en el arrecife El Toro, entre el 14 de abril 1997 y el 11 de julio de 1997. Se midió con un registrador de temperatura HOBO (frecuencia = 1 medida/16 min.).*

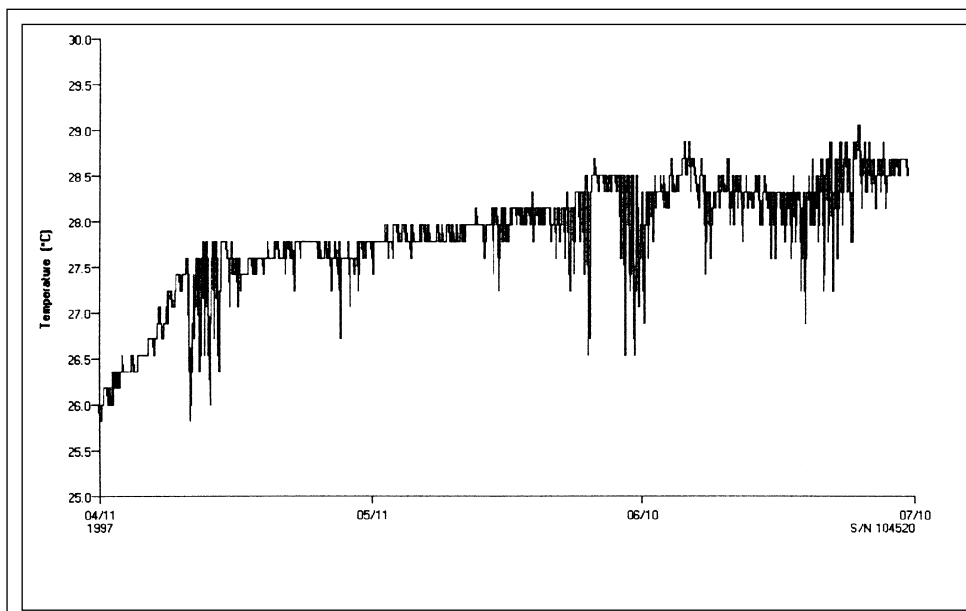


Figure 5-14. Bottom water temperature at Dominican reef, 10 April 1997 to 9 July 1997, measured using a HOBO temperature data logger (frequency = 1 measurement/16 minutes). *Figura 5-14. Temperatura del agua del fondo en el arrecife Dominicus, entre el 10 de abril y el 9 de julio de 1997, medidos utilizando un registrador de temperatura HOBO (frecuencia = 1 medida/16 minutos).*

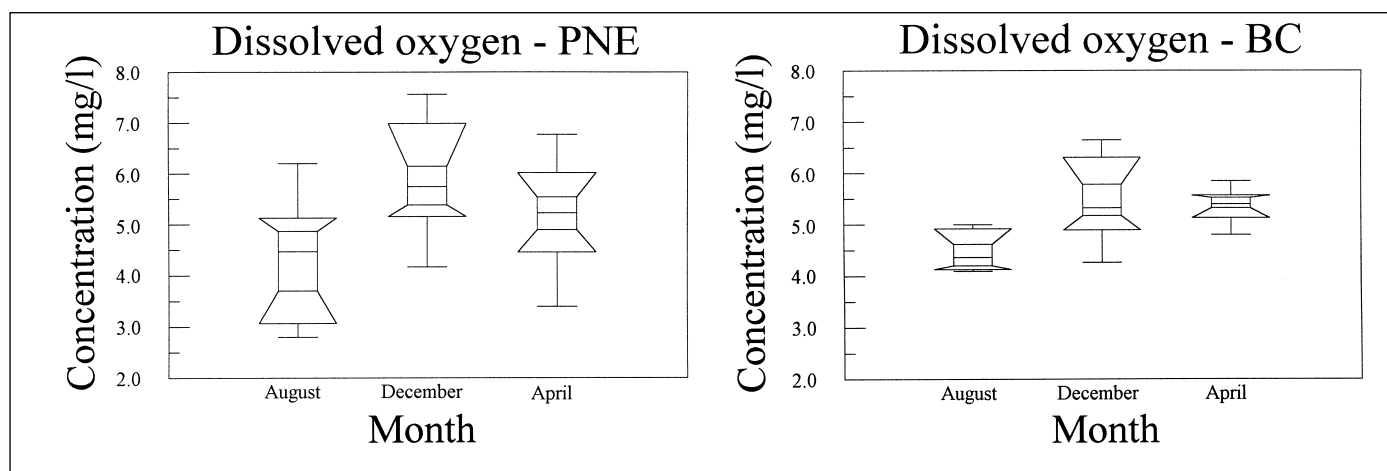


Figure 5-15. Seasonal variations in dissolved oxygen (mg/l) in Parque Nacional del Este (PNE) and Boca Chica (BC). Note the higher median concentrations in December, coincident with lower seawater temperature and thus greater oxygen solubility. *Figura 5-15. Variación estacional del oxígeno disuelto (mg/l) en el Parque Nacional del Este (PNE) y Boca Chica (BC). Nótese que las medianas más altas ocurrieron en diciembre coincidiendo con los valores más bajos de temperatura y por lo tanto la mayor solubilidad del oxígeno.*

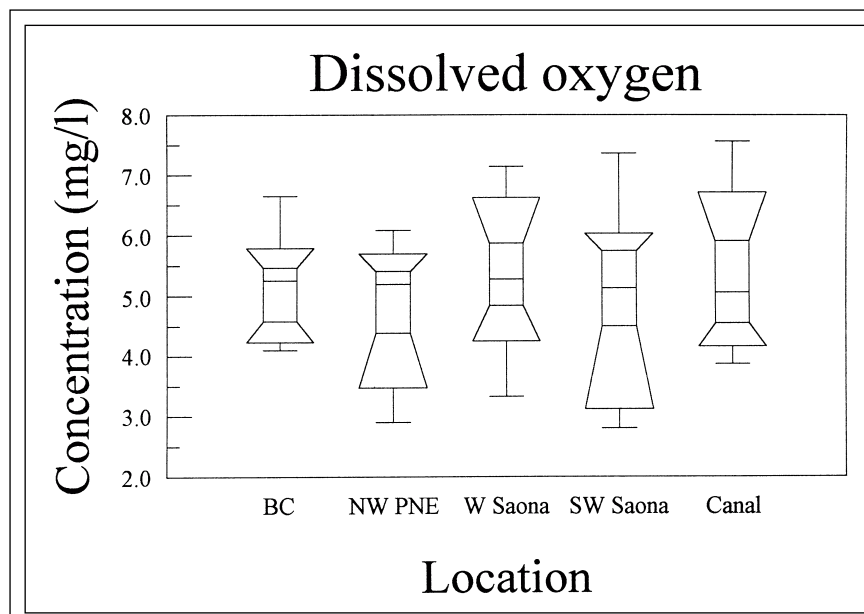


Figure 5-16. Spatial variations in dissolved oxygen (mg/l) in Boca Chica (BC) and regions of Parque Nacional del Este (PNE). *Figura 5-16. Variación espacial del oxígeno disuelto (mg/l) en Boca Chica (BC) y el Parque Nacional del Este (PNE).*

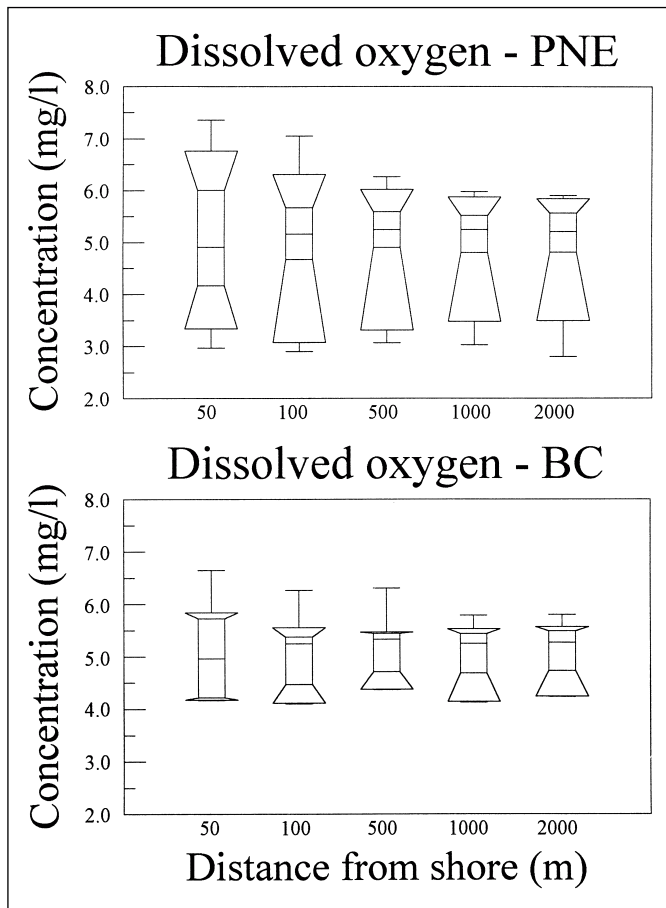


Figure 5-17. Variation in dissolved oxygen (mg/l) by distance from shore in Parque Nacional del Este (PNE) and Boca Chica (BC).
Figura 5-17. Variación del oxígeno disuelto (mg/l) con la distancia de la costa en el Parque Nacional del Este (PNE) y Boca Chica (BC).

shore) and time of year. When analyzed by region and time of year, the only clear pattern was the lower mean diurnal variability in Boca Chica (< 0.75 mg/l) compared to PNE (Figure 5-18). The greatest mean diurnal variation (1.5 mg/l) was observed in northwestern PNE during August, southwestern Saona during August, and the Canal de Catuano during December. Diurnal variations in DO by distance from shore generally indicated decreasing variability further offshore, particularly in PNE (Figure 5-19). Diurnal variations were most apparent during December and April, where the mean diurnal variation decreased from 1.75 mg/l at 50 m distance to 0.25 mg/l at 2 km offshore.

Turbidity

Turbidity in this study was measured using a secchi disc and by collecting surface water samples with subsequent analysis using a turbidity meter (nephelometry). Table 5-4 summarizes secchi disc readings according to distance from shore and season for PNE and Boca Chica. Throughout the study period, secchi disc readings in nearshore stations (< 500 m) were almost always to the bottom. In offshore waters, secchi disc depth was lowest during April and greatest during August.

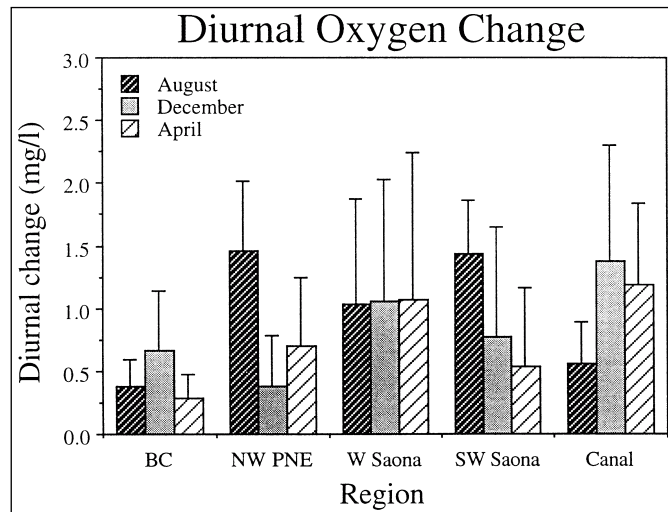


Figure 5-18. Mean diurnal variation in dissolved oxygen (mg/l) by region and time of year in Parque Nacional del Este (PNE) and Boca Chica (BC). Error bars represent one standard deviation. Values based on 10 samples.
Figura 5-18. Variación diurna promedio del oxígeno disuelto (mg/l) por región y época del año en el Parque Nacional del Este (PNE) y Boca Chica (BC). Las barras representan una desviación estándar. Los valores se estimaron a partir de 10 muestras.

resume las lecturas del disco Secchi según la distancia a la costa y la época para el PNE y Boca Chica. Las lecturas de las estaciones cercanas a la costa (< 500 m) fueron tomadas casi siempre cerca del fondo. En las aguas de mar afuera, la profundidad alcanzada por el disco Secchi fue menor en abril y mayor en agosto.

El promedio (media de las lecturas por estación) de turbidez en las aguas superficiales de Boca Chica y el PNE indicaron generalmente una gran claridad en el agua durante el período de estudio. La Figura 5-20 ofrece un conjunto de diagramas de cajas que representan los niveles medios de turbidez a lo largo de los transectos, representando promedios de 6 valores por estación al amanecer y al anochecer. En general, se observaron valores muy bajos (< 0.25 NTU) durante el período de estudio. La mayor variabilidad se encontró cerca de la costa para algunos transectos (1, 2 y 4), especialmente en abril.

La variación estacional de la turbidez estuvo marcada por una variación total mayor del PNE; sin embargo, la de la mediana de la turbidez fue mayor en Boca Chica (Figura 5-21). La turbidez varió de 0.08 a 2.42 NTU en el PNE, y de 0.05 a 0.41 NTU, en Boca Chica. La mediana de la turbidez en el PNE fue similar en agosto y abril, pero en Boca Chica fue mayor en agosto (0.24 NTU) que en abril (0.08 NTU) durante abril. La mayor variabilidad en el PNE estuvo dada por una turbidez mayor en algunas estaciones cercanas a la costa en abril, sin embargo, el 75% de las muestras tomadas para estimar la turbidez en el PNE fueron menores de 0.45 NTU.

La variación de la turbidez por región indicó una mayor variabilidad en el noroeste del PNE y al oeste de Isla Saona (Figura 5-22). El valor de la mediana fue mayor en el Canal de Catuano (0.28 NTU) y menor en el suroeste de la Isla Saona (0.15 NTU). La turbidez mostró una variación marcada con la distancia a la costa, especialmente en el PNE (Figura 5-23); la mediana fue aproximadamente 4 veces mayor (0.44 NTU) en las estaciones de 50 m que en las de 2 km (0.12 NTU). La mayor amplitud de la turbidez del PNE se observó en las estaciones de 50 m (0.23-2.42 NTU) y de 100 m (0.12-1.76).

Average (mean of station readings) turbidity levels in surface waters of Boca Chica and PNE indicated generally high water clarity during the study period. Figure 5-20 is a composite of plots representing mean turbidity levels along transects, representing averages of six values for each station taken during dawn and dusk. Overall, very low values (< 0.25 NTU) were observed during the study period. Greater variability was found closer to shore for some transects (1, 2, 4), especially during April.

Seasonal variations in turbidity were marked by greater overall variation in PNE; however, seasonal variations in median turbidity were greater in Boca Chica (Figure 5-21). Turbidity ranged from 0.08 to 2.42 NTU in PNE and from 0.05 to 0.41 NTU in Boca Chica during the study. Median turbidity in PNE was similar during August–April, but in Boca Chica turbidity was greatest (0.24 NTU) during August and lowest (0.08 NTU) during April. The greater variability in PNE represented high turbidity in some near-shore stations during April; however, 75% of the turbidity samples taken in PNE were less than 0.45 NTU.

Con el fin de establecer la naturaleza de la turbidez en el PNE y Boca Chica, se comparó la turbidez y la clorofila-*a*, usando el coeficiente de correlación de rangos de Spearman (r_s). En el PNE, la turbidez no estuvo correlacionada significativamente con la concentración de clorofila-*a* ($r_s = 0.16$, $p > 0.05$), lo que sugiere que muchos de los altos valores estaban asociados a los sedimentos suspendidos y no a una mayor concentración de fitoplancton. Dado las bajas concentraciones de clorofila-*a* en el parque (ver más adelante), es posible explicarlo con la elevada turbidez de las aguas costeras superficiales. Un resultado similar se obtuvo para Boca Chica ($r_s = -0.33$, $p > 0.05$).

Nitrógeno total

La concentración (en unidades micromolares, μM) de nitrógeno total (Nt) se midió en 40 estaciones del PNE y 10 de Boca Chica, representando formas inorgánicas y orgánicas, así como también fracciones particuladas y disueltas. Los promedios por estación (N=3 medidas) por temporada y distancia a la costa se ilustran en la Figura 5-24. Al parecer hubo poca variación con respecto a la temporada o ubicación, con algunas excepciones. A lo largo del transecto 1, mar afuera del centro

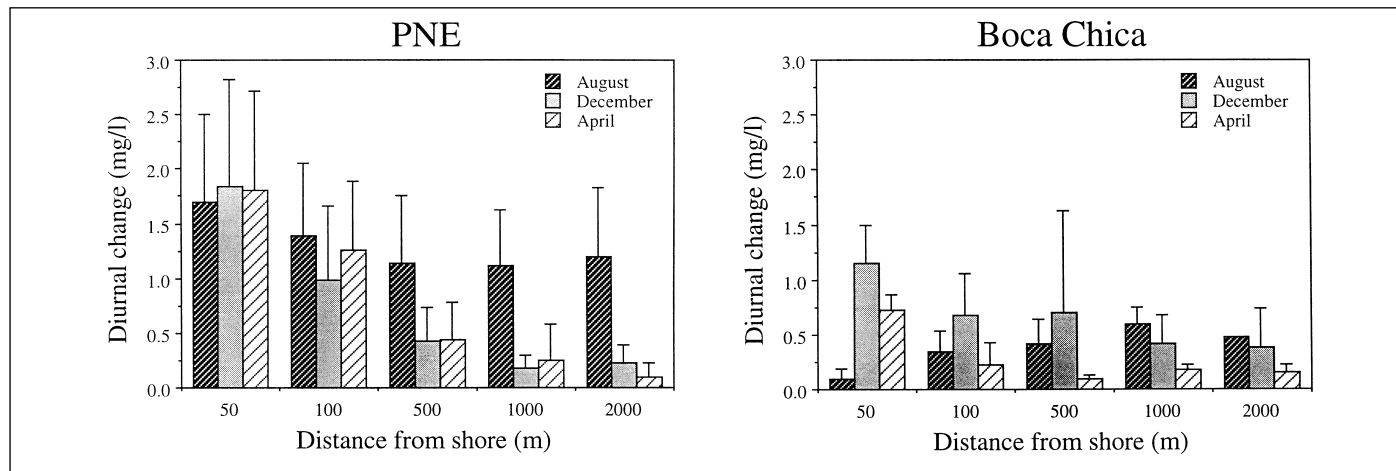


Figure 5-19. Mean diurnal variation in dissolved oxygen (mg/l) by distance from shore and time of year in Parque Nacional del Este (PNE) (N=6) and Boca Chica (N=2). Error bars represent one standard deviation. *Figura 5-19.* Variación diurna promedio del oxígeno disuelto (mg/l) de acuerdo a la distancia a la costa y época del año en el Parque Nacional del Este (PNE) (N=6) y Boca Chica (BC) (N=2). Las barras representan una desviación estándar.

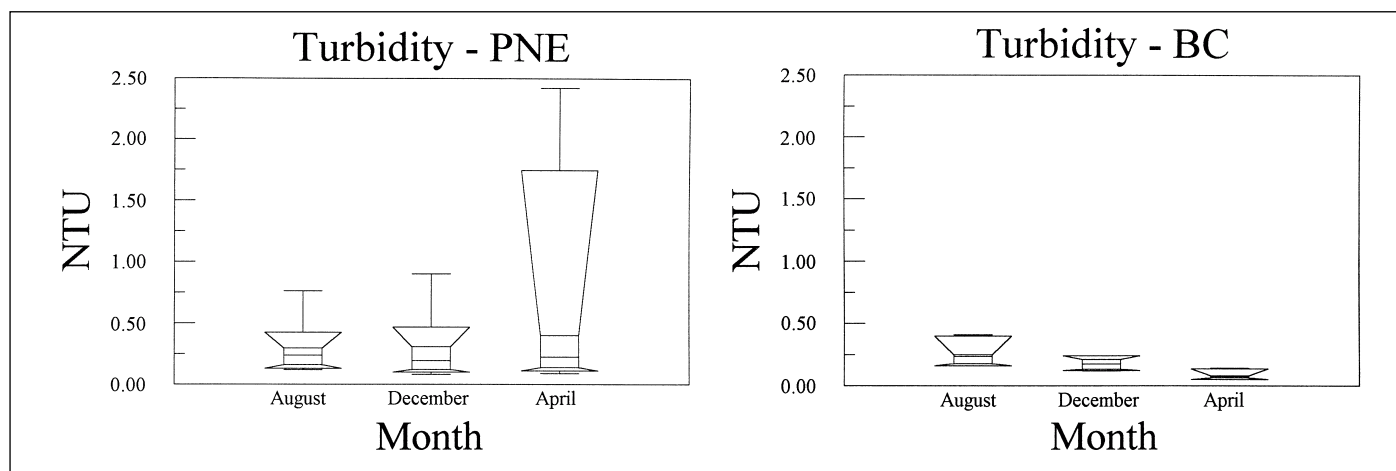


Figure 5-21. Seasonal variations in turbidity (NTU) in Parque Nacional del Este (PNE) and Boca Chica (BC). *Figura 5-21.* Variación estacional de la turbidez (NTU) en el Parque Nacional del Este (PNE) y Boca Chica (BC).

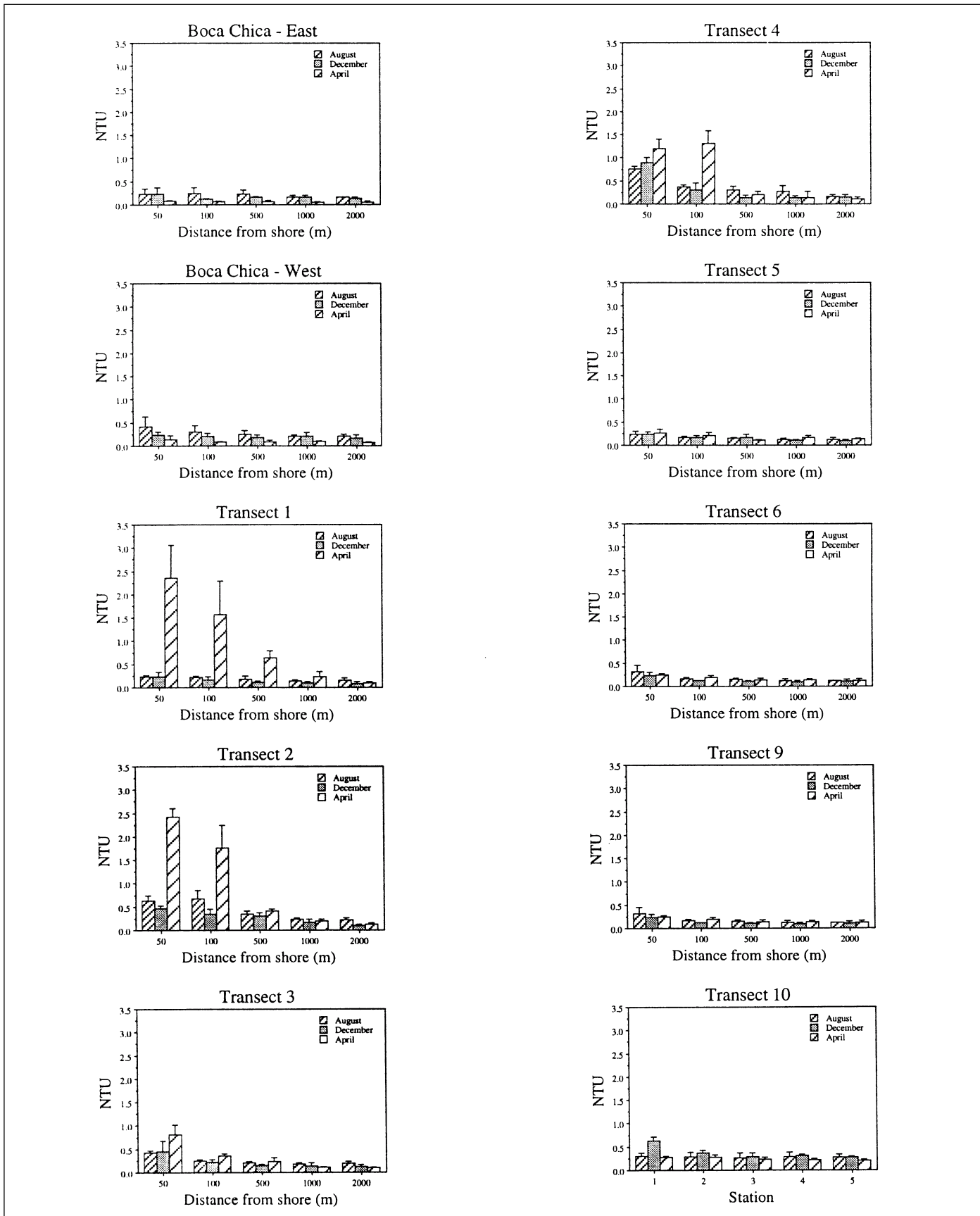


Figure 5-20. Mean turbidity (nephelometer turbidity unit, NTU) levels along transects in Boca Chica (2 transects) and PNE (8 transects). Error bars represent one standard deviation. *Figura 5-20. Niveles medios de turbidez (en unidades nefelométricas, NTU) a lo largo de los transectos en Boca Chica (2 transectos) y el PNE (8 transectos). Las barras representan una desviación estándar.*

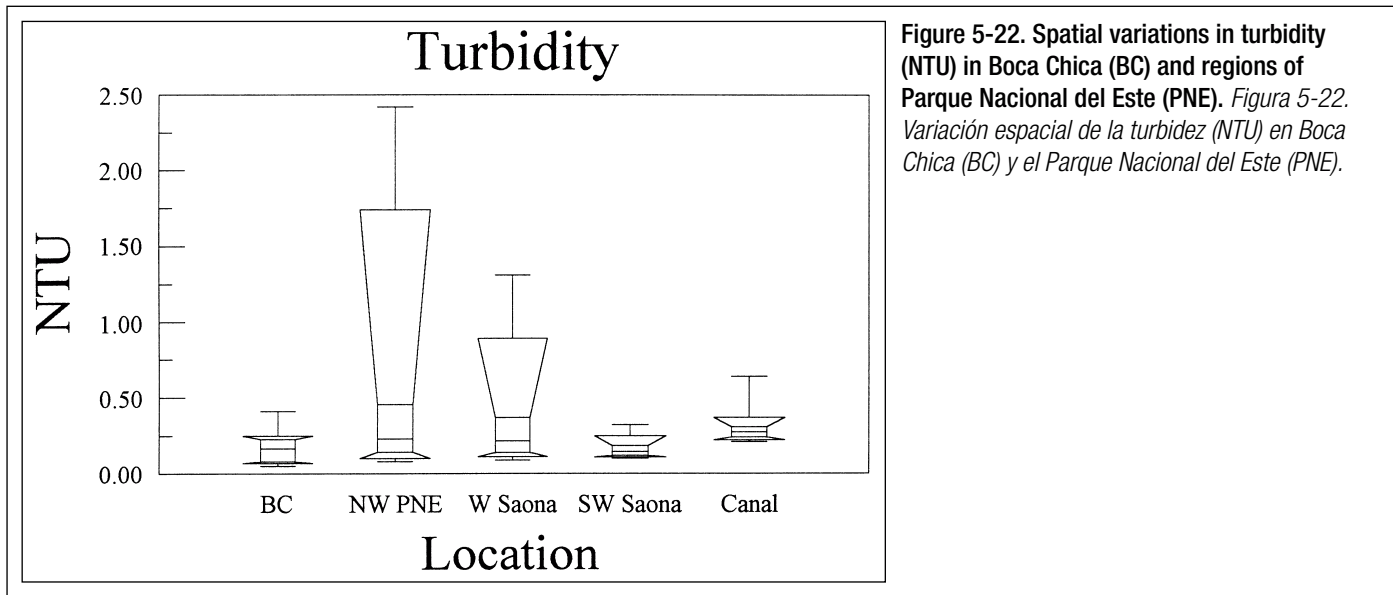


Figure 5-22. Spatial variations in turbidity (NTU) in Boca Chica (BC) and regions of Parque Nacional del Este (PNE). *Figura 5-22. Variación espacial de la turbidez (NTU) en Boca Chica (BC) y el Parque Nacional del Este (PNE).*

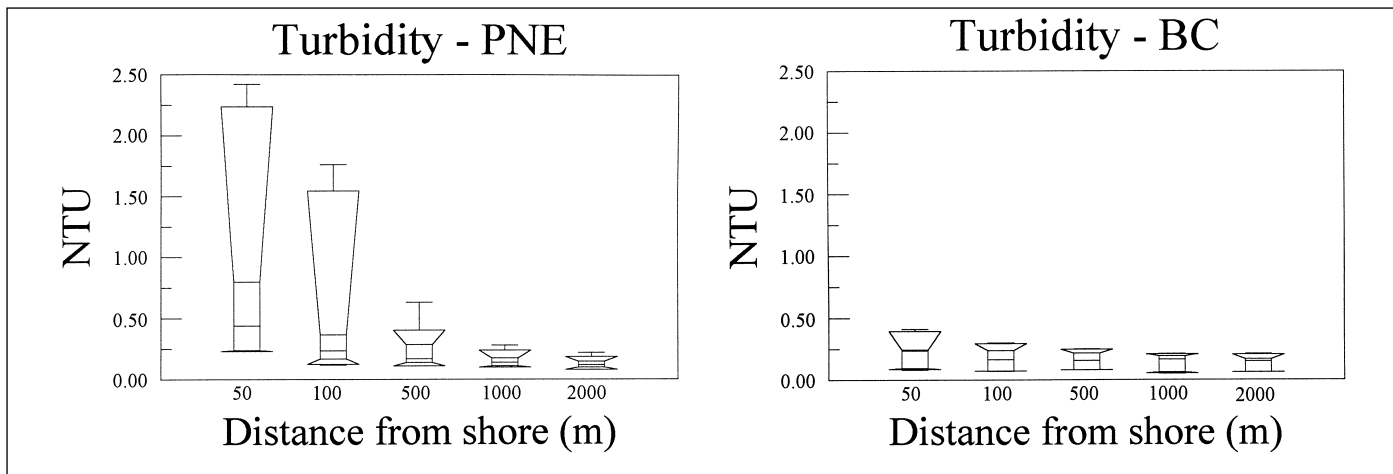


Figure 5-23. Variation in turbidity (NTU) by distance from shore in Parque Nacional del Este (PNE) and Boca Chica (BC). *Figura 5-23. Variación de la turbidez (NTU) con la distancia a la costa en el Parque Nacional del Este (PNE) y Boca Chica (BC).*

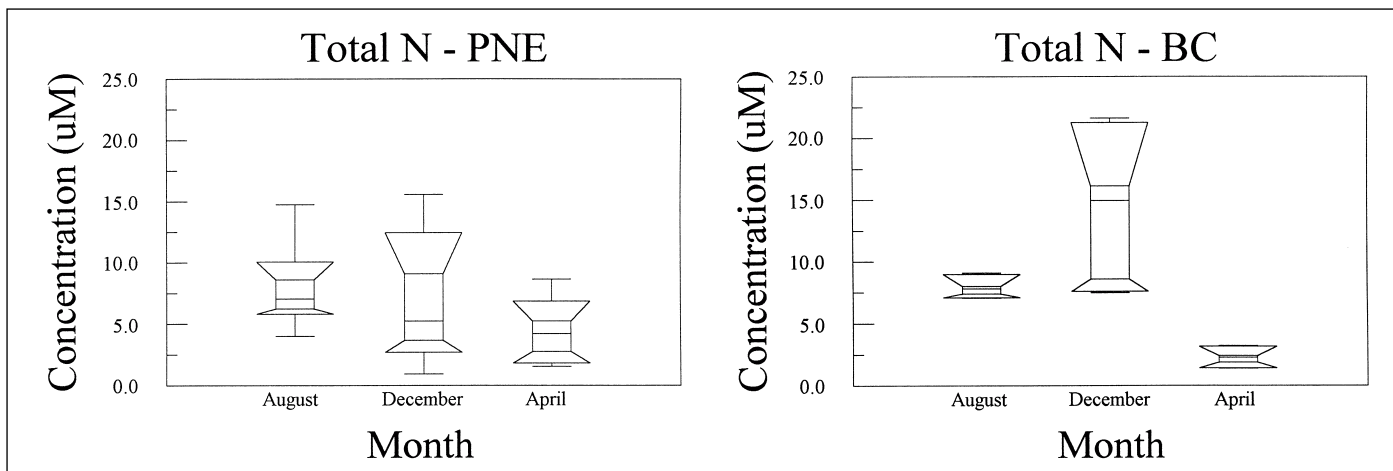


Figure 5-25. Seasonal variations in total nitrogen concentration (μM) in Parque Nacional del Este (PNE) and Boca Chica (BC). *Figura 5-25. Variación estacional de la concentración de nitrógeno total (μM) en el Parque Nacional del Este (PNE) y Boca Chica (BC).*

Turbidity variations by region indicated the greatest variability in northwestern PNE and western Isla Saona (Figure 5-22). Median turbidity was greatest in the Canal de Catuano (0.28 NTU) and lowest in southwestern Isla Saona (0.15 NTU). Turbidity showed marked variation with distance from shore, especially in PNE (Figure 5-23). The median turbidity was nearly four times greater (0.44 NTU) at 50 m stations compared to the 2 km stations (0.12 NTU). The greatest range in turbidity in PNE was observed at 50 m (0.23-2.42 NTU) and 100 m stations (0.12-1.76).

In order to clarify the nature of turbidity in PNE and Boca Chica, comparisons between turbidity and chlorophyll-a concentration were made using the Spearman rank correlation coefficient (r_s). In PNE, turbidity was not significantly correlated with chlorophyll-a concentration ($r_s = 0.16, p > 0.05$), suggesting that many of the relatively high turbidity levels observed in the park were related to re-suspended sediments and not to greater phytoplankton concentrations. Given the low chlorophyll-a concentrations in the park (see below), this is a plausible explanation for elevated turbidity in nearshore surface waters. A similar result was obtained for Boca Chica ($r_s = -0.33, p > 0.05$).

Total nitrogen

The concentration (in micromolar units, μM) of total nitrogen (TN) was measured at 40 stations in PNE and 10 stations in Boca Chica, representing organic and inorganic forms, as well as dissolved and particulate fractions. Station averages ($N=3$ measurements) according to season and distance from shore are illustrated in Figure 5-24. There appeared to be little variation with respect to season or location, however, there were some exceptions. Along transect 1, offshore of the Dominicus resort, higher TN concentrations ($> 15 \mu\text{M}$) were recorded during December at 0.5-1 km distance from shore. It is also interesting to note that TN was much greater in Boca Chica than PNE during December. TN concentrations were generally below $10 \mu\text{M}$ for all other stations during the study.

Seasonal variations in TN exhibited slightly different patterns in PNE and Boca Chica (Figure 5-25). Median TN in PNE was greatest during August ($7.02 \mu\text{M}$) and lowest during April ($4.21 \mu\text{M}$). Median TN was also lowest in Boca Chica during April ($2.27 \mu\text{M}$), but was greatest during December ($14.96 \mu\text{M}$). During December, the median TN in Boca Chica was nearly three times greater than in PNE. The range in variability in both locations was greatest during December and lowest in April.

Spatial variations by region and distance from shore indicated greater median and ranges in concentration in Boca Chica (Figures 5-26 and 5-27). In contrast to several other parameters, TN concentration did not appear to be related to distance from shore in PNE or Boca Chica (Figure 5-27).

Total phosphorus

Like total nitrogen, the concentration (mM) of total phosphorus (TP) was measured at 40 locations in PNE and 10

turístico Dominicus, las concentraciones más altas de Nt ($> 15 \mu\text{M}$) se registraron en diciembre a 0.5-1 km de distancia de la costa. Es interesante señalar que el Nt fue mucho mayor en Boca Chica que en el PNE en diciembre. Las concentraciones de Nt estuvieron generalmente por debajo de $10 \mu\text{M}$ para las otras estaciones.

Los patrones de variación estacional del Nt fueron ligeramente diferentes en el PNE y en Boca Chica (Figura 5-25). La mediana en el PNE fue mayor en agosto ($7.02 \mu\text{M}$) y mas baja durante abril ($4.21 \mu\text{M}$). La mediana del Nt fue también menor en Boca Chica en abril ($2.27 \mu\text{M}$), y mayor en diciembre ($14.96 \mu\text{M}$). En diciembre, la mediana en Boca Chica fue aproximadamente tres veces mayor que en el PNE. El diapásón de variabilidad en ambas localidades fue también mayor en diciembre y que en abril.

Las variaciones espaciales de las concentraciones con respecto a la región y distancia a la costa fueron más amplias en Boca Chica (Figuras 5-26 y 5-27). En contraste con otras variables, la concentración del Nt no parece estar relacionada con la distancia a la costa ni en el PNE ni en Boca Chica (Figura 5-27).

Fósforo total

Al igual que el nitrógeno total, la concentración (μM) de fósforo total (Pt) se midió en 40 localidades del PNE y 10 de Boca Chica en agosto, diciembre y abril. Los promedios por transecto, distancia a la costa, y época en que se realizaron los muestreos se ilustran en la Figura 5-28. Las concentraciones fueron generalmente menores de $0.2 \mu\text{M}$ en todas las estaciones muestreadas. Parece haber una ligera variación con respecto a la época del año o distancia a la costa. Es interesante anotar que en el transecto 1, frente al centro turístico Dominicus, el Pt fue mucho mayor en abril en las estaciones de 500 m y 1 km. Este resultado fue similar al patrón del Nt (ver arriba). La concentración del fue también más alta en Boca Chica en agosto y diciembre.

Las variaciones estacionales en el Pt fueron similares a las del Nt, tanto en el PNE, como en Boca Chica. La mediana en el PNE fue mayor en agosto ($0.10 \mu\text{M}$) y menor en abril ($0.04 \mu\text{M}$) (Figura 5-29). Noventa por ciento de los valores en el PNE fueron menores de $0.14 \mu\text{M}$. La mediana para en Boca Chica fue mayor ($0.14 \mu\text{M}$) en agosto y diciembre; a excepción de diciembre, cuando la mediana fue dos veces mayor en Boca Chica, las concentraciones fueron generalmente similares a las del parque.

Las variaciones espaciales del Pt no fueron notables, ni por región ni por la distancia a la costa. La mediana del Pt entre las 5 regiones solamente varió de 0.07 a $0.10 \mu\text{M}$ (Figura 5-30). La amplitud de valores fue mayor en el noroeste del PNE, reflejando una variabilidad alta a lo largo del transecto 1 cerca del centro turístico Dominicus. No hubo ninguna evidencia de patrón o tendencia importante en el Pt con respecto a la distancia a la costa (Figura 5-31).

Se determinó la relación entre el nitrógeno y el fósforo (N:F) para examinar la relación entre el estado de los nutrientes y la localidad, así como para poder identificar los nutrientes limitantes en el crecimiento de las plantas en el PNE y Boca Chica. Utilizando la mediana de la concentración de N y F, se estimó las relaciones molares para el tamaño total de la muestra en ambas áreas, así como también para los tres períodos de muestreo en Boca Chica y el PNE. La relación F:P en el PNE y Boca Chica fue 82:1 y 76:1 respectivamente; esto indica una limitación potencial de fósforo según la relación de Redfield (N:F= 16:1). Se

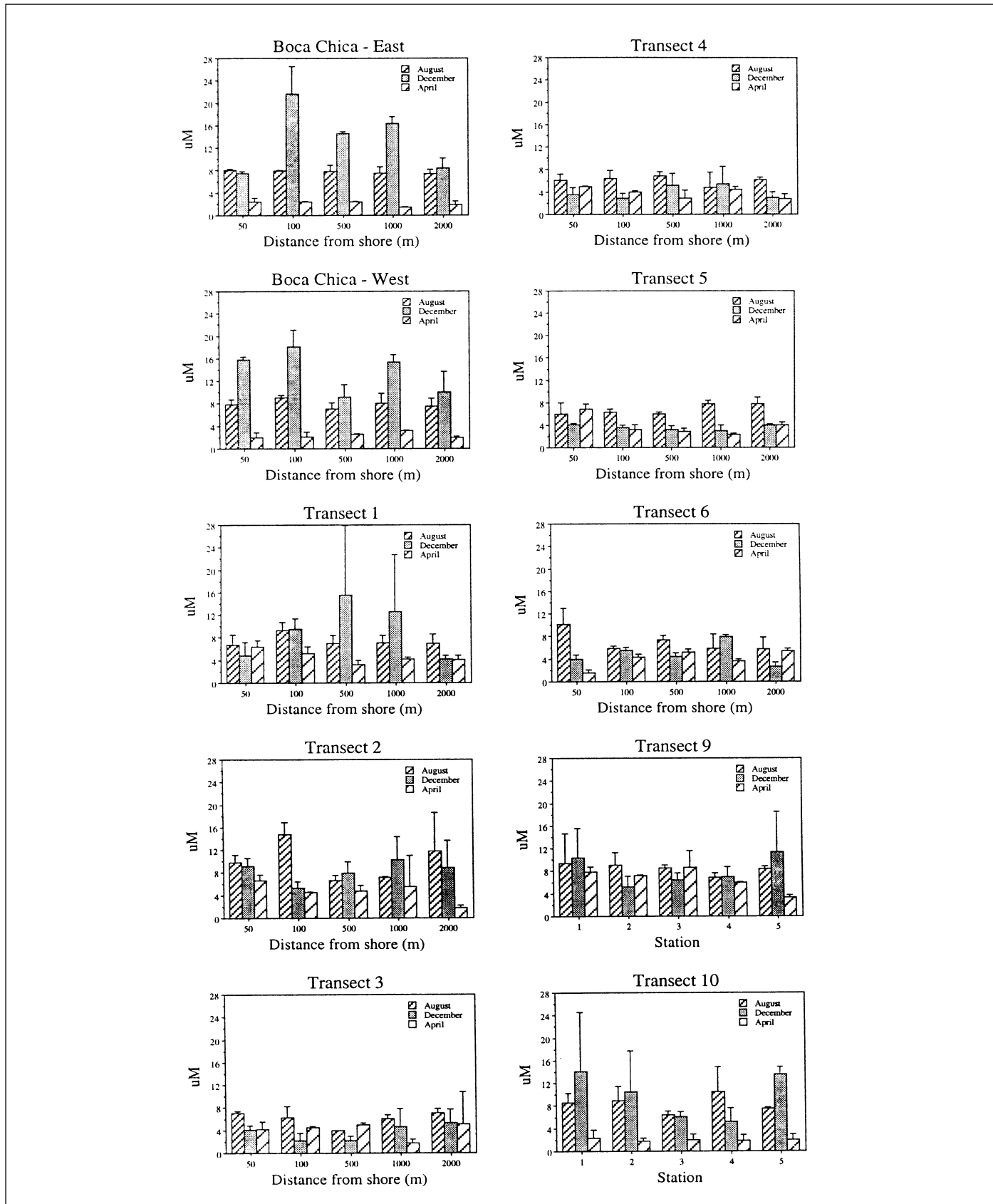


Figure 5-24. Mean total nitrogen concentration (micromolar units, μM) along transects in Boca Chica (2 transects) and PNE (8 transects). Error bars represent one standard deviation. Note the greater concentrations in Boca Chica and transect 1 (offshore of tourism developments near PNE), particularly during December. *Figura 5-24.* Concentración media del nitrógeno total (unidades micromolares, μM) a lo largo de los transectos en Boca Chica (2 transectos) y el PNE (8 transectos). Las barras representan una desviación estándar. Nótese que las mayores concentraciones se registraron en Boca Chica y el transecto # 1 (frente a áreas de desarrollo turístico cerca del PNE), particularmente en diciembre.

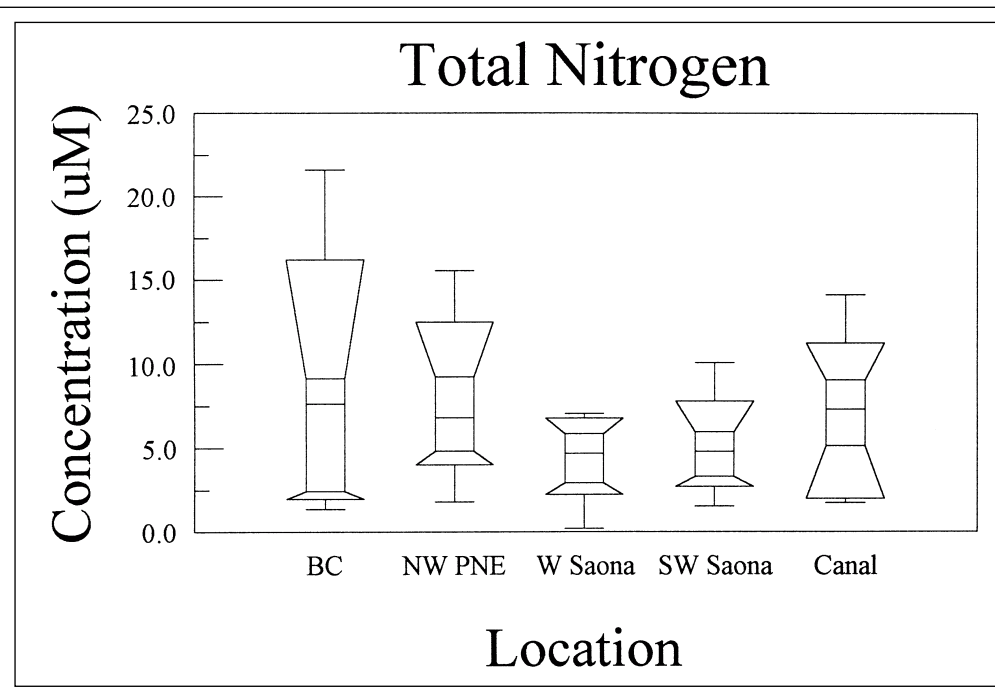


Figure 5-26. Spatial variations in total nitrogen concentration (μM) in Boca Chica (BC) and regions of Parque Nacional del Este (PNE).
Figura 5-26. Variación espacial de la concentración del nitrógeno total (μM) en Boca Chica (BC) y diferentes regiones de Parque Nacional del Este (PNE).

locations in Boca Chica during August, December, and April. Station averages by transect, distance from shore, and season are illustrated in Figure 5-28. TP concentrations were generally less than $0.2 \mu\text{M}$ in all stations sampled. There appeared to be few variations with respect to time of year or distance from shore. It is interesting to note that on transect 1, off-shore of the Dominicus resort, TP was much greater during April at the 500 m and 1 km stations. This result mirrored the pattern of TN (see above). TP concentration was also higher at Boca Chica during August and December.

Seasonal variations in TP were similar to TN for both PNE and Boca Chica. The median TP concentration in PNE was greatest during August ($0.10 \mu\text{M}$) and lowest during April ($0.04 \mu\text{M}$) (Figure 5-29). Ninety percent of the TP values recorded in PNE were less than $0.14 \mu\text{M}$. The median TP concentration in Boca Chica was greatest ($0.14 \mu\text{M}$) during August and December. Except for December, when the median TP was twice as high in Boca Chica, TP concentrations were mostly similar to the park.

observó variación estacional de la relación N:P para ambas localidades. En el PNE, fue mayor en abril (105:1) y menor en agosto (70:1) y diciembre (75:1). En Boca Chica, la relación N:P fue mayor en abril (114:1), intermedia en diciembre (107:1), y menor en agosto (56:1).

Clorofila

La concentración de pigmentos de plantas en la columna de agua (clorofila-*a*) se usó como indicador biológico del estado de los nutrientes en las aguas superficiales de Boca Chica y el PNE. El promedio ($N=3$) de las concentraciones de clorofila-*a* ($\mu\text{g/l}$) a lo largo de los transectos en agosto-abril se muestra en la Figura 5-32. Se encontró un patrón espacial y temporal complejo para la concentración de clorofila-*a*, con algunos transectos presentando variaciones estacionales (transectos 1 y 9), mientras otros transectos presentaron variaciones espaciales (transecto 2). Las concentraciones de clorofila-*a* estuvieron generalmente por debajo de $0.4 \mu\text{g/l}$.

La variación estacional de clorofila-*a* mostró una mayor variabilidad en agosto en el PNE y Boca Chica, y concentraciones más elevadas

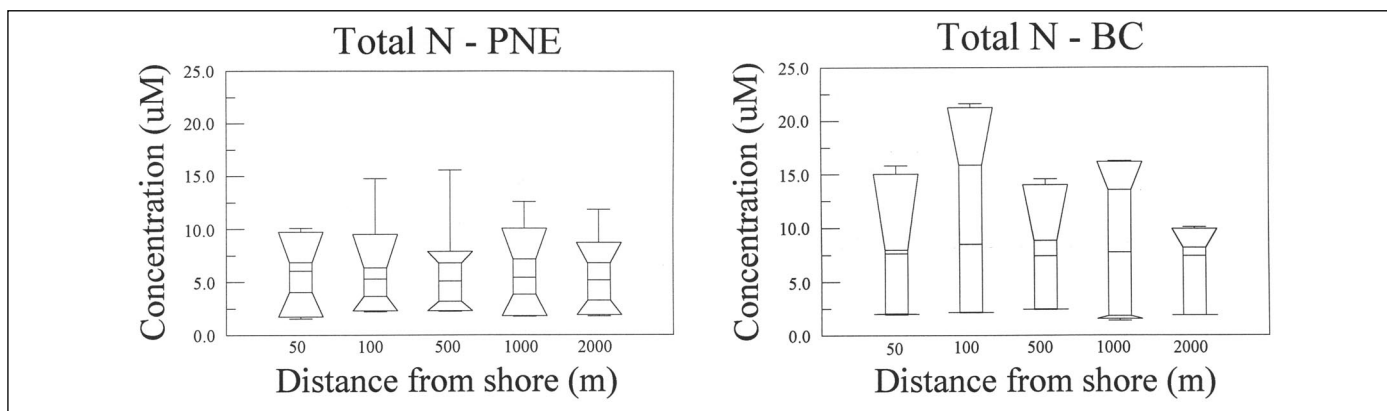


Figure 5-27. Variation in total nitrogen concentration (μM) by distance from shore in Parque Nacional del Este (PNE) and Boca Chica (BC).
Figura 5-27. Variación de la concentración del nitrógeno total (μM) con la distancia de la costa en el Parque Nacional del Este (PNE) y Boca Chica (BC).

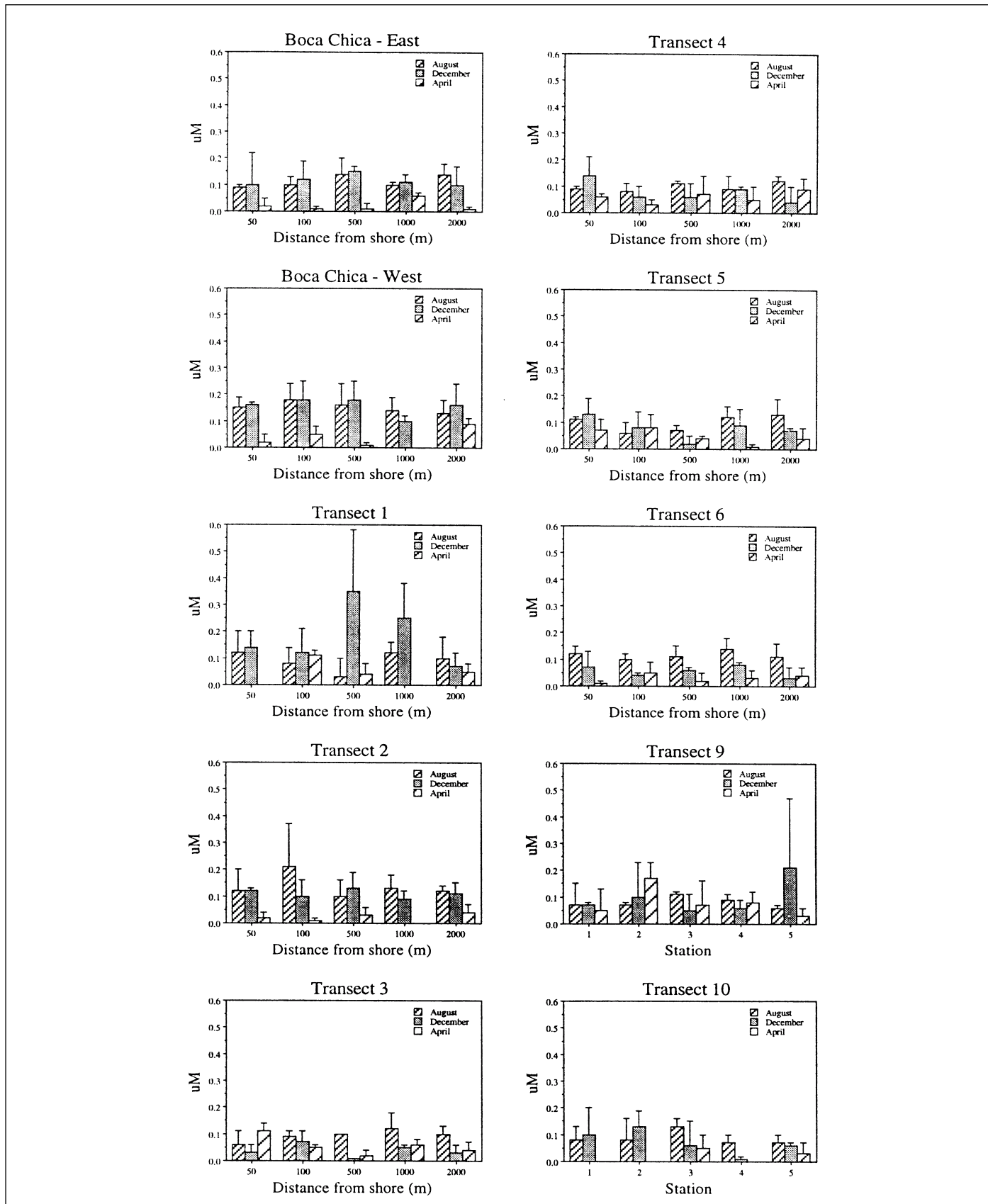


Figure 5-28. Mean total phosphorus concentration (μM) along transects in Boca Chica (2 transects) and PNE (8 transects). Error bars represent one standard deviation. Note the greater concentrations along transect 1 (offshore of tourism developments near PNE) during December. *Figura 5-28. Concentraciones promedio del fósforo total (μM) a lo largo de los transectos en Boca Chica (2 transectos) y el PNE (8 transectos). Las barras representan una desviación estándar. Nótese que las mayores concentraciones se registraron en Boca Chica a largo del transecto #1 (frente a áreas desarrollo turístico cerca del PNE), particularmente en diciembre.*

Spatial variations in TP were not very apparent according to region and distance from shore. Median TP concentrations among the five regions only ranged from 0.07 to 0.10 μM (Figure 5-30). The range in variability was greatest in the northwestern PNE, reflecting the high variability along transect 1 near the Dominicus Resort. There was also no major pattern evident in TP with respect to distance from shore (Figure 5-31).

Elemental ratios of nitrogen and phosphorus (N:P) were computed to explore the relationship between nutrient status and location, as well as to provide some insight into the limiting nutrient to plant growth in PNE and Boca Chica. Using median N and P concentrations, molar ratios were determined for the total sample size in both areas, as well as for the three sampling periods in Boca Chica and PNE. The N:P ratios in PNE and Boca Chica were 82:1 and 76:1, respectively; this indicates potential phosphorus limitation based upon the Redfield ratio (N:P = 16:1). Seasonal variations in N:P were apparent for both locations. In PNE, N:P was greatest during April (105:1) and lower during August (70:1) and December (75:1). In Boca Chica,

a lo largo del año en Boca Chica (Figura 5-33). La mediana de la concentración de clorofila-*a* en el PNE y Boca Chica fue ligeramente más baja en diciembre que en agosto o abril. Aproximadamente el 90% de los valores de clorofila-*a* en ambas localidades estuvieron por debajo de 0.5 $\mu\text{g/l}$.

Las variaciones espaciales de clorofila-*a* se analizaron según la localidad y distancia a la costa. La variación espacial se caracterizó por una gran variabilidad de la mediana en Boca Chica y el noroeste del PNE (Figura 5-34). La mayor variabilidad se observó mar afuera en los transectos 1 y 2 en el área del noroeste del PNE. La mediana más baja y la menor amplitud de valores se observó en el Canal de Catuano y el suroeste de Isla Saona. No se observó ninguna variación con respecto a la distancia a la costa en Boca Chica o el PNE (Figura 5-35).

Se comparó la concentración de nutrientes totales (Nt y Pt) y la concentración de la clorofila-*a* en el PNE y Boca Chica utilizando el coeficiente de correlación por rangos de Spearman (r_s). En el PNE, la correlación entre la concentración de clorofila-*a* y el Nt no fue significativa ($p > 0.35$), pero fue si lo fue negativamente con Pt ($p < 0.001$). Resultó interesante para Boca Chica la ligera relación inversa encontrada entre el Nt y la clorofila-*a* ($r_s = -0.55$, $p < 0.01$) y entre Pt y

Table 5-5. Monthly mean (range) sedimentation rate (mg dry weight/cm²/day) for reefs in Boca Chica and Parque Nacional del Este (PNE). Ranges in mean based on five sediment traps per reef per month. Note the high sedimentation rates in PNE during November coincident with the passage of Hurricane Hortense. nd: no data.
Tabla 5-5. Media y amplitud de valores mensuales de la tasa de sedimentación (mg peso seco/cm²/día) de los arrecifes de Boca Chica y el Parque Nacional del Este (PNE). La amplitud de valores y la media fueron calculados a partir de cinco trampas en cada arrecife por mes. Nótese las altas tasas de sedimentación en el PNE durante noviembre en coincidencia con el paso del huracán Hortensia. nd: no datos.

Month	Boca Chica	Dominicus	La Raya, PNE	Rubén, PNE	El Toro, PNE
April	nd	0.67 (0.53–0.79)	0.65 (0.09–1.55)	0.33 (0.03–0.63)	5.61 (3.47–8.48)
May	nd	0.85 (0.74–0.93)	0.85 (0.29–1.29)	1.26 (0.72–2.66)	2.90 (1.74–6.12)
June	nd	1.13 (0.90–1.79)	0.73 (0.50–1.15)	1.26 (0.72–2.66)	2.91 (0.84–7.30)
July-August	nd	0.75 (0.52–0.91)	0.93 (0.35–1.33)	3.45 (0.32–12.66)	3.14 (2.09–3.91)
September	3.81 (2.59–4.59)	7.06 (6.28–8.29)	2.92 (1.92–3.46)	2.41 (1.92–3.46)	37.15 (30.98–45.97)
October	1.10 (0.89–1.40)	0.99 (0.85–1.15)	1.26 (0.83–1.82)	0.75 (0.49–0.99)	3.33 (2.83–3.65)
November	8.13 (6.16–9.48)	16.73 (12.51–22.89)	18.96 (9.62–23.30)	8.93 (5.26–12.98)	2.79 (2.37–3.06)
December	0.65 (0.54–0.78)	0.95 (0.81–1.16)	0.90 (0.54–1.48)	0.80 (0.52–1.20)	1.78 (1.31–2.28)
January	1.13 (0.97–1.46)	0.43 (0.33–0.56)	0.42 (0.25–0.78)	0.57 (0.34–0.82)	1.23 (0.97–1.43)
February	24.31 (12.02–33.48)	1.08 (0.78–1.92)	1.69 (0.30–6.13)	0.52 (0.35–1.07)	4.59 (2.07–5.81)
March	2.10 (0.62–4.57)	0.58 (0.33–1.00)	1.11 (0.38–1.95)	0.56 (0.36–0.85)	0.78 (0.44–0.97)

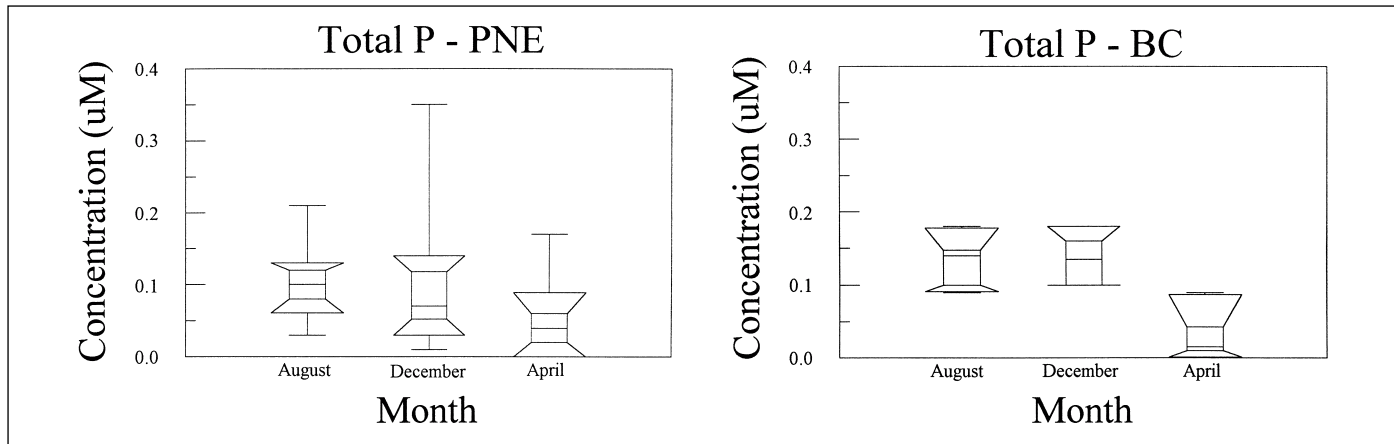


Figure 5-29. Seasonal variations in total phosphorus concentration (μM) in Parque Nacional del Este (PNE) and Boca Chica (BC). *Figura 5-29. Variación estacional de la concentración del fósforo total (μM) en el Parque Nacional del Este (PNE) y Boca Chica (BC).*

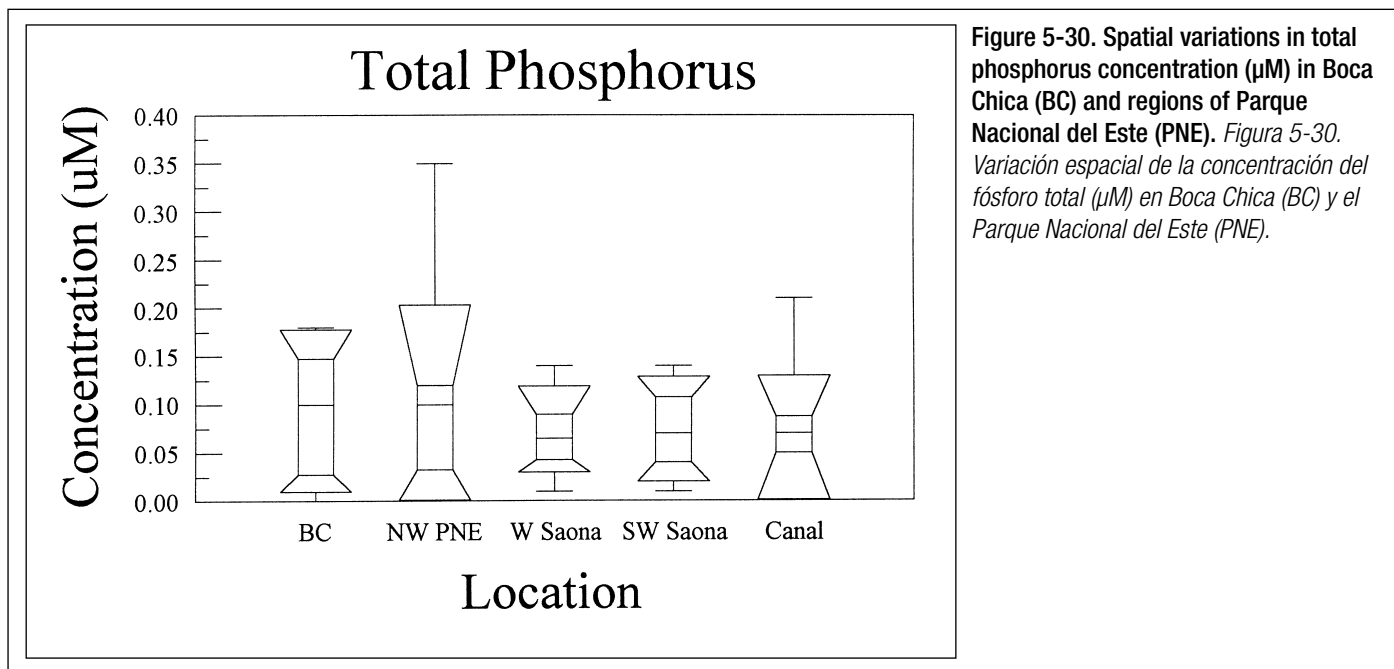


Figure 5-30. Spatial variations in total phosphorus concentration (μM) in Boca Chica (BC) and regions of Parque Nacional del Este (PNE). *Figura 5-30. Variación espacial de la concentración del fósforo total (μM) en Boca Chica (BC) y el Parque Nacional del Este (PNE).*

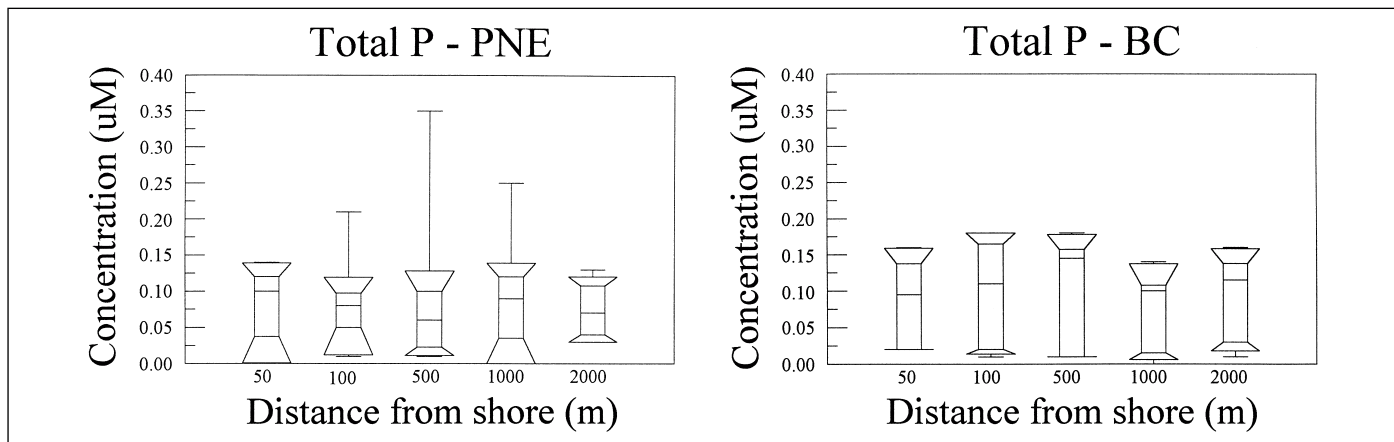


Figure 5-31. Variation in total phosphorus concentration (μM) by distance from shore in Parque Nacional del Este (PNE) and Boca Chica (BC). *Figura 5-31. Variación de la concentración del fósforo total (μM) con la distancia de la costa en el Parque Nacional del Este (PNE) y Boca Chica (BC).*

N:P was greatest during April (114:1), intermediate during December (107:1), and lowest during August (56:1).

Chlorophyll

The concentration of plant pigments (chlorophyll-a) in the water column was measured as a biological indicator of nutrient status in surface waters of Boca Chica and PNE. Average (N=3 samples) chlorophyll-a concentrations ($\mu\text{g}/\text{l}$) along transects during August–April are illustrated in Figure 5-32. There was a complex spatial and temporal pattern in chlorophyll-a, with some transects exhibiting seasonal variations (Transects 1 and 9), while other transects exhibited spatial variations (Transect 2). Chlorophyll-a concentrations were generally below $0.4 \mu\text{g}/\text{l}$ during the study.

Seasonal variations in chlorophyll-a concentration were marked by greater variability during August in PNE and Boca Chica and by greater median concentrations throughout the year in Boca Chica relative to the park (Figure 5-33). The median chlorophyll-a concentration in PNE and Boca Chica was slightly lower in December than in August or April. Nearly 90% of the chlorophyll-a values in both locations were less than $0.5 \mu\text{g}/\text{l}$ during the study.

Spatial variations in chlorophyll-a concentration were explored by analyzing patterns related to location and distance from shore. Greater variability and median concentration in Boca Chica and the northwestern PNE (Figure 5-34) marked regional variations in chlorophyll-a concentration. The greatest range in chlorophyll-a was observed off transects 1 and 2 in the northwestern area of PNE. The lowest median and range was observed in the Canal de Catuano and southwestern Isla Saona. No major patterns were observed by distance from shore for either Boca Chica or PNE (Figure 5-35).

Comparisons between total nutrient concentrations (TN and TP) and chlorophyll-a concentration in PNE and Boca Chica were explored using the Spearman rank correlation coefficient (r_s). In PNE, chlorophyll-a concentration was not significantly correlated with TN ($p > 0.35$), but was negatively correlated with TP ($p < 0.001$). An interesting result for Boca Chica was the slightly inverse relationship between TN and chlorophyll-a ($r_s = -0.55$, $p < 0.01$) and between TP and chlorophyll-a ($r_s = -0.40$, $P < 0.05$). As mentioned previously, chlorophyll-a concentration was not significantly correlated with turbidity in either location. ■

clorofila-a ($r_s = -0.40$, $p < 0.05$). Como se dijo anteriormente, la concentración de clorofila-a no estuvo correlacionada significativamente con la turbidez en ninguna localidad. ■

SECCIÓN 2. SEDIMENTACIÓN

La tasa de sedimentación mensual se midió en cuatro arrecifes de profundidad media (15-20 m) del PNE desde abril de 1996 a marzo de 1997, y en un arrecife de profundidad media en Boca Chica desde septiembre de 1997 a marzo de 1998. En la Tabla 5-5 se muestran los límites y promedios mensuales de la tasa de sedimentación para los 5 sitios muestreados. A lo largo del período de estudio, el valor de la tasa de sedimentación vario de 0.03 a $45.97 \text{ mg}/\text{cm}^2/\text{día}$ en el PNE, y de 0.89 a $33.48 \text{ mg}/\text{cm}^2/\text{día}$ en Boca Chica. Los promedios mensuales fluctuaron entre 0.33 y $37.15 \text{ mg}/\text{cm}^2/\text{día}$ en el PNE, y de 0.65 a $24.31 \text{ mg}/\text{cm}^2/\text{día}$ en Boca Chica.

Durante los 11 meses de muestreo, la sedimentación vario de 1 a $10 \text{ mg}/\text{cm}^2/\text{día}$ para el PNE y Boca Chica (Figura 5-36). Se observaron diferencias en la tasa de sedimentación según la localidad y época del año. Tres de los cuatro arrecifes en el PNE exhibieron una tasa máxima de sedimentación en noviembre y picos menores en septiembre. Uno de los arrecife del PNE (El Toro) presentó la mayor tasa de sedimentación en septiembre; ésta fue en ese mes 1-2 órdenes de magnitud mayor que en el resto del período de muestreo. La tasa máxima de sedimentación en Boca Chica ocurrió en febrero y en menor intensidad en noviembre.

El análisis de varianza indicó diferencias significativas en el valor medio de la sedimentación en el PNE con respecto a la ubicación del arrecife ($p < 0.001$) y época del año ($p < 0.001$) (Tabla 5-6). La ubicación del arrecife representó aproximadamente el 10% de la variabilidad de la tasa de sedimentación; la época del año fue más importante (47%). El plazo de interacción fue también altamente significativo ($p < 0.001$), indicado que algunos arrecifes en ciertas épocas del año presentaron tasas de sedimentación significativamente diferentes. Por ejemplo, la sedimentación en El Toro fue excepcionalmente alta ($> 37 \text{ mg}/\text{cm}^2/\text{día}$) en septiembre, posterior al paso del huracán Hortensia. Dado que otros de los arrecifes inspeccionados no fueron presumiblemente afectados por vientos fuertes provenientes del este, los picos de sedimentación no fueron tan marcados como en El Toro. Otros arrecifes, tal como La Raya y Dominicus, exhibieron las mayores tasas de sedimentación (8.93 - $19.00 \text{ mg}/\text{cm}^2/\text{día}$) en noviembre, probablemente debido a los vientos invernales del suroeste o el norte. ■

Table 5-6. Results from two-way analysis of variance to evaluate the effects of reef location and time of year on mean sedimentation rate ($\text{mg}/\text{cm}^2/\text{day}$) in Parque Nacional del Este. Data used in the test were transformed ($\log_{10}(X+1)$). *Tabla 5-6. Resultados de los análisis de varianza de doble vía para evaluar los efectos de la ubicación de los arrecifes y la época del año en la tasa media de sedimentación ($\text{mg}/\text{cm}^2/\text{día}$) en el Parque Nacional del Este. Se transformaron los datos ($\log_{10}(X+1)$).*

Source of variation	Mean square	Degrees of freedom	F-value	Significance
Site	1.01	3	64.01	$P < 0.001$
Month	1.38	10	87.30	$P < 0.001$
Site x month	0.21	30	12.98	$P < 0.001$
Error	0.02	176	---	---

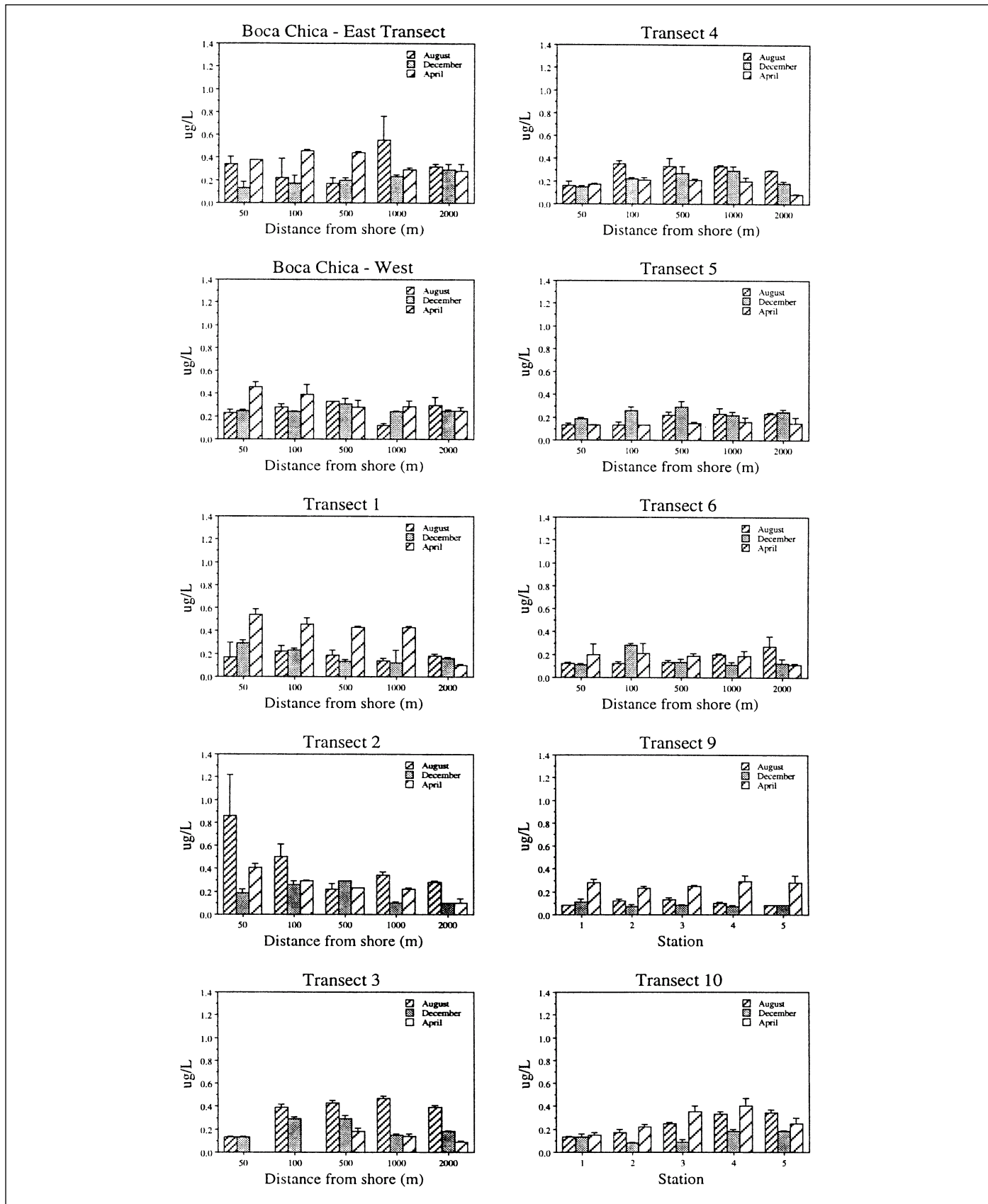


Figure 5-32. Mean concentration of chlorophyll-a (in micrograms/l, $\mu\text{g/l}$) along transects in Boca Chica (2 transects) and PNE (8 transects). Error bars represent 1 standard deviation. *Figura 5-32. Concentraciones promedio de clorofila-a ($\mu\text{g/l}$) a lo largo de los transectos en Boca Chica (2 transectos) y el PNE (8 transectos). Las barras representan una desviación estándar.*

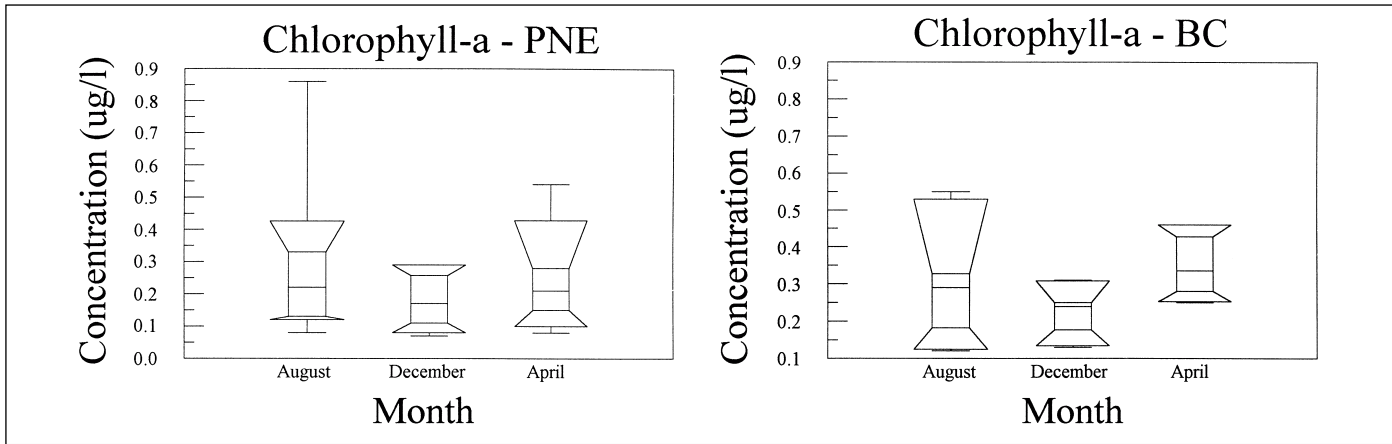


Figure 5-33. Seasonal variations in chlorophyll-a concentration ($\mu\text{g/l}$) in Parque Nacional del Este (PNE) and Boca Chica (BC). *Figura 5-33. Variación estacional de la concentración de clorofila-a ($\mu\text{g/l}$) en el Parque Nacional del Este (PNE) y Boca Chica (BC).*

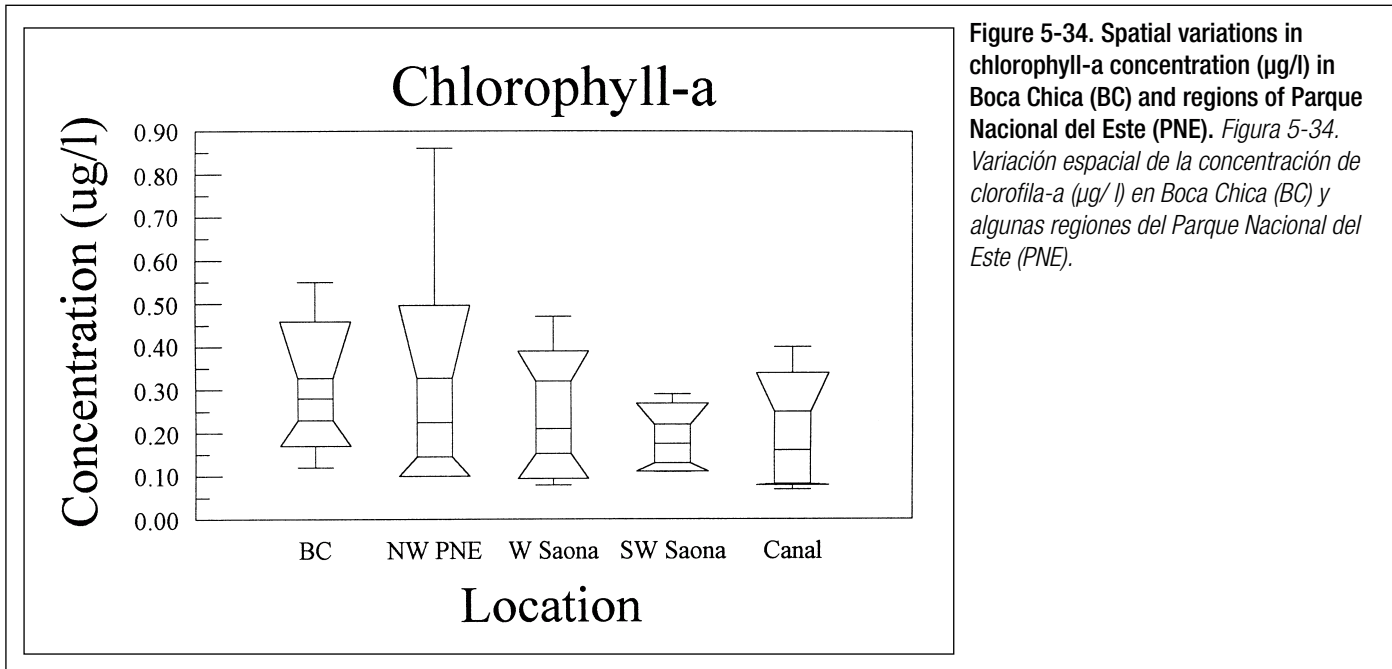


Figure 5-34. Spatial variations in chlorophyll-a concentration ($\mu\text{g/l}$) in Boca Chica (BC) and regions of Parque Nacional del Este (PNE). *Figura 5-34. Variación espacial de la concentración de clorofila-a ($\mu\text{g/l}$) en Boca Chica (BC) y algunas regiones del Parque Nacional del Este (PNE).*

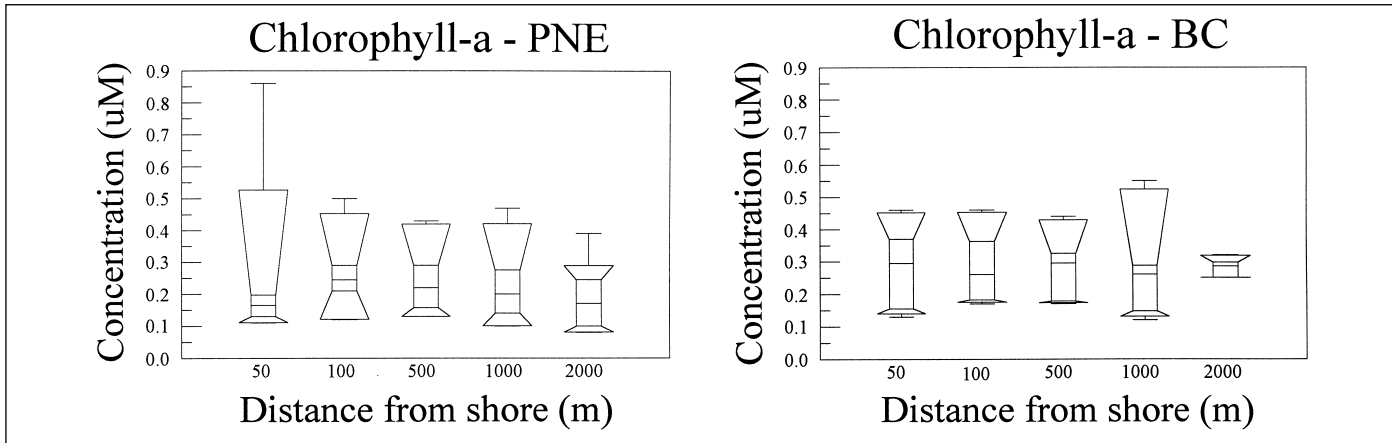


Figure 5-35. Variation in chlorophyll-a concentration ($\mu\text{g/l}$) by distance from shore in Parque Nacional del Este (PNE) and Boca Chica (BC). *Figura 5-35. Variación de la concentración de clorofila-a ($\mu\text{g/l}$) con la distancia de la costa en el Parque Nacional del Este (PNE) y Boca Chica (BC).*

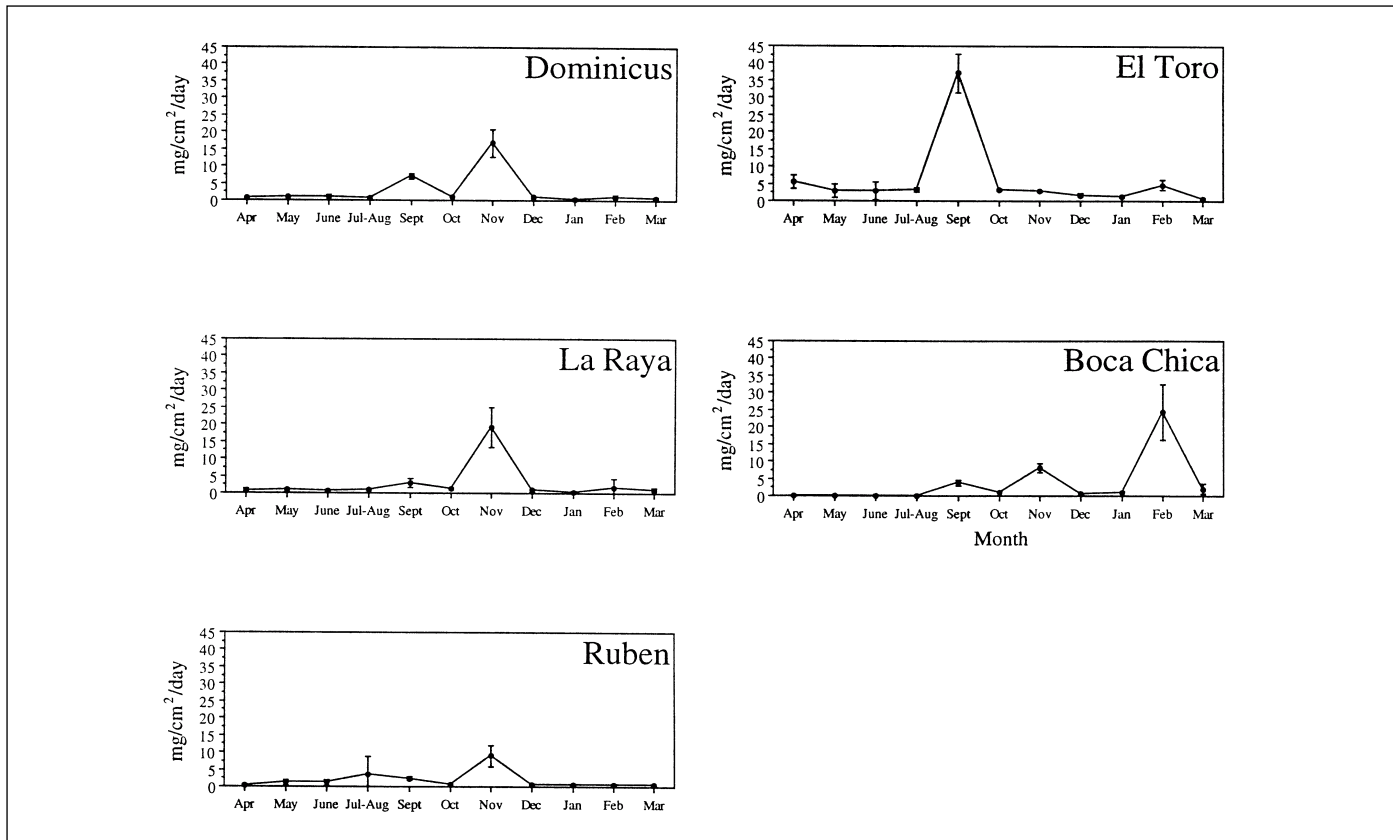


Figure 5-36. Average monthly sedimentation rates (mg dry weight/cm²/day) in reefs of Parque Nacional del Este and Boca Chica. Data based on five sediment traps per station. Error bars represent one standard deviation. Note the high rate at El Toro during September 1996, coincident with the passage of Hurricane Hortense. Also note the greater rates in Dominican, Arrecife la Raya and Boca Chica, likely related to the passage of winter cold front events or southwesterly winds. *Figura 5-36. Tasa de sedimentación mensual promedio (mg peso seco/cm²/día) en los arrecifes del Parque Nacional del Este y Boca Chica. Datos obtenidos en 5 trampas para sedimento por estación. Las barras representan una desviación estándar. Nótese el alto valor de El Toro durante septiembre de 1996 en coincidencia con el paso del huracán Hortensia, así como en Dominican, Arrecife la Raya y Boca Chica, probablemente relacionados estos últimos al paso de frentes fríos invernales o de vientos del suroeste.*

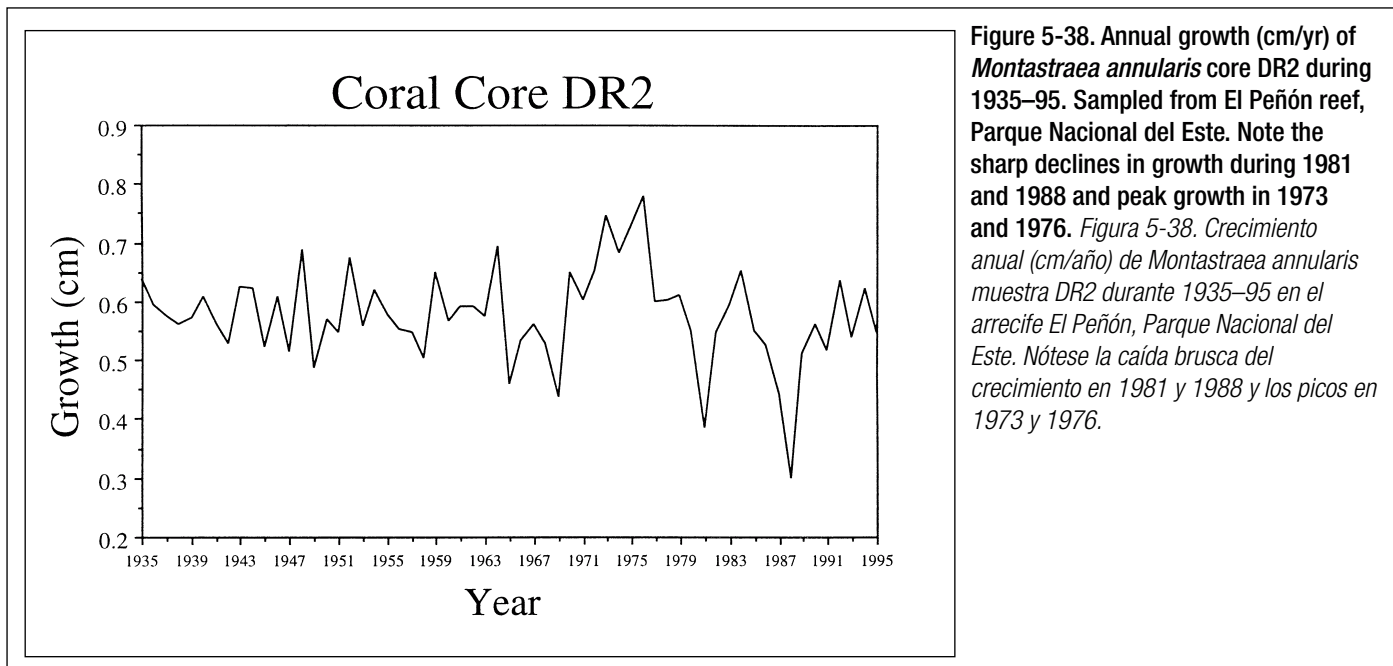


Figure 5-38. Annual growth (cm/yr) of *Montastraea annularis* core DR2 during 1935–95. Sampled from El Peñón reef, Parque Nacional del Este. Note the sharp declines in growth during 1981 and 1988 and peak growth in 1973 and 1976. *Figura 5-38. Crecimiento anual (cm/año) de Montastraea annularis muestra DR2 durante 1935–95 en el arrecife El Peñón, Parque Nacional del Este. Nótese la caída brusca del crecimiento en 1981 y 1988 y los picos en 1973 y 1976.*

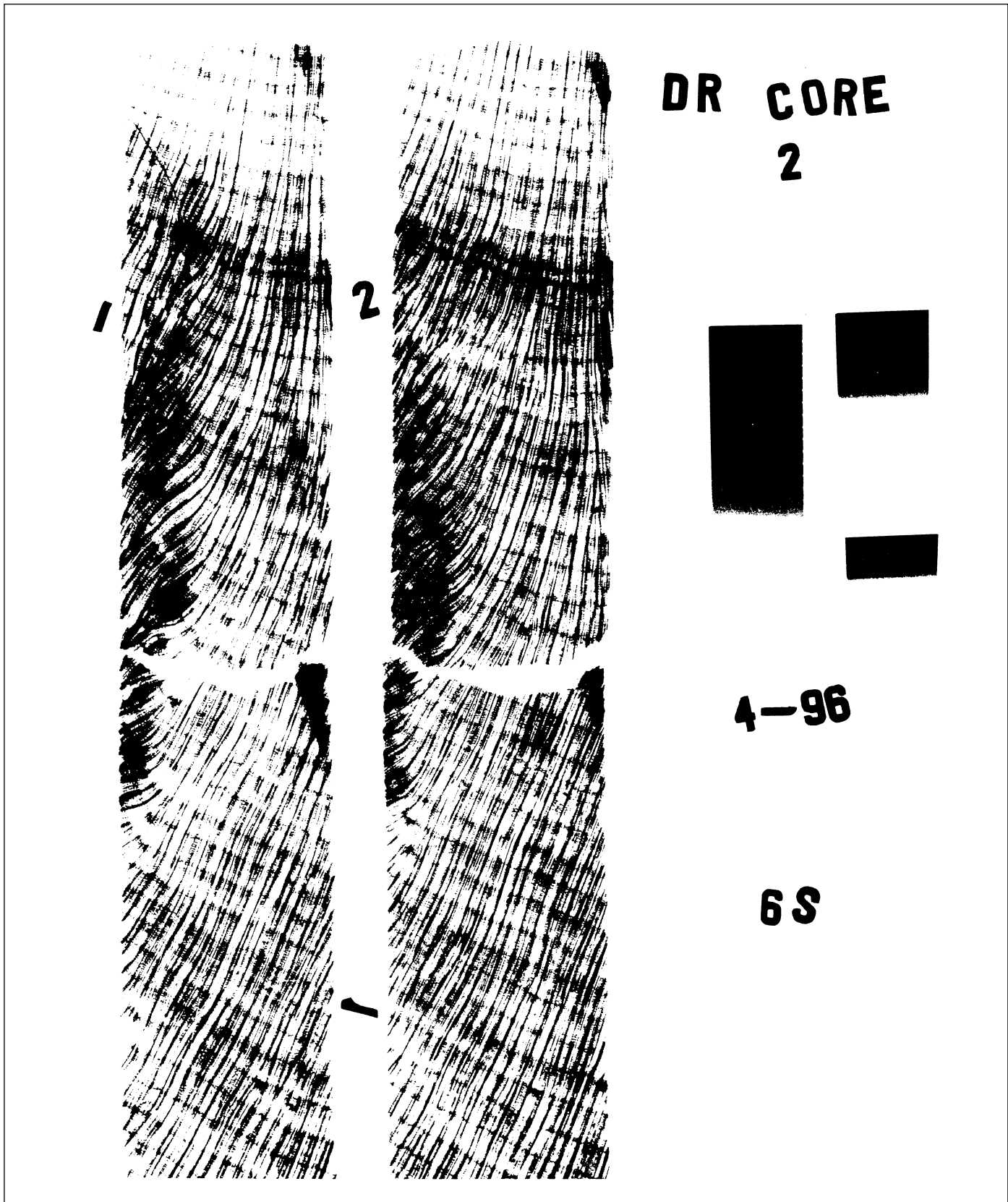


Figure 5-37. X-ray print of coral core DR2 (*Montastraea annularis*) sampled from El Peñón, Parque Nacional del Este. Coral cores were sectioned along the axis of maximum growth and x-radiographs produced and printed for each section. Growth rates are estimated by measuring annual bands (light and dark couplets) along the axis of maximum skeletal extension. *Figura 5-37. Radiografías de la muestra testigo coral DR2 del coral Montastraea annularis en El Peñón, Parque Nacional del Este. Las muestras fueron seccionadas a lo largo del eje de crecimiento máximo y las radiografías producidas e impresas para cada sección. La tasa de crecimiento fue estimada midiendo las bandas anuales (pares de clara y oscura) a lo largo del eje mayor del esqueleto.*

SECTION 2. SEDIMENTATION

Monthly sedimentation rates were measured in four mid-depth (15–20 m) reefs in PNE from April 1996 to March 1997 and one mid-depth reef in Boca Chica from September 1997 to March 1998. Monthly averages and ranges in sedimentation rates for the five survey sites are summarized in Table 5-5. Throughout the study period, the sedimentation rate ranged from 0.03 to 45.97 mg/cm²/day in PNE and from 0.89 to 33.48 mg/cm²/day in Boca Chica. Monthly averages ranged from 0.33 to 37.15 mg/cm²/day in PNE and from 0.65 to 24.31 mg/cm²/day in Boca Chica.

During the 11-month sampling period, sedimentation was generally within 1–10 mg/cm²/day for PNE and Boca Chica (Figure 5-36). Differences in sedimentation rates according to location and time of year, however, were evident. Three of the four reefs in PNE exhibited maximum sedimentation rates during November and smaller peaks during September. One reef in PNE (El Toro) exhibited the highest sedimentation during September, when sedimentation was 1–2 orders of magnitude greater than in the rest of the survey period. Maximum sedimentation rates in Boca Chica occurred during February and to a lesser extent in November.

Analysis of variance indicated significant differences in mean sedimentation rates in PNE with respect to reef location ($p < 0.001$) and time of year ($p < 0.001$) (Table 5-6). Reef location accounted for approximately 10% of the variability in mean sedimentation rate; however, time of year was more important (47%). The interaction term was also highly significant ($P < 0.001$), indicating that certain reefs during certain times of the year had significantly different sedimentation rates. For example, sedimentation at El Toro was exceptionally high (> 37 mg/cm²/day) during September, following the passage of Hurricane Hortense. Since other surveyed reefs are presumably not as affected by periods of strong easterly winds, peaks in sedimentation rate were not as marked as at El Toro. Other reefs, such as La Raya and Dominicus, exhibited maximum sedimentation rates (8.93–19.00 mg/cm²/day) during November, potentially related to northerly or southwestern winds during the winter. ■

SECTION 3. CORAL GROWTH AND ISOTOPIC COMPOSITION

Twelve cores were drilled from corals in Parque Nacional del Este (PNE) during April 1996. Seven subsequent cores were collected the following year from PNE, Boca Chica, and Isla Catalina (south of La Romana). Cores were collected to determine growth rates and carbon and oxygen isotopic composition. All cores were sectioned along the axis of maximum growth; x-radiographs were then produced and printed for each section (Figure 5-37). Growth rates were calculated for each coral by measuring annual bands along the axis of maximum skeletal extension.

SECCIÓN 3. CRECIMIENTO Y COMPOSICIÓN ISOTÓPICA DE LOS CORALES

Se perforaron y extrajeron 12 núcleos testigos de los corales en el Parque Nacional del Este (PNE) en abril de 1996. Al año siguiente se tomaron otras 9 muestras de PNE, Boca Chica, e Isla Catalina (al sur de La Romana). Los núcleos fueron colectados para determinar la tasa de crecimiento y la composición del oxígeno isotópico. Todos los núcleos se seccionaron a lo largo del eje de crecimiento máximo; se hicieron radiografías de rayos X, e impresiones para cada sección (Figura 5-37). Se calculó la tasa de crecimiento de cada coral midiendo las bandas anuales a lo largo del eje de la extensión máxima del esqueleto.

Tasa de crecimiento

Cuatro especies de corales estuvieron representadas en las muestras de una población de 19 núcleos: *Montastraea faveolata* (12), *Siderastrea siderea* (4), *M. franksii* (2), y *M. annularis* (1). La información detallada y completa del crecimiento de todos los núcleos se presentan en el volumen referente al estado de los arrecifes en el Parque Nacional del Este.

La tasa promedio de crecimiento anual calculada a partir de los núcleos de *Montastraea faveolata* fue de 0.78 cm/año. Las muestras de *M. faveolata* DR7 y DR8 tomadas en la Isla Catalina mostraron una tasa promedio relativamente baja (0.53 cm/año). Estos resultados, sin embargo, son confusos, debido a la presencia de bandas indefinidas o de perturbación. La tasa de crecimiento promedio de *M. franksii*, *M. annularis*, y *Siderastrea siderea*, fue 0.58, 0.58, y 0.30 cm/año, respectivamente. La radiografía y serie correspondiente de valores para la tasa de crecimiento en el núcleo DR2 (El Peñon, *M. annularis*) se muestran en la Figura 5-38.

Datos de los isótopos estables

Se tomó un núcleo extraído de El Peñon, al noroeste del PNE, para determinar la composición de isótopos estables de carbono ($\delta^{13}\text{C}$) y oxígeno ($\delta^{18}\text{O}$). El núcleo DR2 se colectó en abril 12 de 1996 a una profundidad de 13 m y se tomó de una colonia columnar de *Montastraea annularis* de aproximadamente 38 cm de longitud y 4.5 cm de diámetro. La muestra se cortó en secciones de 340 micrones a lo largo del eje de crecimiento, lo que permitió la colecta de 20 o más muestras por año del coral. Para los años del coral de 1979-82, se tomaron réplicas de transectos para el examen posterior de patrones isotópicos inusuales. Los datos se interpolaron a valores mensuales para propósitos estadísticos. El análisis estadístico se realizó con el programa Statistica del paquete Statsoft®.

Hasta este momento, el núcleo DR2 es el único núcleo analizado para la composición de isótopos estables. En estudios futuros se examinará la composición de isótopos estables de núcleos testigos de otras áreas del PNE. En el momento de escribir este documento, se habían tomado 550 muestras para dar a conocer la cronología de los isótopos estables, desde 1971 a 1996. La figura 5-39 muestra promedios isotópicos anuales (en el centro) y valores interpolados mensuales (debajo) para el núcleo DR2.

Los valores $\delta^{18}\text{O}$ del núcleo DR2 fluctuaron de -5.78 a -2.63‰, con una media de -3.64‰; Los valores de $\delta^{13}\text{C}$ para el núcleo DR2 de -2.38 a +1.38‰, con un valor medio de -0.54‰. No se observó una

Growth rates

Four coral species were represented in the sample population of 19 cores: twelve *Montastraea faveolata*, four *Siderastrea siderea*, two *M. franksii*, and one *M. annularis*. Complete and detailed growth rate data from all core locations will be presented in a subsequent publication on the status of reefs in Parque Nacional del Este.

The average annual growth rate calculated from *Montastraea faveolata* cores was 0.78 cm/yr. *M. faveolata* cores DR7 and DR8, sampled from Isla Catalinita, exhibited particularly low average growth rates (0.53 cm/yr). These results, however, are confounded by the presence of unclear or “stress” banding patterns in these cores. Average growth rates of *M. franksii*, *M. annularis*, and *Siderastrea siderea* were 0.58, 0.58, and 0.30 cm/yr, respectively. An x-radiograph and corresponding growth rate series for core DR2 (El Peñon, *M. annularis*) is illustrated in Figure 5-38.

Stable isotopic data

One core from El Peñon, northwestern PNE, was sampled for stable carbon ($\delta^{13}\text{C}$) and oxygen ($\delta^{18}\text{O}$) isotopic composition. Core DR2 was collected on 12 April 1996 from a depth of 13 m and was taken from a columnar *Montastraea annularis* colony approximately 38 cm in length and 4.5 cm in diameter. This core was sampled in 340-micron increments along the growth axis, which facilitated the collection of 20 or more samples per coral year. For coral years 1979–82, replicate transects were sampled to further examine unusual isotopic patterns. Data were interpolated to monthly values for statistical purposes. Statistical analyses of stable isotopic data were performed using the Statistica software package from Statsoft®.

At this time, core DR2 is the only core being analyzed for stable isotopic composition. Future studies will examine the stable isotopic compositions of cores from other areas of PNE. At the time of writing, over 550 samples were taken to reveal a stable isotopic chronology dating from 1971 to 1996. Figure 5-39 shows annual isotopic averages (middle) and interpolated monthly isotopic values (bottom) for core DR2.

The $\delta^{18}\text{O}$ values from core DR2 ranged from -5.78 to -2.63 ‰, with a mean value of -3.64 ‰, and $\delta^{13}\text{C}$ values for core DR2 range from -2.38 to +1.38 ‰, with a mean value of -0.54 ‰. There was no apparent correlation between carbon or oxygen isotope composition and growth rate for this coral.

There was a positive correlation between interpolated carbon and oxygen isotopic data ($r = 0.46$, $p < 0.001$); however, this correlation changed significantly between the periods 1971–84 ($r = 0.62$) and 1984–96 ($r = 0.39$) (Figure 5-39). Before 1984, $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{18}\text{O}$ peaks appear to coincide, while after 1984, $\delta^{13}\text{C}$ minima corresponded to $\delta^{18}\text{O}$ maxima and vice-versa. The correlation between annual carbon and oxygen isotopic values was 0.55 ($p < 0.054$).

Fourier time series analyses were performed on all isotopic data. Though $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{18}\text{O}$ both displayed sig-

aparente correlación entre la composición de los isótopos de oxígeno o carbono y la tasa de crecimiento para este coral.

Se encontró correlación positiva entre los datos interpolados de carbono y oxígeno isotópico ($r = 0.46$, $p < 0.001$); sin embargo, esta correlación cambió significativamente en 1971-1984 ($r = 0.62$) y en 1984-1996 ($r = 0.39$) (Figura 5-39). Antes de 1984, los picos de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{18}\text{O}$ parecen coincidir, mientras que después de 1984, los mínimos de $\delta^{13}\text{C}$ correspondieron a máximos de $\delta^{18}\text{O}$ y viceversa. La correlación entre los valores anuales del oxígeno y carbono isotópicos fue de 0.55 ($p < 0.054$).

Se realizó un análisis de series de tiempo de Fourier a todos los datos de isótopos. Aunque $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{18}\text{O}$ mostraron variaciones anuales importantes, las fluctuaciones de $\delta^{13}\text{C}$ coincidieron más coherentemente con las bandas de densidad anuales; por lo tanto, $\delta^{13}\text{C}$ parece ser un indicador más confiable de patrones estacionales. Los análisis de serie de tiempo son únicamente confiables en aproximadamente 0.25 n, lo que limita estos resultados a una periodicidad de 5 años ($n=25$ años). Se podrá explorar periodicidades de mayor magnitud en la medida en que estén disponibles más datos de DR2.

Los aspectos más destacados de la cronología isotópica del DR2 son las caídas bruscas en la composición isotópica del carbono y el oxígeno en 1979 y principios de 1988 (Figura 5-39). El $\delta^{13}\text{C}$ disminuyó aproximadamente 2‰ en 1979, mientras que $\delta^{18}\text{O}$ disminuyó casi a 3‰, seguido por un regreso gradual a los valores isotópicos medios. No fue hasta 1983-84 que los valores de $\delta^{18}\text{O}$ regresaron a las condiciones promedio, aunque el carbono parece haberse estabilizado primero. En 1987-88 ocurrió otro cambio rápido en $\delta^{18}\text{O}$, aunque el $\delta^{13}\text{C}$ era aparentemente imperturbable. El período siguiente de recuperación duró aproximadamente 1 año.

Se muestreó una replica del transecto para los años 1979-82 para asegurarse que este patrón no fuera un artefacto o un error de la máquina o el muestreo. Los datos de la replica resultaron de similares a los de los transectos originales. ◆

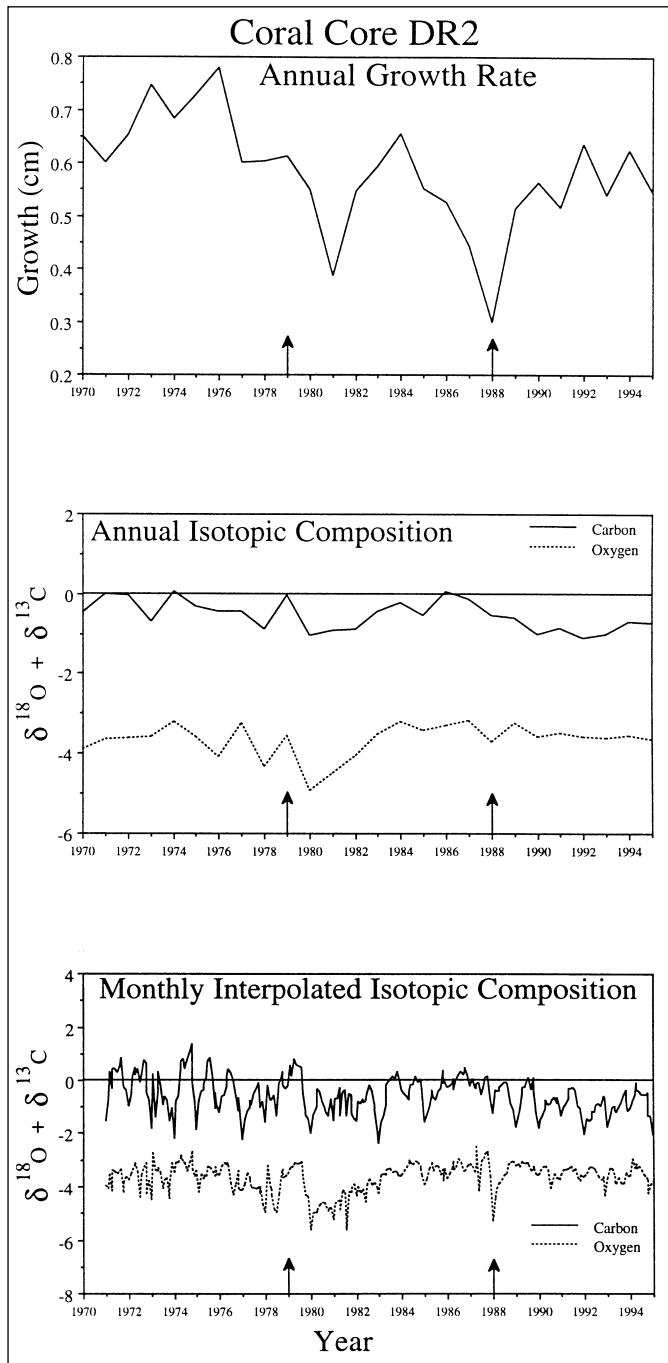


Figure 5-39. Comparison of annual growth (cm/yr) of *Montastraea annularis* (top), annual isotopic composition ($\delta^{18}\text{O}$ and $\delta^{13}\text{C}$) (middle), and interpolated monthly isotopic composition ($\delta^{18}\text{O}$ and $\delta^{13}\text{C}$) (bottom) for core DR2, sampled from El Peñon, Parque Nacional del Este. Arrows indicate the occurrence of tropical storms. *Figura 5-39.* Comparación del crecimiento anual (cm/año) de *Montastraea annularis* (arriba), composición isotópica anual ($\delta^{18}\text{O}$ y $\delta^{13}\text{C}$) (centro), e interpolaciones mensuales de la composición isotópica ($\delta^{18}\text{O}$ y $\delta^{13}\text{C}$) (abajo) de la muestra DR2 de El Peñon, Parque Nacional del Este. Las flechas indican la ocurrencia de tormentas tropicales.

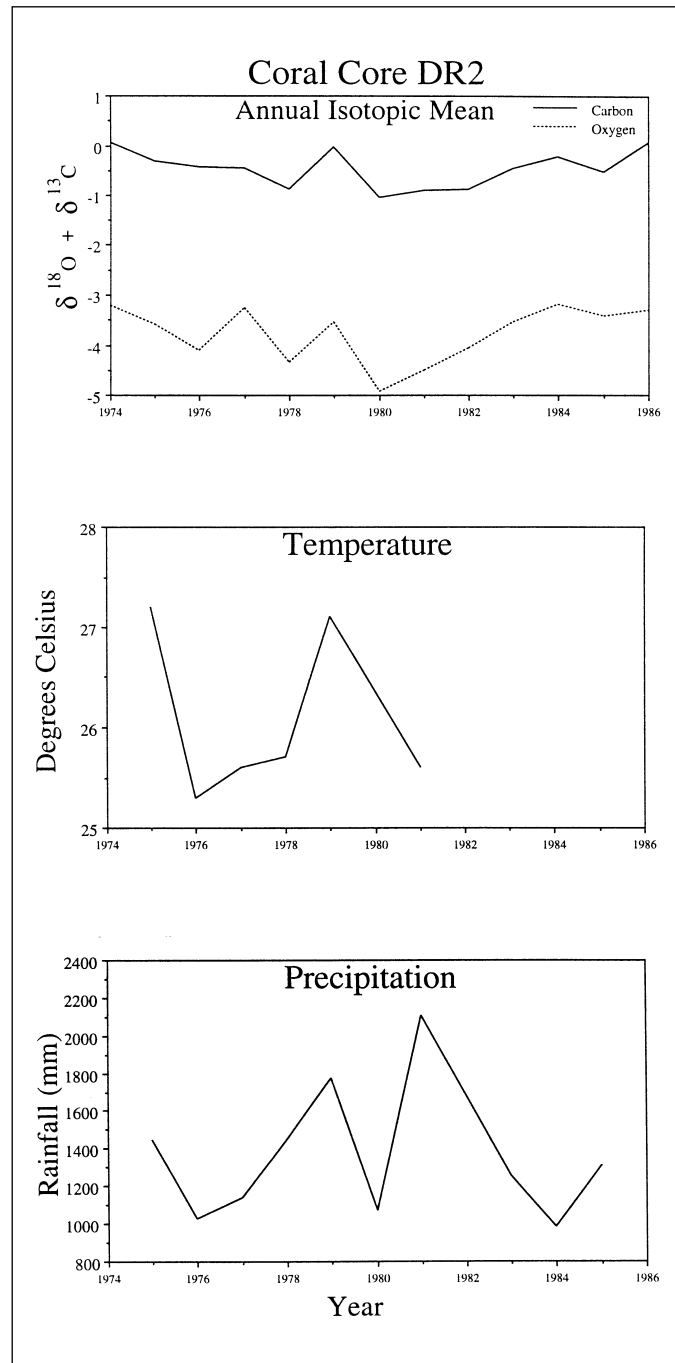


Figure 5-40. Relationship between the mean annual isotopic composition ($\delta^{13}\text{C} + \delta^{18}\text{O}$) for core DR2, sampled from El Peñon reef, and air temperature ($^{\circ}\text{C}$) and precipitation (mm). Meteorological data from the Oficina de Meteorología-División de Climatología, San Rafael de Yuma. *Figura 5-40.* Relación entre los valores anuales promedio de la composición isotópica ($\delta^{13}\text{C} + \delta^{18}\text{O}$) de la muestra DR2 del arrecife El Peñon, la temperatura del aire ($^{\circ}\text{C}$) y las precipitaciones (mm). Los datos meteorológicos se obtuvieron en la Oficina de Meteorología, División de Climatología, San Rafael de Yuma.

nificant annual signals, $\delta^{13}\text{C}$ fluctuations coincided more consistently with annual density banding; therefore, $\delta^{13}\text{C}$ appears to be a more reliable indicator of seasonal patterns. Time series analyses are only reliable at approximately 0.25 n, thereby limiting these results to periodicities of five years ($n=25$ years). As more data become available for DR2, periodicities of greater magnitude can be explored.

The most prominent features of the DR2 isotopic chronology are the sharp depletions in both carbon and oxygen isotopic compositions during 1979 and at the beginning of 1988 (Figure 5-39). $\delta^{13}\text{C}$ decreased approximately 2 ‰ in 1979, while $\delta^{18}\text{O}$ decreased almost to 3 ‰, followed by a gradual return to mean isotopic values. It was not until about 1983–84 that the $\delta^{18}\text{O}$ values returned to average conditions, although carbon appears to have stabilized earlier. In 1987–88, another rapid shift in $\delta^{18}\text{O}$ occurred, although $\delta^{13}\text{C}$ was seemingly unperturbed. The subsequent recovery period was on the order of approximately 1 year.

A replicate transect was sampled for the years 1979–82 to ensure that this pattern was not an artifact of either sampling or machine error. Replicate data proved to be similar in character to data from the original transect. ♦

Chapter VI. Discussion

THIS PROJECT ATTEMPTED TO CHARACTERIZE WATER QUALITY IN PARQUE NACIONAL DEL ESTE (PNE) BY: 1) ASSESSING VARIOUS SPATIAL AND TEMPORAL REGIMES IN SURFACE WATER QUALITY; AND 2) COMPARING AN UNDEVELOPED COASTAL AREA (PNE) WITH AN INDUSTRIAL AND TOURISM DEVELOPMENT (BOCA CHICA). THIS STUDY WAS AN ASSESSMENT, OR THE EVALUATION OF THE PHYSICAL, CHEMICAL, AND BIOLOGICAL NATURE OF COASTAL WATERS IN RELATION TO NATURAL AND HUMAN EFFECTS. THIS TYPE OF STUDY HELPS TO DEFINE THE CONDITION OF THE WATER BODY IN QUESTION, PROVIDES THE BASIS FOR DETECTING TRENDS, AND SETS THE STAGE FOR ANALYZING CAUSE AND EFFECT RELATIONSHIPS BETWEEN WATER QUALITY AND BIOTA (MEYBECK ET AL., 1992).

THIS CHAPTER IS DIVIDED INTO THREE SECTIONS: 1) VARIABILITY IN WATER QUALITY; 2) WATER QUALITY COMPARISONS; AND 3) ECOLOGICAL INDICATORS OF WATER QUALITY VARIABILITY. SECTION I DISCUSSES HOW WATER QUALITY IN PNE VARIES ACCORDING TO SPATIAL AND TEMPORAL SCALES EXPLORED DURING THE STUDY, SPECIFICALLY LOCATION, DISTANCE FROM SHORE, TIME OF YEAR, AND TIME OF DAY. SECTION II FIRST COMPARES WATER QUALITY BETWEEN PNE AND BOCA CHICA AND THEN BETWEEN PNE AND OTHER COASTAL AREAS OF THE TROPICAL WESTERN ATLANTIC. FINALLY, SECTION III DISCUSSES THE ECOLOGICAL INDICATORS OF WATER QUALITY VARIABILITY, SPECIFICALLY THE UTILITY OF USING REEF-BUILDING CORALS TO EVALUATE LONG-TERM (DECADAL) PATTERNS IN WATER QUALITY.

SECTION I. VARIABILITY IN WATER QUALITY

The water quality assessment in PNE highlighted the importance of variability on several spatial and temporal scales. Table 6-1 lists the spatial and temporal variability in physical, chemical, and biological parameters measured. The two-year assessment was designed to capture or sample the maximum range in variability, corresponding to different times of day, year, location, and distance from shore. This

Capítulo VI. Discusión

ESTE PROYECTO TUVO COMO OBJETIVO CARACTERIZAR LA CALIDAD DEL AGUA EN EL PARQUE NACIONAL DEL ESTE (PNE): 1) EVALUANDO LOS REGÍMENES ESPACIALES Y TEMPORALES DE LA CALIDAD DEL AGUA SUPERFICIAL; Y 2) COMPARANDO UN ÁREA COSTERA NO DESARROLLADA (PNE) CON UNA DE DESARROLLO INDUSTRIAL Y TURÍSTICO (BOCA CHICA). ESTE ESTUDIO FUE UNA EVALUACIÓN DE LA NATURALEZA BIOLÓGICA, QUÍMICA, Y FÍSICA DE LAS AGUAS COSTERAS CON RELACIÓN A LOS EFECTOS HUMANOS Y NATURALES. ESTE TIPO DE ESTUDIO AYUDA A DEFINIR LAS CONDICIONES DEL CUERPO DE AGUA EN CUESTIÓN, PROVEE LA BASE PARA DETECTAR TENDENCIAS, Y SIEMPRE BASES PARA ANALIZAR RELACIONES DE CAUSA Y EFECTO ENTRE LA CALIDAD DEL AGUA Y LA BIOTA (MEYBECK ET AL., 1992).

ESTE CAPÍTULO SE DIVIDE EN TRES SECCIONES: 1) VARIABILIDAD DE LA CALIDAD DEL AGUA; 2) COMPARACIONES DE CALIDAD DE AGUA; Y 3) INDICADORES ECOLÓGICOS DE LA VARIABILIDAD DE LA CALIDAD DEL AGUA. LA SECCIÓN 1 ANALIZA COMO VARIA LA CALIDAD DEL AGUA EN EL PNE SEGÚN VARIAS ESCALAS ESPACIALES Y TEMPORALES, ESPECÍFICAMENTE UBICACIÓN, DISTANCIA A LA COSTA, ÉPOCA DEL AÑO, Y HORA DE DÍA. LA SECCIÓN 2 PRIMERAMENTE COMPARA LA CALIDAD DEL AGUA ENTRE EL PNE Y BOCA CHICA Y POSTERIORMENTE ENTRE EL PNE Y OTRAS ÁREAS COSTERAS DEL ATLÁNTICO OCCIDENTAL TROPICAL. FINALMENTE, LA SECCIÓN 3 ANALIZA LOS INDICADORES ECOLÓGICOS DE LA VARIABILIDAD DE LA CALIDAD DEL AGUA, ESPECÍFICAMENTE LAS VENTAJAS DE UTILIZAR CORALES CONSTRUCTORES DE ARRECIFE PARA EVALUAR A LARGO PLAZO (EN DÉCADAS) LOS PATRONES DE CALIDAD DE AGUA.

SECCIÓN 1. VARIABILIDAD EN LA CALIDAD DEL AGUA.

La evaluación de la calidad del agua en el PNE destacó la importancia de la variabilidad en varias escalas espaciales y temporales. La Tabla 6-1 enumera la variabilidad temporal y espacial de las variables físicas, químicas, y biológicas estudiadas. La evaluación de dos años se diseñó para detectar la amplitud máxima de variabilidad, correspondiente a diferentes horas del día, época del año, localidad, y distancia a la costa.

type of assessment is useful not only in characterizing variability patterns, but also as a focus for determining variability effects on biological resources and how human factors can affect processes and biota. The following paragraphs discuss what variability patterns were observed during the water quality assessment in PNE, potential explanations for why these patterns may occur, and what implications these have for biological resources.

Temporal variations

Quantifying seasonal and diurnal (dawn/dusk) variation in the parameters chosen for measurement evaluated temporal variability. Seasonal and diurnal variations in water quality can be expected, even in tropical coastal environments such as PNE, because of natural changes in weather patterns. In fact, short-period changes in water quality may often be the most important factors affecting biological resources (Jones, 1963). Measurements during different times of the year attempted to quantify the range in variability corresponding to changes in air temperature, wind speed, and wind direction. Measurements during different times of the day (dawn, dusk) attempted to quantify the range in variability of certain parameters over daily cycles of solar radiation and biological processes such as production and respiration.

Seasonal variations

Seasonal variations in water quality were evident for several parameters measured in PNE (Table 6-1). These seasonal patterns are potentially related to natural cycles in solar period and intensity, air temperature, wind speed, and wind direction. The following parameters exhibited seasonal variability: salinity, temperature, dissolved oxygen, sedimentation rate, and total nitrogen concentration.

Salinity exhibited an annual range of 35.8–38.1 ‰ in surface waters of PNE. This range represents measurements from all stations during the three sampling periods (August, December, April). The median salinity was lowest during August (36.2 ‰) and greatest during April (37.3 ‰). Salinity typically exhibits little inter-annual (year-to-year) variability in many tropical coastal environments, which implies that many organisms have a narrow physiological tolerance (stenohaline) to salinity variation. Salinity can exhibit marked intra-annual (within year) variability, however, due to rainfall, storm runoff, groundwater discharge, depth (evaporation), and alterations in hydrology (Coles and Jokiel, 1992; Montague and Ley, 1993; Lapointe and Matzie, 1996). Slight spatial and temporal variations can occur especially in shallow (< 10 m) water due to precipitation and evaporation (Jones, 1963), but may also occur because of mixing of near-shore and oceanic water masses (Szmant et al., 1996). The relatively low seasonal variability and relatively high salinity (> 36 ‰) observed in PNE is a potential indicator of two factors: 1) the low amount of precipitation and fresh water input to coastal waters and 2) the high evaporation of shallower waters such as the Canal de Catuano.

Este tipo de evaluación es útil para caracterizar patrones de variabilidad, pero también resulta una forma de detectar el efecto de la variabilidad sobre los recursos biológicos y cómo los factores humanos puedan afectar los procesos y la biota. A continuación se analiza qué patrones de variabilidad se observaron durante la evaluación de la calidad del agua en el PNE, la explicación potencial de estos patrones, y qué implicaciones tiene para los recursos biológicos.

Variaciones temporales

Cuantificar las variaciones estacionales y diurnas (amanecer/anocheecer) de los factores seleccionados es una forma de evaluar variabilidad temporal. Deben esperarse variaciones diurnas y estacionales de la calidad del agua, aún en ambientes costeros tropicales como el PNE, debido a cambios naturales en los patrones del tiempo. De hecho, cambios bruscos de la calidad del agua pueden afectar de modo importante los recursos biológicos (Jones, 1963). Se efectuaron mediciones en las diferentes épocas del año para cuantificar la variabilidad debido a cambios en la temperatura del aire, y la velocidad y dirección del viento. Las mediciones en las diferentes horas del día (amanecer, anocheecer) intentaron cuantificar el diapasón de ciertos factores sobre los ciclos diurnos de radiación solar y procesos biológicos como la producción y la respiración.

Variaciones estacionales

Se observaron variaciones estacionales en la calidad del agua para varios factores en el PNE (Tabla 6-1). Estos patrones estacionales están relacionados potencialmente con ciclos naturales en la intensidad y períodos solares, temperatura del aire, velocidad y dirección del viento. Los factores siguientes mostraron variabilidad estacional: salinidad, temperatura, oxígeno disuelto, tasa de sedimentación, y concentración de nitrógeno total.

La salinidad mostró una fluctuación anual de 35.8–38.1‰ en aguas superficiales del PNE; esta amplitud representa medidas realizadas en todas las estaciones en los tres períodos de muestreo (agosto, diciembre, abril). El valor de la mediana de la salinidad fue menor en agosto (36.2‰) y mayor en abril (37.3 ‰). La salinidad muestra generalmente poca variabilidad interanual (de año a año) en muchos ambientes costeros tropicales; esto implica que muchos organismos tiene una tolerancia fisiológica estrecha (estenoalinos) a las variaciones de salinidad. Sin embargo, la salinidad puede presentar una marcada variabilidad intranual (dentro del año), debido a las precipitaciones, drenaje pluvial, aporte de aguas subterráneas, profundidad (evaporación), y alteraciones en la hidrología (Coles y Jokiel, 1992; Montague y Ley, 1993; Lapointe y Matzie, 1996). En aguas someras (< 10 m) pueden ocurrir ligeras variaciones temporales y espaciales debido a la precipitación y evaporación (Jones, 1963), pero también a causa de la mezcla de masas de aguas litorales y oceánicas (Szmant et al., 1996). La variabilidad estacional relativamente baja y la salinidad relativamente alta (> 36‰) observada en el PNE es un indicador potencial de dos factores: 1) los bajos niveles de precipitaciones y aportes de aguas dulces a las aguas costeras y 2) la evaporación alta en las zonas menos profundas, como el Canal de Catuano.

La temperatura superficial del mar mostró una variación esperada con relación a los cambios estacionales de intensidad y período solar, mostrando una amplitud anual de 23.0 a 30.5 °C en el PNE. El valor de la mediana para la temperatura en el PNE fue menor en

Table 6-1. Spatial and temporal variations observed in PNE water quality during 1996–97. *Tabla 6-1. Variaciones espaciales y temporales de la calidad del agua observadas en el PNE durante 1996–97.*

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		
Turbidity (nephelometer turbidity units, NTU)			X	X
Sedimentation rate (milligrams dry weight/cm ² /day)		X		X
Total nitrogen (micromolar concentration, μM)		X		X
Total phosphorus (μM)				
Chlorophyll-a (μg/l)				X

Sea surface temperature showed expected variation related to seasonal changes in solar period and intensity. Temperature exhibited an annual range of 23.0 to 30.5 °C in PNE. Median temperature in PNE was lowest during December (25.9 °C) and greatest during August (28.3 °C); therefore, data indicate an annual range in median sea surface temperature of approximately 7–8 °C in the park. Temperature may exhibit little seasonal variations in some tropical coastal areas, particularly when compared to temperate environments (Saenger and Holmes, 1992). Seasonal variations may be significant, however, in subtropical and tropical reef environments (Lapointe and Clark, 1990). For example, temperature variability can represent mixing of nearshore and oceanic water masses (Szmant et al., 1996), atmospheric cold fronts, density gradients, and tidal pumping (Walker et al., 1982; Bohnsack, 1983). The seasonal temperature variations in PNE are also partly a function of the depths of stations surveyed, because inshore waters are more variable than offshore waters (Potts and Swart, 1984).

In contrast to sea surface temperatures, continuous measurements of bottom water temperatures at three mid-depth (15–20 m) reefs (Arrecife la Raya, Arrecife de Rubén, El Toro) illustrated the relatively stable temperature regime of subsurface waters during the survey period (October 1996–July 1997). The median bottom temperature only ranged from 24.13 °C to 28.84 °C during the study. These data suggest that coastal upwelling may not occur in the areas sampled in PNE and that deeper reef environments are exposed to a stable temperature regime during the year.

Dissolved oxygen (DO) exhibited many spatial and temporal patterns similar to temperature. This is partly due to the direct relationship between oxygen solubility and temperature. Biological processes such as production and respiration can markedly influence dissolved oxygen, however. Moreover, biological activity can, in turn, be influenced by the concentration of nutrients (Lapointe and Clark, 1990). DO ranged from 2.80 to 7.56 mg/l in PNE and exhibited marked seasonal variations. The median concentration was greatest during December (5.74 mg/l) and lowest during August (4.47 mg/l), representing an annual

diciembre (25.9 °C) y mayor en agosto (28.3 °C); indicando un diapason anual para la mediana en la temperatura del agua de mar superficial de aproximadamente 7–8 °C en el parque. La temperatura puede presentar ligeras variaciones estacionales en algunas áreas costeras tropicales, particularmente cuando se compara con ambientes templados (Saenger y Holmes, 1992). Las variaciones estacionales pueden ser importantes, sobre todo en ambientes arrecifales tropicales y subtropicales (Lapointe y Clark, 1990). Por ejemplo, la variabilidad de la temperatura puede ser una consecuencia de la mezcla de las masas de aguas costeras y oceánicas (Szmant et al., 1996), frentes fríos atmosféricos, gradientes de densidad, e intercambio de marea (Walker et al., 1982; Bohnsack, 1983). Las variaciones estacionales de la temperatura en el PNE son también en parte una función de la profundidad ya que las aguas costeras son más variables que las de mar afuera (Potts y Swart, 1984).

En contraste con la temperatura superficial del agua, las mediciones continuas de temperatura a las aguas del fondo en tres arrecifes de profundidad media (15–20 m) (La Raya, Rubén, y El Toro) reportaron el régimen relativamente estable de las aguas subsuperficiales en el período de muestreo (octubre de 1996 a julio de 1997). La mediana para la temperatura del fondo sólo varió entre 24.13 °C y 28.84 °C durante este estudio. Estos datos sugieren que no deben existir afloramientos costeros en las áreas estudiadas del PNE y que los ambientes arrecifales más profundos están expuestos a regímenes estables de temperaturas durante todo el año.

El oxígeno disuelto (OD) presentó patrones espaciales y temporales al igual que la temperatura. Esto es en parte debido a la relación directa entre la temperatura y solubilidad del oxígeno. Procesos biológicos tales como la producción y la respiración puede influenciar notablemente las concentraciones de oxígeno disuelto. A su vez, la actividad biológica puede estar influenciada por la concentración de nutrientes (Lapointe y Clark, 1990). El OD varió en un diapason de 2.80 a 7.56 mg/l en el PNE, mostrando variaciones estacionales marcadas. La mediana de la concentración de OD fue mayor en diciembre (5.74 mg/l) y menor en agosto (4.47 mg/l), representando una fluctuación anual de 1.27 mg/l. Los niveles más bajos de oxígeno en el verano probablemente reflejan los efectos combinados de una alta respiración biológica y una baja solubilidad o pérdida hacia la atmósfera (Jones, 1963).

La concentración del nitrógeno total fue el único nutriente medido que exhibió variabilidad estacional. La mediana para el Nt en

range in the median of 1.27 mg/l. Lower oxygen levels during the summer likely reflected the combined effects of high biological respiration and low solubility or loss to the atmosphere (Jones, 1963).

The concentration of total nitrogen was the only nutrient-type parameter measured that exhibited seasonal variability. Median TN in PNE was greatest during August (7.02 μM) and lowest during April (4.21 μM). These concentrations, however, are very low compared to other tropical coastal areas (see below). Nutrients such as nitrogen may be deficient in some tropical coastal areas throughout the year; therefore, seasonal differences would not be expected because nutrients can be rapidly used by biota (Jones, 1963). Seasonal variations in nutrient concentrations may occur, however, due to dynamic events at the shelf-edge, such as upwelling (Lapointe and Smith, 1987; Lee et al., 1992), or to human factors coupled with rainfall patterns, such as groundwater and terrestrial runoff (Marsh, 1977; Johannes, 1980). The greater TN concentration in PNE during August may potentially be related to greater, albeit low, surface runoff or submarine groundwater discharge to coastal waters.

Diurnal variations

Diurnal variability in water quality was evaluated for temperature and dissolved oxygen (Table 6-1), by sampling during dawn and dusk. These periods potentially capture the maximum variability due to the range in solar radiation and biological processes such as production and respiration.

Diurnal temperature changes were evident among locations and time of year in PNE. Diurnal variability was greatest during August and was particularly high (1.5 $^{\circ}\text{C}$) in the Canal de Catuano during August and December. In other tropical coastal environments, such as the Florida Keys, temperature varies diurnally from 0.5 to 1.5 $^{\circ}\text{C}$ at 1–4 meters depth, generally in response to air temperature fluctuations and solar radiation (Jones, 1963). When analyzed by distance from shore and time of year in PNE, the mean diurnal temperature variation was lower offshore (1–2 km) than nearshore (< 500 m). This pattern was particularly evident during August, when the mean variation decreased from roughly 2 $^{\circ}\text{C}$ at 50-m distance to 0.5 $^{\circ}\text{C}$ at 2 km from shore. Diurnal temperature variability in PNE indicates that inshore waters are more thermally variable than offshore waters. Prevailing weather conditions more easily modify shallow waters, thus shallow waters can be expected to change relatively rapidly due to changes in air temperature and winds. In contrast, deeper waters are well buffered by oceanic water masses: therefore diurnal variations are usually very low (Potts and Swart, 1984).

Diurnal variations in dissolved oxygen (DO) were evident according to location and time of year. Greater mean diurnal variations (up to 1.5 mg/l) were observed in the northwestern area of PNE during August, southwestern Isla Saona during August, and the Canal de Catuano during December. Diurnal variations in DO by distance from shore generally indicated decreasing variability further offshore.

el PNE fue mayor en agosto (7.02 μM) y menor en abril (4.21 μM). Estas concentraciones, sin embargo, son muy bajas comparadas con otras áreas costeras tropicales (ver más adelante). Nutrientes como el nitrógeno pueden ser deficientes en algunas áreas costeras tropicales todo el año, por ello, no deben esperarse diferencias estacionales ya que los nutrientes pueden ser rápidamente utilizados por los organismos (Jones, 1963). Las variaciones estacionales de la concentración de nutrientes pueden ocurrir, sin embargo, debido a sucesos dinámicos en el borde de la plataforma, como los afloramientos (Lapointe y Smith, 1987; Lee et al., 1992), o a factores humanos asociados a las precipitaciones, tales como los aportes subterráneos y el arrastre terrestre (Marsh, 1977; Johannes, 1980). La mayor concentración del Nt en el PNE en agosto puede estar potencialmente relacionada a un mayor, aunque bajo, drenaje o descargas de aguas submarinas a las aguas costeras.

Variaciones diurnas

La variabilidad diurna de la calidad del agua de mar se analizó a través de los cambios en la temperatura y el oxígeno disuelto (Tabla 6-1), al amanecer y al anochecer. Estos periodos deben capturar la variabilidad máxima debido a la fluctuación de la intensidad de radiación solar y de procesos biológicos como la producción y la respiración.

Se observaron variaciones diurnas de la temperatura en las diferentes localidades y épocas del año en el PNE. La variabilidad diurna fue mayor en agosto y particularmente alta (1.5 $^{\circ}\text{C}$) en el Canal de Catuano en agosto y diciembre. En otros ambientes costeros tropicales como los Cayos de la Florida, la variación diurna de la temperatura fluctúa de 0.5 a 1.5 $^{\circ}\text{C}$ en 1–4 m de profundidad, generalmente como respuesta a variaciones de la temperatura del aire y la radiación solar (Jones, 1963). Cuando se analizó según la distancia a la costa y época del año en el PNE, la variación diurna promedio de la temperatura resultó menor mar afuera (a 1–2 km) que en las aguas costeras (< 500 m). Este patrón fue particularmente evidente en agosto, cuando la variación media disminuyó de aproximadamente 2 $^{\circ}\text{C}$ en los 50 m, a 0.5 $^{\circ}\text{C}$ en los 2 km de distancia a la costa. La variabilidad diurna de la temperatura en el PNE indica que las aguas cercanas a la costa son más variables térmicamente que las de mar afuera. Las condiciones predominantes del tiempo modifican más fácilmente las aguas someras, las cuales pueden presentar cambios relativamente rápidos debido a variaciones en el viento y la temperatura del aire; en contraste con las aguas más profundas que están bien protegidas e influenciadas por las masas de agua oceánica, las variaciones diurnas por lo tanto son usualmente muy bajas (Potts y Swart, 1984).

Se observaron variaciones diurnas del oxígeno disuelto (OD) según la localidad y época del año. El mayor valor medio para la variación diurna (hasta 1.5 mg/l) fue detectado al noroeste del PNE en agosto, al suroeste de Isla Saona en agosto, y en el Canal de Catuano en diciembre. La variabilidad diurna del OD creció generalmente con la distancia a la costa; éstas fueron muy evidentes en diciembre y abril, donde el valor medio de la variación disminuyó de 1.75 mg/l a 50-m de distancia a la costa, a 0.25 mg/l a 2 km mar afuera. Este patrón es similar al reportado en otros estudios. En aguas costeras de los Cayos de la Florida, el OD puede presentar una variación diurna mayor en el invierno lo cual está relacionado con una variación mayor de la temperatura en esa época del año (Jones, 1963). Sin embargo, otros estudios han demostrado una mayor variación diurna del OD en el verano, corre-

Diurnal variations were most apparent during December and April, where the mean diurnal variation decreased from 1.75 mg/l at 50-m distance to 0.25 mg/l at 2 km offshore. These patterns are similar to other studies. In nearshore waters of the Florida Keys, DO may exhibit greater diurnal variation in the winter than during the summer. This pattern is directly related to the greater temperature variation during the winter (Jones, 1963). However, other studies have shown greater daily DO variability during the summer, correlated with the supply of nutrients, and hence planktonic production, from land-based sources (Lapointe and Clark, 1990).

Spatial variations

Spatial variations in water quality were explored by evaluating patterns related to general location and distance from shore in PNE. Patterns related to general location were designed to evaluate similarities and differences related to environmental setting within regions of PNE: northwestern shelf, western Isla Saona, southwestern Isla Saona, and Canal de Catuano. These regions were hypothesized to represent different environmental settings in terms of the degree of wave exposure, shelf width, depth, and potential influence from the Canal de Catuano. Variability with respect to distance from shore was explored by sampling parameters at five different distances from the shoreline to the edge of the island shelf.

Location

Most water quality parameters measured during this study did not vary greatly with respect to location or regions within PNE. Several parameters such as salinity, temperature, and turbidity, however, exhibited relatively high variability in the Canal de Catuano, a shallow (< 10 m), relatively enclosed, seagrass-dominated marine lagoon. Salinity did not show much variation within PNE; the median during the sampling period was lowest off western Isla Saona (36.4 ‰) and greatest in the Canal de Catuano (37.4 ‰). Variability in salinity was greatest in the Canal de Catuano (35.8–38.1 ‰). Temperature showed a similar pattern, with the highest median temperature (27.5 °C) and greatest variability (23.0–29.3 °C) in the Canal de Catuano. The median turbidity was also greatest in the Canal de Catuano (0.28 NTU). These patterns indicate the relatively high environmental variability in the Canal de Catuano compared to other areas of PNE. This result is not unexpected for several of the parameters measured. As discussed earlier, salinity and temperature show much greater variability in shallower water than in deeper waters, reflecting lower thermal stability and potentially greater evaporation. The greater variation in turbidity is also likely a function of shallow depth, since re-suspension of sediments is more prevalent in shallower water than in deeper water.

Many water quality parameters were highly variable in the Canal de Catuano, indicative of the shallow nature of this lagoon. Some of the nutrient indicators, however, exhibited different spatial variations in certain regions of

lacionada con el aporte de nutrientes de fuentes terrestres, y por ende una mayor producción planctónica (Lapointe y Clark, 1990).

Variaciones espaciales

La variación espacial de la calidad del agua se analizó en relación con la distancia y ubicación general a la costa en el PNE. El patrón relacionado con la ubicación general se diseñó para evaluar similitudes y diferencias relacionadas con las características ambientales dentro de las diferentes regiones en el PNE: plataforma noroeste, oeste de Isla Saona, suroeste de Isla Saona, y el Canal de Catuano. Estas regiones representan condiciones ambientales hipotéticamente diferentes en cuanto a la exposición al oleaje, ancho de la plataforma, profundidad, e influencia potencial del Canal de Catuano. La variabilidad con la distancia a la costa se examinó muestreando en 5 distancias diferentes desde la costa hasta al borde de la plataforma insular.

Localidad

La mayoría de las variables medidas para estudiar la calidad del agua en este estudio no variaron mucho con respecto a la localidad o ubicación dentro del PNE. Factores tales como la salinidad, la temperatura, y la turbidez, sin embargo, exhibieron una variabilidad relativamente alta en el Canal de Catuano, una laguna marina (< 10 m), relativamente cerrada, y con el fondo cubierto por hierbas marinas. La salinidad no mostró mucha variación dentro del PNE; la mediana en el período del muestreo fue menor frente al oeste de la Isla Saona (36.4‰) y más alta en el Canal de Catuano (37.4‰). La variabilidad de la salinidad fue mayor en el Canal de Catuano (35.8–38.1‰). La temperatura mostró un patrón similar, con el mayor valor de la mediana (27.5 °C) y la mayor variabilidad (23.0–29.3 °C) en el Canal de Catuano. La mediana para la turbidez fue también más alta en el canal (0.28 NTU). Este patrón indica una variabilidad ambiental relativamente alta en el Canal de Catuano comparado con otras áreas del PNE. Este resultado no es inesperado para algunos de los factores medidos. Como se mencionó anteriormente, la salinidad y la temperatura muestran una variabilidad mayor en aguas someras, reflejando una menor estabilidad térmica y una evaporación potencialmente mayor. La mayor variación en la turbidez parece ser una función de la profundidad, dado que la resuspensión de los sedimentos en aguas someras es más frecuente que en aguas más profundas.

Muchos de los atributos de la calidad del agua fueron altamente variables en el Canal de Catuano, indicando la naturaleza somera de esta laguna. Algunos de los indicadores de nutrientes, sin embargo, mostraron variaciones espaciales diferentes en ciertas regiones del PNE. A lo largo del transecto 1, frente al centro turístico Dominicus, se registraron altas concentraciones de Nt (> 15 µM) en diciembre a 0.5-1 km de distancia a la costa. No se conoce la causa de esta variación, pero este patrón no fue observado en otras áreas del PNE. Además, se observó una gran amplitud de valores de la concentración de clorofila-*a* a lo largo de los transectos 1 y 2 en la zona al noroeste del PNE. Estos patrones pueden indicar diferentes procesos oceanográficos en esa región o diferencias en la intensidad de fuentes de contaminación provenientes de desarrollos turísticos.

Distancia a la costa

Los patrones de calidad de agua relacionados con la distancia a la costa se analizaron a través del estudio de las aguas superficiales a

PNE. Along transect 1, offshore of the Dominicus resort, higher TN concentrations ($> 15 \mu\text{M}$) were recorded during December at 0.5–1 km distance from shore. The cause of this variation is not known, but this pattern was not observed in other areas of PNE. In addition, the greatest range in chlorophyll-*a* was observed along transects 1 and 2 in the northwestern region of PNE. These patterns may potentially indicate different oceanographic processes in the northwestern region of the park or differences in the degree of potential land-based sources of pollution from tourism developments.

Distance from shore

Water quality patterns related to distance from shore were explored by sampling surface waters at varying distances from the coastline. This sampling regime can potentially elucidate the relative importance of nearshore and oceanic processes, as well as the potential for human factors such as coastal development to influence coastal water quality.

Many parameters measured during the study did not exhibit high variation with respect to distance from shore (Table 6-1). For example, the median salinity only varied from 36.6 to 36.8 ‰ between 50 m and 2 km from shore. Variations with distance from shore may occur because of rainfall, storm runoff, and groundwater discharge (Coles and Jokiel, 1992; Lapointe and Matzie, 1996). The data for PNE, however, suggest that these processes may not significantly influence surface salinity. The median dissolved oxygen ranged from 4.91 mg/l at 50 m distance to 5.21 mg/l at 2 km from shore during the study. The relatively low variation contrasts with some previous studies. In the Florida Keys, dissolved oxygen is lower nearshore, particularly during the summer, when hypoxic conditions ($< 4.0 \text{ mg/l}$) can occur at several nearshore sites impacted by coastal development (Lapointe and Clark, 1990).

A significant result from this study was the lack of variation in nutrient concentrations with distance from shore. The median and range in total nitrogen and total phosphorus were highly similar between nearshore and offshore stations in PNE. This pattern may not be unexpected, since land coastal development and fresh water input to coastal waters are probably low compared to other coastal environments (Lapointe and Clark, 1990; Lapointe and Matzie, 1996; Szmant and Forrester, 1996). For example, spatial differences in total nitrogen can reflect differences in nutrient input from developed and undeveloped coasts (Szmant and Forrester, 1996). Nutrients can be supplied to coastal waters by hydrographic mechanisms (upward vertical advection and turbulent mixing), tidal flushing, groundwater discharge, and land runoff (Andrews and Muller, 1983; Valiela, 1991; D'Elia and Wiebe, 1990). New or allochthonous nutrients are supplied via precipitation, fresh water transport (surface and groundwater), and nitrogen fixation, while autochthonous (regenerated) sources reflect recycling mechanisms (Valiela, 1991). The relative importance of these processes on nutrients and biological processes in PNE are unknown. The relatively low levels of nutrients in surface

diferente distancia a la costa. Este régimen de muestreo puede revelar la importancia relativa de los procesos litorales y oceánicos, así como también la influencia de factores humanos como el desarrollo costero.

Muchos de los factores medidos en este estudio no mostraron una gran variación con el respecto a la distancia a la costa (Tabla 6-1). Por ejemplo, la mediana de la salinidad solo varió desde 36.6 a 36.8 ‰ entre 50 m y 2 km de la costa. Estas variaciones pueden deberse a las precipitaciones, drenajes pluviales, y descargas subterráneas (Coles y Jokiel, 1992; Lapointe y Matzie, 1996). Nuestros resultados, sin embargo, sugieren que estos procesos podrían no influir significativamente en la salinidad superficial. La mediana del oxígeno disuelto fluctuó entre 4.91 mg/l a 50-m, y 5.21 mg/l, a 2 km de la costa. La relativamente baja variación contrasta con algunos estudios previos. En los Cayos de la Florida, el oxígeno disuelto es bajo en las zonas costeras, particularmente en el verano, cuando pueden presentarse condiciones hipóxicas ($< 4,0 \text{ mg/l}$) en sitios impactados por el desarrollo costero (Lapointe y Clark, 1990).

Un resultado importante obtenido en este estudio fue la falta de variación en las concentraciones de nutrientes con la distancia a la costa. La mediana y los límites del nitrógeno total y el fósforo total fueron muy similares entre estaciones costeras y de mar afuera en el PNE. Este patrón no es inesperado debido al bajo desarrollo costero y aporte de agua dulce a la costa en esta zona (Lapointe y Clark, 1990; Lapointe y Matzie, 1996; Szmant y Forrester, 1996). Por ejemplo, las diferencias espaciales en el nitrógeno total puede ser una consecuencia del aporte de nutrientes desde zonas costeras desarrolladas y no desarrolladas (Szmant y Forrester, 1996). Los nutrientes se descargan a las aguas costeras por mecanismos hidrográficos (advección vertical ascendente y mezcla por turbulencia), el flujo de las mareas, descargas de aguas subterráneas, y el drenaje de tierra (Andrews y Muller, 1983; Valiela, 1991; D'Elia y Wiebe, 1990). Nutrientes alóctonos (aportados desde afuera) son suministrados por medio de la precipitación, el flujo de agua dulce (superficial y subterránea), y la fijación de nitrógeno, mientras que las fuentes autóctonas (regenerados) reflejan mecanismos de reciclaje (Valiela, 1991). Se desconoce la importancia relativa de estos procesos en los nutrientes y los procesos biológicos del PNE. Los niveles relativamente bajos de nutrientes en las aguas superficiales del parque sugieren que una proporción notable de nitrógeno y fósforo puede provenir de los sedimentos (Patriquin, 1972; Entsch et al., 1983).

La concentración de la clorofila-*a* tampoco varió significativamente con la distancia a la costa. Tanto la mediana como el la variabilidad fueron similares para las aguas costeras y las estaciones de mar afuera del PNE. Estos patrones contrastan de alguna manera con estudios en áreas impactadas por el desarrollo costero y el aporte antropogénico de nutrientes (Lapointe y Matzie, 1996; Szmant y Forrester, 1996). En los Cayos de la Florida, la clorofila-*a* fue más baja mar afuera ($< 0.1 \mu\text{g/l}$) que en áreas costeras ($> 0.4 \mu\text{g/l}$), particularmente en el verano (Lapointe y Clark, 1990). Este patrón representa desde el punto de vista estacional, tasas máximas de nutrientes disueltos aportados a las aguas superficiales a través de descargas subterráneas en la temporada de lluvia. Sin embargo, la clorofila-*a* puede que no muestre ninguna diferencia en la concentración con la distancia a la costa que refleje la existencia de afloramientos (Lee et al., 1992; Szmant y Forrester, 1996).

Otros factores, sin embargo, presentaron patrones en la variabilidad relacionados con la distancia a la costa. Específicamente, la temperatura y la turbidez exhibieron los patrones esperados en relación con la

waters of the park potentially indicate that a significant proportion of nitrogen and phosphorus may be derived from sediments (Patriquin, 1972; Entsch et al., 1983).

The concentration of chlorophyll-a did not vary greatly with distance from shore either. Both the median and range in variability were similar for nearshore and offshore stations sampled in PNE. These patterns contrast somewhat with studies in areas impacted by coastal development and anthropogenic nutrient input (Lapointe and Matzie, 1996; Szmant and Forrester, 1996). In the Florida Keys, chlorophyll-a was lower offshore ($< 0.1 \mu\text{g/l}$) than nearshore ($> 0.4 \mu\text{g/l}$), particularly during the summer (Lapointe and Clark, 1990). This pattern represents seasonally maximum rates of dissolved nutrient loading to surface waters via submarine groundwater discharge during the wet season. However, chlorophyll-a may not show any difference in concentration with distance from shore, reflecting seasonal upwelling (Lee et al., 1992; Szmant and Forrester, 1996).

Several other parameters, however, did exhibit patterns in variability related to distance from shore. Specifically, temperature and turbidity showed expected patterns related to depth. Temperature was less variable offshore, reflecting the greater thermal stability of deeper waters (Potts and Swart, 1984; Saenger and Holmes, 1992). The median and range in temperature were greatest at 50 m from shore and lowest at 2 km from shore. Turbidity showed marked variation with distance from shore. The median turbidity was nearly four times greater (0.44 NTU) at 50 m distance than at 2 km offshore (0.12 NTU). The greatest range in turbidity was observed at 50 m (0.23–2.42 NTU) and 100 m distance (0.12–1.76). Spatial and temporal patterns in turbidity can be affected by wave energy, rainfall, and alluvial sediments originating from rivers (Loya, 1976a). The patterns in turbidity observed in PNE, however, likely indicate greater re-suspension of sediments in shallower water due to low rainfall and river input.

Episodic events

Several spatial and temporal patterns observed during this study were expected. That is to say that diurnal, seasonal, and some spatial variations were anticipated based upon previous studies and our current knowledge concerning the behavior of various water quality parameters in tropical coastal environments. Episodic events such as tropical storms, however, can exert a significant influence on water quality parameters such as sedimentation in PNE. The background information that was provided in Chapter 3 clearly illustrated the magnitude and frequency of tropical storms in PNE and Boca Chica. The longer-term (years to decades) consequences of these events are captured in biological indicators such as coral growth and isotopic composition (discussed below).

As discussed previously, sedimentation in this study was a relative measure of the downward flux of suspended particulate matter (Tomascik and Sander, 1985). Spatial and temporal patterns in sedimentation can be influenced by rainfall, alluvial sediments originating from rivers, and re-

profundidad. La temperatura fue menos variable mar afuera, reflejando una mayor estabilidad térmica de las aguas más profundas (Potts y Swart, 1984; Saenger y Holmes, 1992). La mediana y los límites de temperatura fueron mayores a 50 m, y menores a 2 km de la costa. La turbidez mostró una variación marcada con la distancia a la costa: la mediana fue aproximadamente cuatro veces mayor (0.44 NTU) a 50 m que a 2 km mar afuera (0.12 NTU). La mayor variabilidad de turbidez se observó a los 50 m (0.23-2.42 NTU) y 100 m de distancia a la costa (0.12-1.76 NTU). Los patrones espaciales y temporales en la turbidez pueden estar influidos por la energía del oleaje, las precipitaciones, y los sedimentos aluviales originados en ríos (Loya, 1976a). Los patrones observados para la turbidez en el PNE, sin embargo, parecen indicar una gran resuspensión de sedimentos en las aguas menos profundas debido a la escasez de lluvia y aporte de ríos.

Eventos episódicos

Varios de los patrones espaciales y temporales observados en este estudio eran esperados, de acuerdo a los antecedentes en otros estudios en ambientes costeros tropicales. Sucesos episódicos como las tormentas tropicales, sin embargo, pueden ejercer una influencia considerable sobre atributos de la calidad del agua como es el caso de la sedimentación en el PNE. La información existente (Capítulo 3) ilustra la magnitud y frecuencia de las tormentas tropicales en el PNE y Boca Chica. Las consecuencias a largo plazo (años a décadas) de estos sucesos se reflejan en indicadores biológicos como el crecimiento de los corales y su composición isotópica (analizada más adelante).

Como se mencionó anteriormente, la sedimentación fue en este estudio una medida relativa del flujo descendente de materia particulada suspendida (Tomascik y Sander, 1985). Los patrones espaciales y temporales de la sedimentación pueden estar influidos por la precipitación, los sedimentos aluviales (provenientes de los ríos), y la resuspensión durante tormentas o períodos de intenso oleaje (Loya, 1976a). Los patrones de variabilidad pueden también ser afectados por factores humanos como descargas de aguas negras, drenaje de agua dulce, y actividades de relleno y dragado (USEPA, 1983).

La tasa mensual de sedimentación se midió en cuatro arrecifes de profundidades medias (15-20 m) en el PNE en abril de 1996, y fluctuó entre 0.03 y 45.97 $\text{mg/cm}^2/\text{día}$. Los promedios mensuales variaron de 0.33 a 37.15 $\text{mg/cm}^2/\text{día}$. Durante los 11 meses del estudio, la sedimentación estuvo entre 1 y 10 $\text{mg/cm}^2/\text{día}$. Sin embargo, los sucesos episódicos fueron responsables de la mayoría de la variabilidad observada. Tres de los cuatro arrecifes en el PNE exhibieron su máxima sedimentación en noviembre, y picos menores en septiembre. Uno de los arrecifes en el PNE (El Toro) presentó un valor máximo en septiembre, después del paso del huracán Hortensia; la sedimentación en ese mes fue de 1-2 órdenes de magnitud mayor que el resto del período. Otros arrecifes, como La Raya y Dominicus, mostraron tasas máximas de sedimentación (8.93-19.00 $\text{mg/cm}^2/\text{día}$) en noviembre, probablemente relacionado con los nortes o vientos del suroeste en el invierno.

Implicaciones biológicas

Un componente necesario e importante para la evaluación de la calidad del agua y el monitoreo es relacionar las condiciones ambientales o el estado de los recursos biológicos (Bell et al., 1989). Uno de los objetivos iniciales de este estudio fue comprender mejor los factores químicos y físicos que afectan las condiciones de los recursos del

suspension during storms or periods of high wave energy (Loya, 1976a). Variability patterns can also be affected by human factors such as sewage discharge, runoff, and dredge-and-fill activities (USEPA, 1983).

Monthly sedimentation rates measured in four mid-depth (15–20 m) reefs in PNE from April 1996 ranged from 0.03 to 45.97 mg/cm²/day. Monthly averages ranged from 0.33 to 37.15 mg/cm²/day. During the 11-month sampling period, sedimentation was generally within 1–10 mg/cm²/day. However, episodic events accounted for much of the variability observed. Three of the four reefs in PNE exhibited maximum sedimentation rates during November and smaller peaks during September. One reef in PNE (El Toro) exhibited the strongest maximum rate during September, following the passage of Hurricane Hortense. Sedimentation during this month was 1–2 orders of magnitude greater than the rest of the survey period. Other reefs, such as La Raya and Dominicus, exhibited maximum sedimentation rates (8.93–19.00 mg/cm²/day) during November, potentially related to northerly or south-western winds during the winter.

Biological implications

An important and necessary component of water quality assessment and monitoring is to link environmental conditions with the status or condition of biological resources (Bell et al., 1989). One of the initial objectives of this study was to gain a better understanding of the physical and chemical factors affecting the condition of reef resources in PNE. These factors and their potential effects on biological resources are the focus of a subsequent publication. As an example, Table 6-2 lists the physical, chemical, and biological characteristics of mid-depth (15–2 m) coral reefs in PNE and Boca Chica. Although subsequent studies on cause and effect relationships are needed, it appears that the high algal cover on reefs may be due more to natural factors, particularly sedimentation and episodic storm events, than anthropogenic nutrient input. These types of data are necessary to interpret the abundance and distribution of organisms, as well as the dynamics of coastal ecosystems. ■

SECTION 2. WATER QUALITY COMPARISONS

Boca Chica and PNE

One of the objectives of this study was to compare water quality in a large, coastal national park (PNE) with a highly developed tourism and industrial area (Boca Chica) on the southern coast of the Dominican Republic. We hypothesized that two areas differing in the degree of human impact on the coastal environment should exhibit different water quality variability regimes. The similarities and differences between these two areas are important for understanding human impacts on water quality, which of the parameters measured were the most indicative of potential

arrecife en el PNE. Estos factores y sus efectos potenciales sobre los recursos biológicos son el foco de otro volumen de esta serie. Como ejemplo, la Tabla 6-2 enumera las características físicas, químicas y biológicas de corales de profundidades medias (15-2 m) en el PNE y Boca Chica. Aunque se requiere un mayor estudio de la causa y efecto de las relaciones, parece que la gran cobertura de algas en los arrecifes se debe más a factores naturales, particularmente la sedimentación y las tormentas, así como el aporte antropogénico de nutrientes. Este tipo de datos es necesario para interpretar la abundancia y distribución de los organismos, así como también la dinámica de los ecosistemas costeros. ■

SECCIÓN 2. COMPARACIONES DE LA CALIDAD DEL AGUA

Boca Chica y el PNE

Uno de los objetivos de este estudio fue comparar la calidad del agua en un gran parque costero (PNE) con un área de gran desarrollo turístico e industrial (Boca Chica) en la costa sur de la República Dominicana. Se suponía que dos áreas que difieren en el grado del impacto humano al ambiente costero deberían presentar regímenes diferentes de variabilidad en la calidad del agua. Las similitudes o diferencias entre estas dos áreas son importantes para entender la magnitud del impacto humano a la calidad del agua, establecer cuales de los factores medidos son los mejores indicadores del impacto humano, y las implicaciones para el manejo en el PNE. En los párrafos siguientes se analiza las similitudes y diferencias de la calidad del agua superficial entre el PNE y Boca Chica.

Similitudes

Se observaron algunas similitudes en la variabilidad de la calidad del agua del PNE y de Boca Chica. Muchas de estas similitudes eran esperadas por lo siguiente: ambas localidades están ubicadas en la costa sur, donde las corrientes oceánicas a gran escala influyen de forma similar (Corriente de las Antillas) y ambas localidades presentan una plataforma relativamente estrecha. Los patrones estacionales de salinidad y temperatura fueron similares. La mediana para la salinidad arrojó sus más altos valores en ambas localidades, 37.3‰ para el PNE y 36.9‰ para Boca Chica en abril. Este patrón era de esperar en base al comportamiento de la temporada de seca en la costa sur. Se observó, sin embargo, una fluctuación mayor en el PNE, reflejando una mayor variación en las profundidades y diversidad de ambientes, comparado con Boca Chica. Este factor o los errores del muestreo fueron al menos en parte responsables para algunas de las diferencias observadas entre ambas áreas en muchos de las variables. La temperatura superficial del mar mostró un estacionalidad semejante. 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 alcanzó los valores más bajos en abril y diciembre (26.1–26.3 °C) y mayores en agosto (29.0 °C). Las variaciones diurnas de la temperatura con la distancia a la costa fueron también similares: en ambas áreas la variación disminuyó con la distancia a la costa. Esta similitud era de esperar ya que las estaciones costeras y de mar afuera

human factors, and the implications for managing human impacts on water quality in PNE. The following paragraphs highlight the similarities and differences in surface water quality between PNE and Boca Chica.

Similarities

Some similarities were observed in water quality variability between PNE and Boca Chica. Many of these similarities were expected because: both locations are on the southern coast; similar large-scale oceanic currents (e.g. Antilles Current) influence them; and they have a relatively narrow shelf width. Seasonal patterns in salinity and temperature were similar. The median salinity was greatest in both PNE (37.3 ‰) and Boca Chica (36.9 ‰) during April. This pattern was expected based upon the occurrence or timing of the dry season on the southern coast. There was, however, a greater range in PNE, reflecting the greater range of depths and diversity of environments sampled compared to Boca Chica. This factor or bias in sampling was at least partly responsible for some of the differences observed between the two areas for many parameters. Sea surface temperature also exhibited a similar seasonal variability pattern. 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). Variations in diurnal temperature by distance from shore were also similar: both areas exhibited decreasing diurnal variability with increasing distance from shore. This similarity was expected since inshore and offshore stations in both areas represented wide variations in water depth (1 m to 50+ m) which in turn affects the thermal stability of water.

The potential causal mechanisms of turbidity were evaluated in PNE and Boca Chica by comparing turbidity and chlorophyll-a concentration. In both areas, turbidity was

en ambas áreas presentan variaciones amplias en la profundidad del agua (1 a más de 50m), que a la vez, afecta la estabilidad térmica del agua.

Los potenciales mecanismos causales de la turbidez fueron evaluados en el PNE y Boca Chica comparando la turbidez y la concentración de la clorofila-a. En ambas áreas, la turbidez no se correlacionó significativamente con la concentración de clorofila-a, sugiriendo que muchos de los niveles relativamente altos de turbidez observados estuvieron relacionados con los sedimentos resuspendidos y no a grandes concentraciones de fitoplancton. Esto indica que, por lo menos en el período muestreo, las aguas relativamente turbias observadas fueron probablemente una consecuencia de la resuspensión de sedimentos durante períodos de vientos fuertes.

Se supuso que las concentraciones de nutrientes diferirían grandemente entre Boca Chica y el PNE, reflejando diferencias en el desarrollo costero y el aporte antropogénico de nutrientes. Se reportaron grandes diferencias en los patrones espaciales y temporales del nitrógeno total y el fósforo total (ver más adelante), sin embargo, se detectaron algunas similitudes. En contraste con otros parámetros, la concentración de nitrógeno total (Nt) no parece estar relacionada con la distancia a la costa ni en el PNE ni en Boca Chica. Las variaciones estacionales en la concentración del fósforo total (Pt) fueron muy parecidas a las del Nt para ambas áreas. La mediana del Pt en el PNE fue mayor en agosto (0.10 µM) y menor en abril (0.04 µM). El 90% de los valores de Pt en el PNE fueron menores de 0.14 µM. La mediana para la concentración del Pt en Boca Chica fue mayor (0.14 µM) en agosto y diciembre. Con excepción de diciembre, cuando la mediana para la concentración del Pt fue dos veces más alta en Boca Chica, las concentraciones del Pt fueron generalmente parecidas a las del parque.

Las dos áreas fueron también similares en cuanto a la relación entre el Nt y el Pt. Se calculó la relación elemental N:P para estudiar la relación entre el estado de los nutrientes y su ubicación (Szmant et al., 1996). Esto puede también proporcionar información sobre los nutrientes limitantes para el crecimiento de las plantas en el PNE y Boca Chica. Las relaciones N:P en el PNE y Boca Chica fueron 82:1 y 76:1, respecti-

Table 6-2. Physical, chemical, and biological characteristics of mid-depth (15–20 m) coral reef environments in Boca Chica (BC) and Parque Nacional del Este. Tabla 6-2. Características físicas, químicas y biológicas de los ambientes arrecifales de profundidades medias (15–20 m) en Boca Chica y el Parque Nacional del Este.

Parameter	BC-deep	Dominicus	La Raya	Rubén	El Toro
<i>Physical parameters</i>					
Depth range (m)	15–18	15–17	16–18	17–20	16–18
Mean substrate rugosity (cm/m)	142	129	119	126	124
Mean sediment cover (%)	11.4	15.6	32.8	11.0	17.0
Salinity range (ppt)	36.2–36.9	35.8–37.0	36.3–37.2	36.4–37.2	36.0–37.3
Temperature range (oC)	26.0–29.0	25.9–28.4	26.0–28.6	25.9–28.3	25.9–27.8
Dissolved oxygen range (mg/L)	4.13–5.53	3.47–5.32	3.53–5.97	4.53–5.96	3.03–5.80
Turbidity range (NTU)	0.05–0.17	0.10–0.24	0.16–0.23	0.11–0.18	0.11–0.16
<i>Chemical parameters</i>					
Total nitrogen range (µM)	1.38–16.26	4.21–12.57	5.48–10.30	1.75–6.04	2.96–7.78
Total phosphorus range (µM)	0.06–0.11	0.00–0.12	0.00–0.13	0.05–0.12	0.01–0.12
Chlorophyll-a range (µg/L)	0.23–0.55	0.12–0.43	0.10–0.34	0.14–0.47	0.16–0.23
<i>Biological parameters</i>					
Mean algal cover (%)	78.0	55.6	52–2	62.2	70.0
Mean sponge cover (%)	6.2	7.0	6.8	15.2	4.6
Mean live coral cover (%)	2.6	20.2	7.8	11.4	5.2
Mean octocoral cover (%)	1.8	1.6	0.4	0.4	3.4

not significantly correlated with chlorophyll-*a* concentration, suggesting that many of the relatively high turbidity levels observed were related to re-suspended sediments and not to greater phytoplankton concentrations. This indicates that, at least during the sampling period, relatively turbid waters observed were probably caused by re-suspension of sediments during periods of strong winds.

It was hypothesized that nutrient concentrations would differ greatly between Boca Chica and PNE, reflecting differences in coastal development and potential anthropogenic nutrient input. There were a great many differences in spatial and temporal patterns of total nitrogen and total phosphorus (see below); however, there were some similarities. In contrast to several other parameters, total nitrogen (TN) concentration did not appear to be related to distance from shore in either PNE or Boca Chica. Seasonal variations in total phosphorus (TP) concentration were similar to TN for both areas. The median TP concentration in PNE was greatest during August (0.10 μM) and lowest during April (0.04 μM). Ninety percent of the TP values recorded in PNE were less than 0.14 μM . The median TP concentration in Boca Chica was greatest (0.14 μM) during August and December. Except for December, when the median TP concentration was twice as high in Boca Chica, TP concentrations were mostly similar to those in the park.

The two areas were also similar in terms of the ratios of TN and TP. Elemental ratios of nitrogen and phosphorus (N:P) were computed to explore the relationship between nutrient status and location (Szmant et al., 1996). This can also provide some insight into the potential limiting nutrient(s) to plant growth in PNE and Boca Chica. The N:P ratios in PNE and Boca Chica were 82:1 and 76:1, respectively. Seasonal variations in N:P were also similar for the two areas. The N:P ratios in both areas potentially indicate phosphorus limitation based on the Redfield ratio of 16:1. This pattern is not unlike many other tropical carbonate environments. In near-shore waters of the Florida Keys, the N:P ratio is greater than 30:1, indicating potential phosphorus limitation, while Florida Bay appears to be more nitrogen limited (16:1) (Szmant et al., 1996). Detrital materials tend to have high N:P ratios, since reactive phosphorus (DIP or soluble reactive phosphorus) is quickly scavenged by organisms from detrital materials (Szmant et al., 1996). Phosphorus limitation is a function of water residence time, adsorption on carbonate sediments/apatite formation, and nitrogen fixation. Runoff is typically high in N relative to P (Fourqurean et al., 1993), particularly in areas with sewage discharge (Szmant et al., 1996).

Differences

Although there were some similarities in surface water quality between Boca Chica and PNE, many more differences were evident. Some of the differences in variability were expected to occur, primarily as a result of the difference in the degree of coastal development between the two areas. If greater anthropogenic nutrient input does occur in Boca Chica, the spatial and temporal patterns in nutrient concentrations, chlorophyll-*a*, and dissolved oxygen were hypoth-

vamente. Las variaciones estacionales en N:P fueron también similares para las dos áreas. La relación N:P en ambas áreas indicó limitaciones potenciales de fósforo, basado en la relación Redfield de 16:1. Este patrón no es diferente al de muchos otros ambientes tropicales de fondos carbonatados. En las aguas costeras de los Cayos de la Florida, la relación N:P fue mayor de 30:1, indicando limitaciones potenciales del fósforo, mientras que en la Bahía de la Florida parece ser que el nitrógeno es más limitante (16:1) (Szmant et al., 1996). El material de detritus tiende a presentar altas relaciones de N:P, dado que el fósforo reactivo (DIP o fósforo reactivo soluble) se ingiere rápidamente por los organismos que consumen detritus (Szmant et al., 1996). La limitación del fósforo es una función del tiempo de residencia del agua, adsorción en los sedimentos y la formación de apatita, y la fijación del nitrógeno. El escurrimiento terrestre es generalmente abundante en N con relación al P (Fourqurean et al., 1993) particularmente en áreas de descargas de albañales (Szmant et al., 1996).

Diferencias

Aunque se encontraron algunas similitudes en la calidad del agua superficial entre Boca Chica y el PNE, otras muchas diferencias fueron evidentes. Algunas de las diferencias en la variabilidad eran esperadas, si consideramos las diferencias en el grado de desarrollo costero de ambas áreas. Si el aporte de nutrientes a consecuencia de la actividad antropogénica fuese mayor en Boca Chica, los patrones espaciales y temporales en la concentración de los nutrientes, clorofila-*a*, y el oxígeno disuelto deberían diferir con los del PNE. Sin embargo, como se ha afirmado anteriormente, algunas de las diferencias en la calidad del agua entre Boca Chica y el PNE están relacionadas también con condiciones ambientales diferentes y la diversidad de ambientes en el PNE como es el caso de la profundidad. Estas posibles fuentes de errores deben de ser consideradas como uno de los factores potenciales causantes de las diferencias de la calidad del agua entre las dos áreas.

La salinidad, la temperatura, el oxígeno disuelto, y la turbidez presentaron una variabilidad mayor en el PNE que en Boca Chica. Estos resultados pueden reflejar diferencias en la diversidad de profundidades y los ambientes inspeccionados en el parque. Por ejemplo, la temperatura de la superficie de mar osciló fluctuó entre 23.0 y 30.5 °C, en el PNE y entre 25.6 y 30.0 °C, en Boca Chica. Además, la mediana y la amplitud de temperaturas mostraron una mayor variabilidad de la costa hacia mar afuera en el PNE. Este patrón no fue tan evidente en Boca Chica, ya que la profundidad de las estaciones muestreadas fue menor de los 10 m. La variación diaria de la temperatura fue particularmente alta (1.5 °C) en el Canal de Catuano en agosto y diciembre, y baja en Boca Chica (< 0.7 °C).

Se observaron diferencias en la variación estacional de la salinidad en Boca Chica y el PNE. Mientras la mediana en el PNE fue más baja (36.2 ‰) en agosto, en Boca Chica (36.1 ‰) fue más baja en diciembre. El valor mínimo de agosto en el PNE probablemente sea un reflejo de la mayor precipitación en la temporada lluviosa comparado con los meses de seca estudiados (diciembre y abril). En Boca Chica, sin embargo, la salinidad mínima de la época invernal seca resultó inesperada. Esto puede deberse a tormentas episódicas y/o mayores aportes de agua dulce. El invierno representa el pico de la temporada de turismo en Boca Chica, y aunque esta es una hipótesis inexplorada, el bajo valor de la salinidad puede ser indicador de una población costera mayor.

esized to differ with PNE. However, as stated previously, some of the differences in water quality between Boca Chica and PNE are also related to different environmental settings and to the diversity and range of environments surveyed in PNE, such as depth. This bias needs to be recognized as one of the potential factors resulting in water quality differences between the two areas.

Salinity, temperature, dissolved oxygen, and turbidity did exhibit greater variability in PNE than in Boca Chica. These results may reflect differences in the diversity of depths and environments surveyed in the park. For example, sea surface temperature ranged from 23.0–30.5 °C in PNE and from 25.6–30.0 °C in Boca Chica. Furthermore, the median and range in temperature exhibited greater inshore-to-offshore variability in PNE. This pattern was not as evident in Boca Chica, since no stations surveyed were shallower than 10 m. Diurnal temperature variation was particularly high (1.5 °C) in the Canal de Catuano during August and December and lowest in Boca Chica (< 0.7 °C).

Differences in seasonal variations in salinity were apparent between Boca Chica and PNE. While the median salinity in PNE was lowest (36.2 ‰) during August, it was lowest in Boca Chica (36.1 ‰) during December. The August minimum in PNE likely reflects greater precipitation during the rainy season compared to the dry season period sampled during December and April. In Boca Chica, however, the salinity minimum during the dry, winter season was unexpected. This may reflect episodic storms and/or potentially greater fresh water input. The winter represents the height of the tourism season in Boca Chica, and although this is an unexplored hypothesis, lower salinity may be indicative of a greater coastal population.

The range and seasonal variations in the median dissolved oxygen (DO) concentration were also greater in PNE compared to Boca Chica. DO ranged from 2.80 to 7.56 mg/l in PNE and from 4.10 to 6.65 mg/l in Boca Chica. DO was greatest in PNE during December (5.74 mg/l) and lowest during August (4.47 mg/l), while the median DO was greatest in Boca Chica during April (5.40 mg/l) and lowest during August (4.37 mg/l). Like temperature, seasonal variability in DO was greater in PNE. Regional variations in DO indicated greater variability and lower median concentrations in PNE relative to Boca Chica, particularly off southwestern Isla Saona and in the Canal de Catuano. Diurnal variations in DO were also lower in Boca Chica (< 0.75 mg/l) compared to PNE.

Comparisons of turbidity indicated greater variation among seasons and sampling stations in PNE relative to Boca Chica. Turbidity ranged from 0.08–2.42 NTU in PNE and from 0.05–0.41 NTU in Boca Chica during the study.

Nutrient and chlorophyll-*a* concentrations were expected to differ between PNE and Boca Chica, reflecting differences in coastal development and potential anthropogenic nutrient input. Total nitrogen (TN) concentrations were generally below 10 µM for most stations during the study. Seasonal variations in TN, however, exhibited different patterns in PNE and Boca Chica. Median TN in PNE was greatest during August (7.02 µM) and lowest

Las variaciones estacionales y los límites de la mediana para la concentración del oxígeno disuelto (OD) fueron también mayores en el PNE comparadas con Boca Chica, variando de 2.80 a 7.56 mg/l en el PNE, y de 4.10 a 6.65 mg/l, en Boca Chica. El OD fue mayor en el PNE en diciembre (5.74 mg/l) y menor en agosto (4.47 mg/l), mientras la mediana del OD fue mayor en Boca Chica en abril (5.40 mg/l) y menor en agosto (4.37 mg/l). Al igual que con las variaciones estacionales de la temperatura, el OD fue mayor en el PNE. Las variaciones regionales en el OD indicaron una variabilidad mayor y una menor concentración de la mediana en el PNE con relación a Boca Chica, particularmente al suroeste de Isla Saona y en el Canal de Catuano. Las variaciones diurnas del OD fueron también menores en Boca Chica (< 0.75 mg/l) comparadas con el PNE.

Las comparaciones de la turbidez indicó grandes variaciones entre temporadas y estaciones en el PNE con relación a Boca Chica. La turbidez varió 0.08-2.42 NTU en el PNE, y 0.05-0.41 NTU en Boca Chica durante este estudio.

Se esperaban diferencias entre las concentraciones de nutrientes y clorofila-*a* del PNE y Boca Chica, reflejando las diferencias potenciales en el desarrollo costero y el aporte antropogénico de nutrientes. El nitrógeno total (Nt) estuvo generalmente por debajo de los 10 µM para la mayoría de las estaciones. Las variaciones estacionales del Nt, sin embargo, mostraron patrones diferentes en el PNE y Boca Chica. La mediana del Nt en el PNE fue mayor en agosto (7.02 µM) y menor en abril (4.21 µM); fue también baja en abril en Boca Chica (2.27 µM), pero aquí alcanzó su valor máximo en diciembre (14.96 µM). La mediana del Nt en Boca Chica en diciembre, sin embargo, fue aproximadamente tres veces mayor que en el PNE. El Pt fue en Boca Chica también mayor en agosto y diciembre. El incremento del Nt en Boca Chica en diciembre al parecer se corresponde con el período de baja salinidad. El drenaje terrestre es generalmente alto en nitrógeno con relación al fósforo (Fourqurean et al., 1993). Esto podría explicar en parte la mayor concentración del Nt en Boca Chica con relación al PNE.

La concentración de clorofila-*a*, un indicador de las condiciones de nutriente, se supuso difería entre Boca Chica y el PNE a causa del mayor desarrollo costero y el aporte de nutrientes en el primero. Alrededor de 90% de los valores de clorofila-*a* en ambas localidades fueron menores de 0.5 µg/l. Se detectó una gran variabilidad en la concentración de clorofila-*a* en agosto. La mediana de las concentraciones en Boca Chica, sin embargo, fueron mayores a lo largo del año comparados con el PNE. Este patrón podría indicar una mayor producción en la columna de agua y por tanto un mayor aporte de nutrientes a las aguas costeras en Boca Chica.

Atlántico occidental tropical

A continuación se analizan las similitudes y diferencias en la calidad del agua superficial y la sedimentación en el PNE y otras áreas costeras tropicales, particularmente en el Atlántico occidental tropical, en un intento de describir la condición relativa de la calidad del agua en el parque, aún cuando puedan existir errores en el tipo de enfoque. Primeramente, existe una carencia general de datos similares para otras áreas costeras en la República Dominicana. Sería ideal poder comparar el PNE y ambientes similares, lo que se intentó con las comparaciones con Boca Chica. Sin embargo, el PNE es más bien un ambiente único debido a su ubicación (relativamente aislado), al poco desarrollo comercial, a la existencia de una plataforma relativamente amplia (en com-

during April (4.21 μM). Median TN was also lowest in Boca Chica during April (2.27 μM), but reached a maximum during December (14.96 μM). The median TN in Boca Chica during December, therefore, was nearly three times greater than in PNE. The concentration of total phosphorus was also higher at Boca Chica during August and December. The pattern of increasing TN concentration in Boca Chica during December appears to correspond to the period of lowest salinity during the study. Terrestrial runoff is typically high in nitrogen relative to phosphorus (Fourqurean et al., 1993). This may partly explain the greater TN concentration in Boca Chica relative to PNE.

The concentration of chlorophyll-a, an indicator of nutrient status, was hypothesized to differ between Boca Chica and PNE because of greater coastal development and anthropogenic nutrient input at Boca Chica. Nearly 90% of the chlorophyll-a values in both locations were less than 0.5 $\mu\text{g/l}$ during the study. There was greater variability in chlorophyll-a concentration during August. Median concentrations in Boca Chica, however, were greater throughout the year compared to PNE. This pattern may potentially indicate greater water column production and hence nutrient supply to coastal waters in Boca Chica.

Tropical western Atlantic

The following paragraphs discuss similarities and differences in surface water quality and sedimentation data between PNE and other tropical coastal areas, particularly in the tropical western Atlantic. These comparisons are an attempt to illustrate the relative condition of the park's water quality, yet there are many potential biases in this type of approach. First, there is a general lack of similar types of data for other coastal areas in the Dominican Republic. It would be ideal to compare PNE to similar environmental settings, and this was partly attempted by comparisons with Boca Chica. However, PNE is exceptional because based upon its relatively isolated location, low commercial development, relatively large coastal shelf area, and a large, seagrass-dominated nursery area (Canal de Catuano). Secondly, comparing data from other tropical coastal areas may be biased because of differences in methodologies, sampling effort, depth range and habitats surveyed, and the year of the survey. These biases stress the importance and need for long-term data for Dominican coastal areas. This is critical to a more effective determination of the importance of natural and human factors affecting coastal water quality.

Salinity data for several coastal areas in the tropical western Atlantic are listed in Table 6-3. Results from PNE, divided into three components (nearshore, offshore, Canal de Catuano), indicate a range typical of many areas (35–38 ‰). Except for some nearshore areas (e.g., canals in the Florida Keys) and semi-enclosed water bodies (e.g., Florida Bay), salinity is generally greater in PNE. This pattern indicates the low fresh water input (runoff or ground water) compared to, for example, coastal areas of Central America such as Costa Rica. This has important implications for monitoring potential pollution impacts, in that

paración con áreas aledañas), y al hecho de ser un área de cría con el fondo dominado por hierbas marinas (Canal de Catuano). Segundo, si se hacen comparaciones con otras áreas costeras tropicales estas podrían estar erradas debido a diferencias meteorológicas, esfuerzo de muestreo, hábitats y profundidades muestreadas, y al año de muestreo. Estas predisposiciones acentúan la importancia y necesidad de coleccionar datos a largo plazo en las áreas costeras dominicanas, esencial para determinar la influencia de factores humanos y naturales en la calidad del agua costera.

Se ofrecen datos de salinidad para varias áreas costeras del Atlántico occidental tropical en la Tabla 6-3. Los resultados del PNE, están divididos en tres componentes (aguas costeras, mar afuera, Canal de Catuano), indicando una variabilidad típica (35-38 ‰). A excepción de algunas áreas costeras (canales en los Cayos de la Florida) y cuerpos de aguas semi-cerrados (Bahía de la Florida), la salinidad es generalmente mayor en el PNE. Este patrón indica el bajo aporte de agua dulce (drenaje o aguas subterráneas) comparado, por ejemplo, con áreas costeras de Centroamérica como Costa Rica. Esto tiene implicaciones importantes para el monitoreo del impacto potencial de la contaminación, ya que valores bajos de salinidad cerca de la costa podrían ser indicadores de la magnitud de las descargas de efluentes.

La variabilidad de la temperatura superficial del mar en el PNE (23-30 °C) es comparable al de otras áreas tropicales de la región (Tabla 6-4). Los límites de valores en el parque reflejan variaciones espaciales y temporales, de las cuales las más importantes son las estacionales y la distancia a la costa (profundidad). Aunque no tan pronunciado como en áreas costeras del sur de la Florida, las aguas costeras del PNE mostraron una variación mayor de la temperatura que las aguas de mar afuera, asociado con una mayor estabilidad térmica de las aguas más profundas.

Las concentraciones de oxígeno disuelto en el PNE mostraron una gran amplitud de valores lo cual refleja la existencia de factores estacionales, diarios y espaciales (particularmente profundidad o distancia a la costa). La comparación con otros estudios indica que las bajas concentraciones registradas en el PNE (2.80 mg/l) fueron mayores que las mínimas de oxígeno reportadas para áreas costeras contaminadas (Tabla 6-5). La concentración del OD más baja fue encontrada frente al margen occidental del parque en agosto, específicamente dentro de los 50 m de distancia a la costa, y cerca de las áreas de desarrollo turístico.

La turbidez en las aguas superficiales varió en función de la distancia a la costa y época del año en el PNE. En general, se registraron valores muy bajos (< 0.25 NTU) durante este estudio. Las aguas costeras variaron en transparencia, reflejando resuspensión de sedimentos y, probablemente, bajas concentraciones de fitoplancton. Aunque existen pocos datos para establecer una comparación, las áreas costeras impactadas por la polución (Cayos de la Florida) o por una abundante aporte fluvial muestran una amplitud mayor de turbidez comparado al PNE (Tabla 6-6). En la costa oeste de Puerto Rico, la alta turbidez (> 1 NTU) se asocia con los aportes de sedimentos provenientes de ríos (Loya, 1976a). En los Cayos de la Florida, sin embargo, la elevada turbidez en las áreas costeras (de hasta 14.5 NTU) es atribuible a los sólidos suspendidos de las aguas negras y el fitoplancton (Lapointe y Clark, 1990).

La tasa mensual de sedimentación en este estudio indicó diferencias importantes con respecto a la época del año y la ubicación

Table 6-3. Sea surface salinity in coastal environments of the tropical western Atlantic. Tabla 6-3. Valores de salinidad del agua de mar superficial en los ambientes costeros del Atlántico occidental tropical.

Location	Range (‰)	Comments	Reference
Bermuda	36.3–38.0		Vaughan (1918)
South Florida, USA			
Florida Bay	18.0–59.0	Wet and dry season	Fourqurean et al. (1993)
	46.2–50.8	Drought conditions	Lapointe and Clark (1990)
Florida Keys			
Developed canals	32.6–42.5	Impacted by nutrients	Lapointe and Clark (1990)
Key Largo - nearshore	33.0–36.1	Summer range	Szmant et al. (1996)
Long Key - nearshore	33.5–38.6	Summer and winter sampling	Szmant et al. (1996)
Big Pine Key - nearshore	34.9–37.1	Summer range	Szmant et al. (1996)
Big Pine Key - canal	29.3–39.5	April-August range	Lapointe and Matzie (1996)
Nearshore seagrass	29.8–39.5	April-August range	Lapointe and Matzie (1996)
Patch reefs	35.6–38.7	0.5-2 km offshore	Lapointe and Clark (1990)
	36.6–37.3	Drought conditions	Jones (1963)
	33.5–38.6	April-August range	Lapointe and Matzie (1996)
Key Largo - offshore	35.6–36.2	Summer range	Szmant et al. (1996)
Long Key - offshore	35.8–36.5	Summer and winter sampling	Szmant et al. (1996)
Big Pine Key - offshore	34.5–36.5	Summer range	Szmant et al. (1996)
Offshore bank reefs	35.4–36.8	September and March sampling	Lapointe and Clark (1990)
	33.4–37.6	April-August range	Lapointe and Matzie (1996)
Bahamas			
Grand Bahama Island	31.0–36.6		Schroeder (1977)
Open ocean	36.0–36.4		Vaughan (1918)
Jamaica, Discovery Bay	33.8–34.9		Aller and Dodge (1974)
México - Caribbean coast	34.7–37.0		Ferre-D'Amare (1985)
Costa Rica	32.0–38.0	Low after heavy rain	Cortés and Risk (1985)
Puerto Rico - SW coast	31.9–37.5	Low after Hurricane Edith	Glynn (1973)
Dominican Republic			
Parque Nacional del Este		Wet and dry season	This study
Nearshore (< 500 m)	35.9–37.7		This study
Offshore (> 500 m)	35.8–37.3		This study
Canal de Catuano	35.8–38.1		This study
Boca Chica	35.6–37.0	Only reef environment	This study
Barbados, west coast	32.2–33.5	Annual range at 4-m depth	Tomascik and Sander (1985)

lower salinity close to shore could indicate the extent and magnitude of effluent discharges.

The range in sea surface temperature for PNE (23–30 °C) is comparable to other tropical areas of the region (Table 6-4). The range encountered in the park reflects temporal and spatial variations, the most important of which are seasonal variations and distance from shore (depth). Although not as pronounced as in coastal areas of south Florida, nearshore waters of PNE showed greater temperature variation than offshore waters, reflecting the greater thermal stability of deeper waters.

Dissolved oxygen concentrations in PNE indicated a surprisingly wide range in concentration, reflecting seasonal, diurnal and spatial factors (particularly depth or distance from shore). Comparisons with other studies indicate that the lowest concentration recorded in PNE (2.80 mg/l) was greater than oxygen minima reported for polluted coastal areas (Table 6-5). The lowest concentration measured in PNE was off the western margin of the park during August, specifically within 50 m of shore near tourism developments.

de los arrecifes. Como se discutió anteriormente, los sucesos episódicos contribuyeron significativamente a la variabilidad temporal. Altas tasas de sedimentación se correspondieron en particular con tormentas tropicales. Estos sucesos ocasionaron tasas de sedimentación que fueron una orden de magnitud mayor a las registradas en otras épocas del año. En St. Croix, U.S. Islas Vírgenes, las tormentas tropicales son responsables de la mayoría del transporte de sedimento y resuspensión durante el año (Hubbard, 1986). En Puerto Rico, el paso de una tormenta tropical resultó en un incremento del doble de la cantidad de sedimento que se depositó o resuspendió sobre los arrecifes (Rogers, 1983). La sedimentación puede representar un importante control sobre la estructura comunitaria del arrecife en el PNE. Los arrecifes donde la sedimentación es mayor presentan una menor cobertura de corales y mayor abundancia de octocorales, pero muestran una mayor diversidad de corales y reclutamiento (Tabla 6-7). Algunos de estos patrones son muy parecidos a estudios previos. En Salt River, St. Croix, las áreas con el mayor transporte de sedimento presentan un desarrollo pobre de los arrecife y un predominio de octocorales y corales con gran tolerancia a la sedimentación (Hubbard, 1986).

Turbidity of surface waters varied as a function of distance from shore and time of year in PNE. Overall, very low values (< 0.25 NTU) were recorded during the study. Nearshore waters exhibited greater variability in water clarity, reflecting re-suspension of sediments and probably not greater phytoplankton concentration. Although there are few data for comparison, coastal areas impacted by pollution (Florida Keys) or large river input show greater ranges and greater turbidity compared to PNE (Table 6-6). On the west coast of Puerto Rico, high turbidity (> 1 NTU) is associated with riverine input of sediments (Loya, 1976a). In the Florida Keys, however, elevated turbidity in nearshore areas (up to 14.5 NTU) is attributable to suspended solids from sewage and phytoplankton (Lapointe and Clark, 1990).

Monthly rates of sedimentation in this study indicated significant differences with respect to reef location and time of year. As discussed previously, episodic events were a significant contributor to temporal variability. High sedimentation rates particularly corresponded with tropical storms. These events resulted in sedimentation rates that were an order of magnitude greater than other times of the year. In St. Croix, U.S. Virgin Islands, tropical storms account for the majority of sediment transport and re-suspension during the year (Hubbard, 1986). In Puerto Rico, the passage of a tropical storm resulted in a doubling of the amount of sediment re-suspension and deposition on reefs (Rogers, 1983). Sedimentation may be an important control on reef community structure in PNE. Reefs with greater sedimentation had lower coral cover and greater

Las tasas de sedimentación ambiental en el PNE son similares a las de otros ambientes arrecifales del Caribe donde el flujo de sedimentos inducido por el hombre es mínimo o donde el arrastre fluvial es despreciable (Tabla 6-8). La tasa mensual de sedimentación en el PNE a 20 m de profundidad varió de 0.54 a 33.48 mg/cm²/día. Excepto durante tormentas episódicas o frentes fríos, la sedimentación fue generalmente menor de 5 mg/cm²/día. En contraste con las áreas afectadas crónicamente por una gran sedimentación, los arrecifes en el PNE se afectan sólo por eventos extremos de sedimentación. Estas perturbaciones pueden limitar la cobertura coralina en ciertos arrecifes, pero no es tan severa como para impedir el reclutamiento o disminuir la diversidad (Tabla 6-9). Esto contrasta con arrecifes impactados de forma crónica por una elevada sedimentación. En la costa oeste de Puerto Rico, la cobertura coralina es 10% menor en arrecifes afectados por arrastre terrestre y lluvia fuertes (Loya, 1976a). La composición coralina está dominada por especies más adaptadas para a remover los sedimentos (*Montastraea cavernosa*). En la costa suroeste de Puerto Rico, los arrecifes afectados por sedimentos terrígenos presentan un 20 % menos de cobertura coralina, y un predominio de especies tolerantes a los sedimentos; además, las especies intolerantes de sedimento, como *Acropora palmata*, estaban ausentes en los arrecifes costeros impactados (Acevedo y Morelock, 1988). En Cahuita, Costa Rica, los arrecifes expuestos a una gran sedimentación (20-1.000 mg/cm²/día) mostraron una baja cobertura coralina, diversidad de especies, y reclutamiento (Cortés y Risk, 1984).

Se realizaron mediciones de nutrientes en las aguas superficiales del PNE para evaluar la magnitud espacial y temporal del contenido de nitrógeno y el fósforo. La variación del nitrógeno total en

Table 6-4. Sea surface temperature in coastal environments of the tropical western Atlantic. Tabla 6-4. Temperatura del agua de mar superficial en los ambientes costeros del Atlántico occidental tropical.

Location	Range (°C)	Comments	Reference
South Florida, USA			
Florida Bay	19.0–32.2 22.6–31.1	Winter and summer sampling Winter and summer sampling	Fourqurean et al. (1993) Lapointe and Clark (1990)
Florida Keys			
Developed canals	21.6–32.1 11.9–31.8	Impacted by pollution Annual range	Lapointe and Clark (1990) Heatwole (1987)
Key Largo - nearshore	27.4–31.0	Summer range	Szmant et al. (1996)
Long Key - nearshore	19.7–32.0	Summer and winter sampling	Szmant et al. (1996)
Big Pine Key - nearshore	29.5–31.3	Summer range	Szmant et al. (1996)
Big Pine Key - canal	21.1–32.9	April-August range	Lapointe and Matzie (1996)
Nearshore seagrass	20.4–34.1	April-August range	Lapointe and Matzie (1996)
Patch reefs	23.5–31.4 22.7–33.3	April-August range April-August range	Lapointe and Clark (1990) Lapointe and Matzie (1996)
Key Largo - offshore	27.9–29.8	Summer range	Szmant et al. (1996)
Long Key - offshore	22.1–31.2	Summer and winter sampling	Szmant et al. (1996)
Big Pine Key - offshore	24.5–31.2	Summer range	Szmant et al. (1996)
Offshore bank reefs	24.0–31.3 23.3–32.1	Summer and winter sampling April-August range	Lapointe and Clark (1990) Lapointe and Matzie (1996)
Dominican Republic			
Parque Nacional del Este		Summer and winter sampling	This study
Nearshore (< 500 m)	24.4–30.5		This study
Offshore (> 500 m)	25.8–29.7		This study
Canal de Catuano	23.3–29.3		This study
Boca Chica	25.6–30.0	Reef environment only	This study
Barbados, west coast	27.8–28.6	Annual range at 4-m depth	Tomascik and Sander (1985)

Table 6-5. Dissolved oxygen in coastal environments of the tropical western Atlantic. *Tabla 6-5. Oxígeno disuelto en el agua de mar superficial en los ambientes costeros del Atlántico occidental tropical.*

Location	Range (mg/l)	Comments	Reference
South Florida, USA			
Florida Bay	3.08–10.83	Summer and winter sampling	Fourqurean et al. (1993)
	3.47–7.19	Summer and winter sampling	Lapointe and Clark (1990)
Florida Keys			
Developed shoreline	2.02–7.23	Impacted by pollution	Lapointe and Clark (1990)
Developed canals	0.00–10.00	Impacted by pollution	Heatwole (1987)
Big Pine Key - canal	0.00–8.22	April-August range	Lapointe and Matzie (1996)
Nearshore seagrass	1.39–12.01	April-August range	Lapointe and Matzie (1996)
Patch reefs	4.94–7.87	Summer and winter range	Lapointe and Clark (1990)
	1.44–11.45	April-August range	Lapointe and Matzie (1996)
Offshore bank reefs	5.21–7.27	Summer and winter range	Lapointe and Clark (1990)
	1.65–12.98	April-August range	Lapointe and Matzie (1996)
Upper Florida Keys	5.10–8.50	Annual range	Boyer and Jones (1996)
Middle Florida Keys	5.00–8.30	Annual range	Boyer and Jones (1996)
Lower Florida Keys	5.30–10.80	Annual range	Boyer and Jones (1996)
Marquesas Keys	5.40–7.10	Annual range	Boyer and Jones (1996)
Dry Tortugas	5.40–7.40	Annual range	Boyer and Jones (1996)
Dominican Republic			
Parque Nacional del Este		Summer and winter sampling	This study
Nearshore (< 500 m)	2.90–7.36		This study
Offshore (> 500 m)	2.80–5.97		This study
Canal de Catuano	3.87–7.56		This study
Boca Chica	4.10–6.65		This study
Puerto Rico, west coast	3.90–4.49		Loya (1976a)
Barbados, west coast (1985)	6.40–7.03	Annual range at 4-m depth	Tomascik and Sander

Table 6-6. Turbidity in coastal environments of the tropical western Atlantic. *Tabla 6-6. Turbidez del agua de mar en los ambientes costeros del Atlántico occidental tropical.*

Location	Range (NTU)	Comments	Reference
South Florida, USA			
Florida Bay	0.51–27.08	Summer and winter sampling	Lapointe and Clark (1990)
Florida Keys			
Developed coastline	0.38–8.62	Impacted by pollution	Lapointe and Clark (1990)
Developed canals	0.70–14.50	Impacted by pollution	Heatwole (1987)
Patch reefs	0.17–1.20	Summer and winter sampling	Lapointe and Clark (1990)
Offshore bank reefs	0.15–0.60	Summer and winter sampling	Lapointe and Clark (1990)
Upper Florida Keys	0.00–5.00	Annual range	Boyer and Jones (1996)
Middle Florida Keys	0.00–6.82	Annual range	Boyer and Jones (1996)
Lower Florida Keys	0.00–4.88	Annual range	Boyer and Jones (1996)
Marquesas Keys	0.00–5.77	Annual range	Boyer and Jones (1996)
Dry Tortugas	0.00–2.63	Annual range	Boyer and Jones (1996)
Dominican Republic			
Parque Nacional del Este		Summer and winter sampling	This study
Nearshore (< 500 m)	0.11–2.42		This study
Offshore (> 500 m)	0.08–0.28		This study
Canal de Catuano	0.21–0.64		This study
Boca Chica	0.05–0.41	Developed coastline	This study
Puerto Rico, west coast	1.40–6.10	Large river discharge	Loya (1976a)

octocoral abundance, but greater coral diversity and recruitment (Table 6-7). Some of these patterns are similar to those found in previous studies. In Salt River, St. Croix, areas with higher sediment transport had poor reef development and a dominance by octocorals and sediment-tolerant hard corals (Hubbard, 1986).

Ambient sedimentation rates in PNE are similar to other Caribbean reef environments, where anthropogenically induced fluxes of sediment are minimal or where river discharge is negligible (Table 6-8). Monthly sedimentation rates in PNE at 20 m depth ranged from 0.54 to 33.48 mg/cm²/day. With the exception of episodic storms or cold fronts, however, sedimentation in most months was less than 5 mg/cm²/day. In contrast to areas chronically stressed by high sedimentation, reefs in PNE may only be periodically disturbed by extreme sedimentation events. This disturbance may limit coral cover in certain reefs, but is not so severe as to prevent coral recruitment or reduce diversity (Table 6-9). This contrasts with areas where reefs are impacted by chronically high sedimentation. On the west coast of Puerto Rico, coral cover was 10% lower on reefs impacted by river input and land runoff from heavy rainfall events (Loya, 1976a). The composition of corals was dominated by species more adapted to removing sediments (*Montastraea cavernosa*). On the southwest coast of Puerto Rico, reefs impacted by terrigenous sediment influx had 20% less coral cover and a dominance by sediment-tolerant species; moreover, sediment-intolerant species, such as *Acropora palmata*, were absent in shallow, impacted reefs (Acevedo and Morelock, 1988). In Cahuita, Costa Rica, lower coral cover, species diversity, and recruitment characterized reefs subjected to high sedimentation (20–1,000 mg/cm²/day) (Cortés and Risk, 1984).

Nutrient measurements in surface waters of PNE were designed to assess the spatial and temporal extent of the total pools of nitrogen and phosphorus. Ranges in total nitrogen in surface waters of PNE were generally characteristic of oligotrophic reef environments, with concentrations generally below 10 µM (Table 6-10). Comparison data particularly from the Florida Keys illustrate the potential for

las aguas superficiales fue característica de ambientes arrecifales oligotróficos, con concentraciones generalmente por debajo de 10 µM (Tabla 6-10). La comparación con otras áreas, especialmente con de los Cayos de la Florida, sugiere que las actividades humanas terrestres pueden afectar las concentraciones totales de nitrógeno. A lo largo de la mayoría de los transectos perpendiculares a la costa en el PNE se observó poca variación con respecto a la estación, región, o distancia a la costa. A lo largo del transecto 1, frente al centro turístico de Dominicus, se detectaron elevadas concentraciones de Nt durante diciembre a 500-1000 m de la orilla. Esto puede estar relacionado con el enriquecimiento antropogénico de nutrientes, pero también con la resuspensión de sedimentos durante las tormentas invernales (Szmant y Forrester, 1996).

Las concentraciones del fósforo total (Pt) superficial del PNE fluctuó de 0 (debajo de los límites de detección) a 0.35 µM. estas fueron generalmente menores de 0.2 µM en todas las estaciones, y al parecer la variación con respecto a la época del año o distancia a la costa fue escasa. La amplitud de valores de Pt fue ligeramente mayor en las estaciones costeras. Las comparaciones con otros ambientes costeros indican concentraciones mucho menores en el PNE, especialmente con referencia a áreas contaminadas (Tabla 6-11). Concentraciones mar afuera del PNE fueron generalmente comparables a condiciones oligotróficas, como son los bancos arrecifales de los Cayos de la Florida (Szmant y Forrester, 1996).

La concentración de la clorofila-*a*, un indicador de la abundancia del fitoplancton y el suministro potencial de nutrientes, se detectó en un diapasón de 0.07-0.86 µg/l en las aguas superficiales del PNE. La concentración de clorofila-*a* al parecer no varía significativamente con respecto a la distancia a la costa, sin embargo, la variabilidad fue mayor en agosto comparado con diciembre y abril. En comparación con los Cayos de la Florida, Barbados, y Hawai, los niveles de clorofila-*a* en el PNE fueron mucho menores (Tabla 6-12). Aproximadamente el 90% de las lecturas de clorofila-*a* fueron menores de 0.5 µg/l en nuestro estudio. Las concentraciones en el PNE fueron menores que el valor umbral mínimo crítico (< 0.5 µg/l) citado en la literatura para la eutroficación ambientes arrecifales (Tomascik y Sander, 1985; Bell, 1991). ■

Table 6-7. Comparison of grand mean sedimentation rate to benthic community structure of mid-depth (16–20 m) reefs in and adjacent to Parque Nacional del Este. Tabla 6-7. Comparación de los valores promedio de la tasa de sedimentación con la estructura comunitaria del bentos en arrecifes de profundidades medias (16–20 m) en el Parque Nacional del Este y áreas adyacentes.

Parameter	Dominicus	La Raya	Rubén	El Toro
Sedimentation (mg/cm ² /day) ^A	2.84	2.76	1.89	6.02
Live coral cover (%) ^B	20.2	7.8	11.4	5.2
Coral diversity (H' _c) ^C	1.268	1.404	1.448	2.140
No. coral recruits/m ²	2.45	2.15	2.30	3.60
No. octocorals/m ²	3.10	2.60	3.30	8.50

^A Values are mean monthly rates (April 1996–March 1997).

^B Coverage based on surveys of 20 1-m² quadrats using point-intercept measurements.

^C Diversity calculated using the Shannon-Weiner index based on coverage ($H'_c = \sum p_i \log_e p_i$), where p_i is the proportion of the total coral cover accounted for by species i .

Table 6-8. Comparison of sedimentation rates in Caribbean reef environments. *Tabla 6-8. Comparación de tasas de sedimentación en ambientes arrecifales del Caribe.*

Location	Rate (mg/cm ² /day)	Depth (m)	Reference
Discovery Bay, Jamaica	0.5–1.1	4	Dodge et al. (1974)
St. Thomas, U.S.V.I.	0.1–5.4	3–5	Rogers (1982) in Rogers (1983)
Puerto Rico	1–15	9–33	Cintrón et al. (1974) in Rogers (1983)
Puerto Rico	2.5–9.6	4	Rogers (1983)
Barbados, west coast	8.8–37.2	4	Tomascik and Sander (1985)
Galeta Island, Panamá	0.3–0.9		Lasker (1980)
Cahuita, Costa Rica	30–360	2–16	Cortés and Risk (1984)
Dominican Republic			This study
Boca Chica	0.54–33.48	15–17	
Parque Nacional del Este	0.03–45.97	17–20	

land-based human activities to affect total nitrogen concentrations. Along most of the inshore-to-offshore transects in PNE, there appeared to be little variation with respect to season, region, or distance from shore. Along transect I, offshore of the Dominicus resort, elevated TN concentrations occurred during December at 500–1,000 meters offshore. This may be related to anthropogenic nutrient enrichment, but also re-suspension of sediments during winter storms (Szmant and Forrester, 1996).

Total phosphorus (TP) concentrations in surface waters of PNE ranged from 0 (below detection limits) to 0.35 μM . TP concentrations in all stations were generally less than 0.2 μM and there appeared to be few variations with respect to time of year or distance from shore. The range in TP was slightly greater in nearshore stations. Comparisons with other coastal environments indicate much lower concentrations in PNE, particularly in reference to polluted areas (Table 6-11). Offshore concentrations in PNE were generally comparable to oligotrophic conditions such as offshore bank reef environments in the Florida Keys (Szmant and Forrester, 1996).

The concentration of chlorophyll-a, an indicator of phytoplankton abundance and potential nutrient supply, ranged from 0.07–0.86 $\mu\text{g/l}$ in surface waters of PNE. The concentration of chlorophyll-a did not appear to vary significantly with respect to distance from shore; however, the range in variability was greater during August compared to December and April. Compared to impacted coastal waters in the Florida Keys, Barbados, and Hawaii, chlorophyll-a levels in PNE are much lower (Table 6-12). Nearly 90% of the chlorophyll-a readings were less than 0.5 $\mu\text{g/l}$ during the study. Concentrations in PNE were below the critical minimum threshold (< 0.5 $\mu\text{g/l}$) cited in the literature for eutrophication in reef environments (Tomascik and Sander, 1985; Bell, 1991). ■

SECTION 3. ECOLOGICAL INDICATORS OF WATER QUALITY VARIABILITY

The primary objective of the stable isotopic study was to characterize paleo-water quality characteristics in PNE as encoded in the skeleton of a coral from El Peñon reef (core

SECCIÓN 3. INDICADORES ECOLÓGICOS DE LA VARIABILIDAD DE LA CALIDAD DEL AGUA

El objetivo primario del estudio de los isótopos estables fue caracterizar las características paleológicas de la calidad del agua en el PNE registradas en el esqueleto de un coral del arrecife del Peñón (núcleo DR2) en el área noroeste del parque. Este tipo de estudio permite registrar a largo plazo (décadas) las características ambientales en el PNE, particularmente cuando se compara con muestreos de relativamente corto plazo del agua superficial. El análisis de la tasa de crecimiento y la composición química de los corales dentro del parque pueden revelar eventualmente una detallada información de registros de alta resolución de las características ambientales de la calidad del agua y variables climáticas tales como temperatura, salinidad, iluminación, productividad, y drenaje de agua dulce. La tasa de crecimiento, conjuntamente con las evidencias de isótopos estables, puede ayudar en la identificación de áreas con alteraciones en el desarrollo de los corales en el PNE y contribuir a la interpretación del impacto natural y antropogénico a los ecosistemas costeros.

La temperatura, la salinidad, los nutrientes, y los elementos traza en las muestras de agua han sido solamente colectados en años recientes en ecosistemas costeros como el PNE. Dado que los registros con instrumentos son limitados, se necesitan indicadores indirectos de calidad de agua para interpretar características y tendencias a largo y corto plazo. Los esqueletos de los corales pueden ser utilizados para el análisis de las condiciones ambientales.

Crecimiento del coral

Se cree que la calcificación coralina de alta densidad pueda ocurrir en el verano u otoño, cuando ocurren las temperaturas más cálidas del año (Fairbanks y Dodge, 1979). En Florida, la calcificación de alta densidad en *Montastraea* comienza en julio (Emiliani et al., 1978). Para el coral del arrecife El Peñon examinado (núcleo DR2), pudiera haber alguna variación en la época de la deposición del material de alta densidad. Se supone que este proceso tiene lugar durante o inmediatamente después de los meses más cálidos, pero coincidiendo con una radiación solar baja. Desafortunadamente, no poseemos datos de radiación solar para explorar esta hipótesis.

Las bandas de alta densidad en el núcleo DR2 durante los años 1988 y 1989 son particularmente oscuras y distintivas. Estos años

DR2) in the northwestern area of the park. This type of study provides a longer-term (decadal) record of environmental characteristics in PNE, particularly when compared to the relatively short-term scale of the surface water quality sampling. Analysis of growth rates and chemical compositions of corals within the park may eventually provide a detailed, high-resolution record of environmental water quality and climate variables such as temperature, salinity, light levels, productivity, and fresh water flow. Growth rates, in conjunction with stable isotopic evidence, can aid in the identification of stressful areas for coral development in PNE and may help to interpret natural and anthropogenic impacts to this coastal ecosystem.

Temperature, salinity, nutrient, and trace element measurements of water samples have only been collected in recent years from coastal ecosystems such as PNE. Since instrumental records are limited, proxy indicators of water quality are necessary to interpret long-term as well as detailed, short-term water characteristics and trends. Coral skeletons serve as one such proxy for environmental conditions.

Coral growth

High-density coral calcification is thought to occur in the summer or fall months, coinciding with warmer water temperatures (Fairbanks and Dodge, 1979). In Florida, high-density calcification in *Montastraea* corals begins in July (Emiliani et al., 1978). For the coral sampled at El Peñon reef (core DR2), there may be some variation in the timing of the deposition of the highest density material. We hypothesize that high-density calcification takes place during or just after the warmest months, but in

podrían haber estado afectados por condiciones de perturbación (Figura 5-39). Las bandas de perturbación son causadas por eventos catastróficos, como son temperaturas o salinidades extremas, y aparecen como bandas de muy alta densidad durante un año en el coral, o una banda gruesa de alta densidad ocasionada por una combinación de calcificación normal y de perturbación (Leder et al., 1989). Suponemos que las bandas de tensión de los años 1988 y 1989 se hallan formado como resultado del paso del huracán Emily y la tormenta tropical Chris cerca del PNE.

El valor promedio del crecimiento para el núcleo DR2 fue de 0.58 cm/año. Aunque este valor es bajo comparado con el promedio de todos los núcleos examinados del PNE (lo que se analiza en el tomo siguiente), no es significativamente inferior a la tasa de crecimiento media reportada para *Montastraea annularis* en la literatura. El crecimiento en la muestra DR2 disminuyó en 1980 y 1981, sin embargo, en 1984 el valor de la tasa de crecimiento regresó a su nivel medio. Las fluctuaciones del crecimiento de 1979 a 1984 se correspondieron con los datos de los isótopos estables para esos años (Figura 5-39). Esta correlación se analiza en la sección siguiente sobre isótopos estables.

El año 1988 registró el paso de la tormenta tropical Chris a través del PNE. Este año se caracterizó por el crecimiento más bajo del núcleo DR2, y una disminución de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{18}\text{O}$ (Figura 5-39). La tasa de crecimiento regresó a sus valores medios de 1990 a 1996.

Las periodicidades observadas en los años 4 y 15, de acuerdo a los análisis Fourier para la tasa de crecimiento en el núcleo DR2, fueron también registradas en los corales fósiles (de aproximadamente 6 000 años atrás) del interior de la República Dominicana (Greer et al., 1997). El período de 15 años encontrado en los corales recientes y del Holoceno debe describir la frecuencia de los huracanes que pasaron por la región, aunque no se conocen aún los mecanismos responsables de la actividad de tormenta.

Table 6-9. Estimated degree of impact on coral reefs caused by various levels of sedimentation (modified from Pastorak and Bilyard, 1985). Tabla 6-9. Impacto estimado a los corales por varios niveles de sedimentación (modificado de Pastorak y Bilyard, 1985).

Sedimentation rate (mg/cm ² /day)	Estimated impact
1-10	Slight to moderate: <ul style="list-style-type: none"> · decreased abundance and/or cover · altered growth forms · decreased growth rates · possible reduction in recruitment · possible reduction in numbers of species
10-50	Moderate to severe: <ul style="list-style-type: none"> · greatly decreased abundance and/or cover · greatly decreased growth rates · predominance of altered growth forms · reduced recruitment · decreased number of species · possible invasions by opportunistic species
> 50	Severe to catastrophic: <ul style="list-style-type: none"> · severe degradation of communities · most species excluded · many to most coral colonies die · recruitment severely reduced · regeneration slowed or stopped · invasion of open substrates by opportunistic species · coral cover severely reduced

Table 6-10. Total nitrogen concentration in tropical coastal environments. *Tabla 6-10. Concentración del nitrógeno total en ambientes costeros tropicales.*

Location	Range (μM)	Comments	Reference
South Florida, USA			
Florida Bay	7.0–123.2	Summer and winter sampling	Fourqurean et al. (1993)
Florida Keys			
Nearshore	19.3–38.8	Impacted by pollution	Lapointe et al. (1994)
Key Largo - nearshore	11.1–63.4	Impacted by pollution	Szmant et al. (1996)
Long Key - nearshore	5.3–134.5	Occurrence of algal bloom	Szmant et al. (1996)
Big Pine Key - canal	36.6	April-August mean	Lapointe and Matzie (1996)
Nearshore seagrass	24.7	April-August mean	Lapointe and Matzie (1996)
Nearshore patch reef	17.2	April-August mean	Lapointe and Matzie (1996)
Offshore	11.7–21.6	Summer and winter sampling	Lapointe et al. (1994)
Offshore bank reef	12.7	April-August mean	Lapointe and Matzie (1996)
Key Largo - offshore	5.8–22.5		Szmant et al. (1996)
Long Key - offshore	3.2–36.1		Szmant et al. (1996)
Upper Florida Keys	5.5–25.1	Annual range	Boyer and Jones (1996)
Middle Florida Keys	5.5–29.3	Annual range	Boyer and Jones (1996)
Lower Florida Keys	6.1–28.0	Annual range	Boyer and Jones (1996)
Marquesas Keys	5.5–17.0	Annual range	Boyer and Jones (1996)
Dry Tortugas	6.2–19.5	Annual range	Boyer and Jones (1996)
Dominican Republic			
Parque Nacional del Este			This study
Nearshore (< 500 m)	1.5–15.6	Annual range	This study
Offshore reefs (> 500 m)	1.8–12.6	Annual range	This study
Canal de Catuano	1.7–14.1	Annual range	This study
Boca Chica	1.4–21.6	Impacted by coastal development	This study
Hawaii, Kaneohe Bay			
Pre-sewage diversion	7.5–10.6	Near sewage outfall	Smith et al. (1981)
Post-sewage diversion	7.7–9.8	Near sewage outfall	Smith et al. (1981)
Oceanic background	5.60		Smith et al. (1981)

coincidence with low solar radiation. Unfortunately, at this time we do not have solar radiation data to explore this hypothesis.

High-density banding in core DR2 during the years 1988 and 1989 is particularly dark and distinct. These years may be affected by “stress” conditions (Figure 5-39). Stress bands are caused by catastrophic events, such as temperature or salinity extremes, and appear as either an extra high-density band during a coral year or one thick high-density band that is caused by a combination of normal and “stress” calcification (Leder et al., 1989). We hypothesize that stress bands during 1988 and 1989 formed as a result of the occurrence of Hurricane Emily and Tropical Storm Chris, both of which passed near PNE.

The average growth rate for core DR2 was 0.58 cm/year. Although this rate is low compared to the average of all cores sampled in PNE (discussed in a subsequent publication), this is not significantly lower than mean growth rates of *Montastraea annularis* reported in the literature. Growth of sample DR2 declined during 1980 and 1981; however, by 1984, growth rate returned to the mean level. The growth fluctuations from 1979 to 1984 corresponded well with stable isotopic data for these years (Figure 5-39), and this correlation is discussed in the stable isotope section below.

The year 1988 marked the passage of Tropical Storm Chris through PNE. This year was characterized by the lowest growth for core DR2 and a decrease in both $\delta^{13}\text{C}$

Datos de los isótopos estables

Los isótopos registros de oxígeno y carbono estable en el núcleo DR2 indicaron procesos de calcificación en un ambiente marino abierto. La amplitud del valor de los isótopos del núcleo DR2 (de -5.78 a -2.63 ‰ $\delta^{18}\text{O}$ y de -2.38 a $+1.38$ ‰ $\delta^{13}\text{C}$) fue similar a la reportada para otros corales. El promedio de $\delta^{18}\text{O}$ y $\delta^{13}\text{C}$ para este coral fue de -3.64 ‰ y -0.54 ‰, respectivamente. En la tabla 6-13 aparece una lista de la amplitud de valores y los promedios de $\delta^{18}\text{O}$ y $\delta^{13}\text{C}$ para *Montastraea* para este y otros estudios. Los valores del oxígeno isotópico en DR2 son bastante similares a los valores registrados para $\delta^{18}\text{O}$ en corales del sur de la Florida (Halley et al., 1994; Swart et al., 1996) y las Bermudas (Fairbanks y Dodge, 1979). De los sitios listados en la Tabla 6-13, el sur de la Florida y las Bermudas son los más alejados de la República Dominicana. Los corales de Jamaica, Barbados, Puerto Rico y St. Croix (Weber et al., 1976; Fairbanks y Dodge, 1979; Winter et al., 1991) muestran mayor cantidad de isótopos de oxígeno y una amplitud de valores menor que en el núcleo DR2. La temperatura del agua en la República Dominicana parece ser más semejante a la de St. Croix, Jamaica, Puerto Rico, y Barbados que a las del sur de la Florida y Bermudas. Esto podría indicar que factores como las fluctuaciones de salinidad hayan influenciado más el $\delta^{18}\text{O}$ del núcleo DR2 que la temperatura.

La variabilidad del carbono isotópico del núcleo DR2 es muy similar a la de los corales del sur de la Florida (Halley et al., 1994), Puerto Rico (Winter et al., 1991), y St. Croix (Weber et al., 1976). El valor medio para $\delta^{13}\text{C}$, sin embargo, es más cercano en composición a la

and $\delta^{18}\text{O}$ (Figure 5-39). The growth rate returned to mean values from 1990 to 1996.

The 4-year and 15-year periodicities revealed by Fourier analysis of growth rates from core DR2 are also seen in fossil corals (age approximately 6,000 years before present) from the interior of the Dominican Republic (Greer et al., 1997). The 15-year period found in both modern and Holocene corals may describe the frequency of hurricanes passing through the region, although the forcing mechanisms for storm activity are not known.

Stable isotope data

Stable carbon and oxygen isotopic records from core DR2 indicate calcification processes in an open marine environment. The range in isotopic values from core DR2 (-5.78 to -2.63 ‰ $\delta^{18}\text{O}$ and -2.38 to $+1.38$ ‰ $\delta^{13}\text{C}$) are similar to values reported for other corals. Average $\delta^{18}\text{O}$ and $\delta^{13}\text{C}$ values for this coral were -3.64 ‰ and -0.54 ‰, respectively. A list of $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{18}\text{O}$ ranges and mean values for *Montastraea* corals from this and other studies is presented in Table 6-13. Oxygen isotopic values in DR2 most closely resemble reported $\delta^{18}\text{O}$ values in corals from south Florida (Halley et al., 1994; Swart et al., 1996) and Bermuda (Fairbanks and Dodge, 1979). Of the sites listed in Table 6-13, south Florida and Bermuda are also the furthest from the Dominican Republic. Corals from Jamaica, Barbados,

del sur de la Florida (Swart et al., 1996) y Barbados (Fairbanks y Dodge, 1979). Los corales de Jamaica, Bermudas, y St. Croix están por debajo en $\delta^{13}\text{C}$, en relación con DR2.

Estudios previos han demostrado que se requieren muestreos de alta resolución para obtener una amplitud de temperatura y salinidad más exacta (Leder et al., 1990; Healy et al., 1996). En los estudios revisados para este trabajo, los corales fueron muestreados a resoluciones notablemente más bajas que en este estudio. Los muestreos de baja resolución limitan el acceso a una variabilidad representativa de valores isotópicos.

Es común la existencia de una periodicidad anual en los registros de carbono y oxígeno isotópico en los corales (Emiliani et al., 1978; Fairbanks y Dodge, 1979; Swart et al., 1996), aunque la correlación entre $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{18}\text{O}$ puede ser positiva, negativa, o fuera de fase. En el núcleo DR2, la coincidencia de las señales del carbono y el oxígeno isotópico fueron irregulares y caracterizadas por una disminución particular de la correlación después de 1984. La causa de este cambio esta todavía bajo investigación.

Las fluctuaciones cíclicas del $\delta^{13}\text{C}$ en DR2 están estrechamente asociadas con la cronología anual construida a partir de las bandas de alta densidad. Las fluctuaciones del carbono isotópico son, por tanto, un mejor indicador de las variaciones estacionales que las de $\delta^{18}\text{O}$.

Los análisis de Fourier para los isótopos estables en el núcleo DR2 no son concluyentes. A excepción de una señal anual bien definida, los registros de isótopos estables fueron demasiado pequeños para detectar señales mayores de 5 años. El análisis de las series de tiempo será más útil en la medida que aumente el número de datos.

Table 6-11. Total phosphorus concentration in tropical coastal environments. bd: below detection. Tabla 6-11. Concentración del fósforo total en ambientes costeros tropicales. bd: por debajo del nivel de detección.

Location	Range (μM)	Comments	Reference
South Florida, USA			
Florida Bay	0.13–4.09	Summer and winter sampling	Fourqurean et al. (1993)
Florida Keys			
Nearshore	0.41–1.03	Impacted by pollution	Lapointe et al. (1994)
Key Largo - nearshore	0.07–0.31	Impacted by pollution	Szmant et al. (1996)
Long Key - nearshore	0.00–3.54	Occurrence of algal bloom	Szmant et al. (1996)
Big Pine Key - canal	0.49	April-August mean	Lapointe and Matzie (1996)
Nearshore seagrass	0.26	April-August mean	Lapointe and Matzie (1996)
Nearshore patch reef	0.37	April-August mean	Lapointe and Matzie (1996)
Offshore bank reef	0.26	April-August mean	Lapointe and Matzie (1996)
Offshore	0.16–0.53	Summer and winter sampling	Lapointe et al. (1994)
Key Largo - offshore	0.07–0.35		Szmant et al. (1996)
Long Key - offshore	bd–2.00	Occurrence of algal bloom	Szmant et al. (1996)
Upper Florida Keys	bd–0.29	Annual range	Boyer and Jones (1996)
Middle Florida Keys	0.01–0.23	Annual range	Boyer and Jones (1996)
Lower Florida Keys	bd–0.27	Annual range	Boyer and Jones (1996)
Marquesas Keys	0.06–0.34	Annual range	Boyer and Jones (1996)
Dry Tortugas	0.08–0.21	Annual range	Boyer and Jones (1996)
Dominican Republic			
Parque Nacional del Este			This study
Nearshore (< 500 m)	bd–0.35	Annual range	This study
Offshore reefs (> 500 m)	bd–0.25	Annual range	This study
Canal de Catuano	bd–0.21	Annual range	This study
Boca Chica	bd–0.18	Impacted by coastal development	This study
Hawaii, Kaneohe Bay			
Pre-sewage diversion	0.58–1.01	Near sewage outfall	Smith et al. (1981)
Post-sewage diversion	0.23–0.48	Near sewage outfall	Smith et al. (1981)
Oceanic background	0.44		Smith et al. (1981)

Table 6-12. Chlorophyll-a concentration in tropical coastal environments. *Tabla 6-12. Concentración de clorofila-a en aguas marinas costeras tropicales.*

Location	Range (µg/L)	Comments	Reference
South Florida, USA			
Florida Bay	0.34–4.86	Summer and winter sampling	Fourqurean et al. (1993)
	0.33–1.07	Summer and winter sampling	Lapointe and Clark (1990)
Florida Keys			
Nearshore	0.09–15.51	Impacted by pollution	Lapointe and Clark (1990)
Developed canals	0–69.38	Impacted by pollution	Heatwole (1987)
Key Largo - nearshore	0.10–0.40		Szmant et al. (1996)
Long Key - nearshore	0.03–24.31	Occurrence of algal bloom	Szmant et al. (1996)
Patch reefs	0.05–0.48		Lapointe and Clark (1990)
Offshore bank reefs	0.03–0.42		Lapointe and Clark (1990)
Key Largo - offshore	0.09–0.49		Szmant et al. (1996)
Long Key - offshore	0.02–3.55	Occurrence of algal bloom	Szmant et al. (1996)
Dominican Republic			
Parque Nacional del Este			This study
Nearshore (< 500 m)	0.12–0.86	Annual range	This study
Offshore reefs (> 500 m)	0.08–0.43	Annual range	This study
Canal de Catuano	0.07–0.40	Annual range	This study
Boca Chica	0.12–0.55	Impacted by coastal development	This study
Barbados, west coast			Tomascik and Sander (1985)
Most polluted reefs	0.88–0.90	Annual range at 4-m depth	
Least polluted reefs	0.42–0.55	Annual range at 4-m depth	
Oceanic background	0.42		
Great Barrier Reef, Australia			Bell et al. (1989)
Outer lagoon	0.13		
Coral Sea	0.39		
Kaneohe Bay, Hawaii			
Pre-diversion of sewage	0.68–1.78	5–10 m depth	Laws and Redajle (1982)
Post-diversion of sewage	0.55–1.23	5–10 m depth	Laws and Redajle (1982)
Oceanic background	0.20		Smith et al. (1981)
Southern bay	0.15–4.84	10 years after diversion	Laws and Allen (1996)
Northern bay	0.12–1.55	10 years after diversion	Laws and Allen (1996)
Offshore	0.06–0.82	10 years after diversion	Laws and Allen (1996)

Puerto Rico and St. Croix (Weber et al., 1976; Fairbanks and Dodge, 1979; Winter et al., 1991) exhibit heavier oxygen isotopic average values and smaller ranges than core DR2. It is assumed that water temperatures in the Dominican Republic are more similar to temperatures in St. Croix, Jamaica, Puerto Rico, and Barbados than to those of south Florida and Bermuda. This may indicate that factors such as salinity fluctuations are influencing the $\delta^{18}\text{O}$ of core DR2 more than temperature.

The carbon isotopic range of core DR2 closely resembles corals from south Florida (Halley et al., 1994), Puerto Rico (Winter et al., 1991), and St. Croix (Weber et al., 1976). Its mean $\delta^{13}\text{C}$ value, however, is closest in composition to south Florida (Swart et al., 1996) and Barbados (Fairbanks and Dodge, 1979). Corals from Jamaica, Bermuda, and St. Croix are depleted in $\delta^{13}\text{C}$ relative to DR2.

Previous studies have shown that high resolution sampling is necessary to obtain an accurate temperature or salinity range (Leder et al., 1990; Healy et al., 1996). In the studies reviewed herein, corals were sampled at significantly lower resolutions than in the methods presented in this

Temperatura

Los datos de temperatura superficial tomados en la estación 2-2 (área noroeste del PNE, transecto 2, 100 m de la costa) fueron colectados cerca de la ubicación del núcleo DR2. La temperatura más baja registrada (diciembre) en este sitio fue 24.6 °C y la más alta 30.5 °C (agosto). Esta amplitud (6 °C) corresponde a un cambio de aproximadamente 1.5‰ en $\delta^{18}\text{O}$. Si la temperatura fuera el único factor que controla la composición del oxígeno isotópico, una variabilidad de 3.15 ‰ de $\delta^{18}\text{O}$ en DR2 indicaría un cambio de temperatura de 12.6 °C, el doble de la amplitud de temperatura registrada en este sitio. Esto confirma nuestra hipótesis de que otros factores además de la temperatura influyen en la composición de los isótopos estables de oxígeno del agua en el PNE.

Se colectaron datos de temperatura del aire de San Rafael de Yuma (18°41.7' N, 68°66.7' W) para los años 1975 - 1985 por la Oficina de Meteorología, División de Climatología (tabla 6-14). La figura 5-40 es un gráfico de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{18}\text{O}$ del núcleo DR2 contra la media anual de temperatura de 1979 en esta estación. La correlación entre los isótopos estables y la temperatura no fue estadísticamente significativa ($p > 0.05$).

study. Low-resolution sampling inhibits access to an accurate range in isotopic values.

Annual periodicities in either carbon or oxygen isotopic records of corals are common (Emiliani et al., 1978; Fairbanks and Dodge, 1979; Swart et al., 1996), although the correlation between $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{18}\text{O}$ can be positive, negative, or out of phase. In core DR2, the coincidence of carbon and oxygen isotopic signals was inconsistent, characterized by a distinct decrease in correlation after 1984. The cause of this change is still under investigation.

Cyclical $\delta^{13}\text{C}$ fluctuations in DR2 are closely associated with the annual chronology constructed from high-density banding patterns. Carbon isotopic fluctuations are, therefore, more consistent indicators of seasonality than $\delta^{18}\text{O}$.

Fourier analyses of core DR2 stable isotopic data are inconclusive. Other than a clear annual signal, the stable isotopic record was too small to detect signals greater than five years. As more isotopic data become available, time series analyses will become more useful.

Temperature

Surface temperature data collected at station 2-2 (north-western area of PNE, transect 2, 100 m from shore) were collected in close proximity to the location of core DR2. The lowest recorded temperature (December) at this site was 24.6°C and the highest was 30.5°C (August). This range (6°C) corresponds to a ~1.5‰ change in $\delta^{18}\text{O}$. If temperature was the only control over oxygen isotopic composition, the 3.15 ‰ range in $\delta^{18}\text{O}$ in DR2 would indicate a 12.6°C change in temperature, or twice the recorded range at this site. This confirms our hypothesis that factors other than temperature are influencing the stable oxygen isotopic composition of water in PNE.

Air temperature data from San Rafael de Yuma (18°41.7' N, 68°66.7' W) were collected for the years 1975 to 1985 by the Oficina de Meteorología, División de Climatología. Table 6-14 shows calculated average monthly air temperature for the years 1975–85. Figure 5-40 is a

Precipitación

La precipitación anual en San Rafael de Yuma (Tabla 6-15) se ploteó contra registros de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{18}\text{O}$ para el núcleo DR2 en los años 1975-85 (Figura 5-40). La precipitación, $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{18}\text{O}$ mostraron un pico de covarianza en 1979 y durante el otoño de 1980. Los datos mostraron que la precipitación anual en 1979 fue muy alta (casi 417 mm por encima del promedio), aunque el número de días con lluvia acumulada sobre 1 mm estuvo por debajo del promedio (Tabla 6-16). Esa abundante precipitación fue causada por tormentas. Se registró un valor de 165.4 mm el 31 de agosto (Tabla 6-16), día en que el huracán David hizo su entrada cerca Boca Chica. Según Geraldès (1982), las precipitaciones entre el 29 de agosto y el 7 de septiembre sumaron en total casi 2 m en Boca Chica, excediendo el total de precipitación anual de 1979 reportado para San Rafael de Yuma.

La lluvia caída entre junio y septiembre de 1979 fue sumamente alta, hasta 5 veces el valor promedio registrado en otros años (Tabla 6-16). La mayor parte cayó en unos pocos días, estando la precipitación total para los 7 meses del invierno y la primavera ese año (octubre-abril) por debajo del promedio. Lluvias torrenciales asociadas con tormentas caracterizaron las precipitaciones en 1979, que fue, sin embargo, un año seco.

Huracanes

La República Dominicana ha estado marcada por el paso de varios huracanes devastadores y tormentas tropicales en el último siglo. Muchas de estas tormentas han pasado directamente sobre los sitios escogidos para este estudio. Desde 1889, al menos 13 tormentas tropicales importantes han ocurrido en el PNE, mientras 16 han ocurrido cerca Boca Chica. Los huracanes de la era moderna ocurren entre las latitudes 7° y 25° norte y sur del ecuador, entre el primero de junio y el 3 de noviembre. Potenciados por la energía del calor del océano, los huracanes son como células de baja presión con un núcleo central alrededor del cual rotan vientos en contra de las manecillas del reloj en el hemisferio norte. En el centro del huracán, las fuerzas de la presión y los fuertes vientos pueden generar intenso oleaje. Los corales a profundidades de hasta 20 m pueden afectarse por la turbulencia asociada al oleaje de tormentas (Scoffin, 1993).

Table 6-13. Comparison of oxygen ($\delta^{18}\text{O}$) and carbon ($\delta^{13}\text{C}$) isotopic averages (ranges) for massive boulder star coral species (*Montastraea* spp.) in the tropical western Atlantic. nd: no data. Tabla 6-13. Comparación entre la amplitud promedio del oxígeno ($\delta^{18}\text{O}$) y el carbono ($\delta^{13}\text{C}$) isotópico para corales masivos del género *Montastraea* spp. en el Atlántico occidental tropical. nd: no datos.

Location	Coral species	$\delta^{18}\text{O}$ Mean (range)	$\delta^{13}\text{C}$ Mean (range)	Reference
PNE, Dominican Republic	<i>M. annularis</i>	-3.64 (-2.63 to -5.78)	-0.54 (+1.38 to -2.38)	This study
South Florida	<i>M. faveolata</i>	-3.57 (-2.85 to -4.56)	-0.35 (nd)	Swart et al. (1996)
	<i>M. faveolata?</i>	≈-3.5 (≈-2.5 to -4.5)	≈+0.5 (+1 to ≈-2.3)	Halley et al. (1994)
Puerto Rico	<i>M. annularis</i>	≈-4.5 (-4.96 to -4.08)	nd (+.6 to -2.4)	Winter et al. (1991)
St. Croix	Mixed species	≈-4.06 (≈-4.2 to -3.8)	≈-1.6 (≈0.5 to -2.6)	Weber et al. (1976)
Jamaica	<i>M. faveolata?</i>	≈-4.3 (≈-5.1 to 4.75)	≈-2.3 (≈-1.05 to -2.95)	Fairbanks and Dodge (1979)
Barbados	<i>M. faveolata?</i>	≈-5 (≈-4.5 to -5.5)	≈-0.8 (≈-0.25 to -1.4)	Fairbanks and Dodge (1979)
Bermuda	<i>M. faveolata?</i>	≈-3.4 (≈-2.7 to -4.3)	≈-1.8 (≈-1.2 to -2.5)	Fairbanks and Dodge (1979)

Table 6-14. Average monthly air temperature (°C) for 1975–83 from the weather station at San Rafael de Yuma. nd: no data. Tabla 6-14. Temperatura promedio mensual del aire (°C) en 1975–83 en la estación meteorológica de San Rafael de Yuma. nd: no datos.

Month	1975	1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982	1983	Mean
January	25.6	23.1	23.1	23.3	24.5	23.5	22.7	24.1	21.4	23.5
February	25.8	23.1	24.1	23.2	25.8	24.7	22.7	23.8	21.4	23.8
March	26.3	23.4	24.3	24.2	25.6	26.0	24.7	24.8	23.8	24.8
April	27.1	24.4	25.2	25.1	27.4	27.7	24.2	25.2	25.1	25.7
May	27.7	26.4	26.0	26.7	27.3	29.6	25.2	25.2	nd	26.8
June	28.9	26.6	27.0	27.5	28.1	nd	26.9	26.9	nd	27.4
July	28.8	27.1	26.8	27.6	29.8	31.8	27.5	27.4	nd	28.4
August	29.5	27.1	26.9	27.7	30.1	32.5	27.6	27.5	nd	28.6
September	28.3	27.3	27.2	27.2	31.1	29.6	28.0	27.2	nd	28.2
October	28.3	25.8	26.9	26.4	26.8	26.0	26.9	nd	nd	26.7
November	27.6	26.0	25.7	25.4	24.7	24.1	25.6	22.9	nd	25.3
December	22.9	23.6	24.4	24.5	24.0	24.0	24.8	nd	nd	24.0
Average	27.2	25.3	25.6	25.7	27.1	27.2	25.6	25.5	nd	26.1

Data from Oficina de Meteorología-División de Climatología.

plot of $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{18}\text{O}$ from core DR2 against annual mean 1979 temperature data from this station. Cross correlation between stable isotopic data and temperature was not statistically significant ($p > 0.05$).

Precipitation

Annual precipitation from San Rafael de Yuma (Table 6-15) was plotted against $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{18}\text{O}$ records from core DR2 for the years 1975–85 (Figure 5-40). Precipitation, $\delta^{13}\text{C}$, and $\delta^{18}\text{O}$ peak in covariance in 1979 and during the fall of 1980. Precipitation data show that annual rainfall for 1979 was very high (almost 417 mm above average), although the number of days experiencing accumulations over 1 mm was below average (Table 6-16). The disproportionate amount of precipitation was a function of storm activity during 1979. A precipitation value of 165.4 mm was recorded on August 31, 1979 (Table 6-16), the day that Hurricane David made landfall near Boca Chica. According to Gerald (1982), precipitation from August 29 to September 7 totaled almost 2 m at Boca Chica, exceeding the total 1979 annual rainfall reported at San Rafael de Yuma.

Precipitation between June and September 1979 was extremely high, up to five times that of average values for other years (Table 6-16). Most rainfall during those months fell in a matter of a few days and total rainfall for all seven winter and spring months that year (October–April) was below average. Torrential storm-associated rains characterized precipitation in 1979 during an otherwise dry year.

Hurricanes

The Dominican Republic has been marked by the passage of several devastating hurricanes and tropical storms in the last century. Many of these storms have passed directly over the sites chosen for this study. Since 1889, at least 13 substantial tropical storms have occurred in PNE, while 16 have occurred near Boca Chica. Modern hurricanes annu-

El viento y las olas asociados con los huracanes pueden resuspender sedimentos orgánicamente enriquecidos o transportar materia orgánica terrestre hasta los arrecifes, afectando por tanto la composición del carbono isotópico de las aguas locales. El incremento de la oxidación de la materia orgánica en descomposición puede resultar en el agotamiento rápido del $\delta^{13}\text{C}$ del carbono inorgánico disuelto en la columna de agua y por tanto en los corales (Swart et al., 1996). El agua altamente turbia que resulta de la resuspensión de los sedimentos puede ser transportada hacia los arrecifes mar afuera. Por ejemplo, el huracán Donna (en 1960) resultó en la deposición de 15 cm de lodo carbonatado a 50 m de profundidad frente a los Cayos de la Florida (Scoffin, 1993). La abrasión por sedimento puede inhibir directamente el crecimiento coralino, mientras que la disminución de la luz debido a la turbidez puede afectar la fotosíntesis y, consecuentemente, la composición de $\delta^{13}\text{C}$ en los corales.

Los huracanes están asociados a incrementos de precipitación e inundaciones. La lluvia de tormentas puede afectar la salinidad local y por tanto la composición de oxígeno isotópico de las aguas marinas. El tiempo requerido para la recuperación de un arrecife o coral después de una tormenta importante puede variar con la severidad de la perturbación, la naturaleza del sedimento, y los factores hidrológicos.

La temporada de huracanes de 1979 fue particularmente activa en la República Dominicana. Gerald (1982) reportó la llegada de los huracanes David y Frederic (Figura 6-1). La altura de las olas alcanzó de 3.9 a 10 m durante el huracán David, con una velocidad máxima de los vientos de 240 km/h. Durante la tormenta tropical Frederic las olas alcanzaron 3.9-5 m de altura, y el viento una velocidad máxima de 62 km/h. Durante el primero cayeron 737 mm de lluvia en 5 días, y se registro más de 1187 mm 5 días antes y después del paso del huracán Frederic. En Boca Chica, el arrastre de sedimentos en la costa y mar afuera ocasionó una deposición considerable de sedimentos sobre la barrera arrecifal, y se observaron desechos de corales por encima del nivel de la marea alta (Gerald, 1982). Los desechos terrestres, incluyendo materiales inorgánicos producidos por el hombre y materiales orgánicos, alteraron la columna de agua. Las tormentas menores también constituyen una amenaza potencial a la estabilidad del arrecife. En 1988, la tormenta tropical Chris (Figura 6-1) parece haber ocasionado un impacto importante sobre el patrón de bandas, tasa de crecimiento,

Table 6-15. Annual precipitation and days of rain/year for 1975–85, San Rafael de Yuma weather station. nd: no data. Tabla 6-15. Precipitación anual y días de lluvia por año en 1975–85, en la estación meteorológica de San Rafael de Yuma. nd: no datos.

Year	Days of rain over 1 mm	Total precipitation (mm)
1975	138	1,446.8
1976	134	1,028.9
1977	118	1,139.5
1978	126	1,447.1
1979	100	1,771.8
1980	86	1,068.5
1981	133	2,106.0
1982	nd	nd
1983	92	1,251.0
1984	115	981.6
1985	117	1,308.0
Average	116	1,354.9

Data from Oficina de Meteorología-División de Climatología.

Table 6-16. Recorded precipitation in 1979 from the weather station at San Rafael de Yuma, including total rainfall and highest daily rainfall per month as compared with data averaged over a 10-year period. The highest rainfall in August of 1979 occurred on the 31st, coincident with the passage of hurricane David. Tabla 6-16. Registros de precipitación en 1979 tomados en la estación meteorológica de San Rafael de Yuma, que incluyen la lluvia total y los registros diarios más altos de cada mes, y su comparación con datos promediados para un período de 10 años. Las mayores precipitaciones registradas para agosto de 1979 ocurrieron el día 31, en coincidencia con el paso del huracán David.

Month	Precipitation (mm)	Average precipitation (mm)	Highest daily rainfall (mm)	Highest average daily rainfall (mm)
	1979	1975–85	1979	1975–85
January	12.8	70.9	3.5	23.1
February	17.2	52.7	9.0	19.6
March	39.5	44.7	21.6	18.0
April	9.5	79.0	6.0	38.3
May	253.1	200.7	46.2	63.7
June	326.5	78.4	180.5	36.4
July	209.7	98.8	133.8	40.2
August	355.1	113.4	165.4	38.9
September	320.3	170.0	128.5	68.8
October	88.0	216.9	26.3	58.5
November	66.1	107.7	17.2	41.7
December	74.0	88.2	18.5	24.7
Total	1771.8	1313.3		

Data from Oficina de Meteorología-División de Climatología.

ally occur from latitudes 7° to 25° north and south of the equator from June 1 to November 3. Powered by heat from the ocean, hurricanes are low pressure cells with a central core encircled by high winds that rotate counter-clockwise in the Northern Hemisphere. At the core of a hurricane, strong wind and pressure forces may generate storm surge. Corals at depths of even 20 m may be affected by the turbulence associated with storm surge (Scoffin, 1993).

Wind and waves associated with hurricanes can re-suspend organically-rich sediments or transport terrestrial organic matter to offshore reefs, thereby affecting the carbon isotopic composition of local waters. Increased oxidation of decaying organic material can result in the rapid depletion of $\delta^{13}\text{C}$ from dissolved inorganic carbon in the water column and therefore the coral (Swart et al., 1996). Highly turbid water resulting from re-suspension of sediments can be transported to offshore reef areas. For example, Hurricane Donna (1960) resulted in the deposition of 15 cm of carbonate mud at 50-m depth off the Florida Keys (Scoffin, 1993). Sediment smothering may inhibit coral growth directly, while decreased available light due to turbidity may affect photosynthesis and therefore the $\delta^{13}\text{C}$ composition of corals.

y registro de isótopos estables del coral DR2, mientras la tormenta tropical Claudette (1979) intensificó el impacto de los huracanes David y Frederic.

Los récords de isótopos estables de oxígeno y carbono obtenidos de corales del Holoceno en la República Dominicana muestran evidencias del paso de grandes huracanes y tormentas en la región (Greer et al., 1996, 1997). En la actualidad, los registros de $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{18}\text{O}$, y de las tasas de crecimiento durante cerca de 1000 años en el Holoceno están siendo comparados con los corales colectados en el PNE y otras áreas en la costa sur (Greer y Swart, en preparación). Los datos del Holoceno serán usados como un control para arrecifes coralinos pre-antropogénicos.

Conclusiones

El coral muestreado en El Peñón (núcleo DR2) se formó en un ambiente marino abierto con evidencias de perturbaciones naturales importantes, especialmente tormentas tropicales. Hay escasa evidencia de que este coral fuera perturbado por actividades antropogénicas importantes. En años normales, la variación de los isótopos estables del oxígeno registrada en el núcleo DR2 estuvo controlada probablemente por fluctuaciones en las precipitaciones, la evaporación, y/o flujo de agua dulce

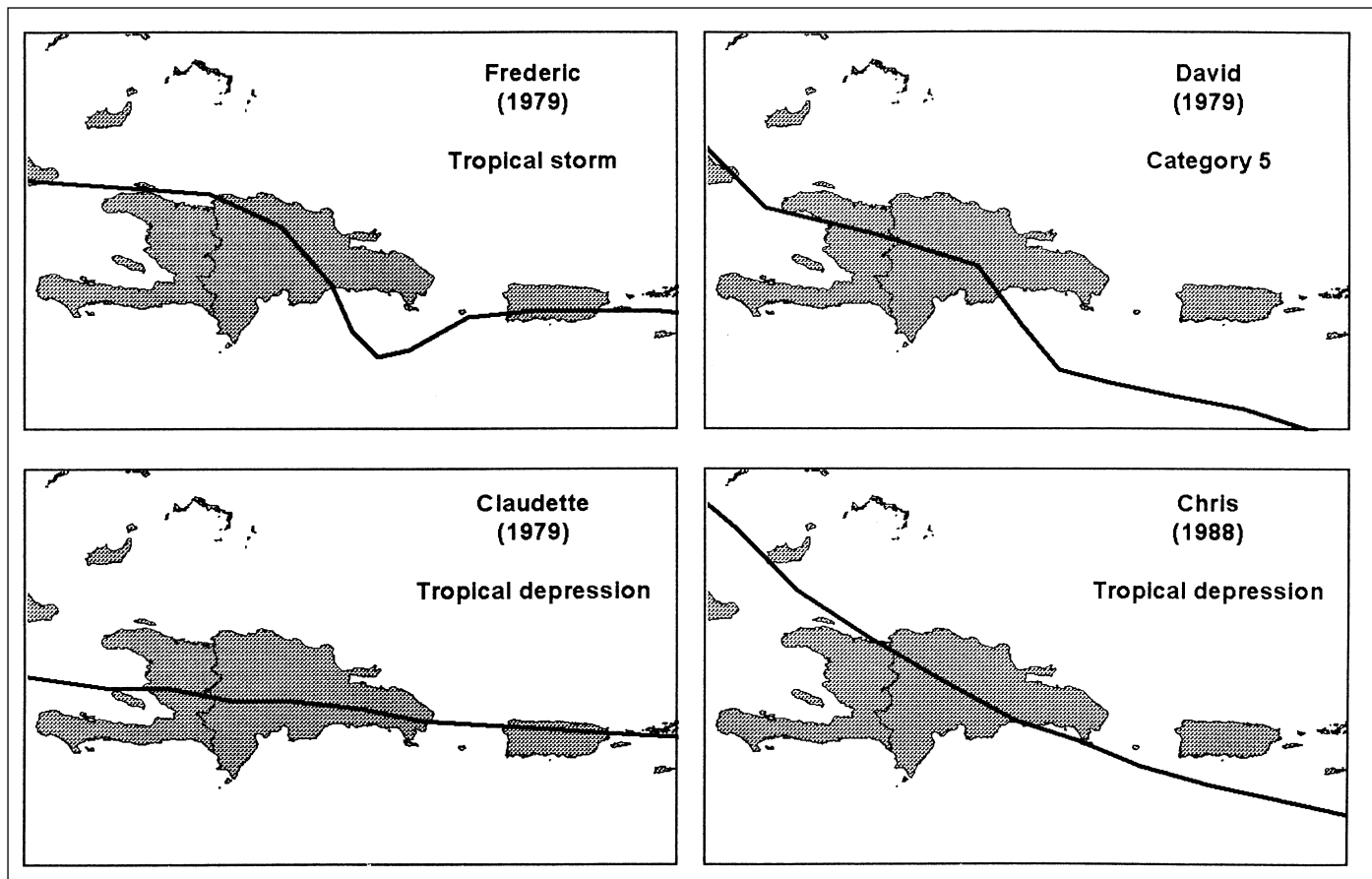


Figure 6-1. Individual storm tracks for Hurricane David (tropical storm), Hurricane Frederic (Category 5), Tropical Storm Claudette (tropical depression), and Tropical Storm Chris (tropical depression). Storm categories represent storm strength when they made landfall in the Dominican Republic. Data from Internet sites <http://wxp.atms.purdue.edu/hurricane/atlantic> and <http://www.nhc.noaa.gov/tracks.html>. Figura 6-1. Trayectorias de los huracanes David (tormenta tropical), Frederic (categoría 5), la tormenta tropical Claudette (depresión tropical), y Chris (depresión tropical). Las categorías de las tormentas representan su fuerza al llegar a la República Dominicana. Esta información fue obtenida de Internet en las siguientes direcciones: <http://wxp.atms.purdue.edu/hurricane/atlantic> y <http://www.nhc.noaa.gov/tracks.html>.

Hurricanes are associated with increased precipitation and fresh water flooding. Storm precipitation can affect local salinity and therefore the oxygen isotopic composition of marine waters. The time required for reef or coral recovery after a major storm can vary with the severity of the disturbance and the nature of sediment and hydrological parameters.

The hurricane season of 1979 was particularly active in the Dominican Republic. Gerald (1982) reported conditions during the Dominican landfall of hurricanes David and Frederic (Figure 6-1). Wave height reached 3.9 to 10 meters during hurricane David, with a maximum wind speed of 240 km/h. During hurricane Frederic (a tropical storm at Dominican landfall), wave height reached 3.9 to 5 meters, with a maximum wind speed of 62 km/h. Precipitation during hurricane David was 737 mm in five days and rainfall exceeded 1,187 mm in the five days before and after hurricane Frederic. At Boca Chica, onshore and offshore scouring caused significant deposition of sediments on the barrier reef and coral debris was thrust up to the high-tide level (Gerald, 1982). Terrestrial debris, including inorganic man-made materials, and organic matter, littered the water column. Smaller storms also pose a potential threat to coral reef stability. In 1988, tropical storm Chris (Figure 6-1) appears to have made a significant impact on the banding pattern, growth rate, and stable isotopic records of coral DR2, while tropical storm Claudette (1979) enhanced the impact of hurricanes David and Frederic.

Stable carbon and oxygen isotopic records extracted from Holocene corals of the Dominican Republic have recorded the passage of large storms or hurricanes in the region (Greer et al., 1996, 1997). At present, $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{18}\text{O}$, and growth rate records spanning over 1,000 years in the Holocene are being compared with the corals collected in PNE and other areas of the southern coast (Greer and Swart, in preparation). Holocene data will be used as a control for pre-anthropogenic coral reef conditions.

Conclusions

The coral sampled at El Peñon (core DR2) formed in an open marine setting with evidence of significant natural perturbations, most notably tropical storms. There is little evidence that this coral was disturbed by significant anthropogenic activities. In normal years, the stable oxygen isotopic variations recorded in core DR2 were probably controlled primarily by fluctuations in precipitation, evaporation, and/or fresh water flow from near-shore; these factors tended to overprint or mask temperature signals. Carbon isotopic values were likely controlled by the physiology of the coral, available light, and the composition of dissolved inorganic carbon in the water column.

Density patterns (stress banding), coral growth rates, and stable carbon and oxygen isotopic signals indicate that hurricanes and tropical storms pose an immediate threat to equilibrium conditions in the study area. Increased precipitation and wave strength during hurricanes Frederic and David and tropical storm Claudette in 1979 contributed to slower coral growth and depletions in $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{18}\text{O}$.

desde la costa; estos factores tienden a enmascarar las señales de temperatura. Los valores del carbono isotópico estuvieron controlados probablemente por la fisiología del coral, la luz disponible, y la composición del carbono inorgánico disuelto en la columna de agua.

Los patrones de densidad (bandas de perturbaciones o estrés), las tasas de crecimiento de los corales, y las marcas de los isótopos estables de oxígeno y carbono indicaron que los huracanes y tormentas tropicales representan una amenaza inmediata a las condiciones de equilibrio en el área de estudio. El aumento de las precipitaciones y de la fuerza del oleaje durante los huracanes Frederic y David y la tormenta tropical Claudette en 1979 contribuyeron al lento crecimiento del coral, y una disminución del $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{18}\text{O}$. La tormenta tropical Chris (en 1988) y posiblemente el huracán Emily (en 1987) condujeron a una disminución del crecimiento, la formación de bandas de perturbaciones, y reducción de los valores de isótopos de carbono y oxígeno.

Suponemos que las abundantes precipitaciones asociadas con tormentas de gran intensidad inundaron áreas de arrecifes con agua dulce isotópicamente ligera ($\delta^{18}\text{O}$). Estos eventos se reflejaron en reducciones abruptas de los valores de $\delta^{18}\text{O}$ en el núcleo DR2 en 1979 y 1988. Las abundantes precipitaciones de tormentas aportaron grandes cantidades de materia orgánica terrestre isotópicamente ligera ($\delta^{18}\text{O}$) a los arrecifes, así como disminuciones del $\delta^{13}\text{C}$ debido a la oxidación posterior de la materia orgánica en el agua circundante. Es también posible que el aumento en la turbidez haya ocasionado una disminución en la fotosíntesis de las zooxantelas que viven en los tejidos de los corales. La disminución de la fotosíntesis puede también estar asociada con el agotamiento del $\delta^{13}\text{C}$. La más brusca disminución de $\delta^{13}\text{C}$ en DR2 ocurrió en 1979.

El regreso a las condiciones de equilibrio (salinidad, transparencia del agua, y niveles del carbono inorgánico disuelto normales) fue lento después de la temporada de huracanes de 1979. El núcleo DR2 mostró un período de recuperación de entre cuatro y cinco años. Si el coral crece por debajo de niveles de condiciones óptimas durante la recuperación, este puede ser más susceptible a otras perturbaciones como las de origen antropogénicas.

El crecimiento del coral y los estudios isotópicos en el PNE aportaron información básica sobre las características de la calidad del agua en relación con la salud de los corales. Un estudio similar de los corales de Boca Chica, región presumiblemente perturbados por factores antropogénicos como el desarrollo costero, probará cuán útil es determinar la susceptibilidad de estos corales a la acción combinada de las perturbaciones naturales y humanas. ♦

Tropical storm Chris (1988) and possibly hurricane Emily (1987) led to decreased growth, the formation of stress banding, and depletions in both carbon and oxygen isotopic values.

We believe that increased precipitation associated with high-intensity storms flooded reef areas with isotopically light ($\delta^{18}\text{O}$) fresh water in PNE. These flood events are reflected in rapid depletions in $\delta^{18}\text{O}$ values from core DR2 in 1979 and 1988. High storm precipitation flushed large amounts of isotopically light ($\delta^{13}\text{C}$) organic terrestrial matter onto reefs as well, causing depletions in $\delta^{13}\text{C}$. Oxidation of that organic material further depleted the $\delta^{13}\text{C}$ composition of water surrounding coral DR2. It is also possible that increased turbidity associated with major storms caused a decrease in photosynthesis of zooxanthellae living in the coral tissue. Decreased photosynthesis can also be associated with depletions in $\delta^{13}\text{C}$. The sharpest decline in $\delta^{13}\text{C}$ of DR2 occurred in 1979.

The return to equilibrium conditions (“normal” salinity, water clarity, and dissolved inorganic carbon levels) was slow after the 1979 hurricane season. Core DR2 revealed a recovery period of between four and five years. If the coral is growing under less than optimal conditions during recovery, it may be more susceptible to other disturbances, such as those of anthropogenic origin.

The coral growth and isotopic study in PNE provided a baseline survey of water quality characteristics integral to coral health. A similar study of corals from Boca Chica, already presumably stressed by anthropogenic factors such as coastal development, will prove useful in determining how susceptible these corals are to a combination of human and natural disturbances. ♦



Chapter VII. Management and Research Recommendations

SECTION 1. STRATEGIES FOR MANAGEMENT

This section discusses the importance of PNE as a significant coastal national park in the Dominican Republic and outlines the management recommendations of the project team to aid in water quality conservation. Although the marine fisheries resources of PNE are severely depleted (Towle et al., 1973), the area still has a relatively low human population density, no commercial developments, and largely undisturbed terrestrial habitats (Vega et al., 1996). Often one of the most difficult issues in coastal resource management is the multitude of human impacts such as coastal development, destruction of nearshore habitats, and over-fishing. A critical component in marine protected area design is to include adjacent terrestrial zones to reduce or prevent land-based impacts in the coastal zone and the synergy that can occur among water quality, mechanical, and fishing effects (Salm, 1984; Eichbaum et al., 1996).

Marine protected areas

Although a formal management plan for PNE has not been updated and implemented (DNP, 1980), one of the explicit goals of park management should be the conservation of marine and terrestrial environments representative of the southern coast of the Dominican Republic. There are many opportunities for sustainable use of marine and coastal resources. The growing demands and levels of conflict among competing uses, however, are limiting opportunities for resource use, while maintaining biodiversity and

Capítulo VII. Recomendaciones para el manejo y la investigación

SECCIÓN 1. ESTRATEGIAS PARA EL MANEJO

En esta sección se analiza la importancia del PNE como un parque nacional costero en la República Dominicana y se resumen las recomendaciones de manejo del equipo de trabajo para contribuir a la conservación de la calidad del agua en el parque. Aunque los recursos marinos pesqueros del PNE se han reducido considerablemente (Towle et al., 1973), la población humana es aún escasa, no hay ningún desarrollo comercial, y existen grandes extensiones de hábitats terrestres prácticamente inalterados (Vega et al., 1996). Usualmente uno de los aspectos de manejo más difíciles es la existencia de múltiples impactos, como el humano, el desarrollo costero, la destrucción de hábitats costeros, y la sobrepesca. Un componente crítico en la planificación y diseño de un área marina protegida es incluir zonas terrestres adyacentes para reducir o prevenir los impactos provenientes de tierra y la sinergia entre la calidad del agua, y el efecto mecánico, y de pesca (Salm, 1984; Eichbaum et al., 1996).

Áreas marinas protegidas

Aunque no se ha implementado formalmente el plan de manejo del PNE (DNP, 1980), una de las metas implícitas en el manejo del parque debería ser la conservación de los ambientes terrestres y marinos representativos de la costa sur de la República Dominicana. Las oportunidades de uso sostenido de los recursos costeros marinos son numerosas. Sin embargo, la demanda creciente y los conflictos de competencia entre diferentes tipos de uso, limitan esas oportunidades, y el mantenimiento de la biodiversidad e integridad ecológica (Eichbaum et al., 1996). Debido al incremento del valor del parque, es necesario garantizar un cierto nivel de calidad a los visitantes (Van't Hof, 1985). El PNE

ecological integrity (Eichbaum et al., 1996). Because of its increasing tourism value, PNE should guarantee a certain level of quality to visitors (Van't Hof, 1985). PNE is similar to other Caribbean coastal parks in that much of the present tourism is based upon white sand beaches and warm, clear water (Walling, 1990). The Dominican Republic also shares with its Caribbean neighbors a lack of clear environmental policy, inadequate institutional support, an absence of national accounting for environmental assets, and inadequate mechanisms to facilitate local public participation in management processes.

The implementation of marine protected areas (MPAs) is becoming an increasingly important mechanism to advance the protection of coastal and marine biodiversity. This is achieved by protecting critical habitats and endangered species, providing public education and outreach, and offering other social, economic, and ecological benefits (Eichbaum et al., 1996). The justification or mission of MPAs can be summarized by three objectives: 1) to conserve natural resources, 2) to provide unique non-consumptive opportunities, and 3) to sustain marine fisheries. All MPAs usually include some subset of these objectives in their goal statement. MPAs should be viewed holistically as one component of coastal zone or ecosystem management, where user groups and human activities are balanced with the maintenance of ecosystem structure and function (Davis, 1981; Griffis and Kimball, 1996).

The first objective, conservation, underlies the importance of MPAs as a hedge against the uncertainties that exist in natural resource management. Some of the greatest threats to the sustainable use of marine and coastal biodiversity resources are over-exploitation, degradation of coastal habitats, non-point-source pollution, and alien species introductions. All of these actions can individually and through synergy alter finely tuned ecological relationships and directly or indirectly lead to the loss of biodiversity at the genetic, species, and habitat levels (Eichbaum et al., 1996). There is a need to manage areas so as not to deny future generations the opportunities and resources that are enjoyed and utilized today (Christensen et al., 1996). Natural resources may be defined in this situation as water, land, beaches, marine and inter-tidal substrates, and all living organisms in the protected area. Smaller protected areas are more likely to be detrimentally influenced by human impacts than larger MPAs with adjacent terrestrial protected areas (Walling, 1990). MPAs, however, should serve as a refuge for organisms against anthropogenic influences, and by their large spatial scale, will likely encompass multiple replicates of habitats and organisms that can recover from natural disturbances (Allison et al., 1998). Ecosystem structure and function are protected through the maintenance of ecological relationships between organisms and their environment. This can be achieved by placing limits on consumptive usage (e.g., fishing) or coastal development in a subset of areas within the MPA, allowing for the preservation of aesthetic and ecological quality.

The second objective, to provide unique non-consumptive opportunities, addresses not only tourism, but also

es parecido a otros parques costeros del Caribe donde la mayor parte de los turistas están interesados en visitar playas de arenas blancas, y aguas cálidas y transparentes (Walling, 1990). Los República Dominicana también comparte con sus vecinos la carencia de una sólida política ambiental, apoyo institucional inadecuado, ausencia de interés nacional por los problemas ambientales, y mecanismos inadecuados que faciliten la participación pública local en los procesos de manejo.

La implementación de áreas marinas protegidas (AMP) se ha convertido en un mecanismo cada vez más importante para avanzar en la protección costera y de la biodiversidad marítima. Esto se logra protegiendo hábitats esenciales y especies en peligro de extinción, ofreciendo educación pública y desarrollando programas de extensión comunitaria, así como otros beneficios ecológicos, económicos, y sociales (Eichbaum et al., 1996). La justificación o misión de las AMP puede ser resumida en tres objetivos: 1) conservar recursos naturales, 2) proporcionar oportunidades únicas no consuntivas, y 3) mantener las pesquerías. Todas las AMPs incluyen algunos de estos elementos en la declaración de sus objetivos. Las AMPs deben considerarse holísticamente como un componente del manejo de la zona costera, en el cual se equilibran los diferentes grupos de usuarios y actividades humanas con el mantenimiento de la estructura y funcionamiento del ecosistema (Davis, 1981; Griffis y Kimball, 1996).

El primer objetivo, la conservación, destaca la importancia de las AMP como una barrera contra la incertidumbre del manejo de los recursos naturales. Entre las mayores amenazas al uso sostenible de los recursos marinos y la biodiversidad costera están: la sobreexplotación, la degradación de hábitats costeros, las fuentes no puntuales de contaminación y la introducción de especies exóticas. Todos estos factores pueden individualmente y de manera sinérgica alterar a relaciones ecológicas sintonizadas, llevando directa o indirectamente a la pérdida de la biodiversidad a nivel genético, de especies, y de hábitat (Eichbaum et al., 1996). Hay que manejar las áreas de modo de ofrecer a las futuras generaciones oportunidades y recursos que disfrutamos y utilizamos hoy día (Christensen et al., 1996). En este caso los recursos naturales pueden definirse como agua, tierra, playas, substratos marinos e intermareales, y todos los organismos vivos dentro del área protegida. Las áreas protegidas pequeñas se afectan más fácilmente por la actividad humana que las mayores con áreas terrestres adyacentes protegidas (Walling, 1990). Las AMP, sin embargo, deberán servir de refugio a los organismos contra la influencia antropogénica, y por su gran escala espacial, incluirá probablemente replicas de los hábitats, lo que permitirá a los organismos recuperarse de las perturbaciones naturales (Allison et al., 1998). La estructura y funcionamiento del ecosistema se protegen manteniendo las relaciones ecológicas entre organismos y ambiente. Esto se logra limitando el uso consuntivo (pesca), o el desarrollo costero en un subconjunto de áreas dentro del AMP, permitiendo así la preservación de la calidad estética y ecológica.

El segundo objetivo, ofrecer oportunidades no consuntivas, se refiere no solo al turismo, sino también a oportunidades recreativas y educativas. Quizás la meta más importante a alcanzar con las AMP, sea proteger la biodiversidad costera y marina, y mejorar la educación pública sobre los recursos marinos y servir a la vez como recordatorio físico de los beneficios de la protección a los recursos naturales (Eichbaum et al., 1996). Las AMP deberán poseer áreas ecosistemas naturales donde puedan colectarse datos y llevarse a cabo experimentos a largo plazo. Esto producirá un efecto sinérgico, por medio del cual, las AMP lleguen a ser el foco de estudios científicos, y el conocimiento obtenido puede integrarse para una mejor comprensión a largo

unique opportunities for recreation and education that can be realized in an MPA. Perhaps the most important long-term goal that MPAs can provide in protecting marine and coastal biodiversity is to improve the public's education about marine resources and serve as a physical reminder of the benefits of natural resource protection (Eichbaum et al., 1996). MPAs should provide areas that harbor naturally functioning ecosystems where long-term experiments and data collection can be conducted. This provides a synergistic effect, whereby MPAs become the focus of scientific studies and the accumulated knowledge can be integrated for a better, long-term understanding of the environment. MPAs can derive their non-consumptive benefits from the low levels of coastal development, low population density, and relatively undisturbed environment. For example, ecotourism is "nature travel that advances conservation and sustainable development efforts. True ecotourism gives something back directly or helps to sustain the natural environment targeted by the activity and/or experience." Under certain conditions, SCUBA diving represents an important example of "ecotourism", when divers are taken to sites with spectacular wildlife and very low visitor density. The specific vision for ecotourism, carrying capacity, and visitor expectation has yet to be developed for many MPAs such as PNE. Recreational opportunities in PNE, such as beach visitation, should be compatible with the conservation role of the park. MPAs can and should become the focus of education, as they provide unique areas where naturally functioning ecosystems can be enjoyed.

The third objective, to sustain marine fisheries, recognizes the benefit of MPAs as one component of fisheries management. The subject of PNE fisheries is the focus of a companion publication, one of a three-volume series of reports published by America Verde. Over-exploitation of fisheries can affect species richness and diversity, abundance, size/biomass, reproductive output, and ecosystem structure and function. Closure of areas to fishing is one mechanism that can help conserve or restore fishery target organisms and protect critical habitats. From a fisheries management standpoint, closure of fisheries in certain areas (marine reserves), depending upon location and size, may help to replenish adjacent fished areas, through emigration and/or larval recruitment.

The subsection discusses how management can be improved in PNE to conserve coastal water quality. Issues of site management comprise part of the larger issue of ecosystem management, or the management of the environment according to how the various elements are interrelated and impacted by humans (Christensen et al., 1996; Larkin, 1996). The management process in PNE and other coastal systems of the Dominican Republic should recognize that:

1. Management objectives are a matter of social choice.
2. Ecosystems must be managed in a human context.
3. Ecosystems must be managed within natural limits.
4. Management must recognize that change is inevitable.

plazo del medio ambiente. Las AMP pueden derivar los beneficios de prácticas no consuntivas del bajo nivel de desarrollo costero, la escasez poblacional, y la existencia de un ambiente relativamente inalterado. Por ejemplo, el ecoturismo consiste en "viajar a la naturaleza contribuyendo a la conservación y el esfuerzo de desarrollo sostenible." El verdadero ecoturismo contribuye a respaldar o ayudar directamente a mantener el ambiente natural donde se desarrolla la actividad y/o experiencia. Bajo ciertas condiciones, el buceo representa un ejemplo importante de 'ecoturismo', cuando se llevan buzos a sitios con una fauna silvestre espectacular y pocos visitantes. Se requieren aún una visión específica para el ecoturismo, el cálculo de la capacidad de carga, y las expectativas de los visitantes, en muchas AMP como es el caso del PNE. Las oportunidades recreativas del PNE, como las playas, deberían ser compatibles con el papel de conservación del mismo. Las AMP pueden y deben convertirse en focos educacionales, al mismo tiempo que proveen áreas exclusivas donde se pueda disfrutar del funcionamiento natural del ecosistema.

El tercer objetivo, mantener las pesquerías marinas, reconoce el beneficio de las AMP como un componente en el manejo de las pesquerías. El tema de las pesquerías en el PNE se trata en otro tomo de esta serie. La sobreexplotación de las pesquerías puede afectar la riqueza de especies, diversidad, abundancia, tamaño y biomasa, rendimiento reproductivo, y la estructura y funcionamiento del ecosistema. El cierre de áreas a la pesca es un mecanismo para ayudar a conservar y restaurar las poblaciones objeto de pesquería y proteger los hábitats esenciales. Desde el punto de vista del manejo las pesquero, el cierre de la pesca en ciertas áreas (reservas marinas), en dependencia de la ubicación y tamaño, podría ayudar a la reposición de la poblaciones en áreas adyacentes donde se pesca, mediante la emigración y/o el reclutamiento de larvas.

En este epígrafe se analiza como mejorar el manejo del PNE para conservar la calidad del agua costera. El manejo de un sitio es una parte del manejo del ecosistema, o del manejo del ambiente, según estén interrelacionados sus elementos y como están impactados por el hombre (Christensen et al., 1996; Larkin, 1996). El proceso de manejo en el PNE y otros sistemas costeros en la República Dominicana deberán reconocer lo siguiente:

1. Los objetivos del manejo son una cuestión de opción social.
2. Los ecosistemas deben ser manejados en un contexto humano.
3. Los ecosistemas deben ser manejados dentro de límites naturales.
4. El manejo debe aceptar que los cambios son inevitables.
5. La gestión debe realizarse en una escala apropiada.
6. El manejo debe tener una perspectiva global, pero sólo local.
7. El manejo debe realizarse para mantener o mejorar el carácter y funcionamiento del ecosistema a un nivel apropiado de opción social.
8. Las herramientas de manejo derivadas de la investigación científicas deben guiar la toma de decisiones.
9. Los responsables del manejo deben actuar con precaución.
10. El manejo requiere de un enfoque multidisciplinario.

El proceso, por lo tanto, consiste en acoplar sistemas políticos, sociales, y económicos sostenibles con el ambiente y caracterizarlos holísticamente (como un todo), y de forma intersectorial e integrada. La aplicación de las recomendaciones de manejo tienen que ver sólo parcialmente con la ciencia, pero mucho más sobre las condiciones socioeconómicas.

5. Management must be undertaken at an appropriate scale.
6. Management needs to think globally, but act locally.
7. Management must act to maintain or enhance ecosystem character and functioning at an appropriate level of social choice.
8. Tools derived from science should guide decision-makers.
9. Managers must act with caution.
10. A multi-disciplinary approach is required.

The process, therefore, is about coupling sustainable economic, social, and political systems with the environment and should be characterized as holistic, cross-sectorial, and integrated. The application of the management recommendations is only partly about science; it is much more about socio-economic conditions.

Site management

In many MPAs, management goals have not been clearly stated, thus appropriate strategies have not been developed. The key to management resides in the socio-economic systems for a particular area, such as data availability, public awareness, the extent of local community involvement, and the political-legal framework for regulation. There has been a lack of uniformity in approaches to management in the Caribbean. Most approaches have generally not been successful due to ineffective enforcement. Because of major scientific uncertainties in the effects of human activities on water quality and corresponding effects on biological resources, management should be very conservative. In PNE, a strategy and institutional framework for site management must be put in place before water quality threats can be addressed.

The overall goal of site management is to create or improve the infrastructure and capacity of the Dominican National Park Service (DNP – Dirección Nacional de Parques), thereby improving the administrative capacity of the park service in PNE. There are three principal considerations that must be addressed concerning the marine and coastal environments of PNE and the role of DNP:

(1) What are the biological goals of protection in PNE?

The project team's recommendation is that the biological goals of PNE should be: to provide undisturbed critical habitats; to provide protection from overfishing; to act as a center of dispersion for larvae to adjacent areas on the southern coast; to maintain high species diversity and biomass, particularly of fisheries species; and to minimize threats to coastal water quality from activities within the park's boundaries.

(2) What types of human activities should be restricted in PNE?

Decisions will have to be made concerning commercial and/or recreational fishing, personal or subsistence collection, tourism, education, research, and development of the coastline. In terms of water quality conservation within the park's boundaries, decisions have to be made concerning the carrying capacity of beaches to increasing visitation and economic pressures for commercial tourism developments.

Manejo del sitio

En muchas AMP no hay claridad de los objetivos de manejo, y por tanto de la estrategia para lograrlos. La clave para el manejo reside en los sistemas socioeconómicos para un área en particular, como son disponibilidad de datos, conciencia pública, grado de participación de la comunidad local, y marco político-legal para las regulaciones. Ha habido carencia de uniformidad en los enfoques de manejo en el Caribe. La mayoría de los enfoques no han tenido éxito debido a falta de acatamiento de la ley. Debido a importantes incertidumbres científicas en cuanto al efecto de las actividades humanas sobre la calidad del agua y en los recursos biológicos, el manejo debe ser muy conservador. Es necesario establecer para el PNE una estrategia y marco institucional para su manejo, antes de enfrentar las amenazas a la calidad del agua.

La meta general de manejo de un sitio es crear o mejorar la infraestructura y capacidad de la Dirección Nacional de Parques (DNP), mejorando la capacidad administrativa del servicio en el PNE. Existen tres consideraciones fundamentales que deben ser hechas en lo que concierne a los ambientes costeros y marinos del PNE y el papel de DNP:

(1) ¿Cuales son los objetivos biológicos a proteger en el parque?

La recomendación del equipo de investigación es que los objetivos biológicos del PNE deben ser: ofrecer hábitats esenciales no perturbados; impedir la sobrepesca; funcionar como un centro de dispersión de larvas hacia áreas adyacentes en la costa sur; mantener alta diversidad de especies y elevada biomasa, particularmente de especies objeto de pesca; y minimizar las amenazas a la calidad del agua costera de actividades dentro de los límites del parque.

(2) ¿Qué tipos de actividades humanas deberían restringirse en el PNE?

Se deberán tomar decisiones con respecto a la pesca comercial y pesca deportiva, la colecta de organismos personal o de subsistencia, el turismo, la educación, la investigación, y el desarrollo de la línea costera. En cuanto a la conservación de la calidad de agua dentro del parque, se requieren decisiones con respecto a la capacidad de carga de las playas para la visitación, y la creciente presión económica del desarrollo turístico, en especial el que está teniendo lugar en las fronteras del parque.

(3) ¿Hasta qué grado se aplican las restricciones actuales? ¿Se necesitan acciones adicionales de manejo para prevenir el exceso de desarrollo costero en el parque? Desde el punto de vista de la conservación de la calidad del agua, ¿existen criterios legales para proyectos de desarrollo costero? ¿Qué instituciones, si existe alguna, se responsabilizan con la aplicación de las leyes existentes en relación con la calidad del agua y uso del agua potable? ■

SECCIÓN 2. EDUCACIÓN Y EXTENSIÓN COMUNITARIAS

Las meta de educación y extensión comunitarias en el PNE consiste en elevar la conciencia y educación de la población local con respecto a la conservación de la calidad del agua. Si se van a tomar medidas sustanciales para rectificar o aminorar la pérdida de recursos, esas medidas deben promocionarse entre los usuarios de dichos recursos. Esto sienta las bases para el manejo del ecosistema: un marco para un enfoque más integral en la conservación del sitio, donde la gente forma

A larger policy issue concerns the effects of adjacent coastal developments on the park's resources.

(3) To what degree are current restrictions followed or enforced? Are additional management actions needed to prevent the over-development of coastal areas within the park? In terms of water quality conservation, are there legal criteria for coastal development projects? Which institutions, if any, are responsible for enforcing existing laws related to water quality and potable water usage? ■

SECTION 2. COMMUNITY EDUCATION AND OUTREACH

The goal of education and outreach in PNE is to increase the awareness of, and educate, local peoples in water quality conservation issues. If meaningful measures are to be taken to rectify or ameliorate resource losses, those measures must be promoted from within the constituency of the resource users. This forms the basis of ecosystem management – a framework for a more integrated and comprehensive approach to site conservation, where people are part of the management process. The success of management in PNE will be directly related to public understanding, sympathy, and support which, in turn, is needed to initiate and focus political will (DeFreese, 1991; Kelly, 1992).

Education programs can assist in the goal of protecting coastal resources not only by increasing the public's understanding and appreciation of resources, but also by providing specific information on how people can assist in protection and conservation (Galasso, 1993). The specific recommendations for community education and outreach are:

1. Develop products for local communities that address:

- the problems of water quality degradation in tropical coastal environments, the natural limits to freshwater supply, and the impacts of development on biological resources; and
- marine stewardship – local peoples depend upon the marine ecosystem to live, they have a stake in management, and will be the immediate beneficiaries of management successes.

2. Communities, governmental organizations, and NGOs need to discuss carrying capacity limits for people residing within the park. For example, given the increasing tourism value of PNE, will people migrate to the area and, if so, will limits be set? This emphasizes the fact that people live within the boundaries of a national park and they are not living in an area with unlimited resources or the potential for exceptionally high prosperity. ■

SECTION 3. STRATEGIES FOR WATER QUALITY RESEARCH AND MONITORING

The goal of research and monitoring is to create mechanisms to evaluate the biological and socio-economic effectiveness of management actions implemented in PNE and

parte del proceso de manejo. El éxito del manejo en el PNE estará relacionado directamente con la comprensión, simpatía y apoyo del público, que es, a la vez, vital para iniciar y enfocar la voluntad política (DeFreese, 1991; Kelly, 1992).

Los programas de educación pueden ayudar en los objetivos de proteger los recursos costeros, aumentando la comprensión del público y la apreciación de los recursos, pero también proporcionando información específica sobre cómo la gente puede contribuir a la protección y conservación (Galasso, 1993). Las recomendaciones específicas para la educación y extensión comunitarias son las siguientes:

1. Desarrollar productos para comunidades locales dirigidos a:

- Los problemas de degradación de calidad de agua en ambientes costeros tropicales, las limitantes naturales del abastecimiento de agua dulce, y el impacto del desarrollo sobre los recursos biológicos.
- Vigilancia marina.- Las poblaciones locales dependen de los ecosistemas marinos para vivir, sacan provecho del manejo y serán las beneficiarias directas de su éxito.

2. Las comunidades, y las organizaciones gubernamentales y no gubernamentales, necesitan discutir los límites de la capacidad de carga en número de habitantes dentro del parque. Por ejemplo, dado el creciente valor turístico del PNE, ocurrirá una inmigración hacia el área, y si eso ocurre, se establecerán límites? Esto resalta el hecho de que hay personas que viven dentro de un parque nacional, y que no viven en un área con recursos ilimitados o con potencial para una prosperidad excepcionalmente alta.

SECCIÓN 3. ESTRATEGIAS PARA LA INVESTIGACIÓN Y MONITOREO DE LA CALIDAD DEL AGUA

El objetivo de las investigaciones y el monitoreo, es crear mecanismos para evaluar la efectividad biológica y socioeconómica de las acciones de manejo implementadas en el PNE, poder comprender mejor los factores naturales y antropogénicos que afectan la calidad del agua y los recursos biológicos. Los datos obtenidos durante las investigaciones estarán a disposición de científicos, administradores, y público en general. La diseminación de información deberá dirigirse de forma específica a los distintos tipos de audiencia.

La comunidad de organizaciones gubernamentales y no gubernamentales, y académicas es asistir en las actividades de investigaciones y monitoreo en el PNE. Las actividades de monitoreo deben basarse inicialmente en proyectos, aunque se requerirá de un financiamiento a largo plazo para poder implementar un programa oficial en el PNE. Las actividades de investigación, que difieren de las de monitoreo en que evalúan eventos causales y no sólo los cambios, deberán también estar basadas en proyectos y de duración más corta que el monitoreo.

Este documento recoge algunos de los impactos humanos más importantes que inciden sobre la calidad del agua costera y los recursos biológicos. Los datos obtenidos en el PNE, al reflejar condiciones relativamente prístinas (sin desarrollo comercial, y baja densidad poblacional) podrán utilizarse para establecer niveles básicos o la amplitud de variación de los factores medidos durante este estudio. Los parques nacionales de gran extensión con componentes marinos y terrestres pueden servir en el futuro como áreas de comparación. Determinar la capacidad de carga del ambiente a perturbaciones como el enriquecimiento de nutrientes dependerá de los organismos presentes, así como

to gain a better understanding of the impacts of natural and anthropogenic factors on water quality and biological resources. Users of research and monitoring data will be scientists, administrators, and the general public. Information dissemination needs to be tailored to these specific audiences in an appropriate way and level of detail.

A constituency of non-governmental organizations, governmental organizations, and academia should assist in research and monitoring activities in PNE. Monitoring activities should initially be project-based, while longer-term funding will be needed to develop an official program for PNE. Research activities, which differ from monitoring in that they evaluate causality and not just changes, should also be project-based and of shorter duration than monitoring activities.

This document has summarized some of the major impacts humans can have on coastal water quality and biological resources. The data gathered in PNE, reflecting relatively pristine conditions (no commercial development, very low population density) could be used to establish baseline levels or ranges in variability for the parameters measured during the study. Large national parks with terrestrial and marine components can further serve as comparison areas. Determining the carrying capacity of the environment to perturbations such as nutrient enrichment will be a function of the organisms present, as well as the capacity of the receiving waters to accept, dilute, and disperse the effluent or discharges (Hawker and Connell, 1992).

Water, particularly potable fresh water, is a limited resource subject to many demands. As population and technology expand, the demands on available water resources will increase, as well as the complexity of environmental issues (McCutcheon et al., 1993). Both its quality and quantity may limit the intended use of water. Poor water quality can affect coastal resources as well as the use of water by humans for drinking, recreation, and other activities. Water quality conditions that affect the aesthetics (e.g. taste, odor) of these uses are also considered detrimental and often the subject of regulation. In many countries, including the U.S., water quality is regulated by the development of criteria and standards.

A water quality criterion is that concentration, quality, or intensive measure (e.g. temperature) that, if achieved or maintained, will allow or make possible a specific water use (McCutcheon et al., 1993). A criterion may be a concentration that, if not exceeded, will protect an organism, aquatic community, or designated use with an adequate degree of safety. For example, the U.S. Environmental Protection Agency has established human health criteria, developed for the protection of human health based on the carcinogenic (cancer-causing) or toxic effects of pollutants/contaminants, as well as aquatic health criteria, designed to protect organisms based upon acute toxicity, chronic toxicity, and bio-accumulation of contaminants. A criterion may also be a narrative statement concerning some desirable condition. While water quality criteria are often the starting point in deriving standards, criteria typically do not have a direct regulatory impact because they relate to the effects of pollution/contamination rather than its causes.

también de la capacidad de las aguas receptoras para aceptar, diluir, y dispersar los afluentes y descargas (Hawker y Connell, 1992).

El agua, especialmente el agua potable, es un recurso limitado sujeto a muchas demandas. A medida que la población y la tecnología se expanden, la demanda sobre los recursos disponibles de agua aumentará, así como también la complejidad de los problemas ambientales (McCutcheon et al., 1993). Tanto la calidad como la cantidad pueden limitar el uso destinado al agua. Un agua de pobre calidad puede afectar los recursos costeros, así como el uso humano del agua potable para tomar, la recreación, y otras actividades. Las condiciones de la calidad del agua que afectan la estética (sabor, olor) de su uso, se consideran también como perjudiciales y son frecuentemente objeto de regulaciones. En muchos países, incluyendo los EE.UU., la calidad del agua está regulada mediante la formulación de criterios y estándares.

El criterio de calidad de agua consiste en la concentración, calidad, o mediciones intensas (temperatura) que si se alcanzan o mantiene, permitirá o hará posible un uso específico del agua (McCutcheon et al., 1993). Un criterio podría ser una concentración determinada que, si no ha sido excedida, protegerá un organismo, comunidad acuática, o uso designado con un grado adecuado de seguridad. Por ejemplo, la Agencia para la Protección Ambiental de los EE.UU. ha establecido criterios para la salud humana basados en los efectos carcinógenos (producen cáncer) o tóxicos de contaminantes, así como también criterios para la salud acuática, diseñados para proteger a los organismos de toxicidad aguda, toxicidad crónica, y bioacumulación de contaminantes. Un criterio puede también ser la descripción de alguna condición deseable. Mientras que los criterios de calidad de agua son frecuentemente el punto de partida de las normas o estándares, éstos no tienen generalmente un impacto regulador directo ya que están relacionados a los efectos de la contaminación y no a sus causas.

Una norma de calidad de agua es la traducción de un criterio de calidad de agua a un ambiente legalmente aplicable, estando la descarga masiva, o las limitaciones de efluentes expresadas como una regla definitiva, medida, o límite por una variable específica de calidad de agua (McCutcheon et al., 1993). Una norma puede o no estar basada en un criterio. Las normas pueden diferir de los criterios debido a las condiciones locales predominantes como son el deterioro natural de la calidad del agua. Por ejemplo, algunas aguas naturales pueden exceder algunos criterios de calidad de agua, aún en ausencia de actividades antropogénicas, como son una gran turbidez a consecuencia de tormentas o el incremento de la concentración de nutrientes por afloramientos costeros.

La calidad de un ambiente acuático como el área marina costera del PNE puede ser definida por: 1) un conjunto de concentraciones, especiaciones, y particiones físicas de sustancias orgánicas e inorgánicas; y 2) la composición y estado de la biota acuática. La calidad del agua muestra variaciones espaciales y temporales debido a factores internos y externos al cuerpo de agua. Estos últimos pueden caracterizarse totalmente mediante tres componentes fundamentales: la hidrología (oceanografía), físico-química, y biología (Meybeck et al., 1992). Estas tres categorías forman el marco para las recomendaciones de investigación y monitoreo en el PNE.

Oceanografía e hidrología

Un elemento esencial de la calidad del agua en el PNE es determinar como se mueve y de donde viene, el tiempo de residencia del agua, y el transporte de materiales tales como nutrientes desde corriente arriba

A water quality standard is the translation of a water quality criterion into a legally enforceable ambient, mass discharge, or effluent limitation expressed as a definite rule, measure, or limit for a particular water quality parameter (McCutcheon et al., 1993). A standard may or may not be based upon a criterion. Standards may differ from criteria because of prevailing local conditions such as natural impairment of water quality. For example, some natural waters may exceed some water quality criteria even in the absence of anthropogenic activities, such as high turbidity from storm events or increased nutrient concentrations from coastal upwelling.

The quality of an aquatic environment such as the coastal marine area of PNE 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. Water quality shows spatial and temporal variations due to factors internal and external to the water body in question. Water bodies can be fully characterized by three major components: hydrology (oceanography), physico-chemistry, and biology (Meybeck et al., 1992). These three categories form the framework for research and monitoring recommendations for PNE.

Oceanography and hydrology

A critical component of PNE water quality assessment is to determine how water moves and where it comes from, the residence time of water, and the transport of materials such as nutrients from up-current or land-based sources. The circulation patterns in coastal waters such as PNE are complex, due to the synergy of meteorological processes and coastal topography: atmospheric wind stress, thermohaline forcing, eddies, long waves, current streams, and tides (Murray et al., 1982; Wolanski, 1992). Understanding these processes is critical because they control the nature of benthic communities, sediment transport, the interaction of river discharge (e.g. Río de Yuma) with coastal water masses, and the import and export of larvae (Roberts and Murray, 1983; Lee et al., 1992). The detrimental effects of coastal development will be related not only to the capacity of receiving waters to accept, dilute, and transport the effluent, but also to the degree of treatment (Hawker and Connell, 1992).

The following discusses potential research initiatives to better understand circulation processes in PNE:

1. Evaluate local-scale circulation patterns in PNE, with a particular emphasis on residence time, near-shore counter-currents, and the potential transport of water from adjacent, developed areas near PNE. This is critical for conservation planning and mitigating the potential influences of river discharge northwest and northeast of the park.
2. Evaluate relationships between local and large-scale circulation on recruitment to PNE from up-current locations. Previous studies have shown that current patterns in the adjacent Mona Passage between Puerto Rico and the Dominican Republic are complex, with strong tidal currents

o provenientes de fuentes terrestres. Los patrones de circulación en aguas costeras como el PNE son complejos, debido a la sinergia de los procesos meteorológicos y la topografía costera: la alteración del viento, termohalinas, remolinos, grandes olas, flujo de las corrientes, y mareas (Murray *et al*, 1992; Wolanski, 1992). La comprensión de estos procesos es esencial porque ellos controlan la naturaleza de las comunidades bentónicas, el transporte de sedimentos, la interacción de la descarga fluvial (Río Yuma) con las masas de aguas costeras, y la importación y exportación de larvas (Roberts y Murray, 1983; Lee et al., 1992). El efecto perjudicial del desarrollo costero estará relacionado con la capacidad de las aguas receptoras para aceptar, diluir, y transportar los afluentes, pero también al grado de tratamiento (Hawker y Connell, 1992).

A continuación se analizan las posibles iniciativas de investigación para una mejor comprensión de los procesos de circulación en el PNE:

1. Evaluar a escala local los patrones de circulación en el PNE, con énfasis particular en el tiempo de residencia, contracorrientes litorales, y el transporte potencial de agua desde áreas adyacentes desarrolladas cerca del PNE. Esto es esencial para el planeamiento de la conservación y la mitigación de la influencia potencial de las descarga fluvial en el noroeste y noreste del parque.
2. Evaluar las relaciones entre la circulación local y a gran escala sobre el reclutamiento en el PNE desde localidades corriente arriba. Estudios anteriores han mostrado que los patrones de corrientes en el Paso de la Mona entre Puerto Rico y la República Dominicana son complejos, con fuertes corrientes de marea (5-21 cm/s) a lo largo de sus 115 km de ancho (Metcalf et al., 1977). Estas corrientes de mareas son pronunciadas y altamente variables, pero se conoce poco de ellas.
3. Determinar la magnitud del suministro de agua dulce, los patrones de movimiento de las aguas subterráneas, y el potencial de transporte de contaminantes al PNE. La mayor parte de la costa sureste depende de las aguas subterráneas para el agua potable, sin embargo, muchas de las aguas de desechos generadas en los centros turísticos y las comunidades locales son depositadas en el subsuelo.

Monitoreo físico-químico

El clima, y las condiciones geomorfológicas y geoquímicas determinan en gran medida los atributos químicos y físicos del agua, como son: oxígeno, turbidez, temperatura, y salinidad. Los objetivos de monitorear las condiciones físico-químicas en el PNE, es comprender mejor los patrones de variabilidad relacionados con la variabilidad estacional, espacial, y episódica (tormentas) para relacionar estos factores con el estado de los recursos biológicos. Estos datos, junto con información de oceanográfica física serán esenciales para determinar la capacidad de carga del ambiente a los efectos humanos.

Los niveles de tolerancia de la biota a los contaminantes tienden a ser específicos del lugar y conocerlos requiere de información colectada a largo plazo y la integración de evaluaciones biológicas y físico-químicas (Hawker y Connell, 1992). Existen pocos datos disponibles para determinar el efecto del cambio en la calidad del agua sobre los organismos. En cuanto a nutrientes, la escasa información disponible sugiere que un incremento de dos a tres veces de los niveles del fós-

(5–21 cm/sec) present throughout its 115 km width (Metcalf et al., 1977). These tidal currents are pronounced and highly variable, but poorly understood.

3. Determine the extent of fresh water supply, the movement patterns of ground water, and the potential for pollutant and contaminant transport to PNE. Much of the southeastern coast is dependent upon ground water for drinking purposes; however, much of the waste-water generated from tourism developments and local communities is also disposed of in the ground.

Physico-chemical monitoring

Climatic, geomorphological, and geochemical conditions largely determine physical and chemical attributes of water, such as oxygen content, turbidity, temperature, and salinity. The goal of physical–chemical monitoring in PNE is to better understand variability patterns related to seasonal, spatial, and episodic factors (e.g. storm events) and to relate these parameters to the condition of biological resources. These data, combined with physical oceanographic information, will be critical for determining the carrying capacity of the environment with respect to human effects.

The tolerance levels of biota to pollutants tend to be site-specific and necessitate the need for long-term data and the integration of physico-chemical and biological assessments (Hawker and Connell, 1992). Few data are available to determine the effects of changes in water quality on biota. For nutrients, the few data available suggest that an elevation of total phosphorus two to three times more than ambient levels can lead to increased primary production/biomass in the water column and benthos, while an increase of three times or more can cause major stress to organisms (Hawker and Connell, 1992). Long-term average background levels are required, however, to determine these effects. For example, a 28% increase in sediment loading (measured as suspended particulate matter) over long-term background levels can cause a 20% reduction in coral growth (Tomascik and Sander, 1985). A 20% decrease in annual coral growth rate corresponds to a 48% increase in chlorophyll-*a* concentration. As another example, studies in the Florida Keys determined that certain concentrations of total nitrogen (25 μM) and phosphorus (0.45 μM) represent levels above which seagrass meadows dominated by turtle grass (*Thalassia testudinum*) can change to shoal grass (*Halodule wrightii*) and mat-forming algae (Lapointe et al., 1994).

A potential strategy for physico-chemical water quality monitoring in PNE can be adapted from current efforts in other coastal areas. For example, monitoring for eutrophication in the Great Barrier Reef involves three components: 1) low frequency/large-scale water sampling at dispersed sites one to several times per year; 2) medium frequency, regional-scale sampling, monthly samples in high-use areas; and 3) high frequency, local scale for heavily used areas (Brodie and Furnas, 1992). This monitoring is co-ordi-

foro total por encima de los niveles del ambiente puede producir un aumento de la producción primaria y biomasa en la columna de agua y en el bentos, mientras que un aumento de tres veces o más puede ocasionar alteraciones importantes en los organismos (Hawker y Connell, 1992). Se requiere obtener promedios durante un largo plazo para determinar estos efectos. Por ejemplo, un 28% de incremento en el aporte de sedimentos (medidos como materia particulada suspendida) por encima de valores estimados en un largo plazo, pueden reducir hasta un 20% el crecimiento de los corales (Tomascik y Sander, 1985). Una disminución de 20% en el crecimiento anual de los corales corresponde al 48% de incremento en la concentración de clorofila-*a*. Podemos citar otros ejemplos, como en los Cayos de la Florida, donde se encontró ciertos niveles de concentración de nitrógeno total (25 μM) y fósforo (0.45 μM) por encima de los cuales las praderas de hierbas marinas dominadas por la hierba de tortuga (*Thalassia testudinum*) cambian su composición, dominando entonces la hierba de manatí (*Halodule wrightii*) y los mantos de algas (Lapointe et al., 1994).

Una posible estrategia a adoptar para el monitoreo de las condiciones físico-químicas de la calidad del agua en el PNE podría ser la adaptación de actuales esfuerzos similares en otras áreas costeras. Por ejemplo, el monitoreo para la eutrofización en la Gran Barrera de Coral comprende tres elementos: 1) muestreo de baja frecuencia y gran escala del agua en sitios dispersos una a varias veces al año; 2) muestreo de frecuencia media y de escala regional con muestras mensuales en áreas de gran uso; y 3) muestreo de alta frecuencia, a escala local, para áreas intensamente utilizadas (Brodie y Furnas, 1992). Este programa de monitoreo debe coordinarse con otros programas oceanográficos para estudiar los procesos naturales, y el monitoreo a largo plazo de la temperatura y de los aportes fluviales. Los factores principales medidos deben ser la salinidad, la temperatura, clorofila-*a*, pero también los nutrientes particulados y disueltos en ciertas localidades.

Evaluaciones biológicas

Las condiciones de la calidad del agua determinan la selección de las especies y el funcionamiento fisiológico de los organismos. El objetivo principal de los estudios de calidad de agua en el PNE es determinar los factores humanos y naturales que afectan los recursos biológicos como los organismos y los hábitats bentónicos. El monitoreo del efecto en los organismos de la contaminación también conocido como biomonitorio (compilado por Kramer, 1994), ha sido utilizado recientemente para evaluar la toxicidad, los cambios fisiológicos, de comportamiento y ecológicos. Los indicadores biológicos pueden ser particularmente convenientes para encontrar trazas de contaminantes dado que los organismos acumulan en sus tejidos (bioacumulan) estas materias (Kitano, 1987). Además, los muestreos estrictos de variables físico-químicas no están necesariamente relacionados directamente con el impacto de las sustancias químicas sobre los organismos (Baldwin y Kramer, 1994). Como se analizó anteriormente, algunos los indicadores biológicos han sido usados en estudios de calidad de agua para determinar el estado de los nutrientes, el alcance de la contaminación polución, y la presencia de aguas negras (Tomascik y Sander, 1985; O'Connor et al., 1994; Paul et al., 1995a,b).

Es preciso desarrollar una estrategia para determinar los indicadores biológicos potenciales de la calidad del agua en el PNE, pero también para determinar los efectos potenciales de las zonas de desarrollo adyacentes al mismo. En ausencia de efectos antropogénicos notables a la calidad del agua en el PNE, deberán conducirse estudios básicos

nated with other programs on oceanography to study natural processes, long-term temperature monitoring, and river nutrient flux monitoring. The main parameters measured are salinity, temperature, chlorophyll-a, but also dissolved and particulate nutrients in certain locations.

Biological assessment

Water quality conditions determine the selection of species and physiological performance of organisms. The ultimate goal of water quality studies in PNE is to determine natural and human effects on biological resources such as organisms and benthic habitats. Monitoring biota for pollution and contamination, also referred to as biomonitoring (reviewed in Kramer, 1994), has more recently been used to evaluate toxicity, physiological changes, 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 chemical species on organisms (Baldwin and Kramer, 1994). As discussed previously, several biological indicators have been used in water quality studies to determine nutrient status, extent of pollution and contamination, and the presence of human sewage (Tomascik and Sander, 1985; O'Connor et al., 1994; Paul et al., 1995a, 1995b).

A strategy needs to be developed to determine potential biological indicators of water quality in PNE, and also to determine the potential effects of adjacent developments on resources within the park. In the absence of major anthropogenic impacts on water quality in PNE, baseline studies should be conducted to determine the condition of resources. This has already been partly accomplished by studies on coral growth and isotopic composition. These efforts, however, should be expanded to include water column (phytoplankton) and nearshore, benthic indicators (seagrass attributes), as well as comparisons made with adjacent, developed coastlines. ◆

para determinar el estado de los recursos; lo que ha sido ya parcialmente realizado en los estudios del crecimiento de los corales y la composición isotópica. Estos esfuerzos, sin embargo, deberían extenderse para incluir la columna de agua (fitoplancton) e indicadores litorales y bentónicos (atributos de las hierbas marinas), así como también comparaciones con zonas costeras desarrolladas adyacentes. ◆



Literature Cited (Bibliografía)

- Abele, T. 1992. Environmental rapid-assessment programs have appeal and critics. *Bioscience* 42: 486-489
- Acevedo, R. and Morelock, J. 1988. Effects of terrigenous sediment influx on coral reef zonation in southwestern Puerto Rico. *Proceedings of the 6th International Coral Reef Symposium* 2: 189-194.
- Aller, R.C. and Dodge, R.E. 1974. Animal-sediment relations in a tropical lagoon: Discovery Bay, Jamaica. *Journal of Marine Research* 32: 209-239.
- Allison, G.W., Lubchenko, J. and Carr, M.H. 1998 Marine reserves are necessary but not sufficient for marine conservation. *Ecological Applications* 8 (1) Supplement: S 79-S92.
- Andrews, J.C. and Muller, H. 1983. Space-time variability of nutrients in a lagoonal patch reef. *Limnology and Oceanography* 28: 215-227.
- Atkinson, M.J. 1987a. Alkaline phosphatase activity of coral reef benthos. *Coral Reefs* 6: 59-62.
- Atkinson, M.J. 1987b. Low phosphorus sediments in a hypersaline marine bay. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 24: 335-347.
- Atkinson, M.J. 1987c. Rates of phosphate uptake by coral reef flat communities. *Limnology and Oceanography* 32: 426-435.
- Atkinson, M.J. 1988. Are coral reefs nutrient-limited? *Proceedings of the 6th International Coral Reef Symposium* 1: 157-166.
- Atkinson, M.J. and Bilger, R.W. 1992. Effects of water velocity on phosphate uptake in coral reef-flat communities. *Limnology and Oceanography* 37: 273-279.
- Bak, R.P.M. 1978. Lethal and sublethal effects of dredging on reef corals. *Marine Pollution Bulletin* 9: 14-16.
- Bak, R.P.M. and Elgershuizen, J.H.B.W. 1976. Patterns of oil-sediment rejection in corals. *Marine Biology* 37: 105-113.
- Baldwin, I.G. and Kramer, K.J.M. 1994. Biological early warning systems (BEWS). Pp. 1-28 In: *Biomonitoring of coastal waters and estuaries*. K.J.M. Kramer (ed.), CRC Press, Boca Raton, FL.
- Bancroft, G.T., Strong, A.M., Sawicki, R.J., Hoffman, W. and Jewell, S.D. 1994. Relationships among wading bird foraging patterns, colony locations and hydrology in the Everglades. Pp. 615-658 In: *Everglades: The Ecosystem and Its Restoration*. S.M. Davis and J.C. Ogden (eds.), St. Lucie Press, Delray Beach, FL.
- Banner, A.H. 1974. Kaneohe Bay, Hawaii: Urban pollution and a coral reef ecosystem. *Proceedings of the 2nd International Coral Reef Symposium* 2: 685-702.
- Barrett, W. 1962. Emerged and submerged shorelines of the Dominican Republic. *Revista Geográfica Instituto Panamericano, Geografía e Historia* 30: 51-77.
- Bell, P.R.F. 1991. Status of eutrophication in the Great Barrier Reef lagoon. *Marine Pollution Bulletin* 23: 89-93.
- Bell, P.R.F. 1992. Eutrophication and coral reefs - Some examples in the Great Barrier Reef lagoon. *Water Research* 26: 553-568.
- Bell, P.R.F. and Elmetri, I. 1995. Ecological indicators of large-scale eutrophication in the Great Barrier Reef lagoon. *Ambio* 24: 208-215.
- Bell, P.R.F., Greenfield, P.F., Hawker, D. and Connell, D. 1989. The impact of waste discharges on coral reef regions. *Water Science and Technology* 21: 121-130.
- Bienfang, P. 1980. Water quality characteristics of Honokohau Harbor: A subtropical embayment affected by groundwater intrusion. *Pacific Science* 34: 279-291.
- Birkeland, C. 1977. The importance of rate of biomass accumulation in early successional stages of benthic communities to the survival of coral recruits. *Proceedings of the 3rd International Coral Reef Symposium* 1: 15-21.
- Birkeland, C. 1988. Second-order ecological effects of nutrient input into coral communities. *Galaxea* 7: 91-100.
- Bjork, R.D. and Powell, G.V.N. 1994. Relationships between hydrologic conditions and quality and quantity of foraging habitat for Roseate Spoonbills and other wading birds in the C-111 Basin. Final Report to the South Florida Research Center, Everglades National Park, Homestead, FL. 45 pp.

- Bohnsack, J.A. 1983. Resiliency of reef fish communities in the Florida Keys following a January 1977 hypothermal fish kill. *Environmental Biology of Fishes* 9: 41-53.
- Bonnely de Calventi, I. 1975. Informe sobre la pesca en la República Dominicana. *Colección Ciencia y Tecnología* No. 2, Publicaciones de la Universidad Autónoma de Santo Domingo, República Dominicana. 87 pp.
- Borum, J. 1985. Development of epiphytic communities on eelgrass (*Zostera marina*) along a nutrient gradient in a Danish estuary. *Marine Biology* 87: 211-218.
- Boyer, J.N. and Jones, R. 1996. *Water quality monitoring program 1996 annual report, Florida Keys National Marine Sanctuary*. Southeast Environmental Research Program, Florida International University, Miami, FL. 76 pp.
- Brodie, J. and Furnas, M. 1992. Long term monitoring programs for eutrophication and the design of a monitoring program for the Great Barrier Reef. *Proceedings of the 7th International Coral Reef Symposium* 1: 77-84.
- Brown, B.E. and Howard, L.S. 1985. Assessing the effects of "stress" on reef corals. *Advances in Marine Biology* 22: 1-63.
- Brown, J., Colling, A., Park, D., Phillips, J., Rothery, D. and Wright, J. 1989. *Waves, tides and shallow-water processes*. The Open University, Milton Keynes and Pergamon Press, Oxford, UK. 187 pp.
- Brucks, J.T. 1971. Currents of the Caribbean and adjacent regions as deduced from drift-bottle studies. *Bulletin of Marine Science* 21: 455-465.
- Burnison, B.K. 1980. Modified dimethyl sulfoxide (DMSO) extraction for chlorophyll analysis of phytoplankton. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37: 729-733.
- Butler, M.J., IV, Herrnkind, W.F. and Hunt, J.J. 1994. Sponge mass mortality and Hurricane Andrew: Catastrophe for juvenile spiny lobsters in south Florida? *Bulletin of Marine Science* 54: 1073.
- Cambridge, M.L. and McComb, A.J. 1984. The loss of seagrasses in Cockburn Sound, Western Australia. I. The time course and magnitude of seagrass decline in relation to industrial development. *Aquatic Botany* 20: 229-243.
- Capone, D.G. and Bautista, M.F. 1985. A groundwater source of nitrate in nearshore marine sediments. *Nature* 313: 214-216.
- Carlson, P.R., Yarbrow, L.A. and Barber, T.R. 1994. Relationship of sediment sulfide to mortality of *Thalassia testudinum* in Florida Bay. *Bulletin of Marine Science* 54: 733-746.
- Chang, N. and Wang, S.F. 1995. Optimal planning of coastal wastewater treatment and disposal systems. *Coastal Management* 23: 153-166.
- Chapman, D. and Kimstach, V. 1992. The selection of water quality variables. Pp. 51-119 In: *Water quality assessments. A guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring*. D. Chapman (ed.), UNESCO/WHO/UNEP, Chapman and Hall, NY.
- Chiappone, M. 1996. *Oceanography and shallow-water processes of the Florida Keys and Florida Bay. Site Characterization for the Florida Keys National Marine Sanctuary, Volume 2*. The Preserver, Farley Court of Publishers, Zenda, WI. 86 pp.
- Chiappone, M. and Sullivan, K.M. 1994. Ecological structure and dynamics of nearshore hard-bottom communities in the Florida Keys. *Bulletin of Marine Science* 54: 747-756.
- Clack, W.J. and Mountjoy, E. 1977. Reef sediment transport and deposition off the east coast of Carriacou, West Indies. *Proceedings of the 3rd International Coral Reef Symposium* 2: 97-103.
- Christensen, N.L., Bartuska, A.M., Brown, J.H., Carpenter, S., D'Antonio, C., Francis, R., Franklin, J.F., MacMahon, J.A., Noss, R.F., Parsons, D.J., Peterson, C.H., Turner, M.G. and Woodmansee, R.G. 1996. The report of the Ecological Society of America committee on the scientific basis for ecosystem management. *Ecological Applications* 6: 665-691.
- Cole, J.E. and Fairbanks, R.G. 1990. The Southern Oscillation recorded in the oxygen isotopes of corals from Tarawa Atoll. *Paleoceanography* 5: 669-683.
- Coles, S.L. and Jokiel, P.L. 1992. Effects of salinity on coral reefs. Pp. 147-166 In: *Pollution in Tropical Aquatic Systems*. D.W. Connell and D.W. Hawker (eds.), CRC Press, Boca Raton, FL.
- Corredor, J.E. and Capone, D.G. 1985. Studies on nitrogen diagenesis in coral reef sands. *Proceedings of the 5th International Coral Reef Congress* 3: 395-399.
- Cortés, J. and Risk, M.J. 1984. El arrecife del Parque Nacional Cahuita, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical* 32: 109-121.
- Cortés, J. and Risk, M.J. 1985. A reef under siltation stress: Cahuita, Costa Rica. *Bulletin of Marine Science* 36: 339-356.
- Costin, J.M. 1968. Direct current measurements in the Antilles Current. *Journal of Geophysical Research* 73: 3341-3344.
- Davis, G.E. 1981. On the role of underwater parks and sanctuaries in the management of coastal resources in the southeastern United States. *Environmental Conservation* 8: 67-70.
- D'Elia, C.F. 1977. The uptake and release of dissolved phosphorus by reef corals. *Limnology and Oceanography* 22: 301-315.
- D'Elia, C.F., Domotor, S.L. and Webb, K.L. 1983. Nutrient uptake kinetics of freshly isolated zooxanthellae. *Marine Biology* 75: 157-167.
- D'Elia, C.F., Steudler, P.A. and Corwin, N. 1977. Determination of total nitrogen in aqueous samples using persulfate digestion. *Limnology and Oceanography* 22: 760-764.
- D'Elia, C.F., Webb, K.L. and Porter, J.W. 1981. Nitrate-rich groundwater inputs to Discovery Bay, Jamaica: A significant source of N to local coral reefs. *Bulletin of Marine Science* 31: 903-910.
- D'Elia, C.F. and Wiebe, W.J. 1990. Biogeochemical nutrient cycles in coral-reef ecosystems. Pp. 49-74 In: *Ecosystems of the world 25: Coral reefs*. Z. Dubinsky (ed.), Elsevier, NY.
- DeFreese, D.E. 1991. Threats to biological diversity in marine and estuarine ecosystems of Florida. *Coastal Management* 19: 73-101.
- Dirección Nacional de Parques (DNP). 1980. Parque nacional del Este: Plan de Manejo. E. Padilla (ed.), DNP, Santo Domingo, Dominican Republic. 68 pp.
- Dodge, R.E., Aller, R.C. and Thompson, J. 1974. Coral growth related to resuspension of bottom sediments. *Nature* 247: 574-577.
- Dodge, R.E. and Brass, G.W. 1984. Skeletal extension, density and calcification of the reef coral, *Montastraea annularis*. St. Croix, U.S. Virgin Islands. *Bulletin of Marine Science* 34: 288-307.
- Dodge, R.E. and Thompson, J. 1974. The natural radiochemical and growth records in contemporary hermatypic corals from the Atlantic and Caribbean. *Earth & Planetary Science Letters* 23: 313-322.
- Dodge, R.E. and Vaisnys, J.R. 1977. Coral populations and growth patterns: Responses to sedimentation and turbidity associated with dredging. *Journal of Marine Research* 35: 715-730.

- Draper, G., Mann, P. and Lewis, J.F. 1994. Hispaniola. Pp. 129-150 In: *Caribbean geology: An introduction*. Chapter 7. S.K. Donovan and T.A. Jackson (eds.), U.W.I. Publishers Association, Kingston, Jamaica.
- Dryer, S. and Logan, A. 1978. Holocene reefs and sediments of Castle Harbor, Bermuda. *Journal of Marine Research* 36: 399-425.
- Duncan, C.P., Atwood, D.K., Duncan, J.R. and Froelich, P.N. 1977. Drift bottle returns from the Caribbean. *Bulletin of Marine Science* 27: 580-586.
- Dunne, T. and Leopold, L.B. 1978. *Water in environmental planning*. W.H. Freeman and Company, NY. 818 pp.
- Durako, M.J. 1994. Seagrass die-off in Florida Bay (USA): changes in shoot demographic characteristics and population dynamics in *Thalassia testudinum*. *Marine Ecology Progress Series* 110: 59-66.
- Eichbaum, W.M., Crosby, M.P., Agardy, M.T. and Laskin, S.A. 1996. The role of marine and coastal protected areas in the conservation and sustainable use of biological diversity. *Oceanography* 9: 60-70.
- Emiliani, C., Hudson, J.H., Lidz, B., Shinn, E.A. and George, R.Y. 1978. Oxygen and carbon isotopic growth record in a reef coral from Florida Keys and a deep-sea coral from Blake Plateau. *Science* 202: 627-629.
- Enos, P. 1977. Holocene sediment accumulations of the south Florida shelf margin. Pp. 1-130 In: *Quaternary Sedimentation in South Florida, Part I*. P. Enos and R.D. Perkins (eds.), Geological Society of America Memoir Number 147, Boulder, CO.
- Entsch, B., Boto, K.G., Sim, R.G. and Wellington, J.T. 1983. Phosphorus and nitrogen in coral reef sediments. *Limnology and Oceanography* 28: 465-476.
- Fairbanks, R.G. and Dodge, R.E. 1979. Annual periodicity of the $^{18}\text{O}/^{16}\text{O}$ and $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ ratios in the coral *Montastraea annularis*. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 43: 1009-1020.
- Ferre-D'Amare, A.R. 1985. Coral reefs of the Mexican Atlantic: A review. *Proceedings of the 5th International Coral Reef Congress* 6: 349-354.
- Ferrer, L.M. and Szmant, A.M. 1988. Nutrient regeneration by the endolithic community in coral skeletons. *Proceedings of the 6th International Coral Reef Symposium* 3: 1-4.
- Fitzgerald, L.M. and Szmant, A.M. 1988. Amino acid metabolism: Adaptations to low nutrient conditions? *Proceedings of the 6th International Coral Reef Symposium* 3: 5-9.
- Fourqurean, J.W., Jones, R.D. and Zieman, J.C. 1993. Processes influencing water column nutrient characteristics and phosphorus limitation of phytoplankton biomass in Florida Bay, FL, USA: Inferences from spatial distributions. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 36: 295-314.
- Fourqurean, J.W., Zieman, J.C. and Powell, G.V.N. 1992a. Phosphorus limitation of primary production in Florida Bay: Evidence from C:N:P ratios of the dominant seagrass *Thalassia testudinum*. *Limnology and Oceanography* 37: 162-171.
- Fourqurean, J.W., Zieman, J.C. and Powell, G.V.N. 1992b. Relationships between porewater nutrients and seagrasses in a subtropical carbonate environment. *Marine Biology* 114: 57-65.
- Furnas, M.J. 1992. The behavior of nutrients in tropical aquatic ecosystems. Pp. 29-65 In: *Pollution in Tropical Aquatic Systems*. D.W. Connell and D.W. Hawker (eds.), CRC Press, Boca Raton, FL.
- Galasso, G.A. 1993. Monterey Bay National Marine Sanctuary water quality management: The use of coordinating mechanisms. *Coastal Management* 21: 333-345.
- Geister, J. 1982. Pleistocene reef terraces and coral environments at Santo Domingo and near Boca Chica, southern coast of the Dominican Republic. Pp. 689-704 In: *Proceedings of the 9th Caribbean Geological Conference*, 1980, Santo Domingo, Dominican Republic.
- Geraldes, F.X. 1982. *Los efectos del huracán David y la tormenta Federico en el arrecife de coral de Boca Chica*, Centro de Investigaciones de Biología Marina (CIBIMA) Contribuciones Número 27, Universidad Autónoma de Santo Domingo, República Dominicana. 12 pp.
- Glynn, P.W. 1973. Ecology of a Caribbean coral reef. The *Porites* reef-flat biotope: Part 1. Meteorology and hydrography. *Marine Biology* 20: 297-318.
- Goreau, T.J. 1977. Coral skeletal chemistry: Physiological and environmental regulation of stable isotope and trace metals in *Montastraea annularis*. *Proceedings of the Royal Society of London (Series B)* 196: 291-315.
- Greer, L., Swart, P.K. and Dodge, R.E. 1996. A comparison of modern and Holocene coral growth rates from the Dominican Republic. *Geological Society of America Abstracts with Programs*, Volume 28, Number 7.
- Greer, L., Swart, P.K. and Rubenstone, J.L. 1997. A 210-year seasonal climate record from a Holocene coral (~5882-6092 years B.P.). *Geological Society of America Abstracts with Programs*, Volume 29, Number 6.
- Griffis, R.B. and Kimball, K.W. 1996. Ecosystem approaches to coastal and ocean stewardship. *Ecological Applications* 6: 708-712.
- Grigg, R.W. 1995. Coral reefs in an urban embayment in Hawaii: A complex case history controlled by natural and anthropogenic stress. *Coral Reefs* 14: 253-266.
- Grigg, R.W. and Dollar, S.J. 1990. Natural and anthropogenic disturbance on coral reefs. Pp. 439-452 In: *Ecosystems of the world, volume 25: Coral reefs*. Z. Dubinsky (ed.), Elsevier, NY.
- Grumbine, R.E. 1994. What is ecosystem management? *Conservation Biology* 8: 27-38.
- Hallock, P., Muller-Karger, F. and Halas, J.C. 1993. Coral reef decline. *National Geographic Research and Exploration* 9: 358-378.
- Hallock, P. and Schlager, W. 1986. Nutrient excess and the demise of coral reefs and carbonate platforms. *Palaos* 1: 389-398.
- Halley, R.B., Swart, P.K., Dodge, R.E. and Hudson, J.H. 1994. Decade-scale trends in sea water salinity revealed through $\delta^{18}\text{O}$ analysis of *Montastraea annularis* annual growth bands. *Bulletin of Marine Science* 54: 670-678.
- Hands, M.R., French, J.R. and O'Neill, A. 1993. Reef stress at Cahuita Point, Costa Rica: Anthropogenically enhanced sediment influx or natural geomorphic change? *Journal of Coastal Research* 9: 11-25.
- Hatcher, A.I. and Frith, C.A. 1985. The control of nitrate and ammonium concentrations in a coral reef lagoon. *Coral Reefs* 4: 101-110.
- Hatcher, R.G., Johannes, R.E. and Robertson, A.I. 1989. Review of research relevant to the conservation of shallow tropical marine ecosystems. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review* 27: 337-414.
- Hawker, D.W. and Connell, D.W. 1992. Standards and criteria for pollution control in coral reef areas. Pp. 169-191 In: *Pollution in Tropical Aquatic Systems*. D.W. Connell and D.W. Hawker (eds.), CRC Press, Boca Raton, FL.

- Healy, G.F., Swart, P.K., Greer, L., Dodge, R.E., Rudnick, D. and Smith, D. 1996. Examining high resolution coral sampling techniques to reveal fine scale salinity events in Florida Bay. *Proceedings of the 8th International Coral Reef Symposium*, Abstracts volume, Panamá City, Panamá.
- Heatwole, D.W. 1987. *Water quality assessment of five selected pollutant sources in Marathon, Florida Keys*. Florida Keys Monitoring Study: 1984-1985, South Florida District, Marathon Branch Office, FL. 196 pp.
- Herbst, L.H. 1994. Fibropapillomatosis of marine turtles. *Annual Review of Fish Diseases* 4: 389-425.
- Hubbard, D.K. 1986. Sedimentation as a control of reef development: St. Croix, U.S.V.I. *Coral Reefs* 5: 117-125.
- Hubbard, J.A.E.B. and Pocock, Y.P. 1972. Sediment rejection by recent scleractinian corals: a key to paleo-environmental reconstruction. *Geologische Rundschau* 61: 598-626.
- Hudson, J.H. 1981. Response of *Montastrea annularis* to environmental change in the Florida Keys. *Proceedings of the 4th International Coral Reef Symposium* 2: 233-240.
- Hudson, J.H., Powell, G.V.N., Robblee, M.B. and Smith, T.J., III. 1989. A 107-year-old coral from Florida Bay: Barometer of natural and man-induced catastrophes? *Bulletin of Marine Science* 44: 283-291.
- Hudson, J.H., Shinn, E.A., Halley, R.B. and Lidz, B. 1976. Sclerochronology – a tool for interpreting past environments. *Geology* 4: 360-364.
- Hunte, W. and Wittenberg, M. 1992. Effects of eutrophication and sedimentation on juvenile corals. II. Settlement. *Marine Biology* 114: 625-631.
- Hunter, C.L. and Evans, C.W. 1995. Coral reefs in Kaneohe Bay, Hawaii: Two centuries of western influence and two decades of data. *Bulletin of Marine Science* 57: 501-515.
- International Marine. 1995. *Tide tables 1996: High and low water predictions for the east coast of North and South America*. Camden, ME. 308 pp.
- Johannes, R.E. 1980. The ecological significance of the submarine discharge of groundwater. *Marine Ecology Progress Series* 3: 365-373.
- Johannes, R.E., Wiebe, W.J., Crossland, C.J., Rimmer, D.W. and S.V. Smith. 1983. Latitudinal limits of coral reef growth. *Marine Ecology Progress Series* 11: 105-111.
- Jones, J.A. 1963. Ecological studies of the southeastern Florida patch reefs. Part I. Diurnal and seasonal changes in the environment. *Bulletin of Marine Science of the Gulf and Caribbean* 13: 282-307.
- Josselyn, M.N. 1977. Seasonal changes in the distribution and growth of *Laurencia poitei* (Rhodophyceae, Ceramiales) in a subtropical lagoon. *Aquatic Botany* 3: 217-229.
- Kelly, G.C. 1992. Public participation and perceived relevance as critical factors in marine park management. *Proceedings of the 7th International Coral Reef Symposium* 2: 1033-1037.
- Kemp, W.M. and Boynton, W.R. 1984. Spatial and temporal coupling of nutrient inputs to estuarine primary production: The role of particulate transport and decomposition. *Bulletin of Marine Science* 35: 522-535.
- Kinsey, D.W. and Davies, P.J. 1979. Effects of elevated nitrogen and phosphorus on coral reef growth. *Limnology and Oceanography* 24: 935-940.
- Kitano, Y. 1987. Behaviors of chemical constituents in coral reef water – Monitoring of chemical environment in coral reef water. *Galaxea* 6: 237-276.
- Kjerfve, B. 1981. Tides of the Caribbean Sea. *Journal of Geophysical Research* 86: 4243-4247.
- Knutson, D.W., Buddemeier, R.W. and Smith, S.V. 1972. Coral chronometers: Seasonal growth bands in reef corals. *Science* 177: 270-272.
- Kramer, K.J.M. (ed.). 1994. *Biomonitoring of coastal waters and estuaries*. CRC Press, Boca Raton, FL. 327 pp.
- Kuenzler, E.J. 1965. Glucose-6-phosphate utilization by marine algae. *Journal of Phycology* 1: 156-164.
- Kuenzler, E.J. and Perras, J.P. 1965. Phosphatases of marine algae. *Biological Bulletin* 128: 271-284.
- Lapointe, B.E. 1985. Strategies for pulsed nutrient supply to *Gracilaria* cultures in the Florida Keys: Interactions between concentration and frequency of nutrient pulses. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 93: 211-222.
- Lapointe, B.E. 1989. Macroalgal populations and nutrient relations in oligotrophic areas of Florida Bay. *Bulletin of Marine Science* 44: 312-323.
- Lapointe, B.E. 1997. Nutrient thresholds for bottom-up control of macroalgal blooms on coral reefs: Jamaica and southeast Florida. *Limnology and Oceanography* 42: 1119-1131.
- Lapointe, B.E. and Clark, M.W. 1990. *Final report: Spatial and temporal variability in trophic state of surface waters in Monroe County during 1989-1990*. Florida Keys Land and Sea Trust, Marine Conservation Program, Marathon, FL. 81 pp.
- Lapointe, B.E. and Clark, M.W. 1992. Nutrient inputs from the watershed and coastal eutrophication in the Florida Keys. *Estuaries* 15: 465-476.
- Lapointe, B.E., Littler, M.M. and Littler, D.S. 1992. Modification of benthic community structure by natural eutrophication: The Belize Barrier Reef. *Proceedings of the 7th International Coral Reef Symposium* 1: 323-334.
- Lapointe, B.E. and Matzie, W.R. 1996. Effects of stormwater nutrient discharges on eutrophication processes in nearshore waters of the Florida Keys. *Estuaries* 19: 422-435.
- Lapointe, B.E. and O'Connell, J. 1989. Nutrient-enhanced growth of *Cladophora prolifera* in Harrington Sound, Bermuda: Eutrophication of a confined, phosphorus-limited marine ecosystem. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 28: 347-360.
- Lapointe, B.E., O'Connell, J.D. and Garrett, G.S. 1990. Nutrient couplings between on-site sewage disposal systems, groundwaters, and nearshore surface waters of the Florida Keys. *Biogeochemistry* 10: 289-307.
- Lapointe, B.E. and Smith, N.P. 1987. A preliminary investigation of upwelling as a source of nutrients to Looe Key National Marine Sanctuary. NOAA Technical Memorandum NOS MEMD 9, Washington, D.C.
- Lapointe, B.E., Tomasko, D.A. and Matzie, W.R. 1994. Eutrophication and trophic state classification of seagrass communities in the Florida Keys. *Bulletin of Marine Science* 54: 696-717.
- Larkin, P.A. 1996. Concepts and issues in marine ecosystem management. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 6: 139-164.
- Lasker, H.R. 1980. Sediment rejection by reef corals: The roles of behavior and morphology in *Montastrea cavernosa* (Linnaeus). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 47: 77-87.
- Laws, E.A. and Allen, C.B. 1996. Water quality in a subtropical embayment more than a decade after diversion of sewage discharges. *Pacific Science* 50: 194-210.
- Laws, E.A., Hiraoka, J., Mura, M., Punu, B., Rust, T., Vink, S. and Yamamura, C. 1994. Impact of land runoff on water quality in a Hawaiian estuary. *Marine Environmental Research* 38: 225-241.

- Laws, E.A. and Redajle, D.G. 1982. Sewage diversion effects on the water column of a subtropical estuary. *Marine Environmental Research* 6: 265-279.
- Leder, J.J., Swart, P.K., Cofer-Shabica, N. and Dodge, R.E. 1990. Climate variations in a 6000 year coral from Lake Enriquillo using stable isotopes. *Geological Society of America Abstracts with Program A172*.
- Leder, J.J., Szmant, A.M. and Swart, P.K. 1989. The effects of prolonged 'bleaching' on skeletal banding and stable isotopic compositions in *Montastraea annularis* corals. *Coral Reefs* 10: 19-27.
- Lee, T.N., Rooth, C., Williams, E., McGowan, M., Szmant, A.F. and Clarke, M.E. 1992. Influence of Florida Current, gyres and wind-driven circulation on transport of larvae and recruitment in the Florida Keys coral reefs. *Continental Shelf Research* 12: 971-1002.
- Lewis, J.F., Draper, G., Bowin, C., Bourdon, L. and Nagle, F. 1990. Hispaniola. Pp. 94-112 In: *The geology of North America: The Caribbean region*. G. Dengo and J.E. Case (eds.), Volume H, The Decade of North America Geology Series, Geological Society of America.
- Lewis, J.B. 1985. Groundwater discharge into coral reefs, Barbados. *Proceedings of the 5th International Coral Reef Congress* 6: 477-481.
- Lewis, J.B. 1987. Measurements of groundwater seepage flux onto a coral reef: Spatial and temporal variations. *Limnology and Oceanography* 32: 1165-1169.
- Light, S.S. and Dineen, J.W. 1994. Water control in the Everglades: A historical perspective. Pp. 47-84 In: *Everglades, the Ecosystem and Its Restoration*. S.M. Davis and J.C. Ogden (eds.), St. Lucie Press, Delray Beach, FL.
- Littler, M.M. and Littler, D.S. 1985. Factors controlling relative dominance of primary producers on biotic reefs. *Proceedings of the 5th International Coral Reef Congress* 4: 35-39.
- Littler, M.M., Littler, D.S. and Lapointe, B.E. 1986. Baseline studies of herbivory and eutrophication on dominant reef communities of Looe Key National Marine Sanctuary. NOAA Technical Memorandum NOS MEMD 1, Washington, D.C.
- Littler, M.M., Littler, D.S. and Lapointe, B.E. 1992. Modification of tropical reef community structure due to cultural eutrophication: The southwest coast of Martinique. *Proceedings of the 7th International Coral Reef Symposium* 1: 335-343.
- Logan, T.J. 1995. Water quality. Pp. 311-336 In: *Environmental Hydrology*. A.D. Ward and W.J. Elliot (eds.), CRC Press, Boca Raton, FL.
- Loganathan, B.G. and Kannan, K. 1994. Global organochlorine contamination trends: An overview. *Ambio* 23: 187-191.
- Longhurst, A.R. and Pauly, D. 1987. *Ecology of tropical oceans*. Academic Press, NY. 407 pp.
- Loya, Y. 1976a. Effects of water turbidity and sedimentation on the community structure of Puerto Rican corals. *Bulletin of Marine Science* 26: 450-466.
- Loya, Y. 1976b. Recolonization of Red Sea corals affected by natural catastrophes and man-made perturbations. *Ecology* 57: 278-289.
- MAMMA. 1988. *Leyes, decretos y resoluciones en vigencia relacionados con la protección y administración de los recursos marinos de la República Dominicana*. Fundación Dominicana Pro-Investigación y Conservación de los Recursos Marinos. Santo Domingo, República Dominicana. 23 pp.
- MAMMA. 1996. *Leyes, decretos y resoluciones en vigencia relacionados con la protección y administración de los recursos marinos de la República Dominicana*. Fundación Dominicana Pro-Investigación y Conservación de los Recursos Marinos, Santo Domingo, República Dominicana. 23 pp.
- Manahan, S.E. 1994. *Environmental chemistry*, 6th edition. Lewis Publishers, Boca Raton, FL. 811 pp.
- Mann, K.H. and Lazier, J.R.N. 1991. *Dynamics of marine ecosystems. Biological-physical interactions in the oceans*. Blackwell Scientific Publications, MA. 466 pp.
- Mansour, J. (ed.). 1995. *Parks in Peril source book*. The Nature Conservancy, America Verde Publications, Arlington, Virginia. 131 pp.
- Maragos, J.E. 1972. A study of the ecology of Hawaiian reef corals. Ph.D. Thesis, University of Hawaii, Honolulu, HI. 290 pp.
- Maragos, J.E., Crosby, M.P. and McManus, J.W. 1996. Coral reefs and biodiversity: A critical and threatened relationship. *Oceanography* 9: 83-99.
- Maragos, J.E., Evans, C. and Holthus, P. 1985. Reef corals in Kaneohe Bay six years before and after termination of sewage discharges. *Proceedings of the 5th International Coral Reef Congress* 4: 189-194.
- Marsh, J.A., Jr. 1977. Terrestrial inputs of nitrogen and phosphorus on fringing reefs of Guam. *Proceedings of the 3rd International Coral Reef Symposium* 1: 331-336.
- Marszalek, D.S. 1987. Sewage and eutrophication. Pp. 77-90 In: *Human impacts on coral reefs: Facts and recommendations*. B. Salvat (ed.), Antenne Museum, French Polynesia.
- McCarthy, J.C., Pyle, T.E. and Griffin, G.M. 1974. Light transmissivity, suspended sediments and the legal definition of turbidity. *Estuarine and Coastal Marine Science* 2: 291-299.
- McConnaughey, T.A. 1989a. ¹³C and ¹⁸O isotopic disequilibrium in biological carbonates: 2. Invitro simulation of kinetic isotope effects. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 53: 163-171.
- McConnaughey, T.A. 1989b. ¹³C and ¹⁸O isotopic disequilibrium in biological carbonates: I. Patterns. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 53: 151-162.
- McCook, L.J. 1996. Effects of herbivores and water quality on *Sargassum* distribution on the central Great Barrier Reef: Cross-shelf transplants. *Marine Ecology Progress Series* 139: 179-192.
- McCutcheon, S.C., Martin, J.L. and Barnwell, Jr., T.O. 1993. Water quality. Pp. 11.1-11.73 In: *Handbook of hydrology*. D.R. Maidment (ed.), McGraw-Hill, NY.
- McIvor, C.C., Ley, J.A. and Bjork, R.D. 1994. Changes in freshwater inflow from the Everglades to Florida Bay including effects on biota and biotic processes: A review. Pp. 117-146 In: *Everglades: The ecosystem and its restoration*. S.M. Davis and J.C. Ogden (eds.), St. Lucie Press, Delray Beach, FL.
- Mee, L.D. 1988. A definition of "critical eutrophication" in the marine environment. *Revista de Biología Tropical* 36: 159-161.
- Menzel, D.W. and Corwin, N. 1965. The measurement of total phosphorus in seawater based on the liberation of organically bound fractions by persulfate digestion. *Limnology and Oceanography* 10: 280-282.
- Metcalf, W.G., Stalcup, M.C. and Atwood, D.K. 1977. Mona Passage drift bottle study. *Bulletin of Marine Science* 27: 586-591.

- Meybeck, M. and Helmer, R. 1992. An introduction to water quality. Pp. 1-17 In: *Water quality assessments. A guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring*. D. Chapman (ed.), UNESCO/WHO/UNEP, Chapman and Hall, NY.
- Meybeck, M., Kimstach, V. and Helmer, R. 1992. Strategies for water quality assessment. Pp. 19-50 In: *Water quality assessments. A guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring*. D. Chapman (ed.), UNESCO/WHO/UNEP, Chapman and Hall, NY.
- Miller, M.W. and Hay, M.E. 1996. Coral-seaweed-grazer-nutrient interactions on temperate reefs. *Ecological Monographs* 66: 323-344.
- Millero, F.J. and Sohn, M.L. 1992. *Chemical Oceanography*. CRC Press, Boca Raton, FL. 531 pp.
- Mitchell, R. and Chet, I. 1975. Bacterial attack of corals in polluted seawater. *Microbial Ecology* 2: 227-233.
- Molinari, R.L., Atwood, D.K. and Duckett, C. 1980. Surface currents in the Caribbean Sea as deduced from satellite tracked drifting buoys. *Proceedings of the Gulf and Caribbean Fisheries Institute* 32: 106-113.
- Molinari, R.L., Spillane, M., Brooks, I., Atwood, D. and Duckett, C. 1981. Surface currents in the Caribbean Sea as deduced from langrangian observations. *Journal of Geophysical Research* 86: 6537-6542.
- Montague, C.L. and Ley, J.A. 1993. A possible effect of salinity fluctuation on abundance of benthic vegetation and associated fauna in northeastern Florida Bay. *Estuaries* 16: 703-717.
- Murray, S.P., Hsu, S.A., Roberts, H.H., Owens, E.H. and Crout, R.L. 1982. Physical processes and sedimentation on a broad, shallow bank. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 14: 135-157.
- Nixon, S.W. 1995. Coastal marine eutrophication: A definition, social causes, and future concerns. *Ophelia* 41: 199-219.
- Norton, T.M., Jacobson, E.R. and Sundberg, J.P. 1990. Cutaneous fibropapillomas and renal myxofibroma in a green turtle, *Chelonia mydas*. *Journal of Wildlife Diseases* 26: 285-286.
- O'Connor, T.P., Cantillo, A.Y. and Lauenstein, G.G. 1994. Monitoring of temporal trends in chemical contamination by the NOAA National Status and Trends Mussel Watch Project. Pp. 29-50 In: *Biomonitoring of coastal waters and estuaries*. K.J.M. Kramer (ed.), CRC Press, Boca Raton, FL.
- Ogden, J.C., Porter, J.W., Smith, N.P., Szmant, A.M., Jaap, W.C. and Forcucci, D. 1994. A long-term interdisciplinary study of the Florida Keys seascape. *Bulletin of Marine Science* 54: 1059-1071.
- Orme, G.R. 1977. Aspects of sedimentation in the coral reef environment. Pp. 129-182 In: *Biology and Geology of Coral Reefs. Volume IV: Geology 2*. O.A. Jones and R. Endean (eds.), Academic Press, NY.
- Paerl, H.W. 1988. Nuisance phytoplankton blooms in coastal, estuarine, and inland waters. *Limnology and Oceanography* 33: 823-847.
- Parker, G. 1984. Hydrology of the pre-drainage system of the Everglades in southern Florida. Pp. 28-37 In: *Environments of South Florida: Present and Past II*. P.J. Gleason (ed.), Miami Geological Society, Coral Gables, FL.
- Parsons, T.R., Maita, Y. and Lalli, C.M. 1984. *A manual of chemical and biological methods for seawater analysis*. Pergamon Press, NY. 173 pp.
- Pastorak, R.A. and Bilyard, G.R. 1985. Effects of sewage pollution on coral-reef communities. *Marine Ecology Progress Series* 21: 175-189.
- Patriquin, D.G. 1972. The origin of nitrogen and phosphorus for growth of the marine angiosperm *Thalassia testudinum*. *Marine Biology* 15: 35-46.
- Paul, J.H., Rose, J.B., Brown, J., Shinn, E.A., Miller, S. and Farrah, S.R. 1995a. Viral tracer studies indicate contamination of marine waters by sewage disposal practices in Key Largo, Florida. *Applied and Environmental Microbiology* 61: 2230-2234.
- Paul, J.H., Rose, J.B., Jiang, S.C., Kellogg, C.A. and Dickson, L. 1993. Distribution of viral abundance in the reef environment of Key Largo, Florida. *Applied and Environmental Microbiology* 59: 718-724.
- Paul, J.H., Rose, J.B., Jiang, S., Kellogg, C. and Shinn, E.A. 1995b. Occurrence of fecal indicator bacteria in surface waters and the subsurface aquifer in Key Largo, Florida. *Applied and Environmental Microbiology* 61: 2235-2241.
- Pickard, G.L. and Emery, W.J. 1990. *Descriptive Physical Oceanography*, 5th edition. Pergamon Press, NY. 320 pp.
- Pitts, P.A. 1994. An investigation of near-bottom flow patterns along and across Hawk Channel, Florida Keys. *Bulletin of Marine Science* 54: 610-620.
- Pomeroy, L.R. 1960. Residence time of dissolved phosphate in natural waters. *Science* 131: 1731-1732.
- Pond, S. and Pickard, G.L. 1983. *Introductory Dynamical Oceanography*, 2nd edition. Pergamon Press, NY. 329 pp.
- Potts, D.C. and Swart, P.K. 1984. Water temperature as an indicator of environmental variability on a coral reef. *Limnology and Oceanography* 29: 504-516.
- Rapport, D.J., Regier, H.A. and Hutchinson, T.C. 1985. Ecosystem behavior under stress. *American Naturalist* 125: 617-640.
- Redfield, A.C. 1958. The biological control of chemical factors in the environment. *American Scientist* 46: 205-222.
- Rezak, R., Bright, T.J. and McGrail, D.W. 1985. *Reefs and Banks of the Northwestern Gulf of Mexico. Their geological, biological, and physical dynamics*. John Wiley, NY. 259 pp.
- Richards, W.J. and Bohnsack, J.A. 1990. The Caribbean Sea: A large marine ecosystem in crisis. Pp. 44-53 In: *Large marine ecosystems: Patterns, processes and yields*. K. Sherman, L.M. Alexander and B.D. Gold (eds.), AAAS, Washington, D.C.
- Risk, M.J. and Muller, H.R. 1983. Porewater in coral heads: Evidence for nutrient regeneration. *Limnology and Oceanography* 28: 1004-1008.
- Risk, M.J., Van Wissen, F.A. and Beltran, J.C. 1992. Sclerochronology of Tobago corals: A record of the Orinoco? *Proceedings of the 7th International Coral Reef Symposium* 1: 156-161.
- Robblee, M.B., Barber, T.R., Carlson, P.R., Jr., Durako, M.J., Fourqurean, J.W., Muehlstein, L.K., Porter, D., Yarbrow, L.A., Zieman, R.T. and Zieman, J.C. 1991. Mass Mortality of the tropical seagrass *Thalassia testudinum* in Florida Bay (USA). *Marine Ecology Progress Series* 71: 297-299.
- Roberts, H.H. and Murray, S.P. 1983. Controls on reef development and the terrigenous-carbonate interface on a shallow shelf, Nicaragua (Central America). *Coral Reefs* 2: 71-80.
- Roberts, H.H., Rouse, L.J., Jr. and Walker, N.D. 1983. Evolution of cold-water stress conditions in high-latitude reef systems: Florida Reef Tract and the Bahama Banks. *Caribbean Journal of Science* 19: 55-60.
- Roberts, H.H. and Suhayda, J.N. 1983. Wave-current interactions on a shallow reef (Nicaragua, Central America). *Coral Reefs* 1: 209-214.

- Rogers, C.S. 1983. Sublethal and lethal effects of sediments applied to common Caribbean reef corals in the field. *Marine Pollution Bulletin* 14: 378-382.
- Rogers, C.S. 1990. Responses of coral reefs and reef organisms to sedimentation. *Marine Ecology Progress Series* 62: 185-202.
- Rogers, C.S., Garrison, G., Grober, R., Hillis, Z. and Franke, M.A. 1994. *Coral Reef Monitoring Manual for the Caribbean and Western Atlantic*. National Park Service, Virgin Islands National Park, St. John, USVI. 107 pp.
- Rosenfeld, J.K. 1979. Ammonium adsorption in nearshore anoxic sediments. *Limnology and Oceanography* 24: 356-364.
- Rublee, P.A., Lasker, H.R., Gottfried, M. and Roman, M.R. 1980. Production and bacterial colonization of mucus from the soft coral *Briareum asbestinum*. *Bulletin of Marine Science* 30: 888-893.
- Ryther, J.H. and Dunstan, W.M. 1971. Nitrogen, phosphorus, and eutrophication in the coastal marine environment. *Science* 171: 1008-1013.
- Saenger, P. and Holmes, N. 1992. Physiological, temperature tolerance, and behavioral differences between tropical and temperate organisms. Pp. 69-95 In: *Pollution in Tropical Aquatic Systems*. D.W. Connell and D.W. Hawker (eds.), CRC Press, Boca Raton, FL.
- Salm, R.V. 1984. Ecological boundaries for coral-reef reserves: Principles and guidelines. *Environmental Conservation* 11: 209-215.
- Schmidt, T.W. and Davis, G.E. 1978. *A summary of estuarine and marine water quality information collected in Everglades National Park, Biscayne National Monument, and adjacent estuaries from 1879 to 1977*. Report Series Number T-519, South Florida Research Center, Everglades National Park, Homestead, FL. 59 pp.
- Schomer, N.S. and Drew, R.D. 1982. *An Ecological Characterization of the Lower Everglades, Florida Bay and the Florida Keys*. U.S. Fish and Wildlife Service, Office of Biological Services, Washington, D.C. FWS/OBS-82/58.1. 246 pp.
- Schroeder, W.W. 1977. Current and hydrographic characterization of the south central insular shelf of Grand Bahama Island. *Proceedings of the 3rd International Coral Reef Symposium* 2: 518.
- Scoffin, T.P. 1993. The geological effects of hurricanes on coral reef and the interpretation of storm deposits. *Coral Reefs* 12: 203-321.
- Sealey, N. 1992. *Caribbean World: A complete geography*. Cambridge University Press, UK. 256 pp.
- Short, F.T., Davis, M.W., Gibson, R.A. and Zimmerman, C.F. 1985. Evidence for phosphorus limitation in carbonate sediments of the seagrass *Syringodium filiforme*. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 20: 419-430.
- Short, F.T., Dennison, W.C. and Capone, D.G. 1990. Phosphorus-limited growth of the tropical seagrass *Syringodium filiforme* in carbonate sediments. *Marine Ecology Progress Series* 62: 169-174.
- Silberstein, K., Chiffings, A.W. and McComb, A.J. 1986. The loss of seagrass in Cockburn Sound, Western Australia. III. The effect of epiphytes on productivity of *Posidonia australis* Hoof. F. *Aquatic Botany* 24: 355-371.
- Simonich, S.L. and Hites, R.A. 1995. Global distribution of persistent organochlorine compounds. *Science* 269: 1851-1854.
- Smith, N.P. 1994. Long-term Gulf-to-Atlantic transport through tidal channels in the Florida Keys. *Bulletin of Marine Science* 54: 602-609.
- Smith, S.V. 1984. Phosphorus versus nitrogen limitation in the marine environment. *Limnology and Oceanography* 29: 1149-1160.
- Smith, S.V., Kimmerer, W.J., Laws, E.A., Brock, R.E. and Walsh, T.W. 1981. Kaneohe Bay sewage diversion experiment: perspectives on ecosystem responses to nutrient perturbation. *Pacific Science* 35: 239-396.
- Smith, T.J., III and Robblee, M.B. 1994. Relationships of sport fisheries catches in Florida Bay to freshwater inflow from the Everglades. abstract. *Bulletin of Marine Science* 54: 1084.
- Sokal, R.R. and Rohlf, F.J. 1981. *Biometry*, 2nd edition. W.H. Freeman and Company, NY. 859 pp.
- Stoddart, D.R. 1969. Ecology and morphology of Recent coral reefs. *Biological Reviews* 44: 433-498.
- Sullivan, K.M., Chiappone, M., Delgado, G. and Schmitt, E. 1994. *Rapid Ecological Assessment Methodologies for Marine Ecosystems in the Tropical Western Atlantic*. The Nature Conservancy, Florida and Caribbean Marine Conservation Science Center, Coral Gables, FL. 153 pp.
- Swart, P.K., 1983. Carbon and oxygen isotope fractionation in Scleractinian corals: A review. *Earth-Science Reviews* 19: 51-80.
- Swart, P.K., Dodge, R.E. and Hudson, H.J. 1996. A 240-year stable oxygen and carbon isotopic record in a coral from South Florida: Implications for the prediction of precipitation in southern Florida. *Palaeos* 11: 362-375.
- Swart, P.K., Wilson, A.F. and Jell, J.S. 1983. Oxygen isotope variation on a lagoonal platform reef, Heron Island, Great Barrier Reef. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* 34: 813-819.
- Szmant, A.M., Ferrer, L.M. and Fitzgerald, L.M. 1990. Nitrogen excretion and O:N ratios in reef corals: Evidence for conservation of nitrogen. *Marine Biology* 104: 119-127.
- Szmant, A.M. and Forrester, A.F. 1996. Water column and sediment nitrogen and phosphorus distribution patterns in the Florida Keys, USA. *Coral Reefs* 15: 21-41.
- Szmant, A.M., Forrester, A. and Vargo, S.L. 1996. *Temporal and spatial patterns of nutrient and chlorophyll distribution: Florida Reef Tract, summer-fall 1992*. Final Report to The Nature Conservancy. SEAKEYS Program of the Florida Institute of Oceanography, St. Petersburg, FL. 179 pp.
- Szmant-Froelich, A. 1983. Functional aspects of nutrient cycling on coral reefs. Pp. 133-139 In: *The ecology of deep and shallow coral reefs*. M.L. Reaka (ed.), Symposia Series for Undersea Research, Volume 1, Number 1. NOAA's National Undersea Research Program, Washington, D.C.
- Telesniki, G.J. and Goldberg, W.M. 1995. Comparison of turbidity measurement by nephelometry and transmissometry and its relevance to water quality standards. *Bulletin of Marine Science* 57: 540-547.
- Tomascik, T. 1991. Settlement patterns of Caribbean scleractinian corals on artificial substrata along a eutrophication gradient, Barbados, West Indies. *Marine Ecology Progress Series* 77: 261-269.
- Tomascik, T. and Sander, F. 1985. Effects of eutrophication on reef-building corals. I. Growth rate of the reef-building coral *Montastrea annularis*. *Marine Biology* 87: 143-155.
- Tomascik, T. and Sander, F. 1987a. Effects of eutrophication on reef-building corals. III. Reproduction of the reef-building coral *Porites porites*. *Marine Biology* 94: 77-94.
- Tomascik, T. and Sander, F. 1987b. Effects of eutrophication on reef-building corals. II. Structure of scleractinian coral communities on fringing reefs, Barbados, West Indies. *Marine Biology* 94: 53-75.

- Tomasko, D.A. and Lapointe, B.E. 1991. Productivity and biomass of *Thalassia testudinum* as related to water column nutrient availability and epiphyte levels: Field observations and experimental studies. *Marine Ecology Progress Series* 75: 9-17.
- Tomasko, D.A. and Lapointe, B.E. 1994. An alternative hypothesis for the Florida Bay seagrass die-off. *Bulletin of Marine Science* 54: 1086.
- Towle, E.L., Rainey, W.E., LaBastille, A. and McEachern, J. 1973. *Report on terrestrial wildlife, marine habitats and management aspects of marine oriented recreation in the proposed Parque Nacional del Este*, Dominican Republic. Island Resources Foundation, St. Thomas, U.S. Virgin Islands.
- United Nations Environment Program (UNEP). 1994. Regional overview of land-based sources of pollution in the wider Caribbean region. *CEP Technical Report Number 33*, Caribbean Environment Programme, Kingston, Jamaica. 56 pp.
- U.S. Environmental Protection Agency (USEPA). 1983. *Ecological impacts of sewage discharges on coral reef communities*. Contract Number 68-01-5906, Office of Water Program Operations, Washington, D.C. 86 pp.
- U.S. Environmental Protection Agency (USEPA). 1991. Water quality protection program for the Florida Keys National Marine Sanctuary. Phase I Report. Office of Wetlands, Oceans, and Watersheds, Contract No. 68-C8-0105, Work Assignment 3-225. Continental Shelf Associates, Jupiter, FL.
- U.S. Environmental Protection Agency (USEPA). 1993. Water Quality Protection Program for the Florida Keys National Marine Sanctuary Program Document. Contract Number 68-C8-0134, Work Assignment 1. Oceans and Coastal Protection Division, Atlanta, GA. 162 pp.
- Valiela, I. 1991. Ecology of coastal ecosystems. Pp. 57-76 In: *Fundamentals of aquatic ecology*. R.S.K. Barnes and K.H. Mann (eds.), Blackwell Scientific Publications, Cambridge, MA.
- Valiela, I. 1995. *Marine Ecological Processes*, 2nd edition. Springer-Verlag, NY. 686 pp.
- Valiela, I., Costa, J., Foreman, K., Teal, J.M., Howes, B. and Aubrey, D. 1990. Transport of groundwater-borne nutrients from watersheds and their effects on coastal waters. *Biogeochemistry* 10: 177-197.
- Van't Hof, T. 1985. The economic benefits of marine parks and protected areas in the Caribbean region. *Proceedings of the 5th International Coral Reef Congress* 1: 551-556.
- Vaughan, T.W. 1918. The temperature of the Florida coral-reef tract. *Papers from the Tortugas Laboratory* Volume 9, Carnegie Institute of Washington Publication 9, pp. 319-339.
- Vega, M., Chiappone, M., Delgado, G.A., Wright, R. and Sullivan, K.M. 1996. *Evaluación Ecológica Integral: Parque Nacional del Este, República Dominicana. Tomo 2: Recursos Marinos*. Media Publishing, Nassau, Bahamas. 93 pp.
- Walker, D.I. and Ormond, R.F.G. 1982. Coral death from sewage and phosphate pollution at Aqaba, Red Sea. *Marine Pollution Bulletin* 13: 21-25.
- Walker, N.D., Roberts, H.H., Rouse, L.J., Jr. and Huh, O.K. 1982. Thermal history of reef-associated environments during a record cold-air outbreak event. *Coral Reefs* 1: 83-87.
- Walling, L.J. 1990. Montego Bay's marine park: The real bottom line. *Proceedings of the Gulf and Caribbean Fisheries Institute* 43: 561-570.
- Wang, J.D., van de Kreeke, J., Krishnan, N. and Smith, D. 1994. Wind and tide response in Florida Bay. *Bulletin of Marine Science* 54: 579-601.
- Weber, J.N., Deines, P., Weber, P. and Baker, P.A. 1976. Depth related changes in the C-13/C-12 ratio of skeletal carbonate deposited in the Caribbean reef-frame building coral *Montastraea annularis*: Further implications of a model for stable isotope fractionation by scleractinian corals. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 40: 31-39.
- Weber, J.N. and Woodhead, P.M.J. 1970. Carbon and oxygen isotope fractionation in the skeletal carbonate of reef-building corals. *Chemical Geology* 6: 93-117.
- Weber, J.N. and Woodhead, P.M.J. 1972. Temperature dependence of oxygen-18 concentration in reef coral carbonates. *Journal of Geophysical Research* 77: 463-473.
- Weil, S.M., Buddemeier, R.W., Smith, S.V. and Kroopnick, P.M. 1981. The stable isotopic composition of coral skeletons: Control by environmental variables. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 45: 1147-1153.
- Weiss, M.P. and D.A. Goddard. 1977. Man's impact on coastal reefs - An example from Venezuela. Pp. 111-124 In: *Reefs and related carbonates - Ecology and sedimentology*. S.H. Frost, M.P. Weiss and J.B. Saunders (eds.), AAPG, Tulsa, OK.
- Wellington, G.M. and Glynn, P.W. 1983. Environmental influences on skeletal banding in Eastern Pacific (Panamá) corals. *Coral Reefs* 1: 215-222.
- Wells, S.M. (editor). 1988. *Coral Reefs of the World, Volume 1: Atlantic and Eastern Pacific*. UNEP and IUCN Conservation Monitoring Centre, Cambridge, UK. 373 pp.
- Wiebe, W.J. 1985. Nitrogen dynamics on coral reefs. *Proceedings of the 5th International Coral Reef Congress* 3: 401-406.
- Williams, S.L., Gill, I.P. and Yarish, S.M. 1985. Nitrogen cycling in backreef sediments. *Proceedings of the 5th International Coral Reef Congress* 3: 389-394.
- Winter, A., Goenaga, C. and Maul, G.A. 1991. Carbon and oxygen isotope time series from an 18-year Caribbean reef coral. *Journal of Geophysical Research* 96: 16673-16678.
- Wittenberg, M. and Hunte, W. 1992. Effects of eutrophication and sedimentation on juvenile corals. I. Abundance, mortality and community structure. *Marine Biology* 112: 131-138.
- Wolanski, E. 1992. Hydrodynamics of tropical coastal marine systems. Pp. 3-27 In: *Pollution in Tropical Aquatic Systems*. D.W. Connell and D.W. Hawker (eds.), CRC Press, Boca Raton, FL.
- Yoshioka, P.M. and Yoshioka, B.B. 1989. Effects of wave energy, topographic relief and sediment transport on the distribution of shallow-water gorgonians of Puerto Rico. *Coral Reefs* 8: 145-152.
- Zar, J.H. 1996. *Biostatistical Analysis*, 3rd edition. Prentice Hall, NJ. 918 pp.

Glossary of Acronyms and Terms

- Alkaline phosphatase** - a surface enzyme that catalyzes the hydrolysis of phosphorus mono-esters (C-O-P), commonly found in the cell walls of algae and cell membranes of prokaryotes. The enzyme generally shows increased activity when internal phosphorus levels are low, thus representing a major mechanism to regenerate phosphate from organic sources in nutrient-depleted waters.
- Allochthonous nutrients** - new nutrients added from outside of a particular system, such as coastal upwelling and terrestrial runoff, that augment or offset losses.
- Anecdotal** - pertaining to short narratives or unpublished accounts of events.
- Anoxia** - extremely low oxygen levels, often resulting from stagnant conditions coupled with the decomposition of organic matter; sometimes defined when dissolved oxygen levels are below 1 milligram per liter.
- Anthropogenic** - an adjective that describes actions or phenomena that have a human origin. Nutrients that come from human sources, such as sewage, are described as being “anthropogenic.”
- Autochthonous nutrients** - regenerated nutrient stocks available within the system that are derived from local mineralization processes, such as nitrogen fixation.
- Barrier reef** - reefs adjacent to land masses and separated from them by a lagoon or channel of variable extent.
- BC** - Boca Chica.
- Benthic** - an adjective that means associated with or being on the sea bottom. Benthic organisms include those semi-permanently attached to the bottom (sessile epifauna), those able to move across the bottom (mobile epifauna), and those living in sediments (infauna).
- Biochemical oxygen demand** - a measure of the amount of oxygen consumed by living organisms (mainly bacteria) while utilizing organic matter, usually expressed in milligrams per liter.

Glosario

- Aguas subterráneas** - Aguas que se encuentran por debajo de la superficie y que a su vez forman parte del reservorio móvil de las aguas superficiales; agua presente en la zona de saturación del manto acuífero o suelo.
- Aguas residuales** - Aguas de calidad reducida que han sido usadas con algún propósito y posteriormente desechadas.
- Anecdótico** - Dícese de un recuento breve o relación inédita de eventos.
- Anoxia** - Niveles de oxígeno extremadamente bajos, usualmente como resultado de condiciones de estancamiento unido a la descomposición de materia orgánica; en ocasiones referido a niveles de oxígeno disuelto por debajo de 1mg/l.
- Antropogénico** - Adjetivo que describe acciones o fenómenos que tienen un origen humano; nutrientes provenientes de fuentes humanas, como los albañales o aguas negras, se describen como “antropogénicos.”
- Arrecife** - Montículo o elevación construido por desechos de rocas o formado por deposiciones de carbonato de calcio de los organismos marinos.
- Arrecife de barrera** - Arrecife adyacente a las formaciones terrestres, y separado de éstas por una laguna o canal de dimensiones variadas.
- BC** - Boca Chica.
- Bentónicos** - Adjetivo que significa asociado a ó en el fondo del mar. Los organismos bentónicos incluyen aquellos que se encuentran adheridos al fondo (epifauna sésil), organismos capaces de moverse por el fondo (epifauna móvil), y organismos que viven en los sedimentos (infauna).
- CTD** - Registrador de conductividad, temperatura, y profundidad.
- Calidad de agua** - Se define como: (1) un conjunto de concentraciones, especiaciones, y particiones físicas de sustancias orgánicas o inorgánicas; ó (2) composición y estado de la biota acuática de un cuerpo de agua. La calidad del ambiente acuático muestra variaciones temporales y espaciales debido a factores internos y externos al cuerpo de agua (Meybeck y Helmer, 1992).
- Circulación de Ekman** - Patrón de circulación de las masas de agua generado por vientos que produce giros verticales ciclónicos y anticiclónicos.
- Clorofila** - Pigmentos que median en la fotosíntesis, incluyendo clorofila *a*, *b*, *c*, *d*, y *e*, bacterioclorofila, y clorofila lorobium. También se define como una mezcla de clorofila-*a* (azul oscuro) y clorofila-*b* (amarillo verdosa) presente en las células de las algas verde-azules y embebidas en los cloroplastos de las algas verdes y plantas superiores.

Chlorophyll - any of the pigments that mediate photosynthesis, including chlorophyll a, b, c, d, and e, bacteriochlorophyll, and chlorobium chlorophyll. Also defined as a mixture of chlorophyll-a (dark blue) and chlorophyll-b (yellow-green) that occurs in the cells of blue-green algae and assembled in the chloroplasts of green algae and higher plants.

Community - an assemblage of species at a particular time and place.

Competition - the interaction among organisms for a necessary resource that is limiting or in short supply.

Contaminant - a substance whose presence is not normally expected in the environment, such as pesticides and other synthetic organic compounds (e.g. polychlorinated biphenyls, PCBs). A reasonable definition would exclude the presence of constituents in equilibrium with the natural system (e.g. dissolved oxygen and carbon dioxide in equilibrium with the atmosphere).

Continental shelf - that part of the ocean floor from the shoreline to a depth of about 200 m (660 feet).

CTD - conductivity, temperature, and depth recorder.

Current - water movements that result in the horizontal transport of water masses.

Degradation - referring to the gradual decrease in biomass or structure, but also changes in ecological processes.

$\delta^{13}\text{C}$ - stable carbon isotopic composition.

$\delta^{18}\text{O}$ - stable oxygen isotopic composition.

DIP - dissolved inorganic phosphorus, the bioavailable form of phosphorus in the marine environment; also referred to as phosphate or soluble reactive phosphorus.

Dissolved - this normally refers to ions that have dissociated and are co-ordinated with water molecules. It can also include ion pairs, organic matter as humic and fulvic acids with molecular weights in the hundreds and thousands, metal-organic matter complexes, water-soluble pesticides, and colloidal matter that includes organic matter, clays, and polymeric iron and aluminum oxides. Dissolved matter is operationally defined by the American Public Health Association as that material that passes through a 0.45 μM pore diameter filter.

Disturbance - an event that causes a significant change in an ecological system. Many disturbances are part of the natural cycle of ecosystems, such as a hurricane defoliating turtle grass beds, allowing other species to colonize an area. Human disturbances to natural systems tend to be selective (e.g. removal of large reef fishes via spear-fishing) or non-selective, acute or chronic, and accelerate or slow natural processes.

Diurnal - daily or every 24 hours. Diurnal variation can be studied to evaluate daily changes (dawn, dusk) in parameters such as temperature and dissolved oxygen.

DNP - Dirección Nacional de Parques.

DO - dissolved oxygen.

DOP - dissolved organic phosphorus.

Dredge and fill - to remove mud, sand, silt, etc. from an area and replace solid material elsewhere.

Ecosystem - all of the organisms in a given place interacting with their non-living environment. An assembly of mutually interacting organisms and their environment in which materials are interchanged in a largely cyclical manner.

Ecosystem health - a term referring to direct and indirect indicators of the structure and function of an ecosystem; this term can be analogous to human health, in that signs of disturbance or degradation are used to evaluate the vitality of the natural system.

Ecosystem integrity - a term that refers to the “intactness” of the ecosystem in terms of scale, function, and disturbance.

Competencia - Interacción entre organismos por un recurso necesario, que es escaso o limitado.

Comunidad - Conjunto de especies presentes en un lugar y tiempo específico.

Contaminante - Sustancia cuya presencia no es esperada normalmente en el ambiente, como son los pesticidas y otros compuestos orgánicos sintéticos (por ej., bifenoles policlorinados, y cloruros de polivinilo o PBC). Una definición razonable excluiría la presencia de constituyentes en equilibrio con el sistema natural (por ej., oxígeno disuelto y dióxido de carbón en el equilibrio con la atmósfera).

Corriente - Movimiento del agua que resulta en el transporte horizontal de las masas de agua.

DNP - Dirección Nacional de Parques (de la República Dominicana)

Degradación - Disminución gradual de biomasa o estructura; también cambios en los procesos ecológicos.

$\delta^{13}\text{C}$ - Composición isotópica del carbón estable.

$\delta^{18}\text{O}$ - Composición isotópica del oxígeno estable.

Demanda bioquímica de oxígeno (DBO) - Medida de la cantidad de oxígeno consumido por organismos vivos (principalmente bacterias) al utilizar la materia orgánica, comúnmente expresada en miligramos por litro.

Descarga de aguas subterráneas - Proceso de filtración del agua subterránea hacia los sedimentos superficiales del litoral, producido por el diferencial hidráulico entre el agua receptora y el agua subterránea de la masa terrestre adyacente; este proceso puede aportar varias veces más nutrientes a las aguas litorales que el drenaje fluvial o superficial.

Disuelto - Normalmente referido a iones que se han disociado y asociado con moléculas de agua. Puede incluir también pares iónicos, materia orgánica tal como el ácido fúlvico y húmico con pesos moleculares en los cientos y miles, complejos metálicos con materia orgánica, pesticidas solubles en agua, y materia coloidal como la materia orgánica, arcillas y polímeros de óxidos de aluminio e hierro. La materia disuelta es definida por la Asociación Estadounidense de Salud Pública como la materia que pasa a través de un filtro de diámetro de poro de 0.45 μM .

Diurno - Lo que ocurre durante las 24 horas; circadiano. Las variaciones diurnas se determinan para evaluar los cambios durante el día (al amanecer, y al anochecer, por ejemplo) de factores como la temperatura y el oxígeno disuelto. También se usa para designar lo ocurrido durante las horas de luz.

Diversidad - Término ecológico que describe la relación entre el número de especies en un área con su abundancia relativa.

Dragado y relleno - Remoción de lodo, arena, sedimentos, etc. de un área y su reemplazo con material sólido de otra parte.

Ecosistema - Organismos que habitan en un lugar determinado interactúan con su ambiente abiótico. Un conjunto de organismos interactuando entre sí y su ambiente circundante donde el intercambio de materia ocurre por lo general en forma cíclica.

Epífita - Plantas que viven sobre otro sustrato; frecuentemente referido a algas que crecen sobre las hojas de las hierbas marinas.

Estuario - Un sistema costero parcialmente cerrado donde se mezclan las aguas dulces y saladas; se define comúnmente por una salinidad variable menor que la promedio del agua de mar (< 35 ‰).

Eutroficación - Acumulación y crecimiento acelerado de fitoplancton y/o algas bentónicas en cuerpos de aguas (estanques, ríos, lagos) y áreas costeras (estuarios, zonas marinas litorales) a consecuencia del incremento del aporte de nutrientes (generalmente fósforo), usualmente asociado con actividades humanas. La definición *eutroficación crítica* es usada cuando el flujo neto de nutrientes limitantes incorporados en la biomasa de las plantas es tal que la tasa de producción de materia orgánica nueva excede la tasa neta de suministro de oxígeno necesario para oxidarla (Mee, 1988). También se conoce como eutrofización.

Eddy - a circular motion within a fluid current, resulting from turbulence, which can range in scale from centimeters to kilometers in diameter.

Ekman circulation - wind-driven circulation patterns of water masses, causing vertical cyclonic and anticyclonic turns.

Epiphyte - plants living on another substrate; often refers to algae growing on seagrass blades.

Estuary - a partially enclosed coastal embayment where fresh water and seawater meet and mix; usually defined by variable salinity less than average seawater (< 35 parts per thousand).

Eutrophic - derived from the Greek word meaning "well nourished"; describes a condition of excessive algal growth, often linked to anthropogenic nutrient addition. However, this can also be a natural process, such as the longer-term formation of coal and peat deposits.

Eutrophication - the accelerated growth and accumulation of phytoplankton and/or benthic algae in fresh water bodies (ponds, rivers, lakes) and coastal areas (estuaries, nearshore marine waters) from increased nutrient input (usually phosphorus), typically associated with human activities. The definition of *critical eutrophication* is when the net flux of limiting nutrients incorporated into plant biomass is such that the rate of production of new organic matter exceeds the net rate of oxygen supply needed to oxidize it (Mee, 1988).

Ground water - subsurface water that is part of the mobile surface reservoir; water occurring in the zone of saturation in an aquifer or soil.

ha - hectare, equal to 10,000 m² or 0.01 km².

Herbivore - an animal that consumes plant matter; examples of herbivores in Caribbean coastal areas are parrotfishes andurchins.

Holocene - the most recent age of the Quaternary, ranging from 10,000 years before present (y b.p.) to the present. Together with the Pleistocene (1x10⁶-1x10⁴ y b.p.), it constitutes the Quaternary sub-era.

Hurricane - a tropical cyclone with sustained wind speeds of at least 121 km/hr (75 mph).

Hydrology - referring to the cycling of water between rainfall, soils and wetlands, groundwater, and evaporation.

Hydroperiod - referring to annual and seasonal cycles of rainfall.

Hypersaline - Used to describe waters of greater salinity (> 35-37 ppt) than typical seawater.

Hypothermal - indicating a significant decrease in water temperature, often as a direct result of an atmospheric cold front; very common in the northerly areas of the tropical western Atlantic (e.g. Florida Keys, Bermuda), particularly in nearshore waters from November to March.

Hypoxia - low oxygen conditions, often a result of stagnant conditions coupled with the decomposition of organic matter; often defined when dissolved oxygen levels are below 2.0-2.5 mg/l.

Isotope - any of the set of atomic nuclei having the same number of protons but different number of neutrons.

Limiting nutrient - that nutrient available in an amount most closely approaching the critical minimum required to sustain a biological process, such as growth.

Mega-scale - processes occurring on the order of thousands of kilometers, as in ocean basin circulation.

Meso-scale - processes occurring on the order of 1-1000 kilometers, as in wind-driven currents and tidal currents.

mg/l - milligrams per liter.

Micromolar - equivalent to the number of microgram-atoms in 1 liter of solution, expressed as mg-at/l or μM.

μM - micro-molar.

Eutrófico - Derivado de la palabra griega que significa "bien nutrido"; describe una condición de excesivo crecimiento algal, frecuentemente vinculado al aporte antropogénico de nutrientes. Sin embargo, esto puede ser también un proceso natural, como es la formación a largo plazo de depósitos de turba y carbón.

FID - Fósforo inorgánico disuelto, forma de fósforo biodisponible en el ambiente marino; también conocido como fosfato o fósforo reactivo soluble.

FOD - Fósforo orgánico disuelto.

Fosfatasa alcalina - Enzima superficial que cataliza la hidrólisis del fósforo monoéster (C-O-P), usualmente encontrado en las paredes de la membranas de las algas y células de los procariontes. La enzima incrementa su actividad cuando los niveles internos del fósforo son bajos, lo que representan un mecanismo importante en la regeneración del fósforo a partir de fuentes orgánicas en ambientes de aguas escasas en nutrientes.

Fósforo - Uno de los dos nutrientes mas importantes de las plantas en las áreas costeras tropicales; considerado a menudo como el principal factor limitante en la producción primaria de ambientes carbonatados, reflejando un alto grado de adsorción por parte de las partículas del sedimento. Las principales fuentes naturales son la intemperización de rocas minerales y los afloramientos, mientras que las fuentes antropogénicas son los fertilizantes, los desechos animales, los albañales, el drenaje pluvial, y la minería del fosfato.

Fuentes - Actividades humanas que son la raíz de las perturbaciones en los ecosistemas o que amenazan la integridad del mismo. Como ejemplos tenemos las alteraciones hidrológicas y el tratamiento inadecuado de los albañales.

Fuentes no puntuales - Fuentes fluviales de contaminantes provenientes del arrastre pluvial o la filtración desde tierra como resultado de las actividades de uso de la tierra; también descritas como "difusas."

Megaescala - Procesos que ocurren en el orden de miles de kilómetros, como la circulación en la cuenca oceánica.

Herbívoro - Animal que consume materia orgánica vegetal; como ejemplo de herbívoros en áreas costeras del Caribe tenemos los peces loros y los erizos.

Hidrología - Término referido al ciclo del agua que abarca la precipitación, los suelos y humedales, el agua subterránea y la evaporación.

Hidroperíodo - Ciclos estacionales y anuales de precipitación.

Hipersalino - Utilizado para describir aguas de salinidad (> 35-37 ‰) mayor que la típica del agua de mar.

Hipotérmico - Referido a la disminución considerable de la temperatura del agua, frecuentemente como resultado directo de un frente frío atmosférico; muy común en las áreas nortes del Atlántico occidental tropical (por ej., Cayos de la Florida, Bermudas), particularmente en aguas litorales de noviembre a marzo.

Hipoxia - Condiciones de niveles bajos de oxígeno, generalmente el resultado del estancamiento del agua y la descomposición de la materia orgánica asociada al mismo; definida a menudo cuando los niveles de oxígeno disuelto se encuentran por debajo de 2.0-2.5 mg/l.

ha - Hectárea, equivalente a 10 000 m² ó 0.01 km².

Holoceno - El período más reciente de la Era Cuaternaria, abarcando los 10 000 años anteriores al presente. Junto con el Pleistoceno (1x10⁶-1x10⁴ años antes del presente), constituye la Sub-Era Cuaternaria.

Huracán - Ciclón tropical con velocidades sostenidas del viento de al menos 121 km/h (75 mph).

Integridad del ecosistema - Término referido al "estado intacto" de un ecosistema en cuanto a su magnitud, funcionamiento, y disturbio.

Isótopo - Los núcleos atómicos que tienen el mismo número de protones pero diferente número de neutrones.

mg/l - miligramos por litro.

Marea - Cambio periódico en el nivel del océano y otros cuerpos grandes de agua en respuesta a la atracción gravitacional de la luna, y en menor grado, del sol.

Molar - referring to a solution containing 1 mole ($=6.022 \times 10^{23}$ of atoms or molecules) of solute in 1 liter of solution, or gram-molecular weight per liter; represented by *M*. Also expressed as moles per liter (mol/l) or gram-atoms per liter (g-at/l).

N - nitrogen.

Nitrogen (N) - occurs prominently in all the spheres of the environment and can be the primary limiting nutrient to algal growth in coastal waters; used by organisms in amino acid (protein) synthesis, nucleic acid synthesis and development of metabolic cofactors. Speciation in seawater is complex because it can exist in nine oxidation states.

Non-point source - watershed sources of pollutants and contaminants that are contributed by runoff or percolation from land as a result of land-use activities; also described as "diffuse."

NTU - nephelometer turbidity unit.

Nutricación - the process of adding nutrients, namely nitrogen and phosphorus, in amounts exceeding natural levels; often results in shifts in dominance patterns and ecological processes associated with primary production.

Oligotrophic - containing little nutrient material; referring to a body of water with a deficiency of plant nutrients.

P - phosphorus.

Particulate - a general term that can include sediment and finer colloidal material that can only be removed from water by filtration, centrifugation, or coagulation (flocculation).

Phosphorus - one of two major plant nutrients in tropical coastal areas; often considered the major limiting factor in primary production in carbonate environments, reflecting a high degree of adsorption onto sediment particles. Major natural sources include weathering from rock minerals and upwelling, while anthropogenic sources are fertilizers, animal wastes, sewage, storm water runoff, and phosphate mining.

Plankton - those organisms free-floating or drifting in the water whose lateral and vertical movements are determined by water motion.

PNE - Parque Nacional del Este.

Point source - pollutants and contaminants that are discharged to surface or ground water from a defined source, such as industrial discharges, municipal effluent, concentrated feedlot runoff, or sewage outfalls.

Pollutants - substances or energy introduced by humans, directly or indirectly, that result in such deleterious effects as (i) harm to living resources, (ii) hazards to human health, (iii) hindrance to aquatic activities such as fishing, (iv) impairment of water quality with respect to its use in agricultural, industrial, and other economic activities, and (v) reduction of amenities (Meybeck and Helmer, 1992).

ppt - parts per thousand or ‰.

Precipitation - water that falls out of the atmosphere either as liquid or solid, expressed as the thickness of the liquid water precipitated.

Primary productivity - the rate at which energy is fixed to organic matter during photosynthesis; typically evaluated as gross (total productivity) and net (productivity - respiration). Note that coral reef ecosystems typically have high gross primary productivity, but low net productivity due to high respiration rates typical of the tropics.

Reef - a submarine mound or ridge constructed of rock debris or formed by calcium carbonate-depositing marine organisms.

Salinity - the total amount of dissolved material in marine or continental waters, with bromine (Br) and iodine (I) represented as chlorine (Cl), expressed in g/kg or parts per thousand (ppt or ‰).

Masa de agua - Cuerpo grande de agua de mar definido e identificado por su salinidad y temperatura.

Mesoescala - Procesos que ocurren en el orden de 1-1000 kilómetros, como son las corrientes generadas producidas por el viento y las corrientes de marea.

Micromolar - Equivalente al número de microgramo-átomos en 1 litro de solución, expresado como $\mu\text{g-at/l}$ ó μM .

μM - Micromolar.

Molar - Referido a una solución que contiene 1 mol ($= 6.022 \times 10^{23}$ átomos ó moléculas) de un soluto en 1 litro de solución, o molécula-gramo por litro; representado por *M*. También expresado como moles por litro (mol/l) o átomo-gramo por litro (at-g/l).

N - Nitrógeno.

Nt- Nitrógeno total

NTU - Unidad nefelométrica de turbidez.

Nutriente alóctono - Nutriente nuevo añadido desde afuera a un sistema en particular, como es el afloramiento costero y el drenaje terrestre, que aumenta o contrarresta las pérdidas.

Nutriente autóctono - Nutriente regenerado disponible dentro del sistema, derivado de procesos locales de mineralización, como es la fijación de nitrógeno.

Nutriente limitante - Nutriente disponible en una cantidad cercana al nivel crítico mínimo requerido para mantener un proceso biológico, como el crecimiento.

Nutricación - Proceso de aporte de nutrientes, específicamente nitrógeno y fósforo, en cantidades que exceden los niveles naturales; a menudo resulta en cambios en los patrones de dominancia y los procesos ecológicos asociados con la producción primaria.

OD - Oxígeno disuelto.

Oligotrófico - Que contiene escasos nutrientes; se refiere al cuerpo de agua con deficiencia de alimento para las plantas.

P - Fósforo

Plancton - Organismos que flotan libremente en el agua y son arrastrados por la corriente, y cuyos movimientos verticales y laterales están determinados por el movimiento del agua.

Plataforma continental - Parte del lecho oceánico que desde la costa hasta una profundidad de 200 m (660 pies).

PNE - Parque Nacional del Este.

Ppm - Partes por mil (‰).

Perturbación- Suceso que ocasiona un cambio notable en un sistema ecológico. Muchas perturbaciones son parte del ciclo natural del ecosistema, como el efecto del paso de huracanes al destruir praderas de hierbas marinas permitiendo que otras especies colonicen el área. Las perturbaciones humanas a sistemas naturales tienden a ser selectivas (extracción de grandes peces de arrecife por medio de la pesca con arpón) o no selectiva, aguda o crónica, y aceleran o disminuyen los procesos naturales.

Polutante - Introducción por el Hombre directa o indirecta de sustancias o energía que provocan deterioro del ambiente como (1) daño a los organismos, (2) peligro a la salud humana, (3) impedimentos a actividades acuáticas como la pesca, (4) afectación de la calidad del agua con el respecto a su uso agrícola, industrial, y otras actividades económicas, y (5) reducción de servicios (Meybeck y Helmer, 1992)

Precipitación - Agua que cae de la atmósfera, ya sea líquida o sólida, expresada como el espesor del agua líquida precipitada.

Productividad primaria - Tasa a la cual la energía se fija a en materia orgánica durante la fotosíntesis; generalmente evaluado como bruta (productividad total) y neta (productividad menos respiración). Nótese que los ecosistemas arrecifales generalmente poseen una alta productividad primaria bruta, pero una baja productividad neta debido a las altas tasas de respiración típicas de los trópicos.

Remolino - Movimiento circular dentro de la corriente de un fluido que resulta de la turbulencia y que puede alcanzar desde centímetros a kilómetros de diámetro.

Sediment - the layers of relatively finely divided matter covering the bottoms of rivers, streams, lakes, bays, estuaries, and oceans. The term is typically used to denote the larger particles entrained by moving water that will settle out when water loses its velocity and kinetic energy. Sediment typically consists of mixtures of fine-, medium- and coarse-grained materials, including clay, silt and sand, mixed with organic matter.

Sedimentation - deposition of waterborne particles resulting from a decrease in transport capacity.

Sources - human activities that are the root of stress on ecosystems or threaten ecosystem integrity. Examples include hydrologic alteration and inadequate waste-water treatment.

Species diversity - in ecology, a numerical measure combining the number of species in an area with their relative abundance.

Submarine groundwater discharge - the process of groundwater percolating up through nearshore sediments, driven by the hydraulic head differential between the receiving water and the water table on the adjacent land mass; this process can deliver several times more nutrients to nearshore waters than riverine discharge or surface runoff.

Suspended sediment - material moving in suspension in a fluid, due to the upward components of the turbulent currents or by colloidal suspension; also referred to as “suspended load.”

Temperature - the level of the internal kinetic energy of a system of particles or a body; the Celsius temperature is the difference between the thermodynamic temperature (expressed in kelvin, K) and 273.15 K.

Tide - the periodic change in the level of the ocean and other large water bodies in response to the gravitational attraction of the Moon, and to a lesser degree, of the Sun.

TN - total nitrogen.

TP - total phosphorus.

Trophic - referring to the means by which organisms obtain nutrition; the basic level is that of autotrophs, the second is the herbivore, and the succeeding levels are omnivores and carnivores.

Turbidity - a measure of the optical clarity of water; can be measured using several methods, most of which are not inter-correlated.

Waste water - water of reduced quality that has been used for some purpose and discarded.

Water mass - a large body of seawater defined and identifiable by its salinity and temperature.

Water quality - can be defined by: (i) a set of concentrations, speciations, and physical partitions of inorganic or organic substances; or (ii) the composition and state of aquatic biota found in a water body. The quality of the aquatic environment shows temporal and spatial variations due to factors internal and external to the water body (Meybeck and Helmer, 1992).

Watershed - land area that contributes runoff (drains) to a given point in a stream or river; synonymous with catchment and drainage or river basin.

Wind forcing - the physical movement of air masses over surface waters.

Salinidad - Cantidad total de material disuelto en las aguas marinas o continentales, con bromo (Br) and yodo (I) representados como cloro (Cl), expresado en g/kg o partes por mil (‰).

Salud del ecosistema - Término utilizado para referirse a indicadores directos e indirectos de la estructura y funcionamiento de un ecosistema; este término puede ser análogo a la salud humana, ya que señales de perturbación o degradación se usan para evaluar la vitalidad del sistema natural.

Sedimentación - Deposición de partículas acarreadas por el agua como resultado de la disminución de la capacidad de transporte.

Sedimento - Capas de materia finamente dividida que cubren los fondos de ríos, arroyos, lagos, bahías, estuarios, y océanos. El término se usa generalmente para denotar las partículas más grandes movidas por el agua que sedimentan cuando el agua pierde su velocidad y energía cinética. El sedimento consiste generalmente en una mezcla de material granulado fino, mediano o grueso, incluyendo la arcilla, el lodo y la arena, mezclados con materia orgánica.

Temperatura - Nivel de energía cinética interna de un sistema de partículas o un cuerpo; la temperatura en grados Celsius es la diferencia entre la temperatura termodinámica (expresada en grados Kelvin, K) y 273.15 K.

Trófico - Relacionado con la forma en que los organismos obtienen su alimento; el nivel básico es el de los autótrofos, el segundo el de los herbívoros, y los niveles sucesivos son omnívoros y carnívoros.

Turbidez - Medida de la claridad óptica del agua; puede medirse usando varios métodos, la mayoría de los cuales no están inter-correlacionados.



Appendices (Apéndices)

APPENDIX A. LOGISTICAL CHARACTERISTICS OF WATER QUALITY SAMPLING IN PARQUE NACIONAL DEL ESTE, DOMINICAN REPUBLIC, DURING 1996–97. APÉNDICE A. CARACTERÍSTICAS LOGÍSTICAS DE LOS MUESTREOS DE CALIDAD DE AGUA EN EL PARQUE NACIONAL DEL ESTE DURANTE 1996–97.

Method	Parameters	Time	Equipment	Personnel needed
Surface water quality	Salinity	5 minutes/station x 10 stations/day x 1 time/day	30 750-ml plastic bottles	Boat driver (1)
			1-2 liter Niskin bottle Conductivity/temperature/ oxygen probe	Bottle deployment (1) Salinity reading (1)
	Temperature (diurnal)	5 minutes/station x 10 stations/day x 2 times/day	30 750-ml plastic bottles	Boat driver (1)
			1-2 liter Niskin bottle Conductivity/temperature/ oxygen probe	Bottle deployment (1) Temperature reading (1)
	Dissolved oxygen (diurnal)	5 minutes/station x 10 stations/day x 2 times/day	30 750-ml plastic bottles	Boat driver (1)
			1-2 liter Niskin bottle Conductivity/temperature/ oxygen probe	Bottle deployment (1) Oxygen reading (1)
	Turbidity	5 minutes/station x 10 stations/day x 1 time/day	30 750-ml plastic bottles	Boat driver (1)
			1-2 liter Niskin bottle Turbidity meter and syringe	Bottle deployment (1) Turbidity reading (1)
	Total N and P	5 minutes/station x 10 stations/day x 1 time/day	30 250-ml plastic bottles	Boat driver (1)
			1-2 liter Niskin bottle Persulfate digestion materials Autoanalyzer materials	Bottle deployment (1) Lab analysis (1-2)
	Chlorophyll-a	5 minutes/station x 10 stations/day x 1 time/day	30 750-ml plastic bottles	Boat driver (1)
			1-2 liter Niskin bottle Cooler and aluminum foil Whatman GF/F filters and vacuum pump Tetrahydrofuran and methanol Fluorometer	Bottle deployment (1) Lab analysis (1-2)
Subsurface water quality	Temperature	10 min./reef x 5 reefs x 2 deployments/year	HOBO temperature data loggers	Boat driver (1)
			Plastic tie-wraps for fastening loggers Computer with software	Logger deployment (2)
Sediment deposition	Sedimentation rate	10 min./reef x 6 reefs x 1 deployment/month	3-in. diameter PVC traps	Boat driver (1)
			2-ft. ree-bar stakes Vacuum pump, Erlenmeyer flask Drying oven, 3-cm GF/F filters Electronic scale	Trap deployment (2) Lab analysis (1-2)

APPENDIX B. FIELD FORM USED FOR RECORDING SURFACE WATER QUALITY INFORMATION IN PARQUE NACIONAL DEL ESTE AND BOCA CHICA. **APÉNDICE B.** FORMULARIOS DE CAMPO PARA RECOGER LA INFORMACIÓN SOBRE LA CALIDAD DEL AGUA SUPERFICIAL EN EL PARQUE NACIONAL DEL ESTE Y BOCA CHICA.

Region: _____ Survey team: _____

Site name/code: _____ Time start/stop: _____

Latitude/longitude: _____ Depth (m): _____

Date: _____ Secchi disc depth (m): _____

Sample #	Salinity (ppt)	Temperature (°C)	Dissolved oxygen (mg/l)	Turbidity (NTU)

Bottle #	Total nitrogen (mM)	Total phosphorus (mM)	Filter #	Chlorophyll-a (mg/l)

b

APPENDIX C. LOGISTICAL CHARACTERISTICS OF SAMPLING CORALS FOR GROWTH AND ISOTOPIC COMPOSITION IN PARQUE NACIONAL DEL ESTE, DOMINICAN REPUBLIC, DURING 1996–97. THE VALUES BELOW REPRESENT THE EFFORT NEEDED TO EXTRACT AND ANALYZE 19 CORAL CORES. **APÉNDICE C.** CARACTERÍSTICAS LOGÍSTICAS DEL MUESTREO DE CRECIMIENTO DE LOS CORALES Y SU COMPOSICIÓN ISOTÓPICA EN EL PARQUE NACIONAL DEL ESTE, REPÚBLICA DOMINICANA, DURANTE 1996–1997. LOS VALORES QUE APARECEN A CONTINUACIÓN REPRESENTAN EL ESFUERZO REALIZADO PARA EXTRAER Y ANALIZAR 191 MUESTRAS TESTIGOS O NÚCLEOS DE CORALES.

Field (F) or Lab (L)	Task	Persons	Days	Hours/day	Total
F	Drilling cores (SCUBA diving)	3	10	9	270
L	Preparing cores (cutting & mounting)	1	2	9	18
L	X-raying cores	1	2	9	18
L	Printing of x-ray negatives	1	2	8	16
L	Measuring yearly coral growth rates	1	2	8	16
L	Sampling for stable isotopes	1	6	8	48
L	Running stable isotope samples	1	35	3	105
L	Correcting isotope data	1	3	8	24
L	Analyzing data	1	10	8	80

APPENDIX D. EQUIPMENT AND SUPPLIES NEEDED FOR CORAL GROWTH AND ISOTOPIC WORK IN PARQUE NACIONAL DEL ESTE, DOMINICAN REPUBLIC. **APÉNDICE D.** EQUIPOS Y MATERIALES UTILIZADOS PARA LA RECOLECCIÓN DE LAS MUESTRAS PARA DETERMINAR EL CRECIMIENTO DE LOS CORALES Y SU COMPOSICIÓN ISOTÓPICA EN EL PARQUE NACIONAL DEL ESTE.

Fieldwork

Hydraulic or pneumatic coring device
 Two-inch diameter core barrels
 Plexiglass core guide with nails
 Hammer
 Two large wrenches for breaking down core barrel
 WD-40 spray for cleaning equipment daily
 Core plugging supplies
 Cement
 Zip-lock bags for transporting sand to core hole
 Pre-cast cement plug
 Strip caulking
 Water collection bottles
 Water filters (0.45 micron) and syringe
 Packing material and duct tape for transportation

Lab-work

Epoxy and 2-in. x 4-in. wood blocks for core mounting
 Industrial grade mounted rock saw for cutting cores
 Standard medical x-ray machine
 Kodak Industrex x-ray film
 Development equipment for x-rays
 X-ray developer
 Glacial acetic acid
 Kodak rapid fix solution
 Photograph paper for printing from x-ray negatives
 Printing materials for x-rays (same as development)
 Modified mounted dental drill device
 Finnigan MAT 251 mass spectrometer

APPENDIX E. SEASONAL VARIATIONS IN SURFACE WATER QUALITY PARAMETERS FOR PARQUE NACIONAL DEL ESTE (PNE) AND BOCA CHICA. BD: BELOW DETECTION. APÉNDICE E. VARIACIÓN ESTACIONAL DE LAS VARIABLES DE CALIDAD DEL AGUA SUPERFICIAL EN EL PARQUE NACIONAL DEL ESTE (PNE) Y BOCA CHICA. BD: POR DEBAJO DEL NIVEL DE DETECCIÓN.

Parameter	PNE			Boca Chica		
	August	December	April	August	December	April
Salinity (ppt or ‰)						
Number of observations	40	40	40	10	10	10
Range	35.8-37.1	36.1-37.7	36.7-38.1	35.6-36.8	35.9-36.2	36.7-37.0
Median	36.2	36.8	37.3	36.6	36.1	36.9
10th percentile	35.9	36.3	37.0	35.6	35.9	36.7
25th percentile	36.0	36.4	37.2	35.9	35.9	36.8
75th percentile	36.5	37.2	37.5	36.8	36.2	36.9
90th percentile	36.7	37.5	37.7	36.8	36.2	36.9
Temperature (°C)						
Number of observations	80	80	80	20	20	20
Range	27.0-30.5	23.0-26.8	26.1-29.5	28.5-30.0	25.6-26.5	25.6-26.3
Median	28.3	25.9	27.3	29.0	26.3	26.1
10th percentile	27.6	24.5	26.8	28.5	25.9	25.9
25th percentile	27.6	25.1	27.0	28.9	26.0	26.0
75th percentile	29.0	26.2	27.7	29.4	26.3	26.1
90th percentile	29.3	26.4	28.6	29.5	26.4	26.2
Dissolved oxygen (mg/l)						
Number of observations	80	80	80	20	20	20
Range	2.80-6.20	4.17-7.56	3.39-6.77	4.10-5.00	4.27-6.65	4.80-5.85
Median	4.47	5.74	5.22	4.37	5.32	5.40
10th percentile	3.07	5.15	4.45	4.13	4.90	5.13
25th percentile	3.70	5.38	4.90	4.21	5.18	5.32
75th percentile	4.87	6.14	5.54	4.62	5.78	5.52
90th percentile	5.13	6.99	6.02	4.92	6.31	5.57
Turbidity (NTU)						
Number of observations	40	40	40	10	10	10
Range	0.12-0.76	0.08-0.90	0.09-2.42	0.16-0.41	0.12-0.24	0.05-0.14
Median	0.24	0.20	0.23	0.24	0.18	0.08
10th percentile	0.13	0.10	0.11	0.16	0.12	0.05
25th percentile	0.16	0.12	0.14	0.18	0.13	0.06
75th percentile	0.30	0.31	0.40	0.25	0.21	0.08
90th percentile	0.42	0.47	1.74	0.40	0.24	0.14

APPENDIX E. CONTINUED. *APÉNDICE E. CONTINUACIÓN.*

Parameter	PNE			Boca Chica		
	August	December	April	August	December	April
Total nitrogen (μM)						
Number of observations	40	40	40	10	10	10
Range	3.99-14.74	0.92-15.55	1.53-8.64	7.05-9.08	7.48-21.60	1.38-3.22
Median	7.02	5.22	4.21	7.80	14.96	2.27
10th percentile	5.81	2.71	1.81	7.08	7.57	1.43
25th percentile	6.24	3.66	2.74	7.38	8.59	1.90
75th percentile	8.61	9.09	5.22	8.01	16.15	2.43
90th percentile	10.06	12.45	6.85	8.98	21.25	3.15
Total phosphorus (μM)						
Number of observations	40	40	40	10	10	10
Range	0.03-0.21	0.01-0.35	bd-0.17	0.09-0.18	0.10-0.18	bd-0.09
Median	0.10	0.07	0.04	0.14	0.14	0.02
10th percentile	0.06	0.03	bd	0.09	0.10	bd
25th percentile	0.08	0.05	0.02	0.10	0.10	0.01
75th percentile	0.12	0.12	0.06	0.15	0.16	0.04
90th percentile	0.13	0.14	0.09	0.18	0.18	0.09
Chlorophyll-a ($\mu\text{g/l}$)						
Number of observations	40	40	38	10	10	10
Range	0.08-0.86	0.07-0.29	0.08-0.54	0.12-0.55	0.13-0.31	0.25-0.46
Median	0.22	0.17	0.21	0.29	0.24	0.34
10th percentile	0.12	0.08	0.10	0.13	0.13	0.25
25th percentile	0.13	0.11	0.15	0.18	0.18	0.28
75th percentile	0.33	0.26	0.28	0.33	0.25	0.43
90th percentile	0.43	0.29	0.43	0.53	0.31	0.46

APPENDIX F. SPATIAL VARIATIONS BY REGION IN SURFACE WATER QUALITY PARAMETERS FOR PARQUE NACIONAL DEL ESTE (PNE) AND BOCA CHICA. BD: BELOW DETECTION. *APÉNDICE F. VARIACIÓN ESPACIAL POR REGIÓN DE LAS VARIABLES DE CALIDAD DEL AGUA SUPERFICIAL EN EL PARQUE NACIONAL DEL ESTE (PNE) Y BOCA CHICA. BD: POR DEBAJO DEL NIVEL DE DETECCIÓN.*

Parameter	Boca Chica	NW PNE	W Isla Saona	SW Isla Saona	Canal de Catuano
Salinity (ppt or ‰)					
Number of observations	30	30	30	30	30
Range	35.6-37.0	35.8-37.7	36.0-37.3	36.0-37.4	35.8-38.1
Median	36.6	36.8	36.4	36.9	37.4
10th percentile	35.9	36.0	36.0	36.0	36.0
25th percentile	36.1	36.3	36.3	36.2	36.8
75th percentile	36.9	37.0	37.1	37.2	37.4
90th percentile	36.9	37.5	37.2	37.4	37.6
					37.8
Temperature (°C)					
Number of observations	60	60	60	60	60
Range	25.6-30.0	24.7-30.5	24.4-30.2	25.3-30.0	23.0-29.3
Median	26.3	26.9	27.1	27.3	27.5
10th percentile	26.0	25.7	25.8	25.9	24.3
25th percentile	26.0	26.2	26.2	26.3	25.3
75th percentile	29.0	28.4	28.2	27.9	28.3
90th percentile	29.0	29.1	29.3	28.5	29.1
Dissolved oxygen (mg/l)					
Number of observations	60	60	60	60	60
Range	4.10-6.65	2.90-6.08	3.33-7.14	2.80-7.36	3.87-7.56
Median	5.26	5.19	5.28	5.13	5.05
10th percentile	4.23	3.47	4.26	3.12	4.16
25th percentile	4.58	4.39	4.84	4.50	4.54
75th percentile	5.47	5.41	5.87	5.74	5.90
90th percentile	5.79	5.70	6.62	6.03	6.71
Turbidity (NTU)					
Number of observations	30	30	30	30	30
Range	0.05-0.41	0.08-2.42	0.09-1.31	0.10-0.32	0.21-0.64
Median	0.17	0.23	0.22	0.15	0.28
10th percentile	0.07	0.10	0.11	0.11	0.22
25th percentile	0.08	0.14	0.14	0.12	0.24
75th percentile	0.23	0.46	0.37	0.19	0.31
90th percentile	0.25	1.74	0.89	0.25	0.37

APPENDIX F. CONTINUED. *APÉNDICE F. CONTINUACIÓN.*

Parameter	Boca Chica	NW PNE	W Isla Saona	SW Isla Saona	Canal de Catuano
Total nitrogen (μM)					
Number of observations	30	30	30	30	30
Range	1.38-21.60	1.80-15.55	0.20-7.08	1.53-10.09	1.73-14.11
Median	7.64	6.82	4.70	4.80	7.32
10th percentile	1.95	4.02	2.21	2.71	1.98
25th percentile	2.42	4.82	2.93	3.33	5.13
75th percentile	9.15	9.26	5.87	6.00	9.04
90th percentile	16.21	12.49	6.79	7.79	11.23
Total phosphorus (μM)					
Number of observations	30	30	30	30	30
Range	bd-0.18	bd-0.35	0.01-0.14	0.01-0.14	bd-0.21
Median	0.10	0.10	0.07	0.07	0.07
10th percentile	0.01	bd	0.03	0.02	bd
25th percentile	0.28	0.03	0.04	0.04	0.05
75th percentile	0.15	0.12	0.09	0.11	0.09
90th percentile	0.18	0.20	0.12	0.13	0.13
Chlorophyll-a ($\mu\text{g/l}$)					
Number of observations	30	30	28	30	30
Range	0.12-0.55	0.10-0.86	0.08-0.47	0.11-0.29	0.07-0.40
Median	0.28	0.23	0.21	0.18	0.16
10th percentile	0.17	0.10	0.09	0.11	0.08
25th percentile	0.23	0.15	0.15	0.13	0.08
75th percentile	0.33	0.33	0.32	0.22	0.25
90th percentile	0.46	0.50	0.39	0.27	0.34

APPENDIX G. SPATIAL VARIATIONS BY DISTANCE FROM SHORE IN SURFACE WATER QUALITY PARAMETERS FOR PARQUE NACIONAL DEL ESTE. BD: BELOW DETECTION. *APÉNDICE G. VARIACIÓN CON LA DISTANCIA DE LA COSTA DE LAS VARIABLES DE CALIDAD DEL AGUA SUPERFICIAL EN EL PARQUE NACIONAL DEL ESTE. BD: POR DEBAJO DEL NIVEL DE DETECCIÓN.*

Parameter	Distance from shore				
	50 m	100 m	500 m	1 km	2 km
Salinity (ppt or ‰)					
Number of observations	18	18	18	18	18
Range	36.0-37.5	36.0-37.7	35.9-37.6	35.8-37.3	36.0-37.3
Median	36.6	36.7	36.8	36.8	36.8
10th percentile	36.1	36.0	35.9	35.8	36.0
25th percentile	36.1	36.2	36.3	36.4	36.3
75th percentile	37.2	37.1	37.1	37.1	37.1
90th percentile	37.4	37.4	37.3	37.2	37.2
Temperature (°C)					
Number of observations	36	36	36	36	36
Range	24.4-30.5	24.8-29.9	24.8-29.3	25.9-29.7	25.8-29.0
Median	27.5	27.4	27.2	27.0	26.9
10th percentile	24.9	25.5	25.8	25.9	25.8
25th percentile	26.3	26.2	26.2	26.1	26.2
75th percentile	28.5	28.3	28.2	28.0	28.0
90th percentile	29.8	29.1	28.7	28.4	28.4
Dissolved oxygen (mg/l)					
Number of observations	36	36	36	36	36
Range	2.97-7.36	2.90-7.05	3.07-6.26	3.03-5.97	2.80-5.90
Median	4.91	5.16	5.24	5.24	5.21
10th percentile	3.34	3.07	3.31	3.48	3.49
25th percentile	4.17	4.66	4.90	4.80	4.81
75th percentile	6.01	5.67	5.59	5.51	5.56
90th percentile	6.76	6.31	6.02	5.87	5.84
Turbidity (NTU)					
Number of observations	18	18	18	18	18
Range	0.23-2.42	0.12-1.76	0.11-0.63	0.10-0.28	0.08-0.22
Median	0.44	0.24	0.17	0.14	0.12
10th percentile	0.23	0.12	0.11	0.10	0.08
25th percentile	0.24	0.17	0.14	0.11	0.10
75th percentile	0.80	0.37	0.29	0.18	0.15
90th percentile	2.24	1.54	0.40	0.24	0.19

APPENDIX G. CONTINUED. APÉNDICE G. CONTINUACIÓN.

Parameter	Distance from shore				
	50 m	100 m	500 m	1 km	2 km
Total nitrogen (μM)					
Number of observations	18	18	18	18	18
Range	1.53-10.09	2.22-14.74	2.23-15.55	1.75-12.57	1.80-11.81
Median	6.05	5.28	5.07	5.43	5.16
10th percentile	1.73	2.29	2.29	1.81	1.89
25th percentile	4.05	3.67	3.20	3.82	3.27
75th percentile	6.84	6.34	6.79	7.15	6.80
90th percentile	9.73	9.51	7.88	10.07	8.72
Total phosphorus (μM)					
Number of observations	18	18	18	18	18
Range	bd-0.14	0.01-0.21	0.01-0.35	bd-0.25	0.03-0.13
Median	0.10	0.08	0.06	0.09	0.07
10th percentile	bd	0.01	0.01	bd	0.03
25th percentile	0.04	0.05	0.02	0.04	0.04
75th percentile	0.12	0.10	0.10	0.12	0.11
90th percentile	0.14	0.12	0.13	0.14	0.12
Chlorophyll-a ($\mu\text{g/l}$)					
Number of observations	17	17	18	18	18
Range	0.11-0.86	0.12-0.50	0.13-0.43	0.10-0.47	0.08-0.39
Median	0.17	0.26	0.22	0.20	0.17
10th percentile	0.11	0.12	0.13	0.10	0.08
25th percentile	0.13	0.21	0.16	0.14	0.10
75th percentile	0.20	0.29	0.29	0.28	0.25
90th percentile	0.53	0.45	0.42	0.42	0.29

APPENDIX H. SPATIAL VARIATIONS BY DISTANCE FROM SHORE IN SURFACE WATER QUALITY PARAMETERS FOR BOCA CHICA.
 BD: BELOW DETECTION. **APÉNDICE H. VARIACIÓN CON LA DISTANCIA DE LA COSTA DE LAS VARIABLES DE CALIDAD DEL AGUA**
SUPERFICIAL EN BOCA CHICA. BD: POR DEBAJO DEL NIVEL DE DETECCIÓN.

Parameter	Distance from shore				
	50 m	100 m	500 m	1 km	2 km
Salinity (ppt or ‰)					
Number of observations	6	6	6	6	6
Range	35.6-36.9	35.8-36.9	35.9-36.9	36.0-36.9	36.1-37.0
Median	36.6	36.2	36.6	36.8	36.6
10th percentile	35.6	35.8	35.9	36.0	36.1
25th percentile	35.7	35.9	36.0	36.1	36.1
75th percentile	36.8	36.7	36.9	36.9	36.9
90th percentile	36.9	36.9	36.9	36.9	36.9
Temperature (°C)					
Number of observations	12	12	12	12	12
Range	25.6-30.0	26.0-29.5	26.0-29.5	26.0-29.5	25.9-29.0
Median	26.3	26.2	26.3	26.3	26.4
10th percentile	25.6	26.0	26.0	26.0	25.9
25th percentile	25.9	26.1	26.0	26.0	26.0
75th percentile	28.7	28.7	29.0	29.0	28.9
90th percentile	29.4	29.0	29.0	29.2	29.0
Dissolved oxygen (mg/l)					
Number of observations	21	12	12	12	12
Range	4.17-6.65	4.10-6.27	4.37-6.31	4.13-5.79	4.23-5.80
Median	4.96	5.25	5.33	5.25	5.27
10th percentile	4.17	4.11	4.38	4.14	4.24
25th percentile	4.22	4.47	4.71	4.68	4.73
75th percentile	5.73	5.38	5.44	5.44	5.49
90th percentile	5.84	5.52	5.47	5.52	5.57
Turbidity (NTU)					
Number of observations	6	6	6	6	6
Range	0.08-0.41	0.07-0.30	0.08-0.25	0.05-0.21	0.06-0.21
Median	0.24	0.17	0.16	0.17	0.15
10th percentile	0.09	0.07	0.08	0.05	0.06
25th percentile	0.10	0.07	0.08	0.06	0.06
75th percentile	0.24	0.24	0.22	0.19	0.17
90th percentile	0.39	0.30	0.25	0.21	0.21

APPENDIX H. CONTINUED. *APÉNDICE H. CONTINUACIÓN.*

Parameter	Distance from shore				
	50 m	100 m	500 m	1 km	2 km
Total nitrogen (μM)					
Number of observations	6	6	6	6	6
Range	1.95-15.80	2.13-21.60	2.43-14.55	1.38-16.26	1.88-10.08
Median	7.65	8.49	7.42	7.76	7.42
10th percentile	2.00	2.16	2.44	1.56	1.89
25th percentile	2.06	2.20	2.46	1.84	1.90
75th percentile	7.98	15.87	8.82	13.54	8.17
90th percentile	15.02	21.25	14.01	16.17	9.91
Total phosphorus (μM)					
Number of observations	6	6	6	6	6
Range	0.02-0.16	0.01-0.18	0.01-0.18	bd-0.14	0.01-0.16
Median	0.10	0.11	0.15	0.10	0.12
10th percentile	0.02	0.01	0.01	0.01	0.02
25th percentile	0.02	0.02	0.01	0.02	0.03
75th percentile	0.14	0.17	0.16	0.11	0.14
90th percentile	0.16	0.18	0.18	0.14	0.16
Chlorophyll-a ($\mu\text{g/l}$)					
Number of observations	6	6	6	6	6
Range	0.13-0.46	0.17-0.46	0.17-0.44	0.12-0.55	0.25-0.32
Median	0.30	0.26	0.30	0.26	0.29
10th percentile	0.14	0.18	0.17	0.13	0.25
25th percentile	0.16	0.18	0.18	0.15	0.25
75th percentile	0.37	0.36	0.33	0.29	0.30
90th percentile	0.45	0.45	0.43	0.52	0.32

