

AMBIENTE Y DESARROLLO EN EL CARIBE COLOMBIANO

Vol. 3 N° 1 | Febrero, 2014.



UNIVERSIDAD DE BOGOTÁ
JORGE TADEO LOZANO

PUBLICACIÓN DE LA
UNIVERSIDAD JORGE TADEO LOZANO
SECCIONAL CARIBE

AMBIENTE Y DESARROLLO EN EL CARIBE COLOMBIANO



UNIVERSIDAD
JORGE TADEO LOZANO

ISSN 2215-8170

Vol. 3 N° 1 | Febrero, 2014.

AMBIENTE Y DESARROLLO EN EL CARIBE COLOMBIANO

Instituto Colombiano de Desarrollo Rural (Incoder)

REY ARIEL BORBÓN ARDILA

Gerente general

ANDRÉS FELIPE OCAMPO MARTÍNEZ

Subgerente encargado de Tierras Rurales

Asesores Incoder

MARTHA CARVAJALINO VILLEGAS
JULIO CÉSAR RODAS MONSALVE
LINA JOHANA RODRÍGUEZ ENCISO

Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano

JUAN CARLOS APONTE ROMERO

Director Seccional Caribe

IVÁN REY CARRASCO

Director Departamento de Ciencias Biológicas y Ambientales

LUISA MARINA NIÑO MARTÍNEZ

Directora Proyecto

Investigadores

CAMILA POSADA PELÁEZ
GIOVANNI GONZÁLEZ ARIAS
JUAN FELIPE ROMERO RENDÓN
CARLOS ALFONSO DEVIA CASTILLO
ADOLFO SAN JUAN MUÑOZ
GIOMAR AMINTA JÁUREGUI
LYDA MARCELA GRIJALBA BENDECK
CARMELO JAVIER LEÓN GONZÁLEZ
JAVIER DE LEÓN LEDESMA
PABLO EMILIO BELTRÁN GÓMEZ
LEONOR LONDOÑO ALGARAÍN
CARLOS ENRIQUE RUBIO GÓMEZ
JOHN ERICH RHENALS
JUAN CARLOS NIETO BELTRÁN
WALTER DORIA ARRIETA
MARIA JOSEFINA GONZÁLEZ JARAMILLO
AMELIA DEL PILAR PRADO HURTADO

Asistentes de investigación:

LINA MARIA ROJAS CARDONA
CATALINA JULIO GIRALDO
MARÍA PAULA MOLINA JIMÉNEZ
PAULO CÉSAR TIGREROS BENAVIDES
DARIO GERARDO ZAMBRANO
MARIA CAROLINA MORALES BUELVAS
OMAR SIERRA ROZO
LESLIE VANESSA CARRILLO PACHECO
CARLOS JULIO PINEDO
MAURICIO SARMIENTO PANCHO
JORGE ERNESTO SOLANO NOCUA
JOAQUÍN MORALES MORENO
OSCAR FABIAN QUINTERO AMADO

Auxiliares de investigación:

ROSANNA VALENCIA MANZI
JORGE ENRIQUE BERNAL GUTIÉRREZ
SORAYA CATALINA OSPINA SÁNCHEZ
LINA MEJÍA QUIÑONES

Estrategia de comunicación, diseño y publicidad

INDIRA ROMERO PEÑARANDA
LUIS CARLOS ZÚÑIGA LIÑÁN
MARÍA CRISTINA CORTÉS BARRIOS
FRANCYS LORENA CABALLERO POVEDA
LUIS NAPOLEÓN BARVALÓPEZ VELÁSQUEZ

Asistente de Proyecto

ANA FERNANDA ARRAUTH ARQUEZ

Enlace Comunidad - Proyecto

LADILUZ DE LA ROSA JULIO
YULIBETH MORELO BERRIO

Auxiliares Técnicos

JESSICA MARGARITA PÉREZ ARIZA
RAFAEL TRONCOSO RAMÍREZ
JAIME RAFAEL CARRANZA GRANADOS

Corrección de estilo y revisión de textos:

HENRY COLMENARES

Diseño y Diagramación:

LUIS NAPOLEÓN BARVALÓPEZ VELÁSQUEZ

Impresión: GRAFITEXT DIGITAL

Esta publicación es realizada en el marco del proyecto “Plan de Acción Integral como Estrategia de Administración de los Baldíos del Archipiélago de Nuestra Señora del Rosario y San Bernardo”, convenio de cooperación N°675 de 2012 (para el desarrollo de actividades científicas o tecnológicas, celebrado entre el Instituto Colombiano de Desarrollo Rural - Incoder y la Fundación Universidad Jorge Tadeo Lozano).

Las líneas de delimitación presentadas en los mapas son una representación gráfica aproximada, con fines ilustrativos y no expresan una posición de carácter oficial. Ni Incoder ni la Universidad Jorge Tadeo Lozano asumen ninguna responsabilidad sobre interpretaciones cartográficas que surjan a partir de éstas.

Todos los derechos reservados. Se autoriza la reproducción y difusión del material contenido en este documento para fines educativos u otros fines no comerciales, siempre que se cite claramente la fuente. Se prohíbe la reproducción de este documento para fines comerciales.

ISSN: 2215-8170

Citar como:

Incoder-UJTL. (2014). Visión integral de los Archipiélagos de Nuestra Señora del Rosario y de San Bernardo. Parte I. En: Ambiente y Desarrollo en el Caribe colombiano. 3 (1), 112 p.



MinAgricultura
Ministerio de Agricultura
y Desarrollo Rural

100 AÑOS

PROSPERIDAD
PARA TODOS



Plan de Acción Integral
para la Administración Sostenible de los Archipiélagos
Islas del Rosario y San Bernardo

Tabla de Contenido

1	ASPECTOS BIOFÍSICOS	12
1.1	LOCALIZACIÓN GEOGRÁFICA.....	12
1.2	1.2 CLIMA	13
1.2.1	Campos de vientos.....	13
1.2.2	Presión atmosférica	13
1.2.3	Temperatura ambiente.....	13
1.2.4	Precipitación y humedad relativa	16
1.2.5	Radiación solar y evaporación	16
1.2.6	Hidrografía	16
1.3	OCEANOGRAFÍA.....	16
1.3.1	Oceanografía geológica.....	16
1.3.2	Oceanografía física.....	20
1.3.3	Patrones de corrientes superficiales.....	20
1.3.3.1	Aportes fluviales y sedimentación	20
1.3.3.2	Temperatura superficial del mar	22
1.3.3.3	Oleaje	23
1.3.4	Oceanografía química	23
1.3.5	Oceanografía biológica	24
1.4	FACTORES DE VULNERABILIDAD.....	25
1.4.1	Amenaza sísmica.....	25
1.4.2	Huracanes	25
1.4.3	Mar de leva	26
1.4.4	Aumento en el nivel del mar.....	26
1.4.5	Erosión costera	27
1.5	ÁREAS PROTEGIDAS	28
1.5.1	Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo	28
1.5.2	Área Marina Protegida de los archipiélagos del Rosario y de San Bernardo	29
1.5.3	Valores objeto de conservación.....	31
1.6	ECOSISTEMAS TERRESTRES	32
1.7	ECOSISTEMAS MARINO COSTEROS.....	43
1.7.1	Lagunas costeras e interiores (humedales costeros)	43
1.7.2	Manglar	50
1.7.3	Litoral rocoso	58
1.7.4	Playas	60
1.7.5	Formaciones arrecifales coralinas.....	65

1.8 Cambios históricos y estado actual del ecosistema 78

1.8.1 Praderas de pastos marinos..... 79

1.8.2 Fondos blandos 84

1.8.3 Coberturas marinas..... 86

1.9 ESPECIES AMENAZADAS, EN VEDA E INVASORAS..... 88

1.9.1 Especies amenazadas y en veda 88

1.9.2 Especies introducidas e invasoras..... 91

1.10 RECURSOS PESQUEROS 92

1.10.1 Invertebrados 92

1.10.2 Peces..... 93

1.11 SERVICIOS ECOSISTÉMICOS 100

Lista de Figuras

FIGURA 1-1. LOCALIZACIÓN ÁREA DE ESTUDIO..... 14

FIGURA 1-2. POSICIÓN DE LA ZONA DE CONVERGENCIA INTERTROPICAL – ZCIT PARA: A) ESTACIÓN DE VIENTOS, B) ESTACIÓN DE LLUVIAS Y C) ÉPOCA DE TRANSICIÓN..... 15

FIGURA 1-3. TEMPERATURA AMBIENTE EN EL ÁREA DEL ARCHIPIÉLAGO DE NUESTRA SEÑORA DEL ROSARIO, PARA EL PERÍODO 1950-2005..... 15

FIGURA 1-4. MAPA GEOMORFOLÓGICO DEL ARCHIPIÉLAGO DE NUESTRA SEÑORA DEL ROSARIO. 17

FIGURA 1-5. MAPA GEOMORFOLÓGICO DEL ARCHIPIÉLAGO DE SAN BERNARDO. 17

FIGURA 1-6. MAPA BATIMÉTRICO DEL ARCHIPIÉLAGO NUESTRA SEÑORA DEL ROSARIO. 19

FIGURA 1-7. MAPA BATIMÉTRICO DEL ARCHIPIÉLAGO DE SAN BERNARDO..... 19

FIGURA 1-8. A. IMAGEN SATELITAL DE LA BAHÍA DE CARTAGENA (13 DE MARZO DE 2013). B. IMAGEN SATELITAL DE LA BAHÍA DE BARBACOAS (13 DE MARZO DE 2013)..... 21

FIGURA 1-9. FOTOGRAFÍA SATELITAL DEL ARCHIPIÉLAGO DE NUESTRA SEÑORA DEL ROSARIO Y ZONAS ALEDAÑAS. LAS FLECHAS INDICAN LAS FUENTES DE DESCARGA DE AGUAS DULCES PROVENIENTES DEL CANAL DEL DIQUE A TRAVÉS DE: A) BAHÍA DE CARTAGENA, B) LAS BOCAS DE LEQUERICA Y C) MATUNILLA. 22

FIGURA 1-10. ANÁLISIS DE LA TENDENCIA TEMPERATURA SUPERFICIAL DEL MAR PARA ISLA TESORO BASADO EN LOS DATOS HISTÓRICOS DEL REANÁLISIS (NCEP-NCAR) PARA EL PERÍODO COMPRENDIDO ENTRE 1950 Y 2010. 22

FIGURA 1-11. EROSIÓN EN ISLA GRANDE. 27

FIGURA 1-12. DELIMITACIÓN DEL ÁREA MARINA PROTEGIDA Y DEL PARQUE NACIONAL NATURAL CORALES DEL ROSARIO Y SAN BERNARDO. 30

FIGURA 1-13. DELIMITACIÓN PARQUE NACIONAL NATURAL CORALES DE PROFUNDIDAD. 31

FIGURA 1-14. COBERTURA ACTUAL CORRESPONDIENTE A BOSQUE SECO EN EL ARCHIPIÉLAGO DE NUESTRA SEÑORA DEL ROSARIO. AÑO 2013..... 34

FIGURA 1-15. COBERTURAS DE BOSQUE SECO, ARCHIPIÉLAGO DE SAN BERNARDO. 36

FIGURA 1-17. DETALLES DE VEGETACIÓN LOCAL: A) Y B) IMÁGENES DE ÁRBOLES DE CAUCHO BORDEANDO ÁREAS SIN VEGETACIÓN Y PRESENCIA DE BEJUCOS; C) LOS ÁRBOLES SON DE BAJO PORTE Y GENERALMENTE ESTÁN INCLINADOS. ESTA CONDICIÓN SE DEBE A LA POCA PROFUNDIDAD EFECTIVA DE LOS SUELOS DE LA ISLA; D) SE OBSERVA LA HOJARASCA SIN DESCOMPONER BAJO ELLOS EVIDENCIANDO BAJA OFERTA HÍDRICA (PRECIPITACIÓN). 39

FIGURA 1-18. A) TRONCO DE MATARRATÓN (*GRIRICIDIA SEPIUM*), SE OBSERVA EL DURÁMEN, QUE EVIDENCIA LA GRAN EDAD QUE PRESENTABA ESTE ÁRBOL (MÁS DE 50 AÑOS); B) DETALLE DE FOLLAJE DE INDIÓ DESNUDO (*BURSERA SIMARUBA*), C) HOJARASCA BAJO EL DOSEL DE LOS ÁRBOLES INDICADOR PROPIO DE VEGETACIÓN DE BOSQUE SECO; D) DETALLE DE FOLLAJE DE NARANJUELO DEL TOLIMA (*CAPPARIS ODORATISSIMA*). 39

FIGURA 1-19. A) SISTEMA RADICULAR DE ÁRBOL DE DIOMATE (*ASTRONIUM GRAVEOLENS*) CAÍDO POR EL VIENTO, SE EVIDENCIAN PROBLEMAS DE ANCLAJE POR BAJA PROFUNDIDAD EFECTIVA DEL SUELO, SE APRECIA MATERIAL PARENTAL BASADO EN CORALES, FUENTE DE ORIGEN DE LA ISLA; B) CERRAMIENTO CON ESTOCONES DE MATARRATÓN (*GRIRICIDIA SEPIUM*), ESTOS ESTOCONES POSTERIORMENTE DARÁN ORIGEN A ÁRBOLES; C) ÁRBOLES DE NIM (*AZADIRHASTHA INDICA*) ESPECIE INTRODUCIDA EN LA ISLA COMÚNMENTE UTILIZADA PARA SOMBRÍO; D) SISTEMA RADICULAR DE ÁRBOL ABATIDO POR EL VIENTO (ESPECIE SIN IDENTIFICAR). 40

FIGURA 1-20. CAMBIOS HISTÓRICOS DE COBERTURA EN ISLA GRANDE. 42

FIGURA 1-21. CAMBIOS HISTÓRICOS DE COBERTURA EN TINTIPÁN. 43

FIGURA 1-22. MAPA DE LA DISTRIBUCIÓN DE LAS LAGUNAS COSTERAS E INTERNAS DEL ARCHIPIÉLAGO DE NUESTRA SEÑORA DEL ROSARIO DEL AÑO 2013..... 46

FIGURA 1-23. MAPA DE LA DISTRIBUCIÓN DE LAS LAGUNAS COSTERAS DEL ARCHIPIÉLAGO DE SAN BERNARDO DEL AÑO 2013... 47

FIGURA 1-24. MAPA DE MANGLARES DEL ARCHIPIÉLAGO DE NUESTRA SEÑORA DEL ROSARIO..... 54

FIGURA 1-25. MAPA DE MANGLARES DEL ARCHIPIÉLAGO DE SAN BERNARDO. 55

FIGURA 1-26. LITORAL ROCOSO EN ISLA GRANDE, ARCHIPIÉLAGO DE NUESTRA SEÑORA DEL ROSARIO. 59

FIGURA 1-27. MAPA DE PLAYAS DEL ARCHIPIÉLAGO DE NUESTRA SEÑORA DEL ROSARIO DEL AÑO 2013. 63

FIGURA 1-28. MAPA DE PLAYAS DEL ARCHIPIÉLAGO DE SAN BERNARDO DEL AÑO 2013. 64

FIGURA 1-29. FORMACIONES ARRECIFALES DEL ARCHIPIÉLAGO DE NUESTRA SEÑORA DEL ROSARIO. 67

FIGURA 1-30. TENDENCIA DE LA COBERTURA (PROMEDIOS MULTIANUALES Y ERRORES ESTÁNDAR) DE LOS PRINCIPALES COMPONENTES DEL SUSTRATO ARRECIFAL, ALGAS Y CORALES DUROS, DURANTE LOS AÑOS DE MONITOREO SIMAC EN EL ARCHIPIÉLAGO DE NUESTRA SEÑORA DEL ROSARIO. 68

FIGURA 1-31. INCIDENCIA DE LOS EVENTOS DE BLANQUEAMIENTO Y LAS ENFERMEDADES SOBRE LAS FORMACIONES ARRECIFALES CORALINAS DEL ARCHIPIÉLAGO DE NUESTRA SEÑORA DEL ROSARIO. 68

FIGURA 1-32. CRONOLOGÍA DE EVENTOS DE BLANQUEAMIENTO CORALINO QUE HAN GENERADO MORTANDAD EN EL ARCHIPIÉLAGO NUESTRA SEÑORA DEL ROSARIO (GÓMEZ-CAMPO *ET AL.*, 2011, INVEMAR, 2011A NAVAS *ET AL.*, 2011, SÁNCHEZ, 2012). 70

FIGURA 1-33. COMPORTAMIENTO ANUAL DE LOS VALORES MENSUALES DE LA TEMPERATURA DEL AGUA SUPERFICIAL PARA CADA AÑO REGISTRADAS EN EL SISTEMA NACIONAL DE MONITOREO DE ARRECIFOS CORALINOS EN COLOMBIA SIMAC Y DE LA ESTACIÓN METEOCEANOGRÁFICA INSTALADA EN ISLA TESORO EN EL MARCO DEL PROYECTO INAP - CAD. (*) AÑOS DONDE SE HAN REPORTADO EVENTOS MASIVOS DE BLANQUEAMIENTO EN EL CARIBE. 71

FIGURA 1-34. CRONOLOGÍA DE OCURRENCIA DE ENFERMEDADES QUE HAN GENERADO MORTANDAD EN EL ARCHIPIÉLAGO NUESTRA SEÑORA DEL ROSARIO (PETERS, 1997, CITADO EN CENDALES *ET AL.*, 2002, INVEMAR 2011A NAVAS *ET AL.*, 2011). 72

FIGURA 1-35. FORMACIONES ARRECIFALES DEL ARCHIPIÉLAGO DE SAN BERNARDO. 75

FIGURA 1-36. TENDENCIA DE LA COBERTURA (PROMEDIOS MULTIANUALES Y ERRORES ESTÁNDAR) DE LOS PRINCIPALES COMPONENTES DEL SUSTRATO ARRECIFAL, ALGAS Y CORALES DUROS, DURANTE LOS AÑOS DE MONITOREO SIMAC EN EL ARCHIPIÉLAGO DE SAN BERNARDO. 76

FIGURA 1-37. INCIDENCIA DE LOS EVENTOS DE BLANQUEAMIENTO Y LAS ENFERMEDADES SOBRE LAS FORMACIONES ARRECIFALES CORALINAS DEL ARCHIPIÉLAGO DE SAN BERNARDO. 76

FIGURA 1-38. DISTRIBUCIÓN DE LAS PRADERAS DE PASTOS MARINOS EN EL ARCHIPIÉLAGO DE NUESTRA SEÑORA DEL ROSARIO. 80

FIGURA 1-39. DISTRIBUCIÓN DE LAS PRADERAS DE PASTOS MARINOS EN EL ARCHIPIÉLAGO DE SAN BERNARDO. 81

FIGURA 1-40. DISTRIBUCIÓN DE LOS FONDOS BLANDOS DEL ARCHIPIÉLAGO DE NUESTRA SEÑORA DEL ROSARIO EN EL AÑO 2013. 85

FIGURA 1-41. DISTRIBUCIÓN DE LOS FONDOS BLANDOS DEL ARCHIPIÉLAGO DE SAN BERNARDO EN EL AÑO 2013. 85

FIGURA 1-42. MAPA DE COBERTURAS MARINAS Y ZONAS ARRECIFALES DEL ARCHIPIÉLAGO DE NUESTRA SEÑORA DEL ROSARIO. 86

FIGURA 1-43. MAPA DE COBERTURAS MARINAS Y ZONAS ARRECIFALES DEL ARCHIPIÉLAGO DE SAN BERNARDO. 87

FIGURA 1-44. ESPECIES AMENAZADAS. 90

Lista de Tablas

TABLA 1-1. ISLAS DEL ARCHIPIÉLAGO DE NUESTRA SEÑORA DEL ROSARIO, CON SU RESPECTIVA ÁREA (TERRESTRE). LAS ÁREAS DE LAS ISLAS SE ESTIMARON A PARTIR DE LA CARTOGRAFÍA DEL PROYECTO. 12

TABLA 1-2. ISLAS DEL ARCHIPIÉLAGO DE SAN BERNARDO, CON SU RESPECTIVA ÁREA (TERRESTRE). LAS ÁREAS DE LAS ISLAS SE ESTIMARON A PARTIR DE LA CARTOGRAFÍA DEL PROYECTO. 13

TABLA 1-3. CARACTERÍSTICAS MICROBIOLÓGICAS DE LAS AGUAS DEL PNNCRSB DURANTE EL PERÍODO 2001-2009. 24

TABLA 1-4. EROSIÓN COSTERA ASOCIADA A LAS DIFERENTE GEOFORMAS EN LOS ARCHIPIÉLAGOS DE NUESTRA SEÑORA DEL ROSARIO Y DE SAN BERNARDO 28

TABLA 1-5. COBERTURAS POR ISLA Y ESTIMADO DE BOSQUE SECO TROPICAL. 33

TABLA 1-6. ÁRBOLES POTENCIALES, RELICTUALES E INTRODUCIDOS. 38

TABLA 1-7. COBERTURA HISTÓRICA DEL BOSQUE (HA) DE ISLA GRANDE Y TINTIPÁN..... 41

TABLA 1-8. LAGUNAS COSTERAS E INTERNAS DEL ARCHIPIÉLAGO DE NUESTRA SEÑORA DEL ROSARIO. 44

TABLA 1-9. LAGUNAS COSTERAS E INTERNAS DEL ARCHIPIÉLAGO DE SAN BERNARDO. 45

TABLA 1-10. VALORES DE LAS VARIABLES FÍSICOQUÍMICAS EN LAS LAGUNAS COSTERAS DEL ÁREA DE ESTUDIO (ARCHIPIÉLAGOS DE NUESTRA SEÑORA DEL ROSARIO Y DE SAN BERNARDO). 48

TABLA 1-11. ESPECIES DE INVERTEBRADOS ASOCIADOS A LAS LAGUNAS COSTERAS E INTERNAS DEL PNNCRSB..... 48

TABLA 1-12. CARACTERÍSTICAS ESTRUCTURALES DE LOS BOSQUES DE MANGLAR DE ALGUNAS DE LAS ISLAS DE LOS ARCHIPIÉLAGOS DE NUESTRA SEÑORA DEL ROSARIO Y DE SAN BERNARDO. RM: *R. MANGLE*; LR: *L. RACEMOSA*; CE: *C. ERECTUS*; AG: *A. GERMINANS*; D: DENSIDAD; AB: ÁREA BASAL; IVI: ÍNDICE DE VALOR DE IMPORTANCIA. 51

TABLA 1-13. MANGLAR EN LAS ISLAS DE LOS ARCHIPIÉLAGOS DE NUESTRA SEÑORA DEL ROSARIO DEL ROSARIO Y DE SAN BERNARDO. 52

TABLA 1-14. COBERTURA HISTÓRICA DEL MANGLAR (HA) DE ISLA GRANDE (NUESTRA SEÑORA DEL ROSARIO) E ISLA TINTIPÁN (SAN BERNARDO)..... 57

TABLA 1-15. CARACTERÍSTICAS MORFOLÓGICAS DE LAS PLAYAS EVALUADAS EN EL ARCHIPIÉLAGO DE SAN BERNARDO. 62

TABLA 1-16. CAMBIOS EN LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS QUE PROVEEN LAS FORMACIONES ARRECIFALES CORALINAS DE LOS ARCHIPIÉLAGOS DE NUESTRA SEÑORA DEL ROSARIO Y DE SAN BERNARDO, ASOCIADOS A LOS IMPACTOS SOBRE EL ECOSISTEMA. 78

TABLA 1-17. PRINCIPALES CARACTERÍSTICAS DE LAS PRADERAS DE PASTOS MARINOS EN DIFERENTES ÁREAS GEOGRÁFICAS. 81

TABLA 1-18. ESPECIES AMENAZADAS. 88

TABLA 1-19. INVERTEBRADOS REPORTADOS COMO RECURSOS PESQUEROS PARA EL PARQUE NACIONAL NATURAL CORALES DEL ROSARIO Y SAN BERNARDO. SE INCLUYE LA CATEGORÍA DE LAS ESPECIES CATALOGADAS COMO AMENAZADAS. 93

TABLA 1-20. RECURSOS PESQUEROS ÍCTICOS REPORTADOS PARA EL PARQUE NACIONAL NATURAL CORALES DEL ROSARIO Y SAN BERNARDO. SE INCLUYE LA CATEGORÍA DE LAS ESPECIES CATALOGADAS COMO AMENAZADAS (MAVDT, 2010, MEJÍA & ACERO, 2002). CR: EN PELIGRO CRÍTICO, DD: DATOS INSUFICIENTES, EN: EN PELIGRO DE EXTINCIÓN, NT: CASI AMENAZADO, VU: VULNERABLE. 94

TABLA 1-21. INDICADORES DEL NIVEL DE EXPLOTACIÓN DE *EUSTROMBUS GIGAS* EN LOS ARCHIPIÉLAGOS DE NUESTRA SEÑORA DEL ROSARIO Y DE SAN BERNARDO. 97

TABLA 1-22. CPUE DE *MITHRAX SPINOSISSIMUS* EN LOS ARCHIPIÉLAGOS DE NUESTRA SEÑORA DEL ROSARIO Y DE SAN BERNARDO. 98

TABLA 1-23. INDICADORES DEL NIVEL DE EXPLOTACIÓN DE *PANULIRUS ARGUS* EN LOS ARCHIPIÉLAGOS DE NUESTRA SEÑORA DEL ROSARIO Y DE SAN BERNARDO. 98

TABLA 1-24. INDICADORES DEL NIVEL DE EXPLOTACIÓN DE *OCYURUS CHRYSURUS* EN LOS ARCHIPIÉLAGOS DE NUESTRA SEÑORA DEL ROSARIO Y DE SAN BERNARDO. 99

TABLA 1-25. INDICADORES DEL NIVEL DE EXPLOTACIÓN DE *LUTJANUS SYNAGRIS* EN LOS ARCHIPIÉLAGOS DE NUESTRA SEÑORA DEL ROSARIO Y DE SAN BERNARDO. 100

TABLA 1-26. SERVICIOS ECOSISTÉMICOS QUE PROVEEN LOS ECOSITEMAS DE LOS ARCHIPIÉLAGOS DE NUESTRA SEÑORA DEL ROSARIO Y DE SAN BERNARDO. 101

INTRODUCCIÓN

La “Visión integral de los archipiélagos de Nuestra Señora del Rosario y de San Bernardo” describe a profundidad los antecedentes y situación actual de los aspectos biofísicos, sociales, culturales, económicos, normativos e institucionales, usos del territorio y los modelos de ocupación de las islas. Así mismo, hace énfasis en las causas y consecuencias de la problemática de cada uno de estos componentes que determina el estado de los ecosistemas y las condiciones de vida de las comunidades que habitan en los archipiélagos.

Este documento se originó a partir del análisis de fuentes secundarias y generó una cartografía actualizada de los ecosistemas presentes en el área de estudio. Para los casos de Isla Grande (Archipiélago de Nuestra Señora del Rosario) y Tintipán (Archipiélago de San Bernardo), se presentan unos mapas históricos de las coberturas terrestres y su transformación en las últimas décadas.

Como parte de esta investigación, se publican también el Atlas Ambiental de las Islas, y las cartillas de Flora del Bosque Seco y Manglar. Toda esta información se encuentra disponible en el Observatorio para el Desarrollo Sostenible de los archipiélagos de Nuestra Señora del Rosario y de San Bernardo, www.observatorioirsb.org, donde se pueden consultar los atributos espaciales de los mapas de forma interactiva a través del visor geográfico.

Este documento se publica en la revista seriada AMBIENTE Y DESARROLLO DEL CARIBE COLOMBIANO, Volumen 3 No. 1 y 2, de la Universidad Jorge Tadeo Lozano, seccional Caribe, con el fin de contribuir al proceso de crítica constructiva de las políticas públicas dirigidas a detener y revertir el deterioro del ambiente y de los recursos naturales costeros.

En la primera parte de este volumen, están contenidos los aspectos biofísicos de los archipiélagos de Nuestra Señora del Rosario y de San Bernardo, explicando detalladamente la composición de cada uno de los ecosistemas presentes en esta área insular y los servicios que estos prestan. También se analizan las figuras de protección presentes en las islas, se presenta un paralelo de los usos históricos y actuales de los recursos naturales, e igualmente se incluye una evaluación de los recursos pesqueros, con miras a lograr la sostenibilidad de los recursos naturales.

La segunda parte abarca tres componentes. El primero, estudia el aspecto sociocultural de los habitantes de los archipiélagos, a través de la exposición de temas relacionados con la historia de los asentamientos de las Islas, el crecimiento demográfico, la calidad de vida de sus habitantes (salud, educación, servicios públicos) y su desarrollo antropológico. En el segundo componente, se explica el marco jurídico que tiene pertinencia en los archipiélagos y el análisis de los usos del territorio y de los modelos de ocupación. En el último componente, se analizan los aspectos relativos a la gobernabilidad, la dimensión política nacional, regional y local desde las competencias de las instituciones que tienen directa incidencia en la zona.

1 ASPECTOS BIOFÍSICOS

1.1 LOCALIZACIÓN GEOGRÁFICA

Los archipiélagos de Nuestra Señora del Rosario y de San Bernardo hacen parte de la *Unidad Integral de Planificación y de Ordenamiento Ambiental Territorial*, Caribe continental (DNP, 2008). El primero, ubicado frente al departamento de Bolívar entre los 10° 15' y 9° 35' de latitud norte (PNN, 2011), hace parte de la Unidad Ambiental Costera del río Magdalena (Alonso *et al.*, 2003), mientras que el segundo, ubicado frente al departamento de Sucre entre los 75° 47" y 75° 50" de longitud oeste (PNN, 2011), hace parte de la Unidad Ambiental Costera Estuarina del río Sinú y el golfo de Morrosquillo (Alonso *et al.*, 2003) (Figura 1-1).

El archipiélago de Nuestra Señora del Rosario está formado por 31 islas, cayos e islotes (Tabla 1-1) que corresponden a antiguos arrecifes coralinos, situados por encima del nivel marino (2-3 m), formados durante la última transgresión marina (Lablè & Cuignon, 1987 citado en Sánchez-Páez *et al.*, 1997).

Tabla 1-1. Islas del archipiélago de Nuestra Señora del Rosario, con su respectiva área (terrestre). Las áreas de las islas se estimaron a partir de la cartografía del proyecto.

No.	Isla	Área (ha)	N°	Isla	Área (ha)
1	Arena	1,6993	17	No Te Vendo	-
2	Bonaire	0,1561	18	Pavitos	0,7622
3	Caguamo	0,1756	19	Pelicano	0,0615
4	Caribará (Isleta)	17,0054	20	Perra	0,4866
5	Fiesta	0,1981	21	Peñón Pelao	0,1407
6	Gigi	0,7349	22	Pirata	1,7052
7	Gloria	0,0934	23	Rosario	93,2081
8	Grande	201,7589	24	San Quintín	0,0925
9	India	0,2582	25	San Antonio de Pajarales	0,2673
10	Kaloha	0,1176	26	San Juan de Pajarales	0,3216
11	Latifundio	0,0629	27	San Martín de Pajarales	0,8086
12	Macabí	0,9901	28	Santa Lucía	0,0436
13	Majayura	0,1453	29	Tambito	0,0818
14	María del Mar	0,0430	30	Tesoro	4,7217
15	Minifundio	0,0127	31	Yomarah	0,0309
16	Naval	5,3688			

El archipiélago de San Bernardo es un conjunto de 10 islas (Tabla 1-2) que fueron originadas por vulcanismo y plutonismo de lodos (Duque & Gómez, 1983).

Los archipiélagos de Nuestra Señora del Rosario y de San Bernardo están declarados como área protegida bajo dos figuras de protección, una como Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo, declarado como tal en el año de 1977 (acuerdo N° 26 de 1977 del Inderena) y otra como Área Marina Protegida (resolución 0679 de 2005 del Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial).

Tabla 1-2. Islas del archipiélago de San Bernardo, con su respectiva área (terrestre). Las áreas de las islas se estimaron a partir de la cartografía del proyecto.

No.	Isla	Área (ha)
1	Boquerón	12,3283
2	Palma	28,5461
3	Panda	3,0235
4	Mangle	3,8730
5	Ceycén	12,5806
6	Cabruna	0,4500
7	Tintipán	315,6454
8	Maravilla	0,0234
9	Múcura	30,9494
10	Islote	1,2736

1.2 CLIMA

1.2.1 Campos de vientos

El clima del Caribe colombiano puede ser explicado en términos del viento y la precipitación y de su variabilidad espacial y temporal (Andrade, 2001) y está modulado por los desplazamientos norte-sur de la Zona de Convergencia Intertropical (ZCIT) (Andrade, 2000 citado en Invemar, 2003; Andrade, 2001). En la estación seca, la ZCIT se encuentra en posición meridional y los vientos alisios soplan del noreste de manera constante y fuerte, y por el contrario, cuando está en posición septentrional (estación lluviosa), estos cambian por vientos de poca fuerza y de dirección variable (Pujos *et al.*, 1986).

Para la cuenca del Caribe, las principales corrientes de vientos en chorros superficiales atmosféricos son el chorro superficial de San Andrés y el chorro del Chocó (Andrade, 2001; Bernal *et al.*, 2006 citado en Gutiérrez *et al.*, 2010) (Figura 1-2). El primero, asociado directamente con los alisios del noreste, alcanza sus mayores velocidades de diciembre a febrero y de junio a agosto (hasta 10 m/s) y las menores entre septiembre y noviembre (6 m/s) (Gutiérrez *et al.*, 2010), mientras que el segundo alcanza menores velocidades y está relacionado con los patrones de precipitación y la ocurrencia de sistemas convectivos de mesoescala en Colombia (Poveda & Mesa, 1999; 2000 citado en Gutiérrez *et al.*, 2010).

1.2.2 Presión atmosférica

A partir de un análisis de datos históricos de 59 años, registrados en áreas próximas a Isla Tesoro (archipiélago de Nuestra Señora del Rosario), Gutiérrez *et al.* (2010) determinaron que la presión atmosférica oscila entre 1002,4 y 1004,2 hPa, con un promedio de 1003,5 hPa.

1.2.3 Temperatura ambiente

El Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo cuenta con un clima cálido y un promedio de temperatura de 27,8 °C (UAESPNN, 2006). A partir del análisis de la tendencia

climática para Isla Tesoro (archipiélago de Nuestra Señora del Rosario) basado en los datos históricos para el período comprendido entre 1950 y 2009, Gutiérrez *et al.* (2010) encontraron que en este período la temperatura ambiente varió entre 26,2 y 27,4 °C con un promedio de 26,8 °C y señalan que este parámetro tiende al aumento (Figura 1-3).

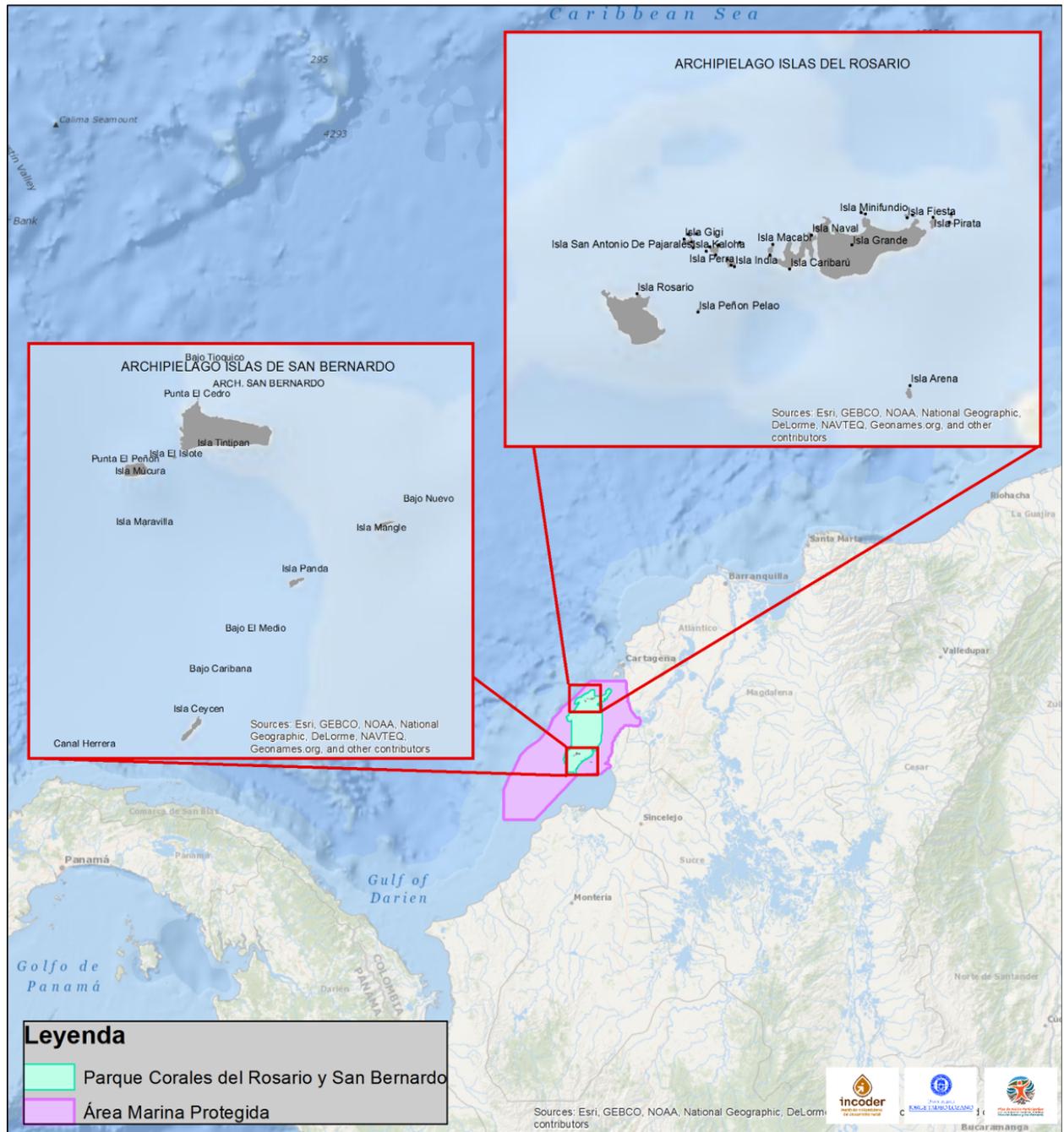
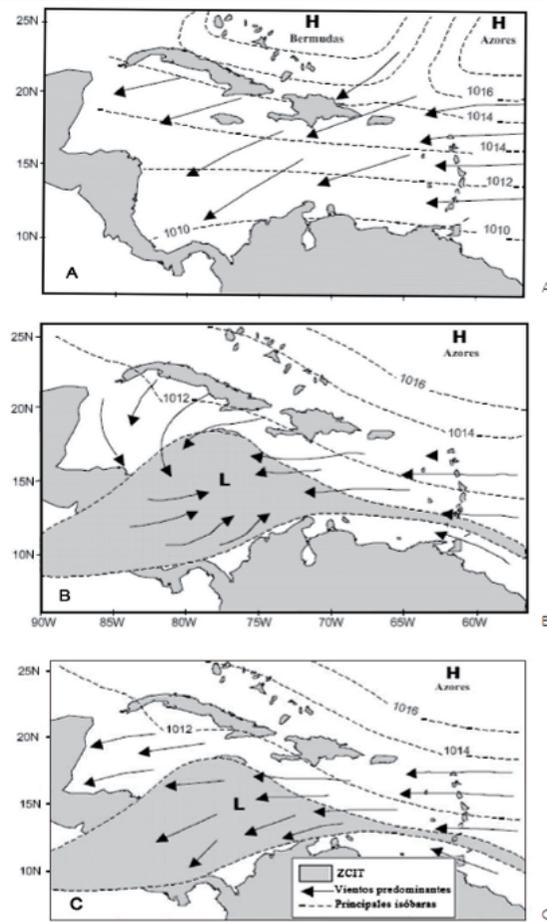
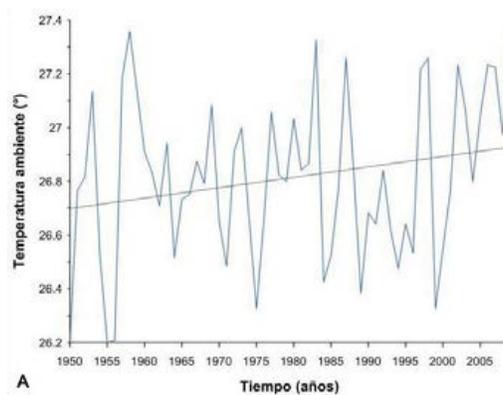


Figura 1-1. Localización área de estudio.



Fuente: Tomado y modificado de Andrade 2001 citado en Gutiérrez *et al.*, 2010.

Figura 1-2. Posición de la Zona de Convergencia Intertropical – ZCIT para: A) estación de vientos, B) estación de lluvias y C) época de transición.



Fuente: Gutiérrez *et al.*, 2010.

Figura 1-3. Temperatura ambiente en el área del archipiélago de Nuestra Señora del Rosario, para el período 1950-2005.

1.2.4 Precipitación y humedad relativa

En el Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo (PNNCRSB) durante todo el año, con excepción al mes de octubre, hay un déficit de agua debido a que las lluvias son escasas, siendo el promedio de precipitación anual de 916 mm (UAESPNN, 2006). Entre junio y julio se presenta un período que se caracteriza por ser una época seca con muy pocas o nulas precipitaciones conocido como “Veranillo de San Juan” y posteriormente entre julio y noviembre de 2009 se presenta un período de precipitaciones que finaliza en noviembre con la llegada de la época de vientos (Gutiérrez *et al.*, 2010). El PNNCRSB cuenta con una humedad relativa de entre 80 y 85 % (UAESPNN, 2006).

1.2.5 Radiación solar y evaporación

Al analizar datos históricos del período 1950-2005, Gutiérrez *et al.* (2010) determinaron que en el archipiélago de Nuestra Señora del Rosario, la radiación solar varía entre 461,5 y 468,3 w/m², con un promedio de 465,3 w/m² y señalan que este parámetro tiende al aumento. Marzo es el mes de mayor evaporación, con un promedio de unos 194 mm/mes y los meses con más baja evaporación son septiembre, octubre y noviembre, siendo este último el de menor evaporación con 132 mm/mes (CARDIQUE-UJTL, 2010).

1.2.6 Hidrografía

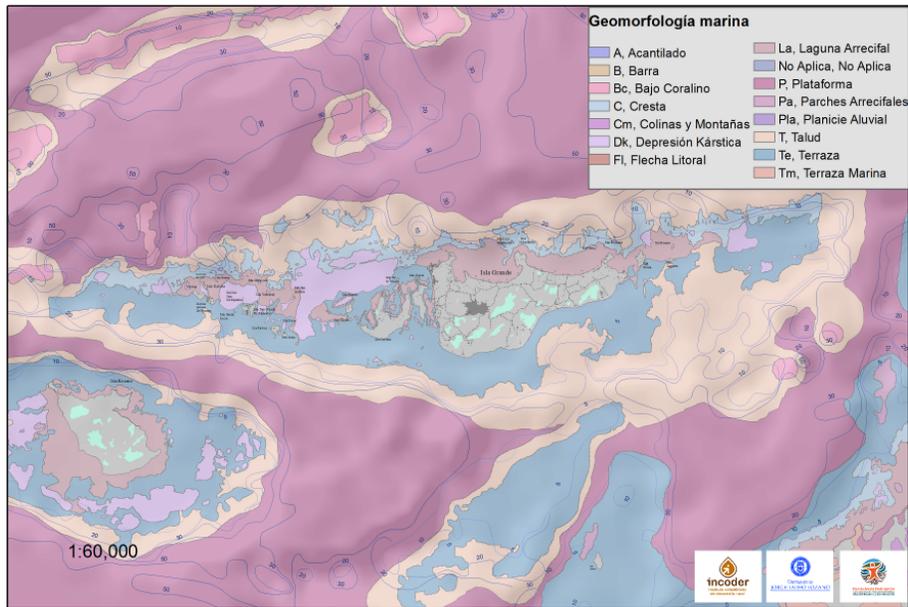
Los principales aportes de aguas continentales que influyen sobre el área de estudio son los siguientes: el río Magdalena y canal del Dique, el río Sinú y el golfo de Morrosquillo con su sistema de caños y arroyos, así como el aporte de aguas de Cartagena e isla Barú (Becerra *et al.*, 1998; Invemar, 2002). La cuenca del río Sinú aporta un caudal promedio por año de 343,68 m³/seg., así como sólidos suspendidos totales de 5.249,2 Tn/día (Invemar, 2002; Invemar, 2003), el cual en cierta época del año presenta una marcada influencia sobre el archipiélago de San Bernardo y sus alrededores. De igual forma el canal del Dique a través de los caños Matunilla y Lequerica aportan agua y sedimentos a la bahía de Barbacoas, y a partir de allí, influyen en el conjunto de islas de los archipiélagos de Nuestra Señora del Rosario y de San Bernardo, y el área entre punta Comisario y punta San Bernardo (Leblanc 1988; Rincón-Díaz 2002; Ulloa-Delgado *et al.*, 2002 citado en UAESPNN, 2006).

1.3 OCEANOGRAFÍA

1.3.1 Oceanografía geológica

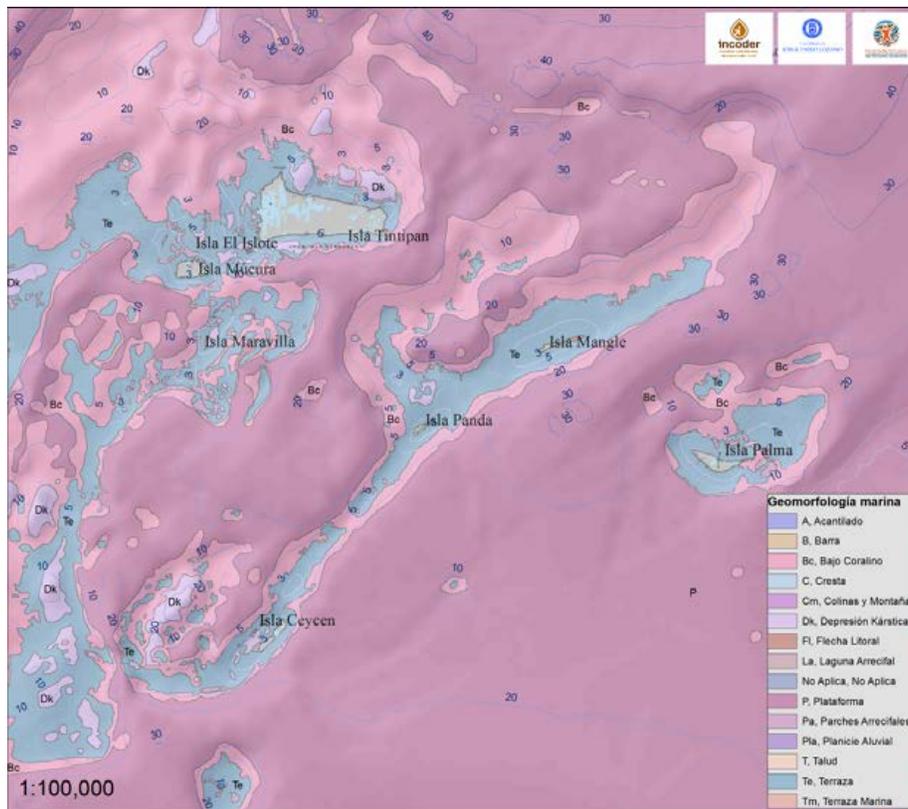
Origen y evolución geológica

Los archipiélagos de Nuestra Señora del Rosario y de San Bernardo se ubican al occidente de la falla denominada “Cinturón del Sinú” (Idárraga-García & Gómez-Velásquez, 2011), en un terreno compuesto por rocas sedimentarias (Ingeominas, 2003 citado en Idárraga-García & Gómez-Velásquez, 2011) y que se caracteriza por su intensa actividad diapírica (Duque-Caro, 1994 citado en Idárraga-García & Gómez-Velásquez, 2011).



Fuente: adaptado de Inveemar *et al.*, 2003.

Figura 1-4. Mapa geomorfológico del archipiélago de Nuestra Señora del Rosario.



Fuente: adaptado de Inveemar *et al.*, 2003

Figura 1-5. Mapa geomorfológico del archipiélago de San Bernardo.

Para poder explicar el emplazamiento de los sustratos calcáreos por encima del nivel del mar, diversos autores han planteado que esto es el resultado de diversos procesos entre los cuales se encuentran; diapirismo de lodo¹ (Vernette, 1985; Vernet & Klingebiel, 1988; Vernet *et al.*, 1992, citado en Idárraga-García & Gómez-Velásquez, 2011), levantamientos de origen tectónico (Martínez *et al.*, 2010, citado en Idárraga-García & Gómez-Velásquez, 2011), cambios en el nivel del mar y procesos biogénicos (López-Victoria, 1999; Javelaud, 1987; Invemar, 2001 citado en Idárraga-García & Gómez-Velásquez, 2011).

Geomorfología

Según Vernet (1985), los archipiélagos de Nuestra Señora del Rosario y de San Bernardo, son estructuras de alto relieve levantadas por deformación de la plataforma, debido al efecto del diapirismo (volcanes de lodo) durante la actividad orogénica que se inicia hacia el Mioceno (más de 5 millones de años) y que continúa hoy en día. Vernet en Flores & Etter, 2003, afirma que cuando la plataforma se acercó a la zona fótica se desarrollaron arrecifes coralinos en las cimas de la plataforma, especialmente durante el período de máximo nivel del mar (4000 a 5000 años). Posteriormente ocurrió un ligero descenso del nivel medio del mar hasta el nivel actual, lo que provocó la emersión de las terrazas coralinas (Invemar, 2003 citado en Cardique-UJTL, 2010).

Las unidades geomorfológicas asociadas a costas bajas existentes en el Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo son pantanos de manglar, planicies aluviales, lagunas costeras, playas, terrazas arrecifales y terrazas marinas.

Para el archipiélago de Nuestra Señora del Rosario se han definido las siguientes unidades geomorfológicas: arrecife franjeante, bajo, cuenca lagunar con arrecife de parche, depresión karkásica, parches arrecifales, terraza coralina y vertiente (Figura 1-4). Para el archipiélago de San Bernardo, se han definido las siguientes unidades geomorfológicas: lagunas costeras, pantanos de manglar, playas, relleno antrópico, flecha litoral, terraza, terraza coralina y vertiente (Figura 1-5).

Morfología submarina

Según Rangel-Buitrago (2011), el PNNCRSB comprende en su totalidad la plataforma continental adyacente a los 20 km de costa comprendidos entre los corregimientos de Barú y Punta San Bernardo en los departamentos de Bolívar y Sucre. La batimetría, en términos generales, corresponde a una plataforma de ancho homogéneo que varía entre los 20 y 30 km. Su mayor profundidad se encuentra en el sector centro-oeste alcanzando un valor cercano a los 110 m.

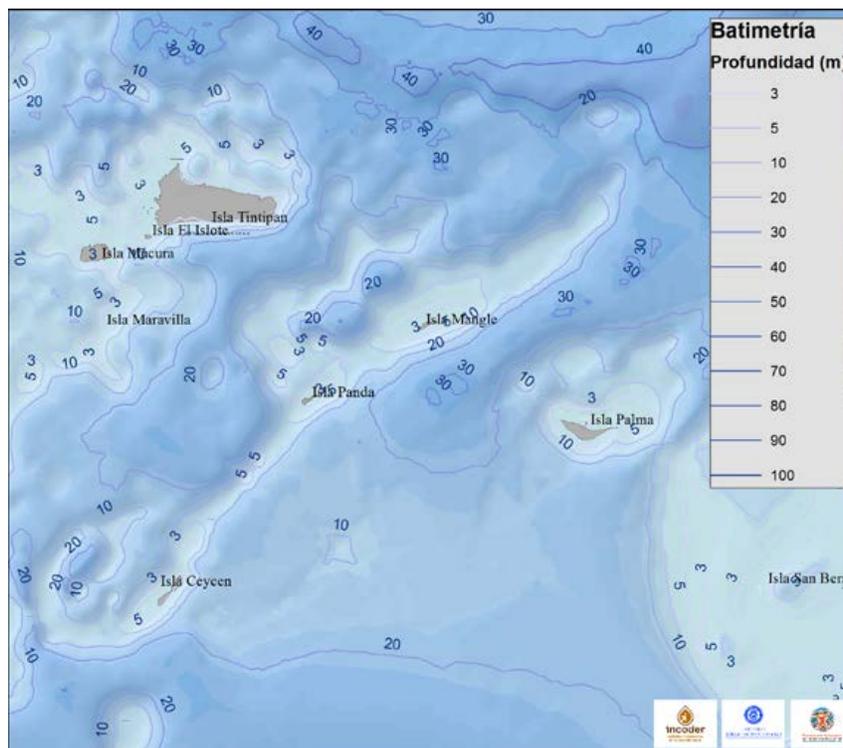
¹ Este fenómeno tectónico sinsedimentario corresponde a movimientos de lodo fluido saturado de agua, que proviene de formaciones profundas atravesando los estratos suprayacentes que están localmente deformados. El ascenso de lodo se puede detener a diferentes niveles al interior de los estratos subsuperficiales, pero pueden también terminar de ascender y aflorar en medios subaéreos o submarinos bajo la forma de domos o volcanes. Estos últimos poseen un cráter por el cual sale lentamente el lodo saturado en agua ayudado por la expulsión de gas (Vernet 1985, en Restrepo 2001 citado en Invemar *et al.*, 2003).

A partir del DEM (modelos de elevación digital) se calcularon las pendientes a lo largo del PNNCRSB, lo que dio como resultado un rango de valores siempre inferior a 2°, lo cual permite catalogar toda la zona de estudio como una plataforma de tipo subhorizontal (Rangel-Buitrago, 2011).



Fuente: adaptado de Invemar *et al.*, 2003.

Figura 1-6. Mapa batimétrico del archipiélago Nuestra Señora del Rosario.



Fuente: adaptado de Invemar *et al.*, 2003.

Figura 1-7. Mapa batimétrico del archipiélago de San Bernardo.

En la Figura 1-6 se detalla la batimetría del archipiélago de Nuestra Señora del Rosario y en la Figura 1-7, la del archipiélago de San Bernardo.

Facies sedimentarias

El PNNCRSB es una zona dominada por sedimentación de origen calcáreo con arenas bioclásticas arrecifales en los bajos y con lodos arenosos litobioclásticos en la zona de plataforma y cuenca interna (Vernette, 1985, citado en Rangel-Buitrago, 2011). Esta sedimentación se da gracias a su posición geográfica (zona intermedia entre el delta del Magdalena, sector Sinú) y su origen biogénico.

Asociada a la desembocadura del canal de Dique, al sur de Cartagena, se presenta la única sedimentación terrígena de esta zona, la cual está conformada por lodos arenosos y arenas lodosas litoclásticas en la parte más cercana a la costa (30 m de profundidad) y por lodos litoclásticos en la parte central del PNNCRSB.

Vernette (1985) citado en Rangel-Buitrago (2011), sugiere que estos aportes terrígenos marcan un límite entre dos sectores claramente diferenciados: el primer sector abarca un área que se extiende entre el banco de Salmedina hasta el archipiélago de nuestra Señora del Rosario (al norte, frente a Tierrabomba, Barú), caracterizada por la ausencia de aportes fluviales y diversidad de bajos arrecifales e islas con sedimentación calcárea, y el segundo sector, ubicado entre las islas del Rosario y las islas de San Bernardo (al sur) donde la sedimentación carbonatada tiene una influencia terrígena derivada de los aportes fluviales del canal del Dique (Rangel-Buitrago, 2011).

1.3.2 Oceanografía física

1.3.3 Patrones de corrientes superficiales

En el Caribe colombiano se presenta la influencia de la corriente Caribe y el giro ciclónico de Panamá-Colombia. La primera es un flujo intenso, cálido y continuo formado por la unión de la Corriente Norecuatorial y la Corriente de Guyana, con velocidad media/máxima del orden de 40/150 cm/s (Gordon, 1967; Molinari *et al.*, 1981; Guerrero, 2005 citado en Gutiérrez *et al.*, 2010), mientras que el giro Panamá-Colombia es una circulación ciclónica superficial (Bernal *et al.*, 2006 citado en Gutiérrez *et al.*, 2010), permanente que varía su intensidad estacionalmente y que interactúa con las aguas continentales de Panamá y Colombia (Guerrero, 2005 citado en Gutiérrez *et al.*, 2010).

1.3.3.1 Aportes fluviales y sedimentación

Los aportes fluviales que tienen influencia sobre el archipiélago de Nuestra Señora del Rosario son los siguientes: a) aguas continentales (industriales y domésticas) de Cartagena e isla Barú que son depositados en la bahía de Cartagena y b) el río Magdalena y el canal del Dique (Becerra *et al.* 1998; Invemar, 2002 citado en Invemar-MADS, 2012).

Los aportes fluviales del canal del Dique tienen influencia sobre la hidrodinámica y dinámica sedimentaria de la bahía de Cartagena y la zona frontal de la misma (Leble & Cuignon, 1987; Andrade *et al.*, 2004; Lonin *et al.*, 2004 citado en Restrepo *et al.*, 2013). Estos aportes llegan a la bahía de Cartagena por la desembocadura principal en Pasacaballos y a la bahía de Barbacoas, a través de los caños Lequerica, Matunilla y Correa (López, 2007, Restrepo *et al.*, 2005 citado en: Restrepo *et al.*, 2013, Gómez Giraldo *et al.*, 2009) (Figuras 1-8 y 1-9).

Los registros históricos señalan una tasa de transporte de sedimentos de 5.9×10^6 ton año⁻¹ y un caudal medio de $397 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (Restrepo *et al.*, 2005 citado en Restrepo *et al.*, 2013). Las mayores descargas de agua y sedimentos se registran durante noviembre, con valores de $800 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ y 31×10^3 ton día⁻¹, respectivamente y durante la época seca (diciembre-abril) se registran sus caudales más bajos ($\sim 180 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) (Restrepo *et al.*, 2013).



Figura 1-8. a. Imagen satelital de la bahía de Cartagena (13 de marzo de 2013). b. Imagen satelital de la bahía de Barbacoas (13 de marzo de 2013).

Durante ciertos períodos del año, estos aportes fluviales son transportados hacia el archipiélago de las Islas del Rosario, ocasionando cambios drásticos en las características físicas del agua. De acuerdo a los modelos propuestos por Gómez Giraldo *et al.* (2009), la época en la que llegan sedimentos a este archipiélago son aquellas en las cuales no se presentan vientos fuertes sino aquellas en las cuales la dirección del viento fluctúa, es decir, cuando la ZCIT está hacia el norte.

Los aportes fluviales que tienen influencia sobre el archipiélago de San Bernardo son los siguientes: a) el río Sinú y b) caños y arroyos del golfo de Morrosquillo (Becerra *et al.*, 1998; Invemar, 2002 citado en Invemar-MADS, 2012). La cuenca del río Sinú aporta un caudal promedio por año de $343,68 \text{ m}^3/\text{seg.}$, así como sólidos suspendidos totales de $5.249,2 \text{ Tn/día}$ (Invemar 2002; Invemar, 2003), el cual durante la época de lluvias presenta una marcada influencia sobre el archipiélago de San Bernardo y sus alrededores.

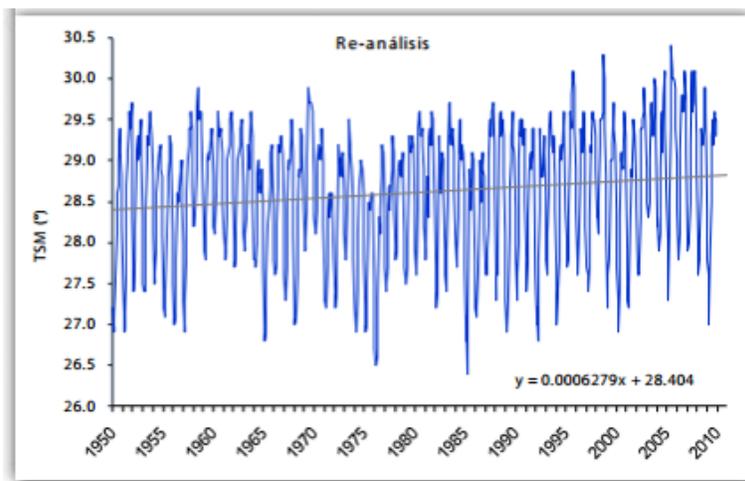
1.3.3.2 Temperatura superficial del mar

De acuerdo con datos obtenidos a partir del reanálisis (NCEP-NCAR) para un área próxima a Isla Tesoro, INAP (2011) estableció que los resultados demuestran que durante los últimos 59 años aprox. la temperatura superficial del mar (TSM) osciló entre 27,94 y 29,17 °C, con una tendencia de aumento de 0,006279 °C lo que señala un aumento en las temperaturas a largo plazo (Figura 1-10).



Fuente: López, 2007 (Cortesía SIG-Invemar).

Figura 1-9. Fotografía satelital del archipiélago de Nuestra Señora del Rosario y zonas aledañas. Las flechas indican las fuentes de descarga de aguas dulces provenientes del canal del Dique a través de: a) Bahía de Cartagena, b) las bocas de Lequerica y c) Matunilla.



Fuente: INAP, 2011

Figura 1-10. Análisis de la tendencia Temperatura superficial del mar para Isla Tesoro basado en los datos históricos del reanálisis (NCEP-NCAR) para el período comprendido entre 1950 y 2010.

El análisis armónico de la serie de mareas históricas del Caribe colombiano indica que en el archipiélago de Nuestra Señora del Rosario la marea es de tipo mixto, principalmente diurna (un máximo dominante y un mínimo por día, dos mareas altas y dos mareas bajas durante sicigia). Se presenta un rango mareal promedio de $\sim 0,25$ m, que puede variar entre 0,32 m, y 0,17 m durante sicigia y cuadratura, respectivamente (Molares, 2004 citado en Restrepo *et al.*, 2011).

Su amplitud promedio es inferior a los 0,4 cm y su acción física sobre la dinámica del medio marino y el litoral es muy reducida, es decir que estas no influyen en las principales corrientes marinas del área, para la mayor parte del año (CIOH-Cardique, 1998; Invemar-CVS-Carsucre, 2001, Invemar, 2003).

1.3.3.3 Oleaje

De acuerdo con Restrepo *et al.* (2011) en el archipiélago de Nuestra Señora del Rosario el régimen de altura significativa del oleaje varía entre 0,1 y 2,5 m, mientras que el régimen de período pico presenta valores de entre 28 y 140 s. Aunque a escala estacional el oleaje muestra poca variabilidad, se presentan dos períodos claramente diferenciados. Durante la mayor parte del año (noviembre-julio) el clima de olas del archipiélago del Nuestra Señora del Rosario está dominado en un 72 % por la ocurrencia de trenes de oleaje provenientes de una zona de generación localizada al nornoreste (NNE) con alturas y períodos promedio de $0,71 \pm 0,4$ m, y $6,3 \pm 1,7$ s, respectivamente.

Por el contrario, durante el período comprendido entre agosto y octubre los oleajes provenientes del SO, OSO y NO también se hacen frecuentes, alcanzando cerca del 25 % de probabilidad de ocurrencia. El cambio estacional en la dirección del oleaje coincide con una disminución de su altura significativa, que alcanza los menores valores anuales entre agosto y octubre ($\leq 1,5$ m), mientras que durante el período noviembre-julio se presentan los oleajes más energéticos, con alturas significativas que pueden superar los 2.0 m.

1.3.4 Oceanografía química

Salinidad

En el PNNCRSB, la salinidad varía en un rango de 13 a 36 UPS. Los promedios más altos se han hallado durante la época seca ($30,9 \pm 7,3$). Aunque el rango de variación más amplio se observó en la época seca, debido al descenso en la salinidad causado por eventos puntuales de aumento en los caudales de los caños que desembocan en la bahía de Barbacoas. Estos descensos puntuales y la salinidad menor en época de lluvias demuestran que las crecidas de los caños pueden afectar esta característica del agua provocando efectos negativos sobre algunos de sus ecosistemas marinos.

Nutrientes

De acuerdo con Betancourt-Portela *et al.* (2011), en el PNNCRSB las concentraciones de amonio varían entre 0,3 y 240 N-NH₄ $\mu\text{g/L}$; las concentraciones de nitritos varían entre no detectable (nd) y 10,0 N-NO₂ $\mu\text{g/L}$; las de nitratos entre nd y 367 N-NO₃ $\mu\text{g/L}$; y las de fosfatos entre nd - 170 P-

PO4 $\mu\text{g/L}$. Estadísticamente solo se hallaron diferencias entre épocas climáticas, para los nitratos, siendo más altas las concentraciones en época de lluvias ($122,5 \pm 215,9 \text{ N-NO}_3 \mu\text{g/L}$) que en la seca ($27,89 \pm 66,7 \text{ N-NO}_3 \mu\text{g/L}$), lo cual indica que su principal aporte se debe a la escorrentía continental a través de los caños que llegan a la bahía de Barbacoas.

De otro lado la disponibilidad de oxígeno en las islas es alta ($>6 \text{ mg/L}$ de OD), cuando esto ocurre generalmente las concentraciones de nitritos son bajas, formándose nitratos, que es la forma del nitrógeno usado por el plancton y algas para su nutrición (Lapointe *et al.*, 2005 citado en Betancourt-Portela *et al.*, 2011).

En cuanto al fósforo, el análisis histórico de la REDCAM ha permitido establecer que las aguas costeras de Colombia tienen una concentración “normal” de 20 P-PO4 $\mu\text{g/L}$ (Troncoso *et al.*, 2006). En el PNNCRSB, la concentración promedio de fosfatos ($50,6 \pm 58,8 \mu\text{g/L}$) fue aproximadamente el doble de este valor. No obstante, en el área no se observan procesos de eutrofización o daños por enriquecimiento de nutrientes inorgánicos, debido a la dilución por las corrientes marinas (Betancourt-Portela *et al.*, 2011).

1.3.5 Oceanografía biológica

Microbiología

De acuerdo con Betancourt-Portela *et al.* (2011), los monitoreos de la REDCAM han registrado que las aguas del PNNCRSB presentan condiciones microbiológicas adecuadas para actividades de contacto primario, como la natación, el buceo, el surf y el careteo, con excepción de la estación del Islote (archipiélago de San Bernardo) que ha presentado condiciones sanitarias no aptas (Tabla 1-3), por sobrepasar el valor de coliformes termotolerantes (200 NMP/100ml) establecido en la norma colombiana por el Ministerio de Salud. Para las actividades de contacto secundario que implican contacto indirecto del cuerpo con el agua, como paseos en bote y actividades de pesca, únicamente en un muestreo en el Islote y en Caño Ratón se obtuvieron valores de coliformes totales superiores al establecido por la normatividad nacional (5000 NMP/100 ml). En la actualidad, Colombia no cuenta con límites microbiológicos para preservación de flora y fauna, sin embargo, si se compara con valores de otros países como Perú y México, que establecen un valor límite de 10000 NMP/100 ml de coliformes totales (Salas, 2000), las condiciones presentadas son óptimas para el desarrollo de los organismos, con excepción del sector del Islote.

Tabla 1-3. Características microbiológicas de las aguas del PNNCRSB durante el período 2001-2009.

ESTACIONES	COLIFORMES TOTALES	COLIFORMES TERMOTOLERANTES
	Rango	Rango
<i>Banco de coral frente a Isla Arena</i>	1,8-40	1,8-30
<i>Frente a Isla Arena</i>	2-240	3,0 - 56,5
<i>Islas del Rosario - Caño Ratón</i>	1,8-11.000	1,8-150
<i>Oceanario (2005-2009)</i>	2-2400	2-23
<i>Islote (Santa Cruz de los Pescadores – San Bernardo)</i>	40-35.000	20-35.000

Fuente: adaptado de Betancourt-Portela *et al.*, 2011.

La mala calidad de las aguas en el sector del Islote, se debe al sobrepoblamiento de la isla y a la falta de infraestructura sanitaria básica que conllevan a que los residuos generados sean vertidos directamente al mar, aumentando la concentración de microorganismos de origen fecal (Betancourt-Portela *et al.*, 2011).

1.4 FACTORES DE VULNERABILIDAD

1.4.1 Amenaza sísmica

En el Caribe centro-sur colombiano la actividad sísmica está influenciada por los cinturones plegados del Sinú y San Jacinto, se manifiesta tanto en la parte continental como marina desde la desembocadura del río Magdalena hasta el golfo del Darién (Invemar *et al.*, 2003).

El estudio de amenaza sísmica de Colombia realizado por la Asociación Colombiana de Ingeniería Sísmica (1996), concluyó que el área perteneciente al PNNCRSB se encuentra dentro de una zona de amenaza intermedia, debido a que hace parte de dos cinturones (San Jacinto y Sinú) que se caracterizan por un factor deformante del terreno asociado al diapirismo de lodos (Rangel-Buitrago, 2011).

Desde el año de 1975 dentro del área de estudio han sido reportados por la Red Sismológica de Colombia y el NEIC (*National Earthquake Information Center*), 6 epicentros de sismos los cuales tienen magnitudes mayores de 3 y profundidades máximas de 52 km. La magnitud y distribución de estos fenómenos es suficiente para producir debilitamientos y pérdidas de terreno significativas dentro de la zona litoral en pequeños períodos de tiempo (especialmente en el litoral rocoso de origen calcáreo) (Rangel-Buitrago, 2011).

Se debe tener en cuenta que muchos sismos, especialmente los de magnitudes pequeñas (capaces de general debilitamientos, desprendimientos de material y erosión), podrían no estarse detectando ya que no se encuentran estaciones cercanas a la zona de estudio (las más cercanas se encuentran en el Cerro Kennedy (KENC), Magdalena; Capurganá (CAPC), Chocó; y Ocaña (OCAC), Norte de Santander). Esto pone de manifiesto que la aparentemente “escasa” actividad sísmica registrada no necesariamente es debida a la poca actividad de las fallas, sino probablemente a la deficiencia en la cobertura de la red sismológica (Rangel-Buitrago, 2011).

1.4.2 Huracanes

De acuerdo con Rangel-Buitrago (2011), los huracanes son agentes naturales de perturbación más frecuentes y de mayor impacto en los ecosistemas marinos y costeros continentales e insulares (Blasco, 1984; Scheffer *et al.*, 2001). En particular en la región Caribe, los huracanes han afectado ecosistemas como los arrecifes coralinos (Rogers, 1993; Gardner *et al.*, 2005), provocando pérdidas de cobertura coralina viva (hasta del 50 %), y alteraciones en su crecimiento, zonación y estructura moderna de sus arrecifes (Rogers *et al.*, 1997; Treml *et al.*, 1997). También se han registrado daños sobre los manglares y las praderas de pastos marinos (van Tussenbroek, 1994; Roth, 1997; Ross *et al.*, 2001; Salazar-Vallejo, 2002), mientras que las playas han sido fuertemente erosionadas (Cambers, 1997).

Aunque el área del PNNCRSB no se encuentre en medio de las rutas frecuentes de los huracanes, Brett demostró que existe la posibilidad que un evento de este tipo varíe en su ruta. De esta manera, el archipiélago de Nuestra Señora del Rosario puede llegar a ser afectado por los huracanes o por los efectos de estos (esto es: “mar de fondo”), por su ubicación. En cambio para las islas del archipiélago de San Bernardo por encontrarse más hacia el sur, es posible que los efectos de los huracanes no lleguen a generar impactos. Un estudio realizado por González (1990), indica que el promedio de huracanes por año en la zona de Cartagena de Indias D.T. y C. y en el PNNCRSB, es de 0,08 y con una probabilidad de ocurrencia del 8 %. De igual manera la probabilidad de retorno de un huracán en la zona de estudio es de 12 años.

1.4.3 Mar de leva

Los mares de leva son aumentos anormales en la altura del oleaje ocasionados por el efecto de la fricción entre la superficie del mar y la masa de aire atmosférico en movimiento en forma de viento, el cual es intensificado con el paso de sistemas de mal tiempo (bajas presiones) que empujan las aguas oceánicas hacia la costa causando oleaje fuerte (Invemar, 2003). Los impactos de este tipo de eventos se evidencian dentro del PNNCRSB asociados a un aumento significativo en la altura de oleaje y a su posterior ingreso en zonas bajas donde producen inundaciones y daños en infraestructuras tanto naturales como antrópicas.

Este fenómeno se presenta todos los años en la época seca del Caribe (entre diciembre y abril) teniendo una mayor regularidad entre enero-marzo, gracias a una importante influencia de los vientos alisios. Se calcula que los mares de leva pueden repetirse hasta cuatro veces en un solo mes y afectar a toda la costa del mar Caribe colombiano, en especial las áreas insulares (Rangel-Buitrago, 2011).

1.4.4 Aumento en el nivel del mar

La principal amenaza de origen natural es el ascenso del nivel del mar, cuyo impacto se evidencia claramente en la erosión de los acantilados, terrazas arrecifales y marinas. Torres *et al.* (2006), analizaron las series temporales de datos provenientes de mareógrafos ubicados en Cartagena y Panamá, para los períodos 1907-1997 y 1952-1992 respectivamente, llegando a estimar que si las condiciones se mantienen, el nivel del mar continuará su ascenso a una tasa de entre 2,01 mm y 3,58 mm. Hendry (1993) sostiene que desde el Holoceno (últimos 10.000 años) el aumento del nivel del mar se ha mantenido a tasas inferiores a 0,5 cm/año. En cualquiera de los casos, para el año 2040 el nivel del mar aumentaría unos 20-30 cm y al 2100 el incremento sería de 1 m (Invemar, 2003a), lo que se estima una cifra importante si se considera la regla de Brunn que establece que por cada centímetro puede haber un retroceso de hasta un metro de línea de costa (Invemar, 2003b; Batista-Morales & Díaz-Sánchez, 2011).

Dentro del PNNCRSB los verdaderos efectos de este fenómeno no han sido estimados con exactitud debido a la poca información instrumental con la que se cuenta (solo existe un mareógrafo ubicado en la ciudad de Cartagena). Sin embargo, los datos existentes sobre las variaciones en el nivel del mar en el Caribe colombiano, registran ascensos de 15 a 22 cm en los últimos 100 años (Andrade, 2002; Restrepo *et al.*, 2008). A partir de estos valores se calcula que

pueden esperarse aumentos del orden de 2 a 5 mm por año, que llegarían a alcanzar entre 80 cm y 1 m para el año 2100. Estos valores de aumento en el nivel del mar para islas, zonas planas, e incluso muchas de ellas un poco deprimidas cercanas a la línea de costa (esto es: Islas de Rosario, archipiélago de San Bernardo), significan la pérdida paulatina de grandes áreas de terreno y la extensión de las inundaciones ocurridas durante los períodos invernales. De igual forma en los litorales rocosos estos ascensos influirían negativamente, principalmente en aquellas áreas formadas por rocas blandas o fuertemente afectadas por procesos estructurales (caso de la franja litoral rocosa del PNNCRSB) (Rangel-Buitrago, 2011). De acuerdo con esto, de persistir el progresivo aumento del nivel del mar es previsible que en los próximos 50 a 100 años las islas que conforman los archipiélagos de San Bernardo y del Rosario puedan haber desaparecido al menos parcialmente (López-Victoria, 1999 citado en Invemar, 2003).

Muchas de las poblaciones costeras insulares, las obras de infraestructura vial o de servicios y los sistemas productivos o de extracción de las comunidades que están asentadas en estas zonas, se ven afectadas por este fenómeno, razón por la cual es necesario tomar medidas de adaptación o protección (Rangel-Buitrago, 2011).

1.4.5 Erosión costera

Durante los últimos 50 años, en los archipiélagos de Nuestra Señora del Rosario y de San Bernardo la acción erosiva ha sido persistente como resultado de la acción constante del oleaje y el progresivo aumento del nivel del mar, por lo que algunos sectores han experimentado tasas de erosión que varían entre 0,5 y 1,0 m a-1 (Restrepo *et al.*, 2011). En Isla Grande por ejemplo la erosión es muy alta (Figura 1-11), con bloques caídos, pináculos, socavamiento hacia la base de las terrazas, árboles caídos y raíces expuestas, con lugares donde la terraza se dispone en parches debido a que está parcialmente destruida (Posada *et al.*, 2011).



Figura 1-11. Erosión en Isla Grande.

De acuerdo con Posada *et al.* (2011), el porcentaje de erosión calculado para las islas es del 39 % de su litoral, lo que muestra la gran afectación de este fenómeno, particularmente para las playas, erosionadas en un 63 % (Tabla 1-4).

Los procesos erosivos básicamente están relacionados con el deterioro que sufre la terraza coralina ante su exposición a los agentes atmosféricos y marinos (escorrentía y oleaje), ocasionando su disolución parcial y consecuente fracturamiento y caída de bloques y el retroceso de la línea de costa (Posada *et al.*, 2011). De acuerdo con Invemar-MADS (2012), en islas como Ceycén y Maravilla (archipiélago de San Bernardo) el proceso erosivo se ha acelerado por la tala indiscriminada de manglar y la extracción de coral.

Tabla 1-4. Erosión costera asociada a las diferente geoformas en los archipiélagos de Nuestra Señora del Rosario y de San Bernardo

GEOFORMAS DEL BORDE COSTERO	LONGITUD EN KM	LONGITUD CON EROSIÓN EN KM	LONGITUD CON OBRAS DE PROTECCIÓN EN KM
Costa con playa	6,631	4,162	1,686
Costa con terrazas coralinas	26,906	10,564	3
Costa con pantanos intermareales	36,465	12,384	0,406
Longitud total de la línea de costa	70,002	27,11	5,092

Fuente: Posada *et al.*, 2011.

1.5 ÁREAS PROTEGIDAS

1.5.1 Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo

El Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo (PNNCRSB) ocupa un área aproximada de 120.000 hectáreas y se encuentra ubicado en el mar Caribe colombiano, al suroeste de la ciudad de Cartagena de Indias a una distancia de 45 km, y al noroccidente de la ciudad de Tolú a 30 km, entre los departamentos de Bolívar y Sucre, dentro de la jurisdicción del Distrito Turístico y Cultural de Cartagena de Indias. Sus coordenadas geográficas corresponden a 10º 15' y 9º 35' de latitud norte, y los 75º 47' y 75º 50' de longitud oeste (UAESPNN, 2006).

De acuerdo con el Invemar (2003), el área protegida presenta la forma de arrecife de coral más extensa, con mayor diversidad y desarrollo de la plataforma continental colombiana, incluyendo además comunidades de manglar asociadas a lagunas costeras y extensas praderas de pastos marinos. El carácter del parque es predominantemente submarino y esta demarcado por la línea de más alta marea, pero incluye dos terrenos emergidos del archipiélago del Rosario (islas Rosario y Tesoro) y dos de San Bernardo (islas Maravilla y Mangle).

Según UAESPNN (2006), de acuerdo a sus características naturales el PNNCRSB es de especial interés a nivel mundial ya que comprende la fracción más desarrollada de corales en la franja Caribe continental colombiana y debido a la alta variedad biológica y a sus cualidades escénicas, el parque se ha constituido en uno de los principales atractivos turísticos del Caribe colombiano. La importancia ecológica del área está basada en la presencia de diferentes ecosistemas marinos y costeros que presentan una alta productividad natural y diversidad biológica, que en su conjunto

actúan como áreas de crianza y sustrato de protección para una alta diversidad de organismos, en especial sirven como estructuras estabilizadoras de las áreas costeras, con lo que se contribuye a la reducción del riesgo de erosión en la franja costera pues mantiene la estabilidad y conservación del suelo submarino.

1.5.2 Área Marina Protegida de los archipiélagos del Rosario y de San Bernardo

La Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza define las Áreas Marina Protegidas como “toda área de terreno intermareal o submareal, incluidas el agua superficial y la flora, fauna y peculiaridades históricas o culturales asociadas, que ha sido reservada por ley, u otros medios válidos, para proteger parcial o totalmente el ambiente que encierra”.

El Área Marina Protegida (AMP) incluye los archipiélagos de Nuestra Señora del Rosario y de San Bernardo, el parque submarino adyacente Corales del Rosario y de San Bernardo y el Santuario de Flora y Fauna El Corchal “El Mono Hernández”, la zona continental hasta el límite de los 2 km desde el canal del Dique (al norte) hasta Punta San Bernardo y el área marina desde el parque hasta el complejo de Isla Fuerte, bajo Bushnell y bajo Burbujas (al sur) y se extiende hasta la isobata de los 200 m en la plataforma continental, ocupando un área total de 558.610 hectáreas (Invemar, 2003).

En la Figura 1-12 se puede observar la delimitación del PNN Corales del Rosario y del Área Marina protegida.

En abril de 2013 el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible por medio de la resolución N° 0339 declara el Parque Nacional Natural Corales de Profundidad el cual se encuentra en buena medida dentro del Área Marina Protegida (Figura 1-13). Este parque tiene una extensión de 142.192,15 hectáreas y su objetivo es conservar las formaciones coralinas de profundidad que se encuentran al borde de la plataforma continental y el talud superior hasta una profundidad de hasta 280 metros.

De acuerdo con Invemar *et al.* (2003) las Áreas Marinas Protegidas son designadas con el fin de lograr el mayor número posible de los objetivos de conservación que se plantean a partir de su declaratoria. La importancia ecológica del área está basada en la presencia de diferentes ecosistemas marino-costeros y terrestres como lo son: lagunas costeras, bosques de manglar, praderas de pastos marinos, arrecifes coralinos, litorales rocosos, playas, fondos blandos y bosque seco tropical que presentan una alta productividad natural y diversidad biológica. En su conjunto actúan como áreas de crianza y sustrato de protección para una alta diversidad de organismos, en especial sirven como estructuras estabilizadoras de las áreas costeras, con lo que se contribuye a la reducción del riesgo de erosión en la franja costera pues mantienen la estabilidad y conservación del suelo submarino.

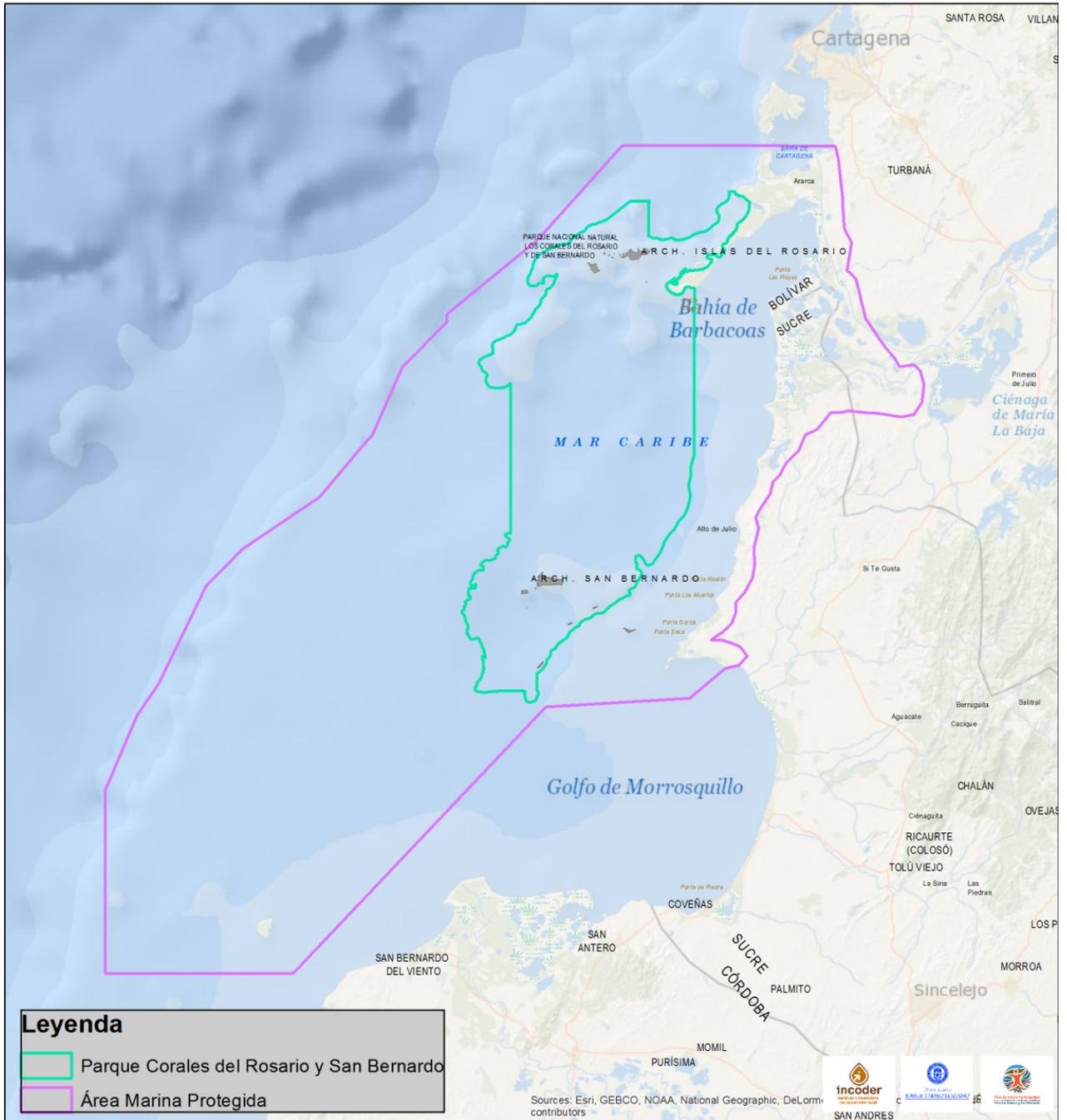


Figura 1-12. Delimitación del Área Marina Protegida y del Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo.

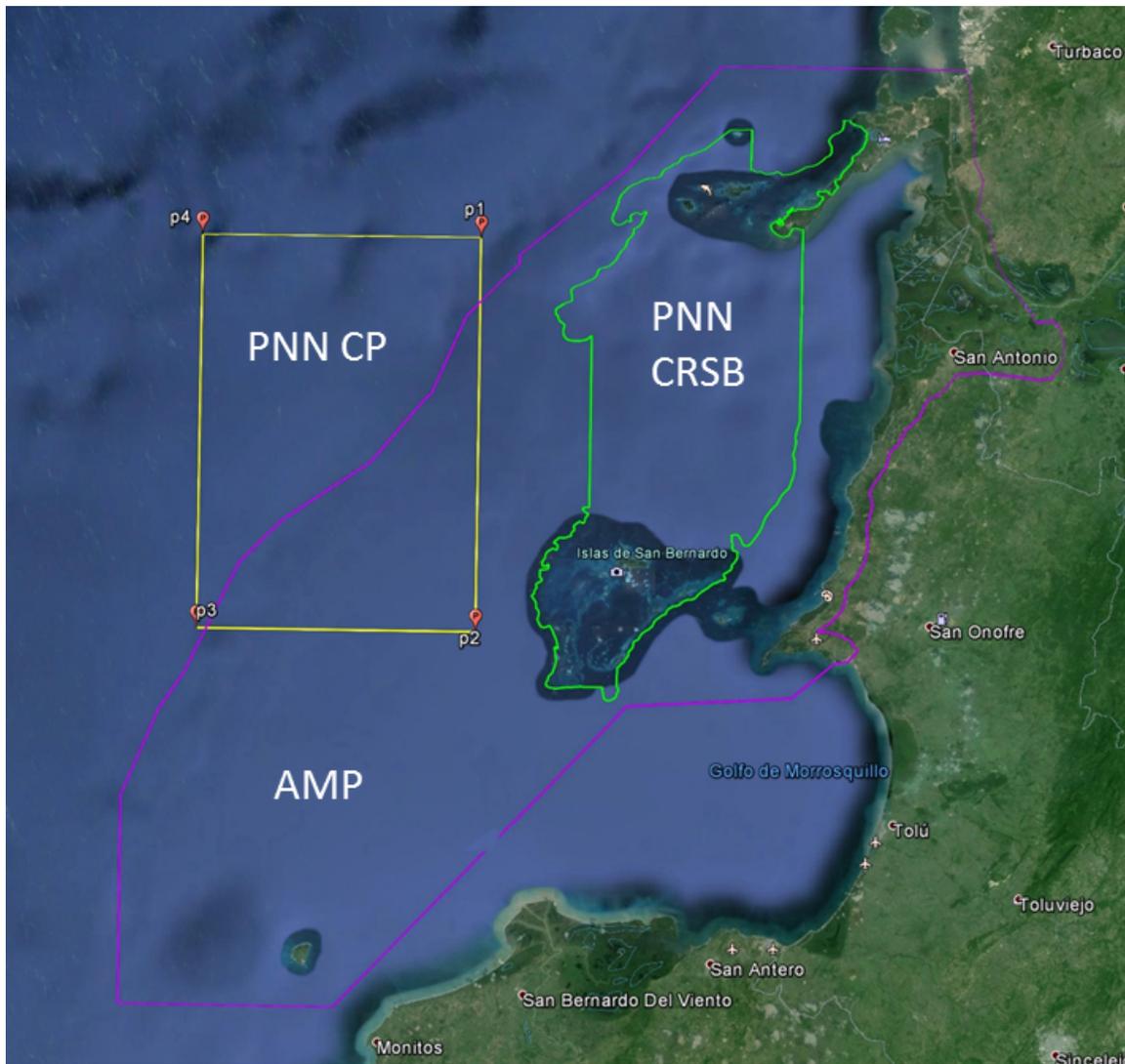


Figura 1-13. Delimitación Parque Nacional Natural Corales de Profundidad.

1.5.3 Valores objeto de conservación

Los objetos de conservación son un número limitado de especies, comunidades naturales o sistemas ecológicos que representan la biodiversidad de un paisaje a ser conservado o de un área protegida y que por lo tanto pueden ser utilizados en la medición de la efectividad de las medidas de conservación (Parrish *et al.*, 2003, citado en Invemar-MADS, 2012).

Los objetos de conservación (OdC) presentes en los archipiélagos de Nuestra Señora del Rosario y de San Bernardo corresponden a una selección entre los OdC del PNNCRSB y los OdC del Área Marina Protegida. De esta forma los objetos de conservación identificados para los archipiélagos son:

Arrecifes de coral, praderas de fanerógamas marinas, bosques de manglar, lagunas costeras, litoral rocoso y arenoso, bosque seco tropical y fondos sedimentarios.

Así mismo, se consideraron como objetos de conservación comunidades ecológicas relevantes como: áreas de desove y nodriza de langostas, áreas de desove y nodriza de peces, áreas de desove y nodriza del caracol pala (*Eustrombus gigas*), áreas de anidación de tortugas marinas, áreas de forrajeo de tortugas marinas, áreas de congregación de aves marinas playeras, áreas de congregación, alimentación y reproducción de mamíferos acuáticos.

1.6 ECOSISTEMAS TERRESTRES

Bosque seco tropical

Hace parte del gran bioma del bosque seco tropical (IDEAM *et al.*, 2007) y corresponde a zonas en las que predominan los climas cálido seco (78 %) y cálido muy seco (9 %). La mayor parte de este gran bioma se encuentra localizada entre los 0 y los 800 msnm y equivale a los bosques espinosos y en parte al bosque deciduo por sequía de baja altitud de la clasificación de la Unesco (1973), al bosque muy seco tropical de Holdridge (1978), (Walter, 1977; Hernández & Sánchez, 1992), a la higrotropofitia isomegatérmica (Cuatrecasas, 1958; Dugand, 1973, citado por Hernández & Sánchez, 1992), al bioma ecuatorial con lluvias de verano de Walter (1985), a los bosques tropicales caducifolios o *deciduous tropical forests*, y a la selva veranera decidua de Beard (1978).

El bosque seco tropical es una formación vegetal con cobertura boscosa continua que presenta un rango de precipitación media anual de entre 250 y 2000 mm y una temperatura superior a 24 °C (Escobar *et al.*, 2010b). Estos bosques se desarrollan en áreas que presentan períodos secos marcados de cuatro a siete meses de duración, lo cual causa que: a) las especies estructurantes pierdan las hojas (especies caducifolias), b) el sol penetre completamente, lo que seca la hojarasca hasta el punto de que la descomposición se frena totalmente, c) los cuerpos de agua se sequen y, d) la humedad disminuya a valores entre 20 y 60 % (Janzen, 1998).

Durante la época de lluvia la pluviosidad puede incrementarse de 0 a más de 250 mm en un par de días (Murphy & Lugo, 1986). Es durante esta época que el bosque está en todo su esplendor y donde las actividades biológicas como el crecimiento y la reproducción se sincronizan con la disponibilidad del agua (Murphy & Lugo, 1986). Estos cambios ambientales abruptos han resultado en altas tasas de endemismos en estos bosques.

Bosque seco tropical en áreas insulares

Las áreas costeras y los sistemas de islas, debido a sus características estratégicas para acceder a recursos naturales y puentes de comunicación, son paisajes que en general han estado sujetos a diversas formas de presión humana (IRF, 1996). Esta presión y sus efectos pueden variar sustancialmente dependiendo de las características fisiográficas del área y el fácil acceso al uso de sus recursos. En el Caribe colombiano esta situación se hace evidente en el archipiélago de Nuestra Señora del Rosario donde el deterioro ambiental ha alcanzado niveles dramáticos (Sarmiento *et al.*, 1989).

Los archipiélagos de Nuestra Señora del Rosario y de San Bernardo por su topografía y condiciones climáticas posibilitaron el desarrollo de vegetación de bosque seco tropical (BST) y manglares, de acuerdo a la clasificación de Holdridge (1977).

Bosque seco tropical en las islas

En Colombia, actualmente el bosque seco tropical es uno de los ecosistemas más amenazados, degradados y fragmentados, quedando solo cerca del 1,5 % de su cobertura original de 80.000 km² (IAVH, 1998). En los archipiélagos de Nuestra Señora del Rosario y de San Bernardo se estima que tan solo el 17 % correspondía a bosque seco tropical el cual ha quedado reducido a áreas con coberturas altamente intervenidas las cuales incluyen vegetación secundaria alta y baja y bosque abierto de tierra firme (basado en Mapa de Coberturas Corine Land Cover, Incoder-UJTL, 2013). Este ecosistema se encontraba de manera específica tan solo en algunas islas. En la Tabla 1- 5, se resumen los tipos de cobertura actualmente presentes, y las áreas que se estima corresponden a bosque seco tropical, señalando sin embargo que estos tipos de coberturas no corresponden a bosques en su estado original, pueden ser áreas con tendencia a este ecosistema pero que hoy en día no ofrecen las condiciones específicas propias del bosque seco tropical. No obstante, vale la pena resaltar que de acuerdo con UAESPNN (2006), Isla Rosario presenta bosque seco en buen estado de conservación debido a la ausencia de intervención antrópica en esta isla por su condición de intangible de acuerdo a la zonificación del parque. En la Figura 1-14 se muestra la distribución actual de este ecosistema en el archipiélago de Nuestra Señora del Rosario.

Tabla 1-5. Coberturas por isla y estimado de bosque seco tropical.

Isla	Bosque seco	Hectáreas
Caribará	Vegetación secundaria alta	0,44
Gigi	Vegetación secundaria alta	0,39
Gloria	Vegetación secundaria alta	0,07
Grande	Bosque abierto bajo de tierra firme	11,87
	Vegetación secundaria alta	65,43
	Vegetación secundaria baja	9,98
Total Isla Grande		87,28
India	Vegetación secundaria alta	0,21
Naval	Vegetación secundaria alta	2,90
Pavitos	Vegetación secundaria alta	0,24
Perra	Vegetación secundaria alta	0,43
San Juan de Pajarales	Vegetación secundaria alta	0,21
San Martín de Pajarales	Vegetación secundaria alta	0,48
Rosario	Bosque abierto bajo de tierra firme	72,1
Total general		165,8

Fuente: Incoder-UJTL, 2013.

A continuación se señala la descripción general de las coberturas boscosas de los archipiélagos.²

Isla Grande. Bajo condiciones originales la isla tenía un porcentaje del 75 % de cobertura correspondiente al bosque seco. La transformación de que ha sido objeto ha determinado que actualmente el bosque seco en condiciones originales en la isla haya desaparecido, siendo reemplazado por coberturas de áreas boscosas abiertas o densas altamente intervenidas, vegetación secundaria, correspondiente al 45 %.

Las especies más representativas de este ecosistema son: matarratón (*Gliricidia sepium*), guácimo (*Guazuma ulmifolia*), hobo (*Spondias purpurea*), resbalamono o indio desnudo (*Bursera simaruba*), quebracho (*Astronium fraxinifolium*) y las hierbas fruta de perro (*Morinda pameis*) y pringamoza. Dicha asociación se repite al interior de la isla acompañada por especies como tamarindo (*Tamarindus indica*), flor amarillo (*Tecoma stans*), totumo (*Crescentia cujete*), payandé (*Pithecellobium* sp.), cují (*Prosopis juliflora*), caucho (*Ficus* sp.) y Malbacebo (*Bulnesia arborea*). (Invemar-MADS, 2012).

Isla Múcura. No presenta cobertura de bosque seco, la vegetación existente corresponde a manglar. Como vegetación introducida se presentan frutales, como papaya, anón, limón y níspero. La vegetación nativa corresponde a parches de bosque muy seco tropical semiárido predominantemente de tipo arbustivo y herbáceo. Las especies típicas son ceiba majagua (*Pseudobombax* sp.), uvito de playa (*Coccoloba uvifera*), caucho (*Ficus* sp.), totumo (*Crescentia cujete*), guácimo (*Guazuma ulmifolia*), matarratón (*Gliricidia sepium*), pringamosa (*Urera* sp.) y pastos (*Andropogon* sp.). (Flores & Etter, 2003; Invemar-MADS, 2012).

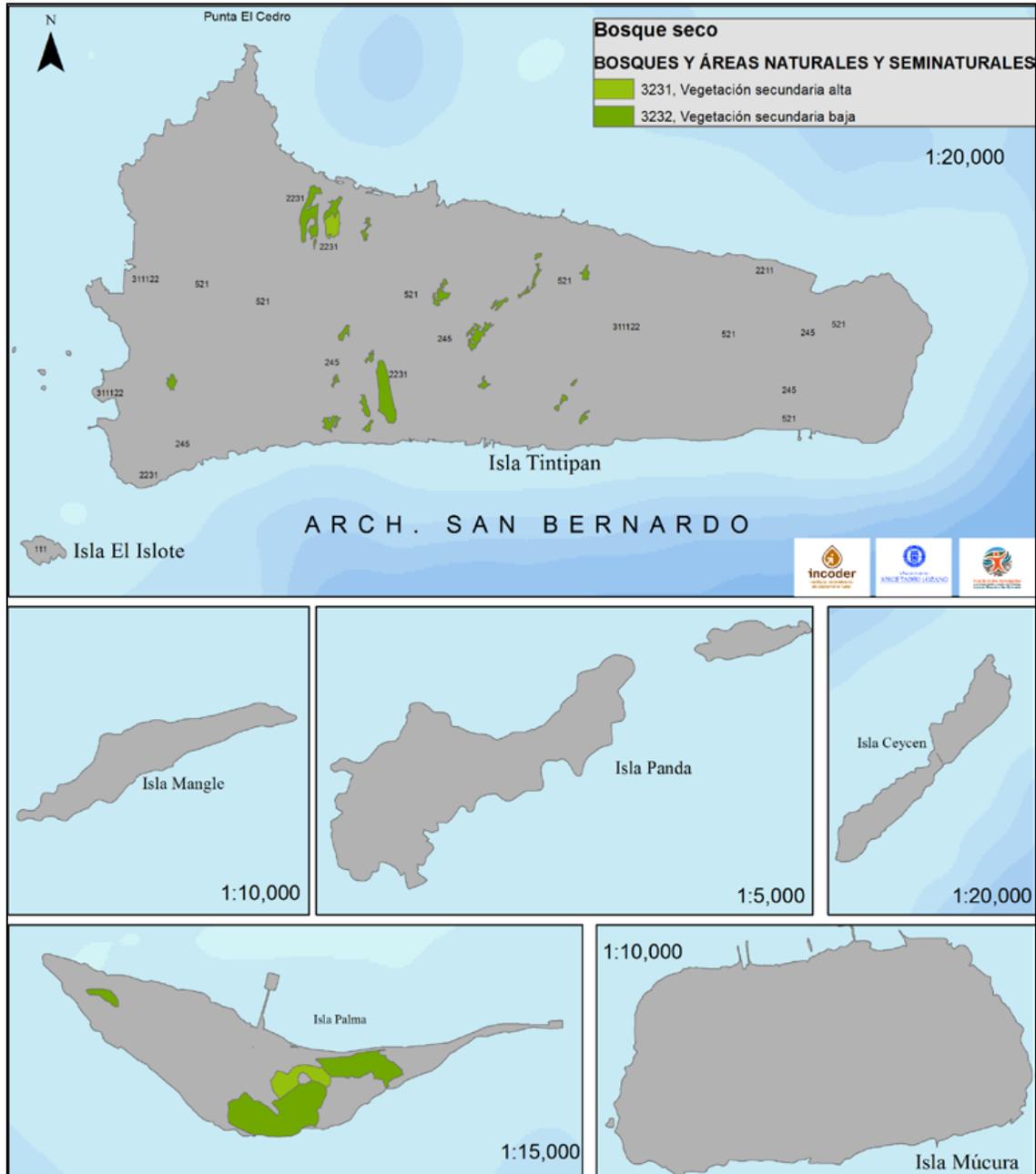
Bajo condiciones originales la isla tenía un porcentaje de cobertura del 82 % correspondiente al bosque seco (Flores & Etter, 2003). La transformación de que ha sido objeto ha determinado que actualmente las coberturas boscosas correspondan a áreas boscosas abiertas o densas altamente intervenidas (que no corresponden a bosques secos), vegetación secundaria, pastizales, zonas de cultivos y asentamientos humanos.

Isla Palma. Actualmente presenta coberturas correspondientes a lo catalogable como bosque seco tropical en el 35 % de su área (Figura 1-15).

Isla Tintipan. Presenta dominio de vegetación de manglares, sin embargo ofrece especies nativas propias de bosque seco y vegetación de playa como *Coccoloba uvifera*, *Cordia sebestena*, *Morinda roioc*, *Pithecellobium* sp., *Bursera simaruba*, *Ficus pallida*, *Ficus* cf. *dugandii*, *Gliricidia sepium*, *Achras zapota*, *Crossopetalum* sp., *Guazuma ulmifolia*, *Hippomane mancinella*, *Crescentia cujete* y árboles frutales como icaco (*Chrysobalanus icaco*), anón (*Annona squamolusa*), hobo (*Spondias mombi*), mamón (*Melicocca bijuca*) y níspero (*Achras zapota*). Se registra la presencia de un parche del helecho *Achrostichum aureum* (Flores & Etter, 2003; Invemar-MADS, 2012).

² Para el aparte correspondiente a la descripción de las coberturas de las islas se toma como referencia el documento: Sistema de Gestión Ambiental –Sigam, Archipiélago Islas del Rosario, San Bernardo e Isla Fuerte. Anexo 1. Línea Base 2010.

Bajo condiciones originales la isla tenía un porcentaje de cobertura correspondiente al bosque seco del 19 %. La transformación de que ha sido objeto ha determinado que para los años 1954 y 1977 la totalidad del 19 % de bosque seco existente en la isla haya desaparecido, siendo reemplazado por coberturas de áreas boscosas abiertas o densas altamente intervenidas (que no corresponden a bosques secos), vegetación secundaria, zonas de cultivos y asentamientos humanos. Sin embargo para el año 2012 se presenta una recuperación del bosque seco en 14,3 hectáreas, correspondientes al 4,5 % de la totalidad de la isla (Figura 1-15).



Fuente: Incoder-UJTL, 2013

Figura 1-15. Coberturas de bosque seco, archipiélago de San Bernardo.

Sin embargo, es importante señalar que para el Mapa de Ecosistemas de Colombia (IGAC, *et al.*, 2007), las coberturas presentes para las islas corresponden a “herbáceas y arbustivas costeras” del zonobioma seco tropical del Caribe.

La vegetación en general ofrece condiciones de caducifolia (típico bosque seco tropical), así mismo, por el origen de las islas los árboles no tienen alturas muy grandes y presentan sistemas radiculares superficiales lo que en algunos casos facilita su volcamiento (lo cual es acelerado por el hecho de quedar como individuos aislados, después de haber sido eliminada la vegetación arbórea circundante (Figuras 1- 16, 1-17, 1-18 y 1-19).

Las áreas con coberturas arbóreas incluyen un listado de especies correspondiente al resultado de los procesos de extracción de que han sido sometidas las islas, si bien no se cuenta con un listado “original” de especies vegetales de bosque seco muy probablemente las especies que están allí corresponde a lo que quedó de los procesos de extracción y lo que fue introducido por el hombre. En la Tabla 6 se presentan las especies potenciales, relictuales e introducidas actualmente en la isla, a manera de lista preliminar. Otro aspecto a señalar es el correspondiente a la selección disgénica de la que muy probablemente han sido objeto las islas, es decir, si bien algunas especies allí están presentes, estas no son representativas del “stock genético” que originalmente se presentaba en las islas. La selección disgénica obedece particularmente al resultado de la tala selectiva de árboles que por sus características son deseables en términos de uso, dejando, individuos de la misma especie que no son “deseables”, muy probablemente los árboles de las especies que actualmente se presentan en la isla tenían alturas y diámetros entre un 20 y un 30 % mayor al que actualmente ofrecen.

Identificación y evaluación de las presiones sobre los servicios ecosistémicos del bosque seco tropical

La presión sobre los servicios ecosistémicos para el bosque seco tropical está basado en dos aspectos: el uso a partir de la extracción de madera y leña y la tala para el establecimiento de cultivos.

En relación a los procesos de extracción de leña y madera (especialmente en las coberturas de bosques abiertos y densos), la primera para la cocción de alimentos y la segunda para la construcción, reparación de viviendas y construcción o mantenimiento de cerramientos de lotes, tiene como resultado el empobrecimiento de la estructura y composición de la vegetación arbórea, es decir, las coberturas arbóreas que aún permanecen en las islas tienen menos especies de las previstas y los individuos que allí persisten ofrecen condiciones de alturas y diámetros menores a los que deberían presentar, esta condición se denomina selección disgénica.

Respecto a la tala para el establecimiento de cultivos de ciclos cortos principalmente de pancoger, evidenciado lo anterior en la vegetación secundaria baja y alta, lo cual incluye maíz, yuca, plátano, ha determinado una pérdida total de las coberturas boscosas naturales en estas áreas. Los procesos de regeneración natural que dan como origen las coberturas de vegetación secundaria baja y alta, incluyen especies propias de bosque seco, sin embargo debido a la pérdida de su composición y estructura dicho proceso de regeneración no permitirá el logro de la cobertura boscosa final ideal típica de bosque seco tropical de las islas.

Posteriormente a la tala para la habilitación de áreas para cultivos, los servicios del bosque seco literalmente desaparecen. De estas áreas se continúa obteniendo madera y leña para usos directos en la isla, esta presión conduce aún más a la pérdida de la composición y estructura de las coberturas boscosas futuras contribuyendo a la espiral de degradación ambiental de que es objeto este ecosistema

Tabla 1-6. Árboles potenciales, relictuales e introducidos.

	Nombre común	Nombre científico	Potenciales	Relictuales	Introducidos
1	Algarrobo	<i>Hymenaea courbaril</i>	x		
2	Balsamo de Tolú	<i>Myroxylon balsamum</i>	x		
3	Ébano	<i>Libidibia ebano</i>	x		
4	Granadillo	<i>Libidibia punctata</i>	x		
5	Nazareno	<i>Peltogyne purpurea</i>	x		
6	Gomo	<i>Cordia lanata</i>	x	X	
7	Gomo rojo	<i>Cordia eriostigma.</i>	x	X	
8	Vara de humo/capa/laurel	<i>Cordia alliodora</i>	x	X	
9	Ceiba roja (tolua)	<i>Bombacopsis quinatum</i>	x		
10	Ceibo	<i>Pseudobombax sp.</i>	x		
11	Macondo	<i>Cavanillesia platanifolia</i>	x		
12	Camajón	<i>Sterculia apetala</i>	x		
13	Cañaguate - tajibo	<i>Tabebuia chrysantha</i>	x		
14	Cachito/acacia	<i>Acacia cornigera</i>	x		
15	Corazón fino	<i>Platysmicium pinnatum</i>	x		
16	Dividivi	<i>Caesalpinia coriaria</i>	x		
17	Guacamayo	<i>Albizia niopoides</i>			x
18	Matarratón	<i>Gliricidia sepium</i>	x		
19	Palo brasil	<i>Haematoxylum brasiletto</i>	x	x	
20	Quebracho	<i>Lysiloma divaricatum</i>	x	x	
21	Retamo espinoso	<i>Parkinsonia aculeata</i>	x		
22	Tamarandi de mico	<i>Uribea tamarindoides</i>	x		
23	Roble	<i>Tabebuia rosea</i>	x		
24	Totumo	<i>Crescentia cujete</i>	x		x
25	Guayacán puy	<i>Tabebuia serratifolia</i>	x		
26	Corozo	<i>Bactris guineensis</i>	x	x	
27	Palma real	<i>Attalea butyracea</i>			
28	Mamoncillo	<i>Melicoccus bijugatus</i>	x		x
29	Michú	<i>Sapindus saponaria</i>	x		x
30	Diomate/quebracho	<i>Astronium graveolens</i>	x	x	
31	Jobo	<i>Spondias mombin</i>	x	x	
32	Ciruelo	<i>Spondias purpurea</i>	x	x	
33	Caracolí	<i>Anacardium excelsum</i>	x		
34	Ceiba blanca	<i>Hura crepitans</i>	x		
35	Cumulá o carreto	<i>Aspidosperma polyneuron</i>	x		
36	Dinde	<i>Maclura tinctoria</i>	x	x	
37	Guaimaro/ramón	<i>Brosimum alicastrum</i>	x		x
38	Cereza	<i>Ziziphus mauritiana</i>	x		x
39	Grosello/ grosella de Tahití	<i>Phyllanthus acidus</i>	x		x
40	Guanabana	<i>Annona muricata</i>	x		x
41	Guásimo	<i>Guazuma ulmifolia</i>	x	x	
42	Guayacán de bola	<i>Guaiacum officinale</i>	x		x
43	Icaco	<i>Chrysobalanus icaco</i>	x	x	
44	Almácigo	<i>Bursera simaruba</i>	x	x	
45	Algodón	<i>Gossypium sp.</i>	x		
46	Anón	<i>Annona squamosa</i>	x		x
47	Banco	<i>Gyrocarpus americanus</i>	x		
48	Bleo	<i>Pereskia bleo</i>	x		
49	Nacedero (yatago)	<i>Trichanthera gigantea</i>	x		x
50	Níspero	<i>Manilkara sapota- Achras sapola</i>	x		x
51	Olivo	<i>Capparis odoratissima</i>	x	x	
52	Cruceto	<i>Randia aculeata</i>	x		
53	Caoba	<i>Swietenia macrophylla</i>	x		
54	Uva de playa	<i>Coccoloba uvifera</i>	x	x	



Figura 1-16. Detalles de vegetación local: a) y b) imágenes de árboles de caucho bordeando áreas sin vegetación y presencia de bejucos; c) los árboles son de bajo porte y generalmente están inclinados. Esta condición se debe a la poca profundidad efectiva de los suelos de la isla; d) se observa la hojarasca sin descomponer bajo ellos evidenciando baja oferta hídrica (precipitación).



Figura 1-17. a) tronco de matarratón (*Grircidia sepium*), se observa el durámen, que evidencia la gran edad que presentaba este árbol (más de 50 años); b) detalle de follaje de indio desnudo (*Bursera simaruba*), c) hojarasca bajo el dosel de los árboles indicador propio de vegetación de bosque seco; d) detalle de follaje de naranjuelo del Tolima (*Capparis odoratissima*).



Figura 1-18. a) Sistema radicular de árbol de diomate (*Astronium graveolens*) caído por el viento, se evidencian problemas de anclaje por baja profundidad efectiva del suelo, se aprecia material parental basado en corales, fuente de origen de la isla; b) cerramiento con estocones de matarratón (*Griricidia sepium*), estos estocones posteriormente darán origen a árboles; c) árboles de nim (*Azadirhastha indica*) especie introducida en la isla comúnmente utilizada para sombrío; d) sistema radicular de árbol abatido por el viento (especie sin identificar).

Cambios históricos y estado actual del ecosistema

La cobertura correspondiente al bosque seco en estado original ha desaparecido para las islas que originalmente la tuvieron, dando paso a otros tipos de coberturas que incluyen: vegetación secundaria alta y baja y bosque abierto bajo de tierra firme. Las coberturas actuales de bosque obedecen a estados sucesionales de carácter secundario, sin embargo estas áreas permiten contar con una base fundamental para el inicio de procesos de restauración ecosistémica que permitiría recuperar la funcionalidad ecosistémica del bosque seco.

A partir del análisis de los mapas históricos de Isla Grande (1957, 1976, 1983, 1996 y 2013) se evidencian cambios en la cobertura de bosque seco (Figura 1-20).³ Se tiene que la tendencia de la cobertura que corresponde a bosque es hacia la disminución como se puede observar en la Tabla 7, aunque entre los años de 1983 y 1996 se presentó un aumento de 22,2 ha, nuevamente disminuye su cobertura en los años posteriores para finalmente tener un balance general de una pérdida de 27,4 hectáreas entre 1957 y 2013. Actualmente Isla Grande cuenta con un total de 84,2 ha de bosque que corresponden al 43,4 % del total de la isla.

³ Ver mapas en detalle en observatorioirsb.org y en el *Atlas ambiental de los archipiélagos de Nuestra Señora del Rosario y de San Bernardo* (Romero & Niño, 2013).

Tabla 1-7. Cobertura histórica del bosque (ha) de Isla Grande y Tintipán.

Año	Isla Grande	Isla Tintipán
1954	-	0
1957	111,6	-
1976	104,5	-
1977	-	0
1983	84,7	-
1996	106,9	-
2012	-	14,3
2013	84,2	

Fuente: Incoder-UJTL, 2013.

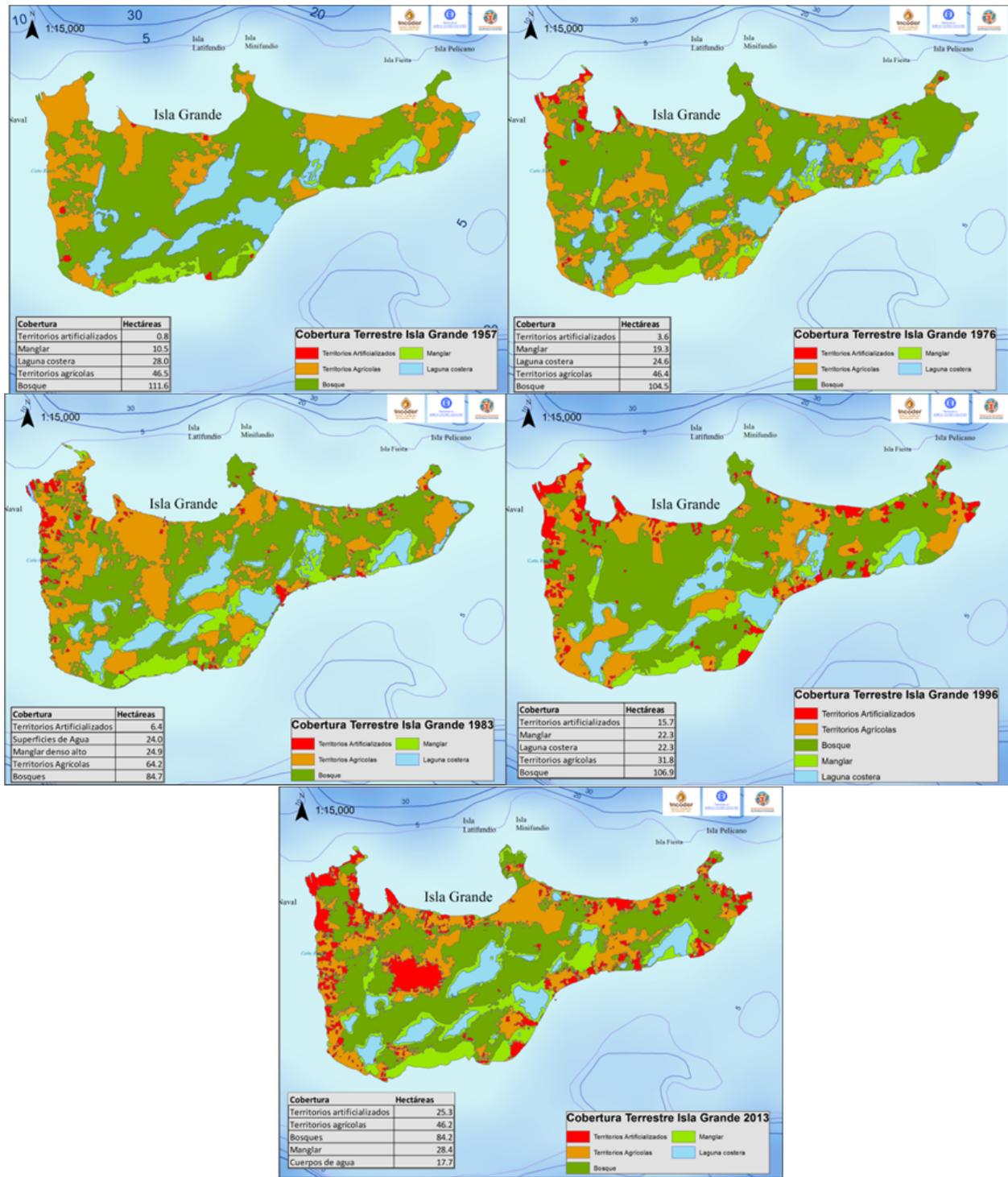
En el caso del archipiélago de San Bernardo, las islas con bosque son Tintipán e Isla Palma, la primera con 14,3 hectáreas correspondientes al 5,29 %, e Isla Palma con 5,9 hectáreas correspondientes al 35 % de la totalidad de la isla. De acuerdo con los datos de cobertura, para la isla de Tintipán no hay presencia de bosque entre los años de 1954 a 1977, sin embargo para el año 2012 ya se presenta una extensión de bosque de 14,3 ha (Figura 1-21).⁴

La no detección de bosque en Tintipán en años anteriores puede deberse a la escala de las aerofotografías fotointerpretadas (mayor a 1:25) y la calidad de la imagen cuyas tonalidades de grises no permitieron diferenciar claramente tipos de cobertura a diferencia de la imagen de satélite *worldview* con la que se elaboró el mapa de 2012 donde sí se diferencian visiblemente algunos pequeños fragmentos de bosque seco secundario el cual no representa de igual manera una extensión significativa como para afirmar que se está recuperando de forma estable. sino más bien correspondería a zonas recuperadas de antiguas zonas de cultivo.

Así mismo, de acuerdo a la geomorfología de Tintipán las zonas donde podría desarrollarse bosque seco es muy limitada pues según Flórez & Etter (2003), esta isla presenta un conjunto de cimas pequeñas de terraza coralina, con disposición N-S que sumadas representan apenas un 19 % del área total. En estas cimas de terraza coralina se diferencian 3 tipos de vegetación, en los que predomina el monocultivo de coco asociado con vegetación secundaria de bosque seco tropical y se diferencian por el nivel de intervención antrópica. Debido a esta característica, es muy difícil comparar estos tipos de vegetación con las comunidades vegetales del Caribe colombiano (Dugand, 1940; Bastidas & Corredor, 1977; Rancel, 1987, citado en Flórez & Etter, 2003).

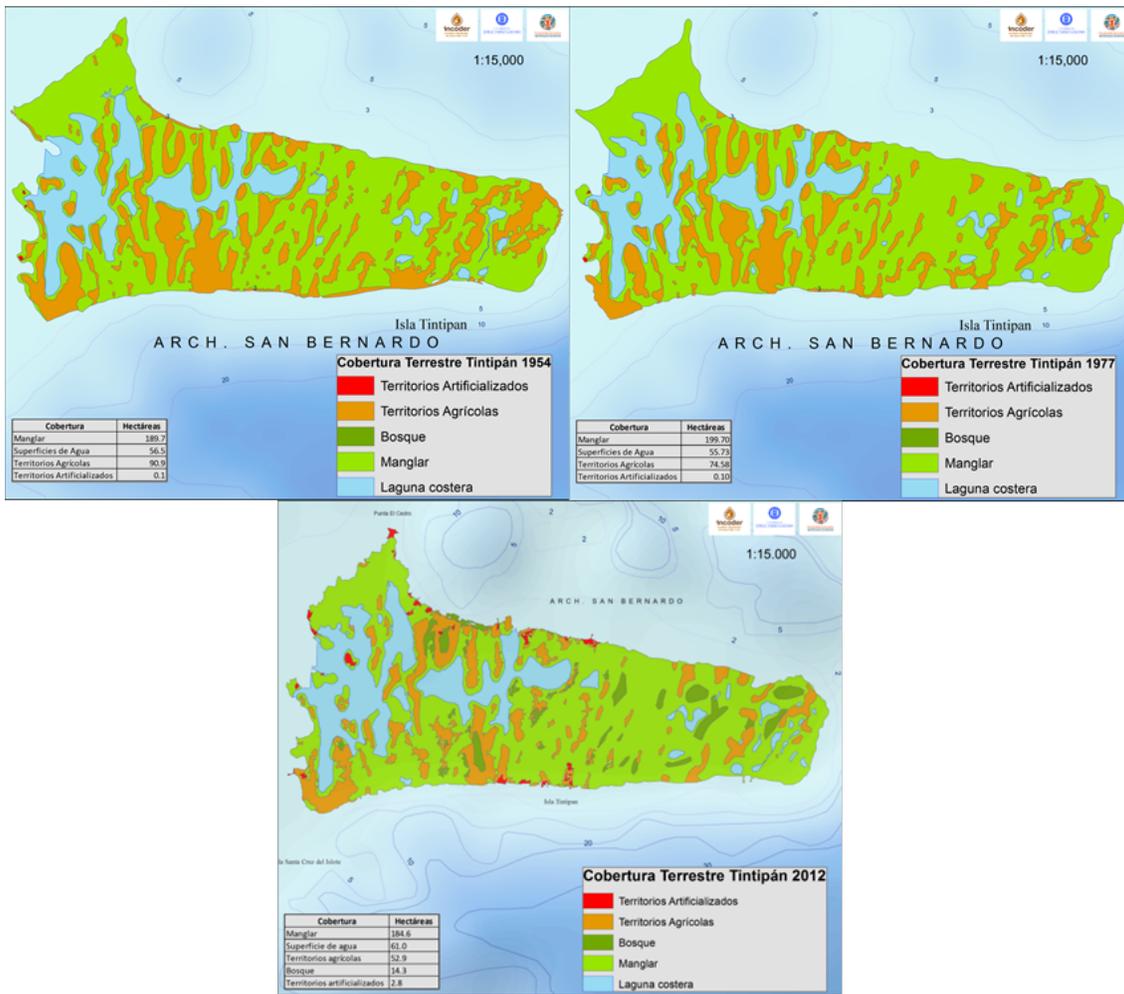
Es así como los remanentes de cobertura correspondiente a bosque seco actualmente presentes en la isla: áreas boscosas abiertas y densas, y vegetación secundaria baja y alta, ofrecen condiciones diferentes con respecto a las características fisonómicas y estructurales.

⁴ Ver mapas en detalle en observatorioirsb.org y en el *Atlas ambiental de los archipiélagos de Nuestra Señora del Rosario y de San Bernardo* (Romero & Niño, 2013).



Fuente: Incoder-UJTL, 2013

Figura 1-19. Cambios históricos de cobertura en Isla Grande.



Fuente: Incoder-UJTL, 2013

Figura 1-20. Cambios históricos de cobertura en Tintipán.

1.7 ECOSISTEMAS MARINO COSTEROS

1.7.1 Lagunas costeras e interiores (humedales costeros)

Las lagunas costeras se definen como “cuerpos de agua costeros, usualmente orientados de manera paralela a la costa, separados del océano por una barrera pero conectados a este por una o más entradas de agua que permanecen abiertas al menos intermitentemente y con profundidades que raramente exceden unos pocos metros. Una laguna puede o no estar sujeta a la mezcla por mareas y la salinidad puede variar desde aquella de un lago costero a una laguna hipersalina, dependiendo del balance hidrológico” (Kjerfve 1986, 1994 citado en Zarza & Gómez, 2011).

Por otra parte existen algunas lagunas costeras que no tienen comunicación directa con el mar, que se denominan lagunas internas. Zarza & Gómez (2011) las definen como “cuerpos de agua

ubicados en depresiones sobre terreno insular consolidado o entre vegetación interna de manglar, que no presentan un contacto superficial directo con las aguas marinas costeras pero que pueden tener una conexión con estas por medio de filtración a través de la matriz calcárea, conductos subterráneos o de manera esporádica por inundaciones del manglar, en cuyo caso la dirección del flujo puede ser bidireccional”.

Dentro del Parque Nacional Natural Islas del Rosario y San Bernardo, se registran aproximadamente 39 lagunas costeras y 36 interiores, con espejos de agua que pueden variar entre 0,03 y 201,48 ha. Estos cuerpos de agua presentan desde condiciones oligohalinas hasta hipersalinas, con temperaturas entre los 30 y 32 °C y aguas bien oxigenadas en la superficie, generalmente se encuentran rodeadas por manglar de borde y en el fondo lagunar se pueden identificar algunos parches de pastos marinos. Como fauna íctica se encuentran peces de origen arrecifal y algunos de importancia comercial (Zarza-González & Gómez-Quesada 2011).

Tabla 1-8. Lagunas costeras e internas del archipiélago de Nuestra Señora del Rosario.

ISLA	LAGUNAS COSTERAS E INTERNAS
Archipiélago de Nuestra Señora del Rosario	
Isla Grande	Se encuentran lagunas costeras como la laguna Encantada, y el complejo formado por las lagunas Cocosolo, Vigía y Caracol. 10 lagunas interiores, dentro de las cuales se destaca la laguna del Silencio, por su extensión (Figura 1-22).
Isla Rosario	No presenta lagunas costeras pero tiene 11 lagunas interiores, entre las cuales se encuentran las tres más grandes de todo el Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo.

Fuente: Zarza & Gómez, 2011.

Archipiélago de Nuestra Señora del Rosario

En la Tabla 1-8 se presenta la descripción general de las lagunas costeras e internas de Isla Grande e Isla Rosario, realizada por Zarza & Gómez (2011). Isla Grande es el territorio emergido de mayor área en este archipiélago ocupando 201,62 ha, de las cuales 17,6 ha (8,76 %) corresponden a lagunas costeras. Gran parte de estas se ubican hacia el sector central y suroccidental donde se encuentra la laguna del Silencio o Don Julio que es la de mayor superficie. Dos de estas lagunas presentan comunicación directa con el mar, Laguna Encantada al oriente y Cocosolo al sur (Figura 1-22), las cuales se encuentran en buen estado de conservación mientras que las restantes, han sido utilizadas como vertederos de basuras (Becerra *et al.*, 1998). En Isla Caribarú, con 170,05 ha, solo se presenta una pequeña laguna interna hacia el norte que ocupa 0,09 ha (0,05 %) (Figura 1-22).

Archipiélago de San Bernardo

De las islas que conforman este archipiélago, Tintipán es la de mayor área emergida con 315,67 ha, de las cuales 60,98 ha (19,31 %) corresponden a este tipo de ecosistema. Las lagunas se concentran hacia la parte central y occidental y se caracterizan por presentar conexión directa hacia el mar en el costado noroccidental. Isla Ceycén con 12,58 ha, presenta gran parte de su territorio conformado por estos ecosistemas que ocupan un área de 8,78 ha (69,86 %) localizándose en la parte central y en el costado nororiental, en ambos casos con conexión directa al mar. Isla Palma, con 28,54 ha, presenta una serie de lagunas internas hacia la parte central,

oriental y noroccidental que ocupan 2,32 ha (8,13 %). Finalmente, Isla Múcura con 30,94 ha, contiene 1,27 ha (4,13 %) integrando este ecosistema, localizándose hacia el sur, suroriente y norte, este último con conexión directa al mar (Figura 1-23). En la Tabla 1-9 se presenta la descripción de las lagunas costeras e internas de diferentes islas que conforman el archipiélago de San Bernardo.

Tabla 1-9. Lagunas costeras e internas del archipiélago de San Bernardo.

LAGUNAS COSTERAS E INTERNAS	
ISLA	Archipiélago de San Bernardo
Tintipán	Se han registrado 4 lagunas costeras y 16 interiores. La laguna Salsipuedes es la laguna costera de mayor extensión del área protegida, lo que la convierte en un cuerpo de agua con presencia de extensas zonas de refugio para la fauna íctica local.
Múcura	Presenta dos lagunas costeras en su costado suroriente, que se caracterizan por ser someras, con profundidades que no exceden los 1,5 m en llenado máximo.
Ceycén	Anteriormente había dos lagunas costeras, pero debido a la tala de mangle y a procesos erosivos, una de las lagunas rompió la barra de sedimentos dividiendo la isla en dos. La laguna actual se encuentra ubicada en el extremo oriental.

Fuente: Zarza & Gómez, 2011.

De otro lado, en la Tabla 1-10 se relacionan los factores fisicoquímicos de algunas lagunas costeras en muestreos realizados por Zarza & Gómez (2011), en los que la mayoría de los cuerpos de agua muestreados exhibieron condiciones salinas cercanas a aquellas de las aguas marinas costeras (eurihalinidad), salvo en la laguna interior de Isla Rosario (LIRO1), donde las aguas del fondo son hipersalinas. No obstante, debido a las altas precipitaciones durante el año de muestreo ocasionadas por el fenómeno de La Niña (ENOS fase húmeda) algunas de las lagunas exhibieron menores valores de salinidad en las aguas superficiales, que presentaron condiciones mesohalinas a eurihalinas con los menores valores en la laguna LCT01 (en este último caso por unas fuertes lluvias horas antes del muestreo). Según estos autores, es evidente que las lagunas costeras del área se encuentran más influenciadas por las condiciones oceanográficas locales que por los ingresos de agua dulce, los cuales en el área se limitan simplemente a la escorrentía de drenajes locales en época de lluvias ya que ninguna de estas lagunas presenta descargas directas de aguas epicontinentales; se desconoce en qué medida se puedan estar presentando descargas de aguas subterráneas en estos cuerpos de agua.

Las lagunas costeras e interiores albergan una alta diversidad de especies de flora y fauna, razón por la cual han sido definidas como un valor objeto de conservación (OdC) durante la fase de formulación del Plan de Manejo Ambiental 2006-2011 del Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo (PNN, 2011).

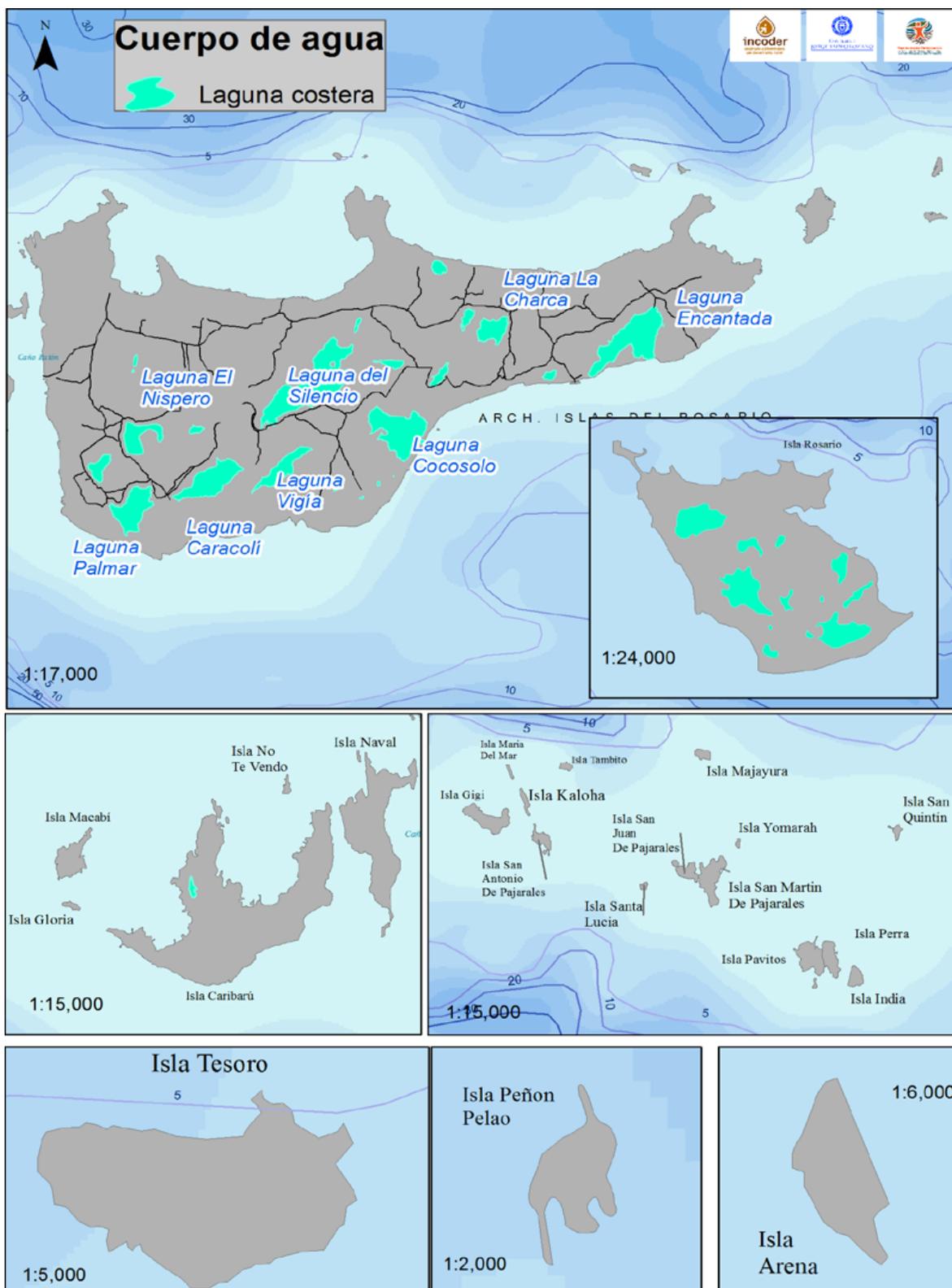


Figura 1-21. Mapa de la distribución de las lagunas costeras e internas del archipiélago de Nuestra Señora del Rosario del año 2013.

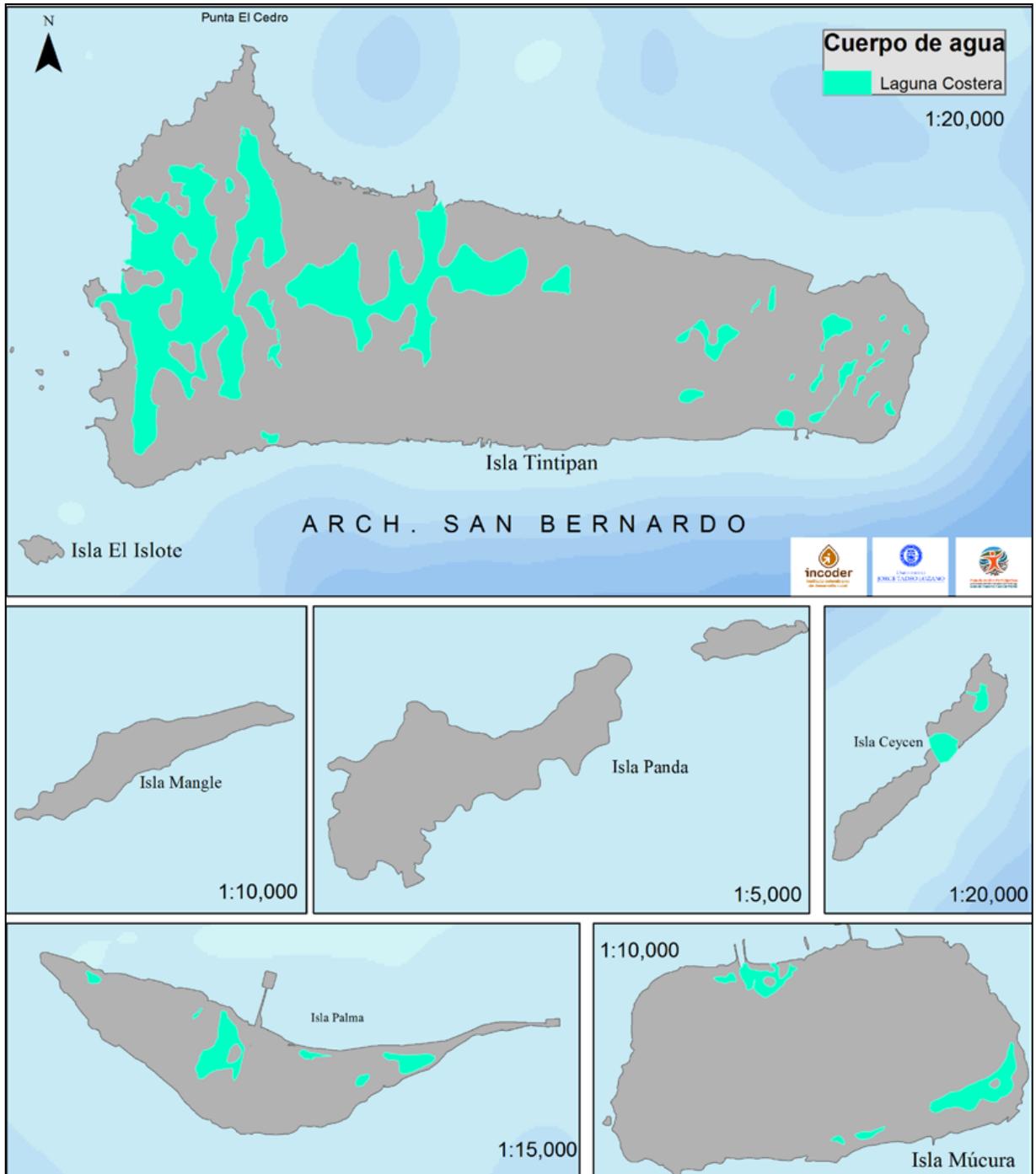


Figura 1-22. Mapa de la distribución de las lagunas costeras del archipiélago de San Bernardo del año 2013.

Tabla 1-10. Valores de las variables fisicoquímicas en las lagunas costeras del área de estudio (archipiélagos de Nuestra Señora del Rosario y de San Bernardo).

Laguna	Muestreo	Salinidad (ppt)	Temperatura (°C)	pH	Oxígeno disuelto (mg/l)	Saturación de oxígeno (%)
Archipiélago de Nuestra Señora del Rosario						
Encantada	Superficie	31,73	30,81	8,21	2,78	44,4
	Fondo	33,05	30,9	8,41	3,38	54,6
LIRO1 (Isla Rosario)	Superficie	31,85	35,22	8,58	3,69	63,1
	Fondo	51,6	33,49	8,47	2,8	51,9
Archipiélago de San Bernardo						
Salsipuedes	Superficie	29,55	31,77	8,11	4,34	72,2
	Fondo	35,74	32,42	8,26	4,19	70,1
LCTO1 (Tintípan)	Superficie	16,36	29,51	8,52	5,66	79,8
	Fondo	38,1	32,18	8,67	3,45	52,3
LCCO1 (Ceycén)	Superficie	31,82	31,26	8,02	2,59	41,7
	Fondo	32,82	31,12	7,81	0,57	9,3

Fuente: Adaptado de Zarza & Gómez, 2011.

En cuanto a la fauna íctica de las lagunas costeras e internas del PNNCRSB, Zarza & Gómez (2011) reportan 35 especies que residen temporal o permanentemente en estos cuerpos de agua y es de resaltar que varias de estas especies poseen importancia económica. Los autores mencionan que las familias de peces mejor representadas en estos cuerpos de agua son: Lutjanidae, Pomacentridae, Gerreidae, Chaetodontidae, Haemulidae y Gobiidae y que en términos de abundancia se destacan los engráulidos, poecílidos, lábridos, y especies como el pargo mulato (*Lutjanus griseus*), el pargo tabardillo (*L. apodus*) y la picúa (*Sphyræna barracuda*); mientras que en las lagunas interiores sobresalen los poecílidos y el sábalo (*Megalops atlanticus*). Así mismo, estas lagunas albergan una alta variedad de invertebrados (Tabla 1-11).

Tabla 1-11. Especies de invertebrados asociados a las lagunas costeras e internas del PNNCRSB.

GRUPO/CLASE	ESPECIES/FAMILIA
Crustáceos	<i>Cardisoma guanhumí, Ucides cordatus, Uca sp., Goniopsis cruentata Aratus pisonii; Gecarcinus lateralis, Macrobrachium acanthurus, Mithrax spinosissimus, Callinectes sp.</i> , especies de la familia Mysidacea
Moluscos	<i>Crasostrea rhizophorae, Isognomon alatus, Pinctada imbricata, Melongena melongena</i> y especies de la familia Mytilidae
Phlebobranchia	<i>Ascidia sp.</i>
Anthozoa	<i>Bartholomea annulat, Manicina areolata</i>
Polychaeta	<i>Sabellastarte magnifica</i>
Hydrozoa	<i>Millepora complanata</i>
Asteroidea	<i>Oreaster reticulatus</i>
Echinoidea	<i>Lytechinus variegatus</i>
Holothuroidea	<i>Holoturia mexicana</i>

Fuente: Zarza & Gómez, 2011.

Identificación y evaluación de las presiones sobre los servicios ecosistémicos de las lagunas costeras

- La contaminación debido a los vertimientos de aguas servidas y a la disposición de residuos sólidos por parte de las comunidades locales y hoteles del sector, que puede contribuir a la proliferación de algas filamentosas y cianobacterias facilitando la eutroficación de los cuerpos de agua, lo que puede llevar a la pérdida de hábitat de diferentes especies de peces, afectando la pesca y el turismo (Zarza-González & Gómez-Quesada, 2011; Invemar-MADS, 2012). En algunos casos estos vertimientos también pueden taponar las raíces de los mangles.
- La sobrepesca, en zonas de crianza y la utilización de diferentes artes de pesca destructivos e ilegales como boliches, trasmallos y nasas, entre otros., que afectan los procesos ecológicos, ciclos de vida, redes tróficas (Zarza-González & Gómez-Quesada, 2011; Invemar-MADS, 2012) y contribuyen a la pérdida de diversidad biológica y disminución de la productividad pesquera afectando la seguridad alimentaria.
- La sedimentación causada por la interrupción del flujo hídrico y rellenos, generalmente para la construcción de infraestructura turística y viviendas (Zarza-González & Gómez-Quesada, 2011), disminuyendo el espejo de agua y facilitando posiblemente el desarrollo de los bosques de manglar.
- Pérdida del valor paisajístico, que limita las actividades turísticas que se realizan en las diferentes lagunas de los archipiélagos (Zarza-González & Gómez-Quesada, 2011).
- La tala de mangle para despejar áreas principalmente para la construcción de viviendas, zonas de recreación y zonas para el arribo de lanchas, afectado la calidad del agua ya que se reducen los procesos de depuración y filtración de sustancias tóxicas, así mismo se reducen los hábitat disponibles de diferentes especies disminuyendo la diversidad biológica (Agudelo, 2000; Rojas, 2009).

Cambios históricos y estado actual del ecosistema

Históricamente en Isla Grande las lagunas costeras han presentado, desde 1957, una disminución progresiva de la cobertura (Tabla 12), la pérdida más considerable se evidenció entre 1996 y 2013, cuando desaparecieron aproximadamente 4,64 ha, estos cambios en el espejo de agua pueden ser consecuencia de factores como el incremento en la cobertura del ecosistema de manglar que se ha presentado generalmente alrededor de estas lagunas, así como la sedimentación producto de la interrupción de flujos hídricos y rellenos, sobrepesca y contaminación (Zarza-González & Gómez-Quesada, 2011). La tendencia a la disminución del espejo de agua de las lagunas costeras e interiores en Isla Grande podría afectar de manera importante la variedad de servicios ecosistémicos que brindan principalmente a las comunidades locales que se benefician de ellas.

En el mapa (Figura 1-23) también se observa cómo las lagunas de Caracolí, Vigía y Cocosolo han perdido la conexión que presentaban entre ellas en el año 1957, así mismo la laguna La Charca y la zona superior de la laguna El Níspero, han perdido parte importante de su espejo de agua.

Tabla 1-12. Cobertura histórica de las lagunas costeras e interiores (ha) de Isla Grande y Tintipán.

Año	Isla Grande	Isla Tintipán
1954	-	56,5
1957	28,0	-
1976	24,6	-
1977	-	55,3
1983	24,0	-
1996	22,3	-
2012	-	61,0
2013	17,7	-

Fuente: Incoder-UJTL, 2013.

1.7.2 Manglar

Los ecosistemas de manglar de los archipiélagos de Nuestra Señora del Rosario y de San Bernardo, están localizados principalmente al sur de las islas, asociados a lagunas costeras, esta distribución se relaciona a la presencia de los vientos alisios del noreste, los cuales provocan fuertes oleajes al costado norte, impidiendo el desarrollo del manglar (Bohórquez & Prada, 1986). Estos bosques en general se encuentran en buen estado, compuestos por *Avicennia germinans*, *Rhizophora mangle* y *Laguncularia racemosa* siendo las dos últimas las especies dominantes; se desarrollan en suelos de tipo calcáreo, en donde las características del terreno marcan la extensión del bosque, por esto, en la mayoría de las islas no es mayor a los 90 m de ancho (Agudelo, 2000; Sanjuan- Muñoz *et al.*, 1997).

Son pocos los estudios realizados en estos archipiélagos sobre la estructura, caracterización y estado de los bosques de manglar, sin embargo, para 1985, Bohórquez & Prada (1986) reportaron que la extensión de manglar del Parque Natural Nacional Corales del Rosario y San Bernardo era de 297,2 ha, donde la mayor superficie estaba en la parte protegida de Isla Barú (264,5 ha), Isla Grande (10,6 ha) e Isla Rosario (5,0 ha) con árboles con alturas promedio de 4,2 m y un perímetro de 24,5 cm y la especie dominante fue *R. mangle*.

Así mismo, autores como Sánchez-Páez *et al.* (1997) realizaron el diagnóstico y zonificación de los manglares del Caribe colombiano, para el archipiélago de Nuestra Señora del Rosario el área de estudio se ubicó en Isla Rosario hacia el costado sur, esta zona se seleccionó por presentar las mejores características estructurales y la mayor área de manglar del archipiélago. Encontraron como resultado un área aproximada de 6 ha, con la presencia de un bosque monoespecífico de *R. mangle* en sus diferentes estados sucesionales con un considerable porcentaje de ocupación total (166,8 ind/0,1 ha) distribuido en 35 fustales, 89,4 latizales y 41,9 brinzales (Tabla 1-13). En el archipiélago de San Bernardo, la isla Tintipán presentó un alto grado de intervención antrópica, que ha influido en la sucesión normal del bosque.

Agudelo (2000), en el marco del proyecto “Diagnóstico y zonificación de los manglares del departamento de Bolívar” realizado por la Corporación Autónoma Regional del Canal del Dique (Cardique), estudió la estructura de los bosques de manglar y su relación con algunos parámetros abióticos, en el archipiélago de San Bernardo (Isla Boquerón, Isla Palma, Isla Panda, Isla Múcura, Isla Mangle e Isla Tintipán) y en el de Nuestra Señora del Rosario (Isla Tesoro e Isla Grande). Para el caso de Isla Grande, determinó que el desarrollo de los bosques es variable, una altura promedio de entre 6,37 a 6,67 m y que *R. mangle* fue la especie dominante con un aporte en el número de individuos de la categoría latizal (60,9 %) y fustal (35,1 %).

En Isla Grande los bosques de manglar se caracterizan por ser sistemas cerrados, con árboles de tamaño similar y *R. mangle* es la especie más abundante, estos se encuentran en buen estado y presentan poca evidencia de tala y pastoreo. Por la inclinación del terreno, que impide la dispersión y fijación de los propágulos, la franja del bosque no es mayor a los 80 m. Hacia la playa, el suelo es de tipo arenoso y hacia la zona interna es de tipo orgánico, compuesto principalmente

por raíces y hojas en descomposición, en el suelo se observa poca cantidad de hojarasca principalmente por el lavado que realiza la marea, así mismo se presentan galerías fabricadas por cangrejos que facilitan la aireación del mismo (Agudelo, 2000).

Tabla 1-13. Características estructurales de los bosques de manglar de algunas de las islas de los archipiélagos de Nuestra Señora del Rosario y de San Bernardo. Rm: *R. mangle*; Lr: *L. racemosa*; Ce: *C. erectus*; Ag: *A. germinans*; D: densidad; AB: área basal; IVI: índice de valor de importancia.

Lugar	Especie	Bohórquez y Prada (1985)			Sánchez - Páez <i>et al.</i> (1997)			Agudelo (2000)		
		D	AB	IVI	D	AB	IVI	D	AB	IVI
Isla Mangle	Rm				146,80	1,02	200,60	111,00	0,95	289,50
	Lr				24,50	0,54	99,40	1,00	0,00	10,50
	Total				171,30	1,56	300,00	112,00	0,95	300,00
Isla Tintipán	Rm				55,80	1,55	287,30	42,00	0,88	153,60
	Lr				2,20	0,01	5,20	55,00	0,51	146,40
	Ce						7,50			
	Total				58,00	1,56	300,00	97,00	1,39	300,00
Isla Tesoro	Rm							84,00	0,54	129,30
	Lr							76,00	1,30	170,70
	Ce									
	Total							160,00	1,84	300,00
Isla Rosario	Rm			291,80	166,80	5,08	300,00			
	Ag			8,20						
	Total	98,00	1,19	300,00	166,80	5,08	300,00			
Isla Grande	Rm			287,80				157,10	1,61	274,20
	Lr							4,30	0,02	25,80
	Ag			12,20						
	Total	263,00	1,10	300,00				161,40	1,62	300,00

Los estudios realizados en Isla Grande se han concentrado principalmente en la ciénaga de Cocoliso donde autores como Quintero *et al.* (1990), estudiaron las características estructurales, los niveles de productividad y tasas de descomposición de la hojarasca, encontrando individuos de *R. mangle* con diámetro a la altura del pecho promedio (DAP) de 6,66 cm, y una altura máxima promedio de 7,41 m. La productividad fue de 657,00 g/m² año y la tasa de descomposición media fue de 0,51 g/día, degradándose aproximadamente a los 124 días después de la caída al suelo.

En 1991 durante los meses de septiembre y octubre, González *et al.* (1992) realizaron un estudio sobre la productividad del manglar medida en términos de aporte de materia orgánica (principalmente en forma de hojarasca) y encontraron un aporte de 865,05 g/m²/año y tasas de descomposición de 0,65 g/día.

En la Tabla 1-14 se hace una breve descripción de los manglares presentes en las otras islas de los archipiélagos de Nuestra Señora del Rosario y de San Bernardo.

Tabla 1-14. Manglar en las islas de los archipiélagos de Nuestra Señora del Rosario del Rosario y de San Bernardo.

ISLA	MANGLAR	REFERENCIA
	Archipiélago de Nuestra Señora del Rosario	
Caguamo	Cobertura de manglar de las especies <i>R. mangle</i> y <i>C. erectus</i> , bordeando la isla y algunos de estos especímenes en su interior. No se observan alteraciones antrópicas .	Invemar-UAESPNN-Cardique-EPA Cartagena, 2003
Pirata	Parches aislados de <i>C. erectus</i> en la parte interna y algunos expuestos directamente al mar. No se observan alteraciones antrópicas.	Idem
Fiesta	Tiene arbustos de <i>C. erectus</i> , dispersos por varios sectores de la isla.	Idem
Naval	Se encuentra <i>R. mangle</i> sobre los caños Ratón y Guasa. Hacia la zona noroccidental hay sectores con arbustos de <i>L. racemosa</i> y en el costado sur sobre plataforma coralina pequeños arbustos de <i>C. erectus</i> .	Idem
Macabí	Se encuentran de forma agregada <i>C. erectus</i> , <i>R. mangle</i> , <i>L. racemosa</i> y <i>A. germinans</i> alrededor y hacia el interior de la isla. No se observan alteraciones antrópicas.	Idem
Gigi	Se encuentran dispersos por toda la isla con mayor incidencia hacia la periferia <i>R. mangle</i> , <i>L. racemosa</i> , <i>C. Erectus</i> y <i>A. germinans</i> con alturas hasta de 7 m. Buen estado de conservación.	Idem
Pavitos	Cobertura vegetal de un 70 %, estrato arbóreo dominante compuesto por <i>R. mangle</i> , <i>C. erectus</i> y <i>A. germinans</i> . Buen estado de conservación.	Idem
San Martín de Pajarales	Dominancia de <i>L. racemosa</i> , <i>R. mangle</i> y <i>C. erectus</i> con diámetros hasta de 40 cm y alturas de 7 m hacia la parte externa de la isla. Buen estado de conservación.	Idem
San Antonio de Pajarales	Un 85 % de la isla está representada por <i>R. mangle</i> . Es de especial importancia por ser sitio de anidación de aves marinas. Con buen estado de conservación.	CIOH-Cardique, 1998; Cardique-UJTL, 2010
San Juan de Pajarales	Cobertura vegetal de un 60 % compuesta por las especies <i>L. racemosa</i> , <i>R. mangle</i> y <i>A. germinans</i> . Estrato arbóreo con diámetros hasta de 15 cm y alturas de 10 m. Buen estado de conservación.	Invemar-UAESPNN-Cardique-EPA Cartagena, 2003
Caribará	En la franja oriental presenta un cordón de <i>R. mangle</i> con una anchura que varía entre los 2-7 m, seguido en algunos sectores de una franja de <i>L. racemosa</i> . Hacia el costado sur y norte de la isla hay parches aislados de <i>R. mangle</i> . En el sector más occidental de la isla y en su porción norte se presenta un importante bosque de manglar sucesional con predominancia de <i>R. mangle</i> y una altura media de 7 m. Se evidencia tala y relleno.	CIOH-Cardique, 1998

La Perra	Dominancia de <i>A. germinans</i> y <i>R. mangle</i> dispuestos en la periferia y hacia el interior de la isla. Se han realizado siembras de plantas de <i>R. mangle</i> hacia los sectores nororiental, noroccidental y sur de la isla con el objetivo de revegetalizar y como protectores costeros para minimizar los procesos erosivos.	Invemar-UAESPNN-Cardique-EPA Cartagena, 2003
Bonaire, María del Mar, Pelao Gloria, Santa Lucia, Tambito, Latifundio, Minifundio, San Quintín, No te Vendo, Majayura y Yomarah	Hay pocos individuos de <i>A. germinans</i> , <i>C. erectus</i> y de <i>L. racemosa</i> . Estas coberturas representan como máximo un 8 % del área total. Buen estado de conservación.	Invemar-UAESPNN-Cardique-EPA Cartagena, 2003
Archipiélago de San Bernardo		
Múcura	Se encuentran <i>R. mangle</i> , <i>A. germinans</i> y <i>L. racemosa</i> , distribuidos de forma uniforme y en su interior hay una laguna costera principalmente rodeada de mangle rojo.	Idem
Ceycén	La cobertura vegetal dominante es el manglar, se presentan las cuatro especies con estratos arbustivos y arbóreos y diámetros hasta de 18 cm y alturas de 12 m.	Invemar-MADS, 2012
Panda	La cobertura dominante es el manglar dentro de la que se destacan franjas de <i>R. mangle</i> con alturas de 8 m, y arbustos de <i>C. erecta</i> y <i>L. racemosa</i> hasta de 4 m.	Invemar-MADS, 2012
Tintipán	Toda la isla está bordeada por una franja externa de <i>R. mangle</i> , seguida hacia el interior por <i>L. racemosa</i> , <i>C. erecta</i> y en menor proporción individuos aislados de <i>A. germinans</i> .	Sánchez-Páez <i>et al.</i> , 1997 citado en Invemar-MADS, 2012
Palma	La vegetación predominante es el mangle con un 70 % de las especies <i>A. germinans</i> , <i>L. racemosa</i> , <i>C. erectus</i> y <i>R. mangle</i> . Buen estado de conservación.	Invemar-UAESPNN-Cardique-EPA Cartagena, 2003

En la Figura 1-24 se presenta la distribución de los manglares del archipiélago de Nuestra Señora del Rosario, se observa que en Isla Grande se encuentran en su mayoría ubicados hacia el sur, asociados generalmente a las lagunas costeras y ocupan un área de 29,13 ha (14,49 % del área total). En Isla Caribú, Macabí, San Antonio de Pajarales y Pavitos están distribuidos en toda la isla ocupando cerca del 40 % del área total de cada una de ellas.

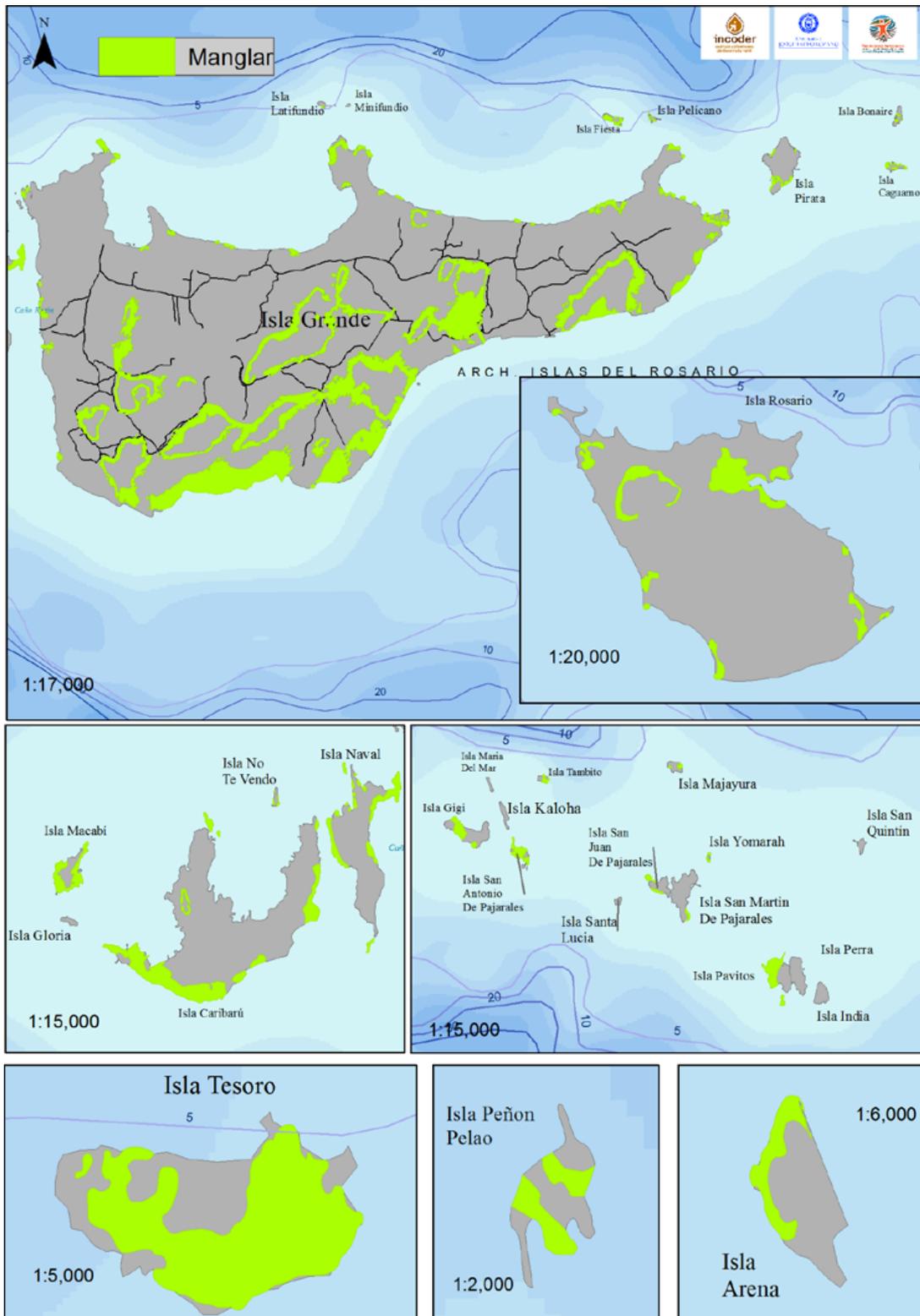


Figura 1-23. Mapa de manglares del archipiélago de Nuestra Señora del Rosario.

En el archipiélago de San Bernardo, los bosques de manglar de la isla Tintipán presentan una cobertura de 184,6 ha, es decir el 58,5 % de la isla que tiene un área total de 315,67 ha. Están ubicados principalmente hacia el costado oriental y hacia la zona occidental están asociados a las lagunas costeras (Figura 1-25). En Isla Mangle este ecosistema cubre la totalidad de la isla (3,9 ha), en Isla Ceycén cubre el 69,84 %, distribuido en toda el área, al igual que en Isla Panda. Finalmente en Isla Múcura se encuentra distribuido hacia la zona suroriente cubriendo el 11,65 % del área total de la isla (Figura 1-25).

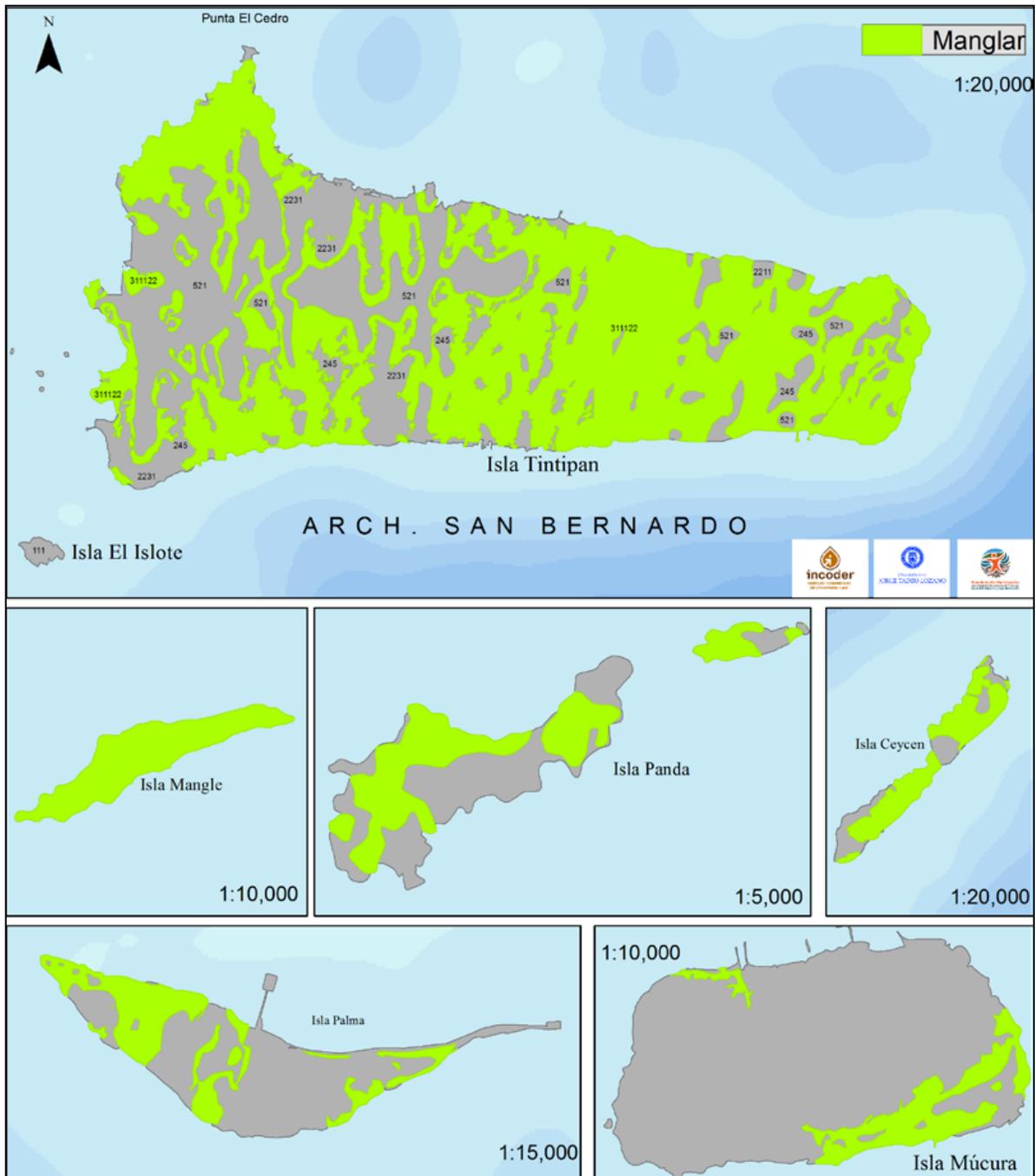


Figura 1-24. Mapa de manglares del archipiélago de San Bernardo.

Flora y fauna asociada a los manglares

Los manglares como especie fundamental del ecosistema, sustentan la asociación con muchas especies de diversos grupos taxonómicos que participan o se benefician de los procesos que se llevan a cabo en el manglar (Trejos *et al.*, 2008). A nivel global, se conocen cerca de 69 especies vegetales catalogadas como habituales de los manglares, conformadas por tres especies de helechos (del género *Acrostichum*), una palma (*Nypa fruticans*) y 67 árboles y arbustos, que corresponden a 24 géneros y 19 familias taxonómicas (Chapman, 1970). En cuanto a la fauna asociada al manglar, incluye tanto organismos acuáticos como terrestres; sin embargo, pocas especies son habitantes exclusivos de los manglares ya que su presencia depende de la época, las mareas, las fases del ciclo vital y otros factores; de ahí la dificultad para caracterizar una fauna del manglar (Trejos *et al.*, 2008).

En el archipiélago de Nuestra Señora del Rosario, en la ciénaga de Cocoliso, Caicedo *et al.* (1991) reportaron 108 especies pertenecientes a 39 familias; de las cuales 13 eran esponjas (Phylum Porifera), 12 artrópodos (Phylum Arthropoda), 5 moluscos (Phylum Mollusca), 4 equinodermos (Phylum Echinodermata) y dos hacían parte de los phylum Cnidaria y Chordata; siendo la especie más representativa *Isognomon alatus*. Mientras que Solano *et al.* (1992) registraron para esta ciénaga, 38 familias y 81 especies de peces asociadas a las raíces del manglar, siendo las más comunes *Lutjanus apodus*, *Sphyraena barracuda* y *Chaetodon capistratus*.

Identificación y evaluación de las presiones sobre los servicios ecosistémicos del manglar

- Tala del bosque para la construcción de casas de vivienda, recreo, delimitación de senderos, además de la utilización de leña para fogones, cercas, artesanías y muebles rústicos, esta presión tiene como consecuencia la pérdida de cobertura y transformación del paisaje, facilitando los procesos de erosión costera, así mismo se afectan los sitios de crianza, crecimiento y alimentación de diferentes especies de vertebrados e invertebrados que pueden tener valor comercial (UAESPNN, 2006; Cardique-UJTL, 2010; Invemar-MADS, 2012).
- La sedimentación, que promueve la formación de barras de arena y sedimentos que interrumpen los flujos hídricos normales y producen un estancamiento de las aguas, que por evaporación pueden causar la hipersalinización del suelo, limitando el crecimiento y desarrollo de los manglares, adicionalmente las altas tasas de sedimentación pueden causar la muerte de los organismos asociados a las raíces (UAESPNN, 2006; Invemar-MADS, 2012).
- Inadecuado manejo de residuos sólidos por parte de las comunidades locales, sector turístico y visitantes, ya que algunos lugares son botaderos de basura, causando pérdida de hábitat y disminución de la cobertura (UAESPNN, 2006).
- En algunas islas las presiones están dadas por eventos naturales como tormentas, vendavales y mar de leva, que pueden llevar a la fragmentación, disminución de la cobertura y cambios en la composición y la estructura del ecosistema (Invemar-MADS, 2012).
- Erosión de las terrazas coralinas y playas que conllevan al deterioro del manglar (Invemar-MADS, 2012).

Cambios históricos y estado actual del ecosistema

Las coberturas históricas en Isla Grande (Tabla 1-15; Figura 1-20) muestran que el ecosistema de manglar a partir de 1957 comenzó a aumentar su cobertura (18,6 ha hasta 2013), principalmente alrededor de las lagunas de Caracolí, Vigía y Cocosolo las cuales han perdido la conexión que presentaban hacia el año 1957, posiblemente por la sedimentación que ha permitido la consolidación de franjas con playones fangosos o fango-arenosos, que facilitan la propagación de las especies de manglar, principalmente *R. mangle* que es colonizadora y puede aumentar la cobertura (Prahl, 1989; Flórez & Etter, 2003). De igual forma se evidencia cómo en la laguna La Charca y en la zona superior de la laguna El Níspero, el manglar ha cubierto un área importante del espejo de agua. Hacia la parte suroccidental de la isla también se observa un incremento en la cobertura de este ecosistema (Figura 1-24).

Tabla 1-15. Cobertura histórica del manglar (ha) de Isla Grande (Nuestra Señora del Rosario) e Isla Tintipán (San Bernardo).

Año	Isla Grande	Isla Tintipán
1954	-	189,70
1957	10,5	-
1976	19,30	-
1977	-	199,7
1983	24,90	-
1996	22,30	-
2012	-	184,60
2013	29,13	-

Es importante realizar una evaluación en campo de los bosques de manglar y las lagunas costeras e interiores en Isla Grande, con el propósito de identificar cuáles son las causas que están facilitado el aumento de los manglares y afectando el espejo de agua de las lagunas costeras (por ejemplo, fuentes de sedimentación), para implementar medidas de manejo que beneficien a ambos ecosistemas asegurando la sostenibilidad de los servicios ecosistémicos de estos ambientes.

En la Isla de Tintipán entre los años 1954 y 1977 se presentó un aumento en la cobertura de manglar de 10 ha, y una disminución entre los años 1977 y 2012 (Figura 1-21; Tabla 1-15), causado posiblemente por las presiones existentes sobre este ecosistema en esta isla, como el uso de la leña para diferentes tipos de construcciones, inadecuado manejo de basuras, erosión costera, algunos eventos naturales como tormentas, vendavales y mares de leva (Invemar-MADS, 2012) y la formación de pequeñas lagunas costeras ubicadas al costado oriental.

Restauración ecológica del bosque de manglar

En los archipiélagos de Nuestra Señora del Rosario y de San Bernardo, debido a la alta degradación del bosque de manglar se han venido implementado algunos esfuerzos para la recuperación de dicho ecosistema. Bohórquez & Prada (1988) plantaron 502 propágulos de *R. mangle* y trasplantaron 130 plántulas de la misma especie en las islas Arena, Macabí y Pavitos. Los resultados obtenidos muestran altas tasas de crecimiento promedio (21,96 mm/mes) que superan

los valores obtenidos en otras regiones del Caribe. Así mismo, sugieren como estrategia de restauración la cría de propágulos en vivero, ya que el trasplante de plántulas requiere mayores cuidados, esfuerzo, tiempo y costos. Estos autores recomendaron realizar la siembra de los propágulos preferiblemente durante los meses de junio a septiembre. González & Rivas (1993) realizaron al sur de Isla Grande la siembra de 177 hipocótilos y 179 plántulas de *R. mangle* respectivamente. Las plántulas presentaron una tasa de supervivencia del 27 % mientras que los hipocótilos no sobrevivieron. A partir de este estudio se propone el mangle rojo como la mejor especie para ser utilizada en procesos que propendan a la restauración del bosque de manglar debido a su capacidad de resistir condiciones extremas; y la técnica del acodado como un método efectivo para el enraizamiento de ramas de la especie.

En Isla Arena (archipiélago de Nuestra Señora del Rosario), Cañón & Rodríguez (1994) realizaron la siembra en vivero de propágulos de *R. mangle*, *C. erectus* y *A. germinans* (recolectados en caño Lequerica y en las islas del archipiélago de Nuestra Señora del Rosario) y su posterior trasplante. Los autores observaron que la recolección de propágulos de *R. mangle* en el medio natural, para ser sembrados en vivero, promueve el desarrollo de plántulas viables para su posterior trasplante. Así mismo, que al generar estrategias con fines de restauración del bosque de manglar, es más viable realizar trasplantes con plántulas de *R. mangle* obtenidas en vivero (alrededor de tres meses) que presenten tallas entre 15 y 30 cm. Los autores recomiendan el uso en programas de restauración o repoblamiento de *R. mangle* dada sus altas tasas de germinación, alta supervivencia en vivero y rápido crecimiento posterior a su trasplante. Sin embargo, sugieren trabajar además con *A. germinans* y *C. erectus* en dichos procesos mediante el trasplante de plantas defoliadas (1-5 m) y por el método de estacas respectivamente.

1.7.3 Litoral rocoso

Este ecosistema se desarrolla sobre sustratos rocosos de la zona de mareas, en la interfase entre el mar y la tierra (Díaz-Pulido, 1997) y se clasifica según su pendiente o inclinación con respecto a la línea costera, en: acantilado, terraza o playa rocosa (Osorno-Arango, 2007). Con base en su composición litológica, pueden estar conformados por rocas metamórficas, ígneas o sedimentarias (Osorno & Duque, 2006, citado en Osorno-Arango, 2007) y presenta una zonificación vertical, en el litoral rocoso se pueden identificar claramente tres zonas: supralitoral, mesolitoral e infralitoral (Taylor, 1978; Osorno-Arango, 2007).⁵

La fauna típica de este ecosistema está compuesta por invertebrados sésiles y semisésiles, en su mayoría moluscos (lapas, quitones y gasterópodos), poliquetos, crustáceos (cirripedios, cangrejos y langostas), y equinodermos (erizos y ofiuros); sin embargo, existen también organismos

⁵ La zona supralitoral es una zona de transición entre la tierra y el mar, limita en su parte superior con la aparición de vegetación terrestre y en su parte inferior con la aparición de cirripedios; es una zona de amplitud variable (dependiendo del oleaje) y una alta insolación, solamente recibe humedad por aspersión de la ola por lo que es también llamada zona de salpicadura; la zona mesolitoral es la franja del litoral en la que son activas las mareas, produciéndose inmersiones y emersiones continuas y la zona infralitoral comprende desde el nivel de inmersión continua hacia abajo (Díaz-Pulido, 1997). Los litorales rocosos se encuentran en ambientes que reciben un fuerte impacto del oleaje y sus organismos están sometidos a condiciones intermitentes de exposición al aire y al agua, recibiendo una alta radiación solar, factores que determinan que las especies que habitan allí presenten cierto tipo de adaptaciones morfológicas y fisiológicas para resistir tales condiciones extremas, no obstante albergan una cantidad apreciable de especies de importancia comercial (moluscos, langostas, algas y crustáceos, entre otros) (Díaz-Pulido, 1997).

vertebrados como peces o aves, que se acercan o permanecen muy cerca de los litorales rocosos para extraer alimento de estos (Osorno-Arango, 2007). En términos generales se presenta, en las zonas mesolitoral e infralitoral, un mayor número de especies que en la zona supralitoral (Díaz-Pulido, 1997).

Dentro del área de estudio el litoral rocoso tiene una distribución dispersa, con tendencia a presentarse hacia áreas de barlovento (Flórez & Etter, 1999; UAESPNN, 2006). Según Batista-Morales & Díaz-Sánchez (2011), el tipo sustrato de los litorales rocosos de los archipiélagos de Nuestra Señora del Rosario y de San Bernardo está conformado total o parcialmente por rocas sedimentarias bioclásticas, compuestas por corales fósiles, así como por escombros y sedimentos calcáreos acumulados.

Entre los diferentes tipos de geofomas costeras identificadas por Ingeominas (1998) para el litoral rocoso están: terrazas, acantilados y playas rocosas (Osorno, 2008). De esta forma en los archipiélagos se pueden encontrar *terrazas arrecifales*, las cuales son geofomas planas, que constituyen la base litoral de las islas de San Bernardo y de las islas del Rosario, elevadas hasta 3 metros por encima del nivel del mar en algunos casos. En general, se pueden observar dos niveles, uno superior constituido por restos empaquetados de *Porites porites*, bivalvos y gasterópodos como el observado al norte y occidente de la isla Tintipán expuesto en marea baja; y el nivel inferior, compuesto por restos de corales masivos y ramificados, como es el caso del costado suroccidental de Isla Tintipán donde se han observado cortes de un arrecife subfósil de fragmentos de *A. cervicornis* (López-Victoria, 1999) y restos de tipo cerebroide (Restrepo, 2001). Se ha estimado que unos 16.990,3 metros de esta geofoma de litoral rocoso se encuentra a manera de roca expuesta; sin embargo, la longitud puede incrementarse al considerar que 153.692,4 metros corresponden a terrazas donde se desarrollan bosques de manglar y otros 644.547,6 metros, en donde crece bosque seco (UAESPNN, 2006) (Figura 1-26).



Figura 1-25. Litoral rocoso en Isla Grande, archipiélago de Nuestra Señora del Rosario.

Los *acantilados* como tal se localizan en el costado norte de Isla Grande y en los costados oriente y noroccidente de Isla Rosario (archipiélago de Nuestra Señora del Rosario) (Batista-Morales & Díaz-Sánchez, 2011) y para el caso de las *playas rocosas* estas corresponden a un litoral con inclinación leve ($< 5^\circ$), compuesta por bloques (si tienen un diámetro mayor a 10 cm), cantos rodados (con diámetros entre 10 y 30 mm) y gravas, las cuales constituyen depósitos de los restos de la erosión de terrazas y acantilados (Osorno, 2008), las cuales se encuentran hacia el norte y oriente en Isla Tintipán (Flórez & Etter, 1999).

De acuerdo con Casas & Martínez (2011), el proceso de erosión es notorio en los acantilados debido a la acción constante del oleaje el cual erosiona la base y en época de lluvias la escorrentía se infiltra fácilmente debido a la alta porosidad del suelo aumentando el peso de la cuña de suelo que genera una falla y posteriormente su derrumbe. Este problema es muy común en gran parte de la costa de Isla Grande ya que cerca del 70 % de la línea de costa corresponde a acantilados.

1.7.4 Playas

Los principales factores ambientales que determinan la composición y la diversidad biológica en las playas son: a) la granulometría, porosidad y naturaleza del sustrato, b) la acción del oleaje y las mareas, c) contenido de gases disueltos, principalmente el oxígeno, d) la temperatura, e) la salinidad y, f) la iluminación (Díaz-Pulido; 1997).⁶ En este contexto, la fauna y flora es característica de cada zona; en el supralitoral es común encontrar cangrejos, cangrejos ermitaños, aves marinas (chorlos, gaviotas, pelícanos y cormoranes) y este es el lugar en donde anidan las tortugas marinas, en el mesolitoral predominan los moluscos bivalvos como el chipi-chipi (*Donax denticulatus*) y gasterópodos, y finalmente en el infralitoral se encuentran poliquetos, moluscos, equinodermos (galletas de mar y erizos) y cangrejos (Díaz-Pulido, 1997).

En el archipiélago de Nuestra Señora del Rosario el ecosistema de playa se caracteriza por presentar arenas blancas. Sobresalen las playas ubicadas en Isla Rosario, Isla Grande e Isla Pirata (Figura 1-27), discontinuas con fragmentos de litoral y restos de moluscos; de igual forma en el costado sur de Isla Rosario e Isla Tesoro se presentan playas de arena coralina fina acompañada de vegetación de manglar. En el sector norte de las islas del Rosario la playa arenosa está acompañada de cascajo grueso, provenientes del arrecife de barlovento en condiciones de alta energía del oleaje (UJTL-Inderena, 1989; Sánchez y Ramírez, 1994; Invemar, 2007 citado en Cardique-UJTL, 2010).

Isla Grande se identifica por tener pocas zonas de playa (Figura 1-27). Casas & Martínez (2011) afirman que en esta isla, las playas acantiladas vivas son predominantes a lo largo del litoral. La característica principal de los perfiles de playa de Isla Grande es que no cuentan con una zona de playa seca definida (excepto playa Poligamia), además en los primeros 10 m en dirección al mar la profundidad puede alcanzar hasta 2 m. Tampoco existen dunas de playa bien conformadas o barras frontales en el frente de playa. Según la descripción de Casas & Martínez en la punta del sector noreste (Media Naranja) la playa presenta una forma cóncava con una pendiente suave que

⁶ La unidad morfológica playa se define como la franja de material no consolidado, como arenas o grava, que está presente en la interface mar-continente. Estos depósitos están compuestos por arenas de grano fino a medio, cuya composición y color varían según el origen de los sedimentos. Las playas pueden estar asociadas a costas bajas o elevadas tanto en el Caribe como en el Pacífico (Molina *et al.*, 1998; Restrepo-Villegas, 2001). Sus límites van desde la línea de marea baja hasta donde se presenta un cambio marcado en su fisiografía, se extienden en forma paralela a la línea de costa; su longitud y ancho son variables aunque por lo general tienen más de 500 m de longitud y una amplitud de entre 10 y 200 m para el Caribe (Posada & Henao, 2008 citado en Invemar, 2012).

Las playas se puede subdividir en tres categorías: supralitoral, mesolitoral e infralitoral. El supralitoral es la zona más alta de la playa que limita con la vegetación terrestre, en el límite donde llegan las olas Durante el pleamar, el mesolitoral es la zona central de la playa que se mantiene saturada de humedad en los intersticios de la arena y el infralitoral, que es la parte baja poco expuesta a la desecación (Díaz-Pulido, 1997). Debido a que los sedimentos intermareales están expuestos al aire casi constantemente, las plantas y los animales que habitan en ellos están sujetos a los rigores de los dos entornos; el acuático y el terrestre.

aumenta rápidamente a medida que se avanza hacia el mar. En el sector norte, la zona de playa frente al hotel Majagua es completamente artificial y se encuentra protegida por espolones y muros de protección. La longitud de esta playa es muy limitada, sin existencia de playa trasera. En este mismo sector la playa conocida como Poligamia cuenta con una playa seca amplia, con un ancho superior de 8 m, una pendiente fuerte del 50 % y una moderada del 8 %.

En Isla Tesoro de acuerdo a la descripción de Invemar *et al.* (2003), las playas se encuentran en el costado sur, donde el oleaje es moderado, pues existe una barrera de restos de arrecifes actuando como una pared de protección (Figura 1-27). Tienen una pendiente promedio de 7° y un ancho de 7,5 m; son arenosas de grano fino a medio. Se presentan hacia el costado suroeste troncos de madera en la zona de berma, mezclados con fragmentos de corales. En Isla Rosario se observan playas al sur y noroeste (Figura 1-27), con una pendiente promedio de 6° y un ancho de 3 a 3,5 m. En Punta Arena (al suroeste) se observa una playa en forma de espiga litoral (Figura 1-27), compuesta por arena bioclástica de grano fino a medio, mezclada con fragmentos de coral y restos de árboles. En los depósitos de berma, se observa una disposición ordenada del material en canales (troncos, restos de vegetación, fragmentos de coral y conchas). En la parte noroeste, cerca de Punta Cacimba, también se observa una playa en crecimiento, compuesta por arena bioclástica blanca de grano fino, con una berma de 8 m, cuyo depósito está compuesto por escombros arrastrados por el mar (troncos, restos de pastos, corales, conchas, entre otros). En Isla Arena se observa una playa en forma de espiga litoral (en su parte más angosta mide 9,6 m aproximadamente y en la parte más amplia 16,6 m). Es muy dinámica con crecimiento en los primeros meses del año y decrecimiento a partir de los meses de junio y julio. Esta playa tiene una amplitud de 7 m y una pendiente de 6-7°, conformada por arena bioclástica de color blanco y grano medio a grueso. Los depósitos de playa se componen de restos de corales y algunas conchas de bivalvos, con una mayor densidad en la parte este de la playa.

Las principales playas en el archipiélago de Nuestra Señora del Rosario de acuerdo a su extensión en el año 2013, se encuentran en Isla Tesoro con 19.183 m², Isla Grande con 6.882,7 m², Isla Arena con 5.483,1 m² e Isla Caribarú m² con 943,82.

En el archipiélago de San Bernardo las playas se encuentran en el sector noreste de Isla Ceycén, sector norte de Isla Mangle, al sureste de Isla Múcura y al noroeste y sureste de Isla Tintipán (Figura 1-28). Se caracterizan por ser playas de tipo arenoso, con una amplitud de 0 a 10 m, acompañadas de vegetación herbácea pionera (Flórez, 1999). Al norte de Tintipán, se presentan playas conformadas por restos de conchas y cantos rodados coralinos, con una amplitud de 0 a 2 m y 0 a 70 cm y en algunos sectores se presenta manglar (Flórez, 1999; Flórez & Etter, 2003, Invemar, 2007 citado en Cardique-UJTL, 2010. De acuerdo con Rincón-Díaz & Rodríguez-Zárate (2004), las playas del archipiélago de San Bernardo presentan las siguientes características morfológicas (Tabla 1-16).

Tabla 1-16. Características morfológicas de las playas evaluadas en el archipiélago de San Bernardo.

	Isla Múcura		Isla Tintipán		Isla Ceycén	Isla Mangle	Isla Palma
	El Cholo	La Puntica	Costado norte	Punta Mate	Costado sur	Punta Mangle	Costado sureste
Largo (m)	440	110	657,3	322	15	139,2	540
Ancho promedio (m)	6,5	23	13,4	19,9	4,2	10,7	16,1
Área (m ²)	2860	2530	8807,8	6407,8	63,7	1489,4	8694
Pendiente promedio (grados)	6,5	12	4,1	9,5	5,5	5,8	5,12
Tipo de grano	Fino	Fino	Mediano	Mediano	Fino	Mediano	Mediano

Fuente: Rincón-Díaz & Rodríguez-Zárate (2004)

La extensión de las playas en el año 2013 en el archipiélago de San Bernardo presenta variaciones marcadas en algunas islas. Presentan mayor área de playa Isla Palma con 8.358,7 m², Tintipán con 4.971,8 m² y Múcura con 4.858,8 m², mientras que las de menor área son Ceycén con 223,92 m² y Mangle con 135,01 m² (Figura 1-28).

La composición de la vegetación es similar para todas las playas, destacándose los mangles bobo (*Laguncularia racemosa*), rojo (*Rhizophora mangle*) y zaragoza (*Conocarpus erectus*), así como el uvo de playa (*Coccoloba uvifera*), la palmera común (*Cocos nucifera*), gramíneas y algunas rastreras como el musgo de playa (*Batis maritima*). Entre la fauna presente en estas playas se encuentra el cangrejo de manglar (*Aratus pisonii*), hormigas, lagartijas, tizeretas (*Fregata magnificens*), gallinazo común (*Coragyps atratus*), pelícanos (*Pelecanus occidentalis*) y el pato buceador (*Phalacrocorax brasilianus*).

Identificación y evaluación de las presiones sobre los servicios ecosistémicos de las playas

- Las presiones sobre el ecosistema de playas se relacionan básicamente con el incremento de la actividad turística, la cual trae como consecuencia el aumento de residuos sólidos y la extracción de fauna para venta como objeto ornamental.
- El transporte marítimo, asociado al turismo y al tránsito de otro tipo de embarcaciones, ocasiona diferentes intensidades de oleaje produciendo cambios en las corrientes y en la estabilidad de la sedimentación de la playa, favoreciendo la erosión generando el retroceso de la línea de costa con consecuencias graves sobre las poblaciones y usos de los suelos. La construcción de muelles y espolones sin estudios previos de la dinámica marina, también genera procesos de erosión y acreción.
- Extracción de arena de las playas para la construcción de casas (UJTL, 2010).
- La contaminación de las playas y el agua, producto de los vertimientos de residuos sólidos y líquidos provenientes de residencias, hoteles o restaurantes. Cortés-Useche & Mendoza-Aldana (2012) al evaluar la comunidad bentónica en diferentes playas del PNNCRSB, encontraron que en las playas con mayor afluencia de turistas predominan los gusanos poliquetos y nematodos, gracias a la alta concentración de materia orgánica. En consecuencia, los valores de riqueza y diversidad disminuyen, por condiciones que favorecen la presencia de ciertos grupos de organismos.

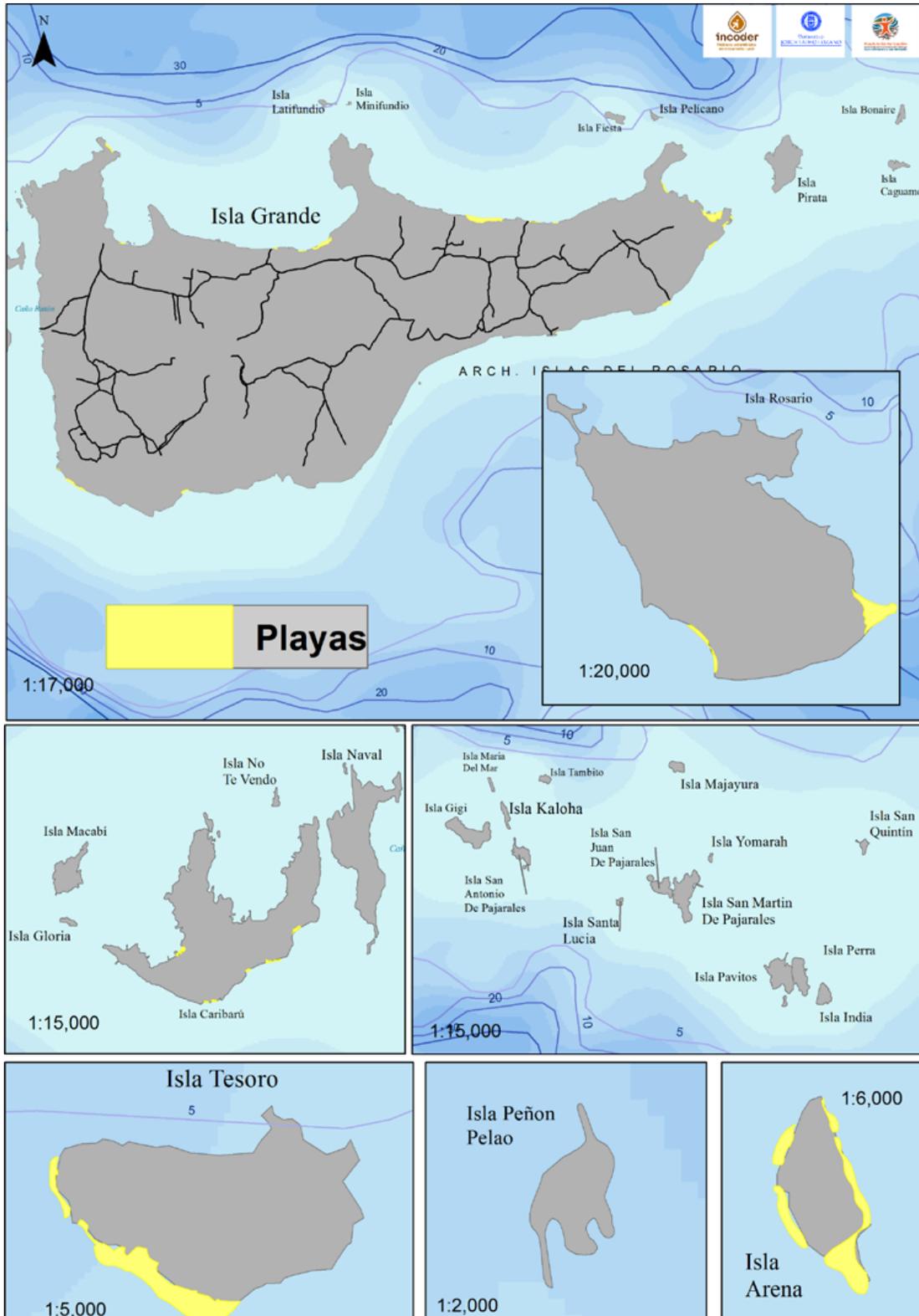


Figura 1-26. Mapa de playas del archipiélago de Nuestra Señora del Rosario del año 2013.

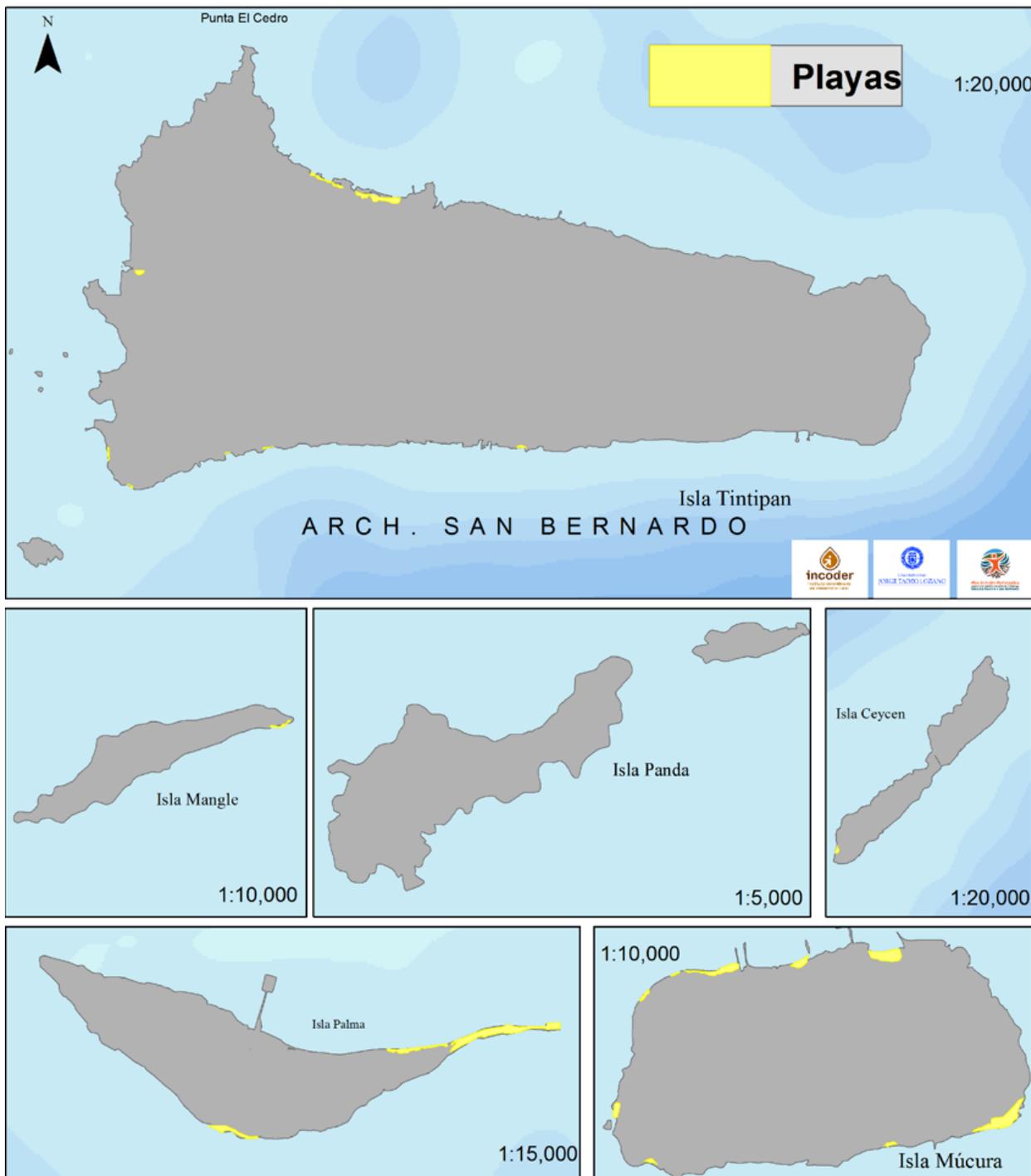


Figura 1-27. Mapa de playas del archipiélago de San Bernardo del año 2013.

1.7.5 Formaciones arrecifales coralinas⁷

El Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo (PNNCRSB) posee la plataforma coralina más extensa del Caribe continental colombiano (Alvarado *et al.*, 2011; Navas *et al.*, 2011), la cual se caracteriza por presentar arrecifes franjeantes, arrecifes de parche, tapetes coralinos y bancos coralinos (Díaz *et al.*, 2000). El área coralina en los complejos del archipiélago de Nuestra Señora del Rosario y península de Barú abarca una extensión de 145,3 km² de los cuales 67,6 km² corresponden a cobertura coralina viva significativa y en las islas de San Bernardo tiene una extensión de 213,3 km², de los cuales 134,5 km² corresponden a fondos coralinos con cobertura coralina viva relevante (Díaz *et al.*, 2000). Las especies de corales más abundantes en esta área son *M. annularis*, *Colpophyllia natans*, *Porites astreoides*, *Agaricia tenuifolia* y *Porites porites* (Alvarado *et al.*, 2011).

Complejo arrecifal del archipiélago de Nuestra Señora del Rosario

La estructura y composición de la comunidad consiste en un complejo de arrecifes con varios tipos geomorfológicos básicos como son arrecifes franjeantes, bancos y parches. Dichas formaciones crecen sobre terrazas y relieves formados previamente durante cambios relativos y absolutos del nivel del mar dominando especies de corales masivos e incrustantes; crecen sobre los escombros de acropóridos especies oportunistas como *P. porites*, *Millepora* spp., *Agaricia agaricites*, *A. tenuifolia*, *Diploria* spp., *Meandrina meandrites*, *Isophyllastrea rigida* y *C. natans* (Cendales *et al.*, 2002).

⁷ Las áreas coralinas comprenden por lo general, además de las formaciones coralinas que le dan su nombre, una serie de biotopos y hábitats asociados, usualmente distribuidos en forma de mosaico, que se distinguen entre sí por la naturaleza física del sustrato (sedimentos, escombros coralinos, rocas), por componentes bióticos conspicuos que cubren el fondo (algas, fanerógamas, esponjas, corales blandos) y por poseer elementos característicos de fauna y flora (Díaz *et al.*, 2000).

Los corales duros o hermatípicos son animales constituidos por pólipos solitarios o coloniales (Ruppert & Barnes, 1996) que se caracterizan por secretar esqueletos de carbonato de calcio (Díaz *et al.*, 1996; Reyes *et al.*, 2010), formando estructuras tridimensionales, que bajo condiciones ideales (sustrato duro adecuado, aguas transparentes, buena iluminación, con salinidad constante y temperatura poco variable) pueden dar lugar a arrecifes de gran tamaño, alcanzando altas tasas de calcificación, debido a su asociación simbiótica con algas microscópicas conocidas como zooxantelas (Achtuv & Dubinsky, 1990).

Aparte de los corales pétreos, también existen formaciones integradas principalmente por octocorales; grupo de antozoarios sésiles, generalmente coloniales que se caracterizan por presentar pólipos con ocho tentáculos pinados, un esqueleto formado por espículas calcáreas y estructuras axiales rígidas del tipo córneo, fibrocristalinas o de espículas fusionadas. En el mar Caribe la diversidad y abundancia ha sido representada por gorgonáceos pertenecientes a las familias Plexauridae y Gorgoniidae (Kinzie, 1973).

Es conocido que los arrecifes de coral, junto con los manglares y las praderas de pastos marinos, son los ecosistemas más productivos y más ricos en organismos animales de las aguas costeras del Caribe colombiano. Por esta razón, las pesquerías costeras dependen de una variedad de especies propias de estos sistemas (CORPES, 1992), algunas de estas con alta importancia comercial ya que son una fuente de alimento muy apetecida, tal es el caso de algunas especies de pargos (Lutjanidae), los meros y las chernas (Serranidae), el pulpo y la langosta, que en alguna de las fases de su ciclo de vida, habitan en las comunidades coralinas.

Los arrecifes protegen las costas y los asentamientos humanos del embate de las olas y tormentas. Muchas poblaciones costeras subsisten por la extracción de recursos de gran valor como langostas, cangrejos, pulpos, caracoles y peces. Pero el mayor potencial económico que poseen los arrecifes coralinos está en el desarrollo turístico, pues son destino por excelencia para miles de personas en todo el mundo (Buddemeier *et al.*, 2004 en Invemar, 2008).

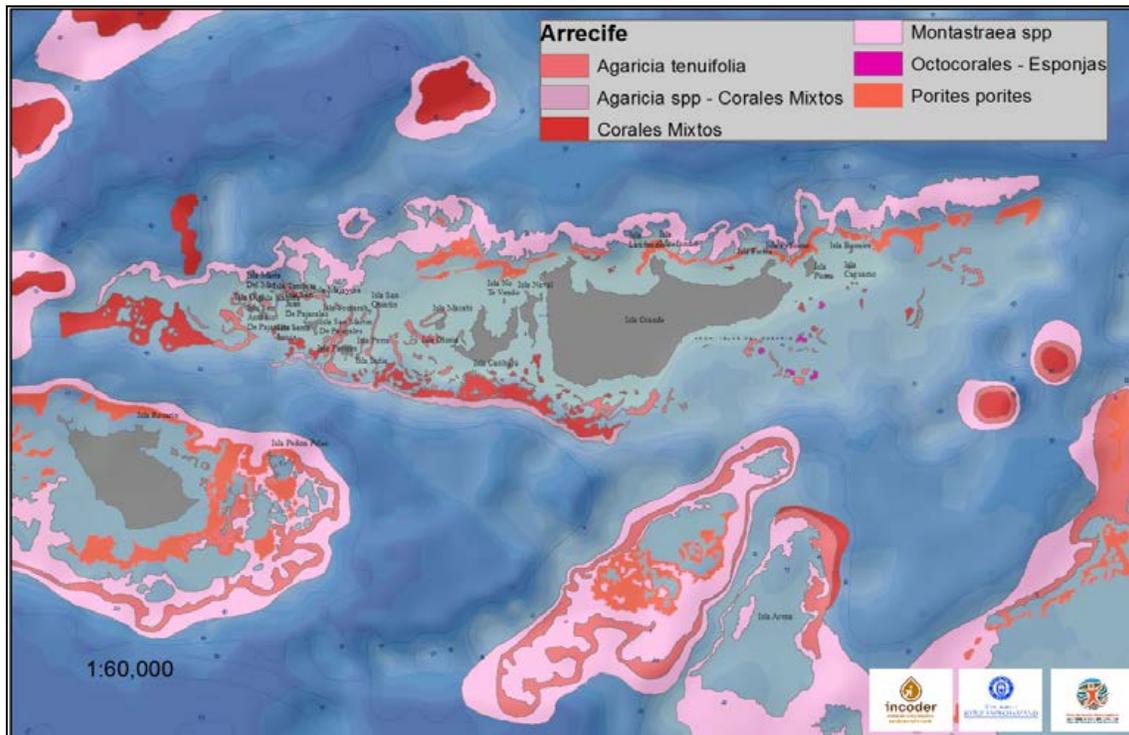
Al norte de Isla Grande existe un arrecife franjeante de unos 11 km de longitud, descrito por Navas *et al.* (1998) y Sánchez *et al.* (1999), constituido principalmente por *Montastraea* spp. y *Porites porites* mientras que en el costado suroccidental la presencia de corales mixtos es mayor. Alrededor de esta isla, se concentran numerosos parches coralinos a excepción del sector suroriental donde la cobertura coralina es escasa. Rodeando las islas Rosario y Arena, se encuentra una amplia cobertura coralina, presentándose para la primera una franja externa de *Montastraea* spp. y una interna de *P. porites* aunque con poco desarrollo hacia el suroccidente. Rodeando los flancos occidental, sur y oriental se encuentra una franja intermedia de *Agaricia* spp.-corales mixtos. Por su parte, en Isla Arena se encuentra una amplia cobertura de *Montastraea* spp., en especial al sur, pero esta disminuye considerablemente en el nororiente donde los corales mixtos y *A. tenuifolia* dominan. Los sectores suroccidental, occidental y noroccidental se encuentran separados por un pequeño espacio constituido por fondos sedimentarios de un bajo rodeado por una franja externa de *Montastraea* spp., una intermedia de *Agaricia* spp.-corales mixtos y una interna de *P. porites* con mayor desarrollo en el suroccidente (Figura 1-29).⁸

Tal como ha sucedido en el resto del Caribe y el mundo, en las últimas décadas se ha presentado un acelerado deterioro de las formaciones coralinas de esta área, atribuido a una combinación de factores “naturales” y antrópicos (Alvarado *et al.*, 2011; Restrepo-Ángel & Alvarado, 2011; Navas *et al.*, 2011). El cambio en la composición y disminución de cobertura de especies de coral se ha evidenciado en diversos trabajos.

Platff (1969) (citado en Zapata, 2005), realiza el primer estudio de corales en este archipiélago, reporta 48 especies y afirma que las condiciones ecológicas de las islas del Rosario favorecen el crecimiento vigoroso de los arrecifes. Garavito (1977) (citado en Zapata, 2005) reporta que como consecuencia de la pesca con dinamita, la pesca deportiva submarina y la contaminación de las aguas, se presentaron cambios en los arrecifes. Posteriormente Werding & Sanchez (1979) (citado en Zapata, 2005) describen estas formaciones como “poblaciones en buen estado de salud”.

A principios de los 80 se presentó en este archipiélago una mortandad masiva de las colonias de especies pertenecientes a la familia Acroporidae, que se atribuyó a la incidencia de la enfermedad de la banda blanca (Peters, 1997, citado en Cendales *et al.*, 2002) y probablemente al fenómeno del Niño que ocurrió entre 1982 y 1983 (Coral y Caicedo, 1983, citado en Zapata, 2005). Así mismo, entre 1981 y 1982 se presentó en la región del Caribe una mortalidad masiva del abanico de mar *Gorgonia ventalina*, por una enfermedad denominada “Aspergillois” causada por el hongo del género *Aspergillus* (Bejarano *et al.*, 2006). Sumado a esto, entre 1983 y 1984, en el Caribe ocurrió una muerte masiva del erizo *Diadema antillarum* que ocasionó cambios en la estructura de la comunidad algal y favoreció el aumento de su cobertura (Carpenter, 1990).

⁸ Ver mapa en detalle en observatorioirsb.org



Fuente: Adaptado de Invemar et al., 2003

Figura 1-28. Formaciones arrecifales del archipiélago de Nuestra Señora del Rosario.

Ramírez *et al.* (1986) observaron que la cobertura de coral vivo fue del 24,35 % dominando las especies *P. porites*, *P. astreoides*, *M. annularis* y *Agaricia sp.*, contra un 22,53 % de coral muerto. El deterioro continuó, tal como se refleja en el trabajo de Sarmiento *et al.* (1989) registrando un 21,54 % de coral vivo contra el 54,34 % de coral muerto. A partir de estas observaciones se presentó un incremento en la cobertura biótica por organismos como esponjas y algas como lo reportaron Cendales *et al.* (2002) y Rodríguez (2007) donde para el coral vivo se registró 27 %, en relación al sustrato abiótico (31 %) y algas (30 %).

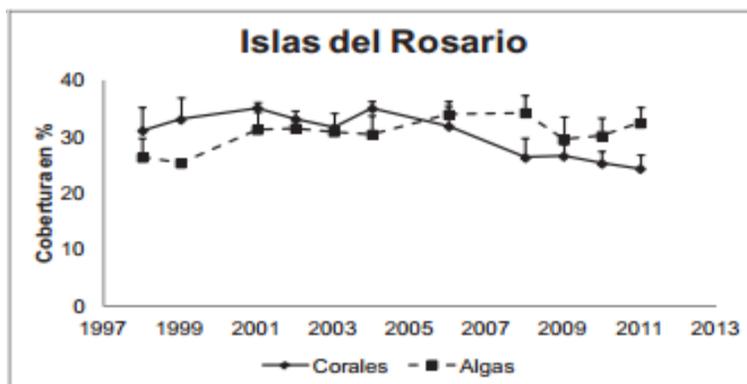
López (2007), a partir de un muestreo realizado en ocho estaciones ubicadas en este archipiélago durante el año 2006, concluye que la comunidad está dominada por corales escleractinios como *Agaricia spp.* y *P. astreoides*, lo cual contrasta con la dominancia de *Acropora* descrita por Coral y Caicedo (1983).

Ante la preocupación del avanzado deterioro de las formaciones arrecifales coralinas del archipiélago de Nuestra Señora del Rosario, en el año 1998 el Invemar instaló estaciones de monitoreo bajo el protocolo del Sistema Nacional de Monitoreo de Arrecifes Coralinos en Colombia -SIMAC- (Navas *et al.*, 2011). Es necesario aclarar que los datos obtenidos a través del SIMAC no corresponden a todo el complejo arrecifal de los archipiélagos sino a unas estaciones puntuales.

A partir de la información registrada por el SIMAC, para el período 1998-2009, Navas *et al.* (2011) reportan que la cobertura promedio multianual de coral vivo y algas fue de 27,4 % y de 34,5 %, respectivamente, e identificaron que a partir de 2002 se presentó una disminución progresiva de

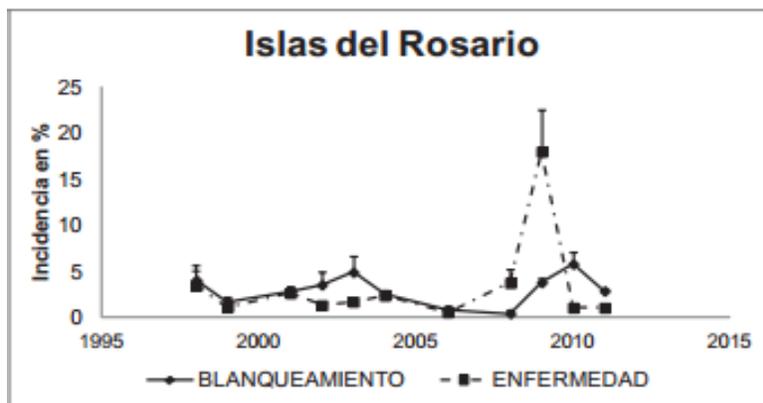
la cobertura de coral y un aumento en la cobertura de algas (Figura 1-30). En total registraron 32 especies de corales, siendo la especie más abundante *Agaricia tenuifolia*, seguida de *Montastraea annularis*, *M. faveolata* y *Diploria labyrinthiformis*.

En cuanto al estado de salud de las colonias, 25 especies presentaron ocurrencia de enfermedades⁹ y 27, blanqueamiento (Navas *et al.*, 2011). En general la ocurrencia de enfermedades y blanqueamiento fue permanente, con valores relativamente bajos y constantes hasta 2008. En 2009 el porcentaje de ocurrencia de enfermedades alcanzó un valor alto (18 %), mientras que en 2010 la ocurrencia de enfermedades disminuyó (Invemar; 2012) (Figura 1-31).



Fuente: Invemar, 2012.

Figura 1-29. Tendencia de la cobertura (promedios multianuales y errores estándar) de los principales componentes del sustrato arrecifal, algas y corales duros, durante los años de monitoreo SIMAC en el archipiélago de Nuestra Señora del Rosario.



Fuente: Invemar, 2012.

Figura 1-30. Incidencia de los eventos de blanqueamiento y las enfermedades sobre las formaciones arrecifales coralinas del archipiélago de Nuestra Señora del Rosario.

⁹ Enfermedades como plaga blanca, banda blanca, banda negra, lunares oscuros y banda amarilla.

A partir de información obtenida en el marco del proyecto “Valoración de la efectividad de manejo para Áreas Marinas Protegidas en las costas colombianas: conectividad y resiliencia en arrecifes de coral protegidos”, Sarmiento (2010) analizó la composición de la comunidad arrecifal somera dentro y fuera del Área Marina Protegida Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo, en 14 estaciones de muestreo; 9 dentro del AMP, y 5 fuera del AMP y determinó que las algas fueron el grupo con mayor porcentaje de cobertura con un 66,82 % y 61,79 % dentro y fuera del Área Marina Protegida respectivamente, en relación al coral vivo que obtuvo registros del 22,08 % y 14,49 %.

A partir de estos resultados, Sarmiento (2010) concluye que no existen diferencias significativas en la composición de la comunidad coralina dentro y fuera del AMP, pero que sí se presentan diferencias en los índices de diversidad de las estaciones, lo cual atribuye a la intensidad de uso humano de cada estación. Afirma que las estaciones que están sometidas a actividades antropogénicas (turismo, pesca, buceo, transporte náutico) presentan comunidades menos diversas y que las estaciones con menor intervención antropogénica, presentan mayor diversidad. Los resultados de este estudio evidencian el deterioro de las comunidades arrecifales tanto dentro como fuera del AMP.

El conocimiento generado durante las últimas décadas ha permitido conocer que la baja cobertura de coral vivo en este archipiélago se atribuye a factores tanto naturales (por ejemplo: huracanes, mares de leva) como antropogénicos. Dentro de los primeros se cita la incidencia de huracanes y el cambio climático, pero también se deben considerar aspectos como la acción de pastoreo por parte de peces del género *Stegastes*, junto con cangrejos, sobre acropóridos (Galvis & Molina, 2006) y del pez loro *Sparisoma viride* sobre *M. annularis* (Sánchez *et al.*, 2004). Los referentes a la participación del hombre incluyen flujos de agua dulce con incremento en nutrientes, sedimentos, turbidez, pesca, turismo y sobreexplotación de las estructuras coralinas para emplearlas en construcción (Cendales *et al.*, 2002, Sánchez *et al.*, 2006, citado en Sarmiento, 2010, Alvarado *et al.*, 2011, Gómez-Campo 2011, Navas *et al.*, 2011). A continuación se describen algunos de estos factores.

- a) **Huracanes.** En la región Caribe los huracanes han afectado los arrecifes coralinos, provocando pérdidas de cobertura coralina viva y alteraciones en el crecimiento, zonación y estructura de los mismos. No obstante, en el Caribe colombiano la documentación de impactos por huracanes es escasa (Rodríguez-Ramírez & Reyes-Nivia, 2008).
- b) **Cambio climático.** *Aumento en la Temperatura Superficial del Mar (TSM):* al ser la temperatura un factor determinante en la supervivencia de los corales, los cambios en este parámetro pueden conllevar a la muerte parcial o total de estos organismos. Como consecuencia del cambio climático, la temperatura superficial del mar tiende al aumento, lo cual se convierte en una amenaza para este ecosistema. El aumento en la TSM favorece los eventos de blanqueamiento coralino y la ocurrencia de enfermedades.

Como respuesta a factores de estrés, principalmente aquel causado por el aumento en la temperatura del agua, los corales expulsan sus algas simbiotas, lo cual genera pérdida de color, y se conoce como “blanqueamiento coralino” (Gómez-Campo *et al.*, 2011). Los eventos de blanqueamiento que se han presentado en el Caribe y que han afectado los corales de este archipiélago han contribuido de manera significativa a la pérdida de cobertura de coral

(Gómez-Campo et al., 2011). Es de destacar el evento ocurrido durante el año 2005, en el cual el aumento de la temperatura superó el umbral de tolerancia conocido en los corales del área (29,4 °C), con valores máximos que superaron en 1,5 y 2,5 °C la media mensual (Gil-Agudelo et al., 2006, citado en Invemar, 2011).

Como consecuencia de esta anomalía térmica, las formaciones arrecifales de las islas del Rosario sufrieron un evento de blanqueamiento severo en el cual se observó hasta un 80 % de blanqueamiento coralino siendo *A. palmata*, *A. cervicornis*, *D. labyrinthiformis* y *M. alcicornis* las especies más afectadas (Rodríguez-Ramírez et al., 2008 a y b, citados en Sarmiento 2010; Gómez-Campo et al., 2011; Sánchez, 2012). Posteriormente, durante la segunda mitad del año 2010, se registró un evento de blanqueamiento coralino en algunas áreas de Caribe colombiano, similar al ocurrido en el año 2005 (Invemar 2011a). En la Figura 1-32 se presenta una cronología de eventos de blanqueamiento coralino que se han presentado en el área (Gómez-Campo et al., 2011; Invemar, 2011; Navas et al., 2011; Sánchez, 2012).

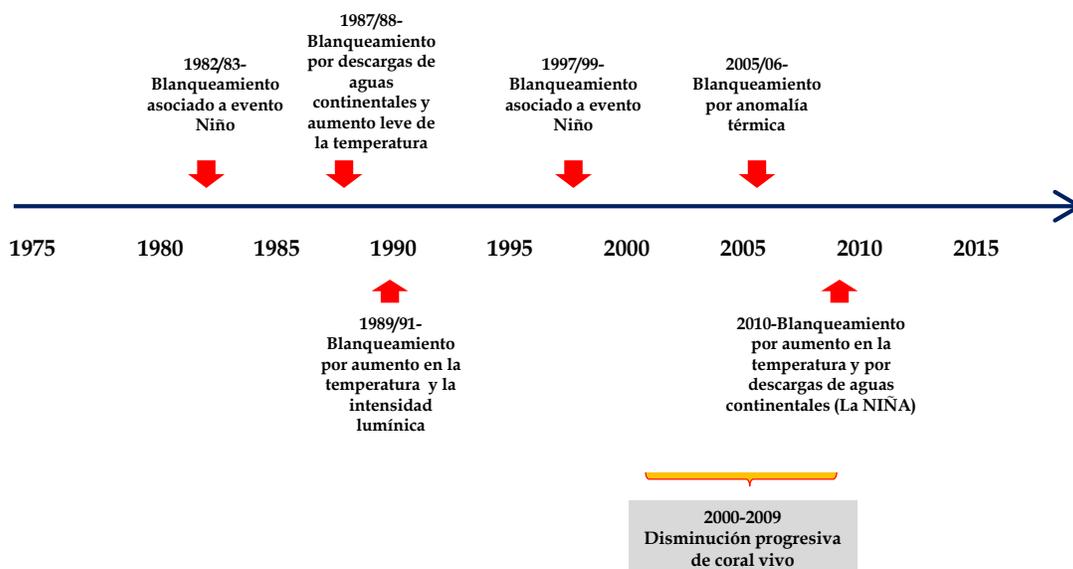
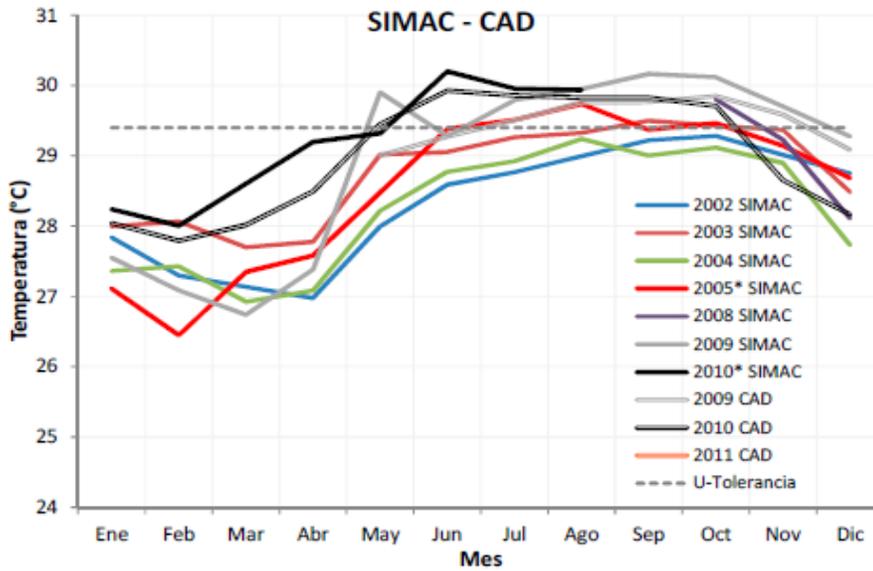


Figura 1-31. Cronología de eventos de blanqueamiento coralino que han generado mortandad en el archipiélago Nuestra Señora del Rosario (Gómez-Campo et al., 2011, Invemar, 2011a Navas et al., 2011, Sánchez, 2012).

Considerando que la temperatura y la luminosidad son factores determinantes en la salud de los corales, en el año 2009 en el marco del proyecto INAP (Proyecto Piloto Nacional Integrado de Adaptación al Cambio Climático), componente C insular, el SIMAC instaló nueve dispositivos electrónicos (HOBO® onset) para el registro continuo de la temperatura y luminosidad en formaciones coralinas del Área Marina Protegida Corales del Rosario, San Bernardo e Isla Fuerte (AMP-CRSBeIF) (Invemar, 2013). En la Figura 1-33 se muestran valores históricos de temperatura del mar y el umbral de temperatura para los corales del área. A partir de estos registros se evidencia que en el período 2002-2011, entre junio y octubre se presentan temperaturas que superan el umbral de tolerancia. A nivel mundial, desde que la NOAA inició los registros de temperatura en 1880, los resultados muestran que los años 2005 y 2010 fueron los más cálidos (NOAA, 2011, citado en Invemar, 2011).



Fuente: Invemar, 2011.

Figura 1-32. Comportamiento anual de los valores mensuales de la temperatura del agua superficial para cada año registradas en el Sistema Nacional de Monitoreo de Arrecifes Coralinos en Colombia SIMAC y de la estación meteoceanográfica instalada en Isla Tesoro en el marco del Proyecto INAP - CAD. (*) Años donde se han reportado eventos masivos de blanqueamiento en el Caribe.

Umbral de tolerancia de los corales (---) ---

Acidificación oceánica: otra presión del cambio climático global sobre los arrecifes de coral es la acidificación oceánica. Debido al aumento en la concentración de CO₂ atmosférico, el pH del agua de mar tiende a disminuir, afectando los procesos de calcificación en los organismos marinos que contienen carbonato de calcio como los corales, moluscos, equinodermos y organismos planctónicos, entre otros (Sánchez, 2012).

Aumento nivel del mar: otro tensor para este ecosistema asociado al cambio climático es el aumento en el nivel del mar (Invemar, 2011a).

Mayor intensidad de eventos climáticos extremos: otra presión para los corales asociada al cambio climático es la mayor intensidad de eventos climáticos extremos (Invemar, 2011a), como los son El Niño y La Niña.

- c) **Enfermedades.** Las enfermedades son un factor que ejerce presión sobre las formaciones arrecifales del Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo. Las enfermedades que se han reportado en los corales del área de estudio son: plaga blanca, banda blanca, banda negra, lunares oscuros, banda amarilla, banda roja (Invemar, 2011a). La enfermedad de la banda blanca ha afectado poderosamente las poblaciones de dos de los principales constructores de arrecifes en las islas del Rosario y en otras áreas arrecifales de Colombia, *Acropora palmata* y *Acropora Cervicornis* (Garzón-Ferreira 1997; Garzón-Ferreira et al. 2001;

Garzón-Ferreira & Díaz 2002). Según Cendales *et al.* (2002), las enfermedades son un factor de estrés y deterioro para los corales de esta área de intensidad alta, que se presenta de manera episódica.

De acuerdo al trabajo realizado por Rozo (2006) en Isla Grande, para el caso específico de *M. annularis* las mayores presiones son la enfermedad de la banda amarilla y el blanqueamiento, siendo esta última la que causó las lesiones más grandes.

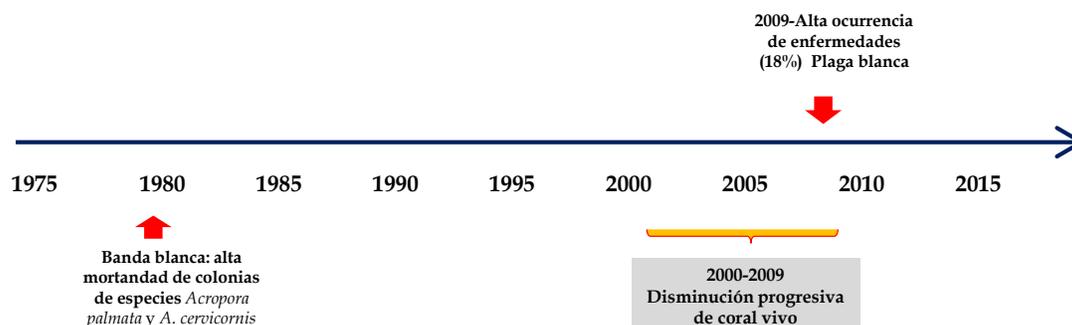


Figura 1-33. Cronología de ocurrencia de enfermedades que han generado mortandad en el archipiélago Nuestra Señora del Rosario (Peters, 1997, citado en Cendales *et al.*, 2002, Invemar 2011a Navas *et al.*, 2011).

- d) **Disminución de herbívoros.** La muerte masiva del erizo *Diadema antillarum* que ocurrió entre 1983 y 1984, favoreció la proliferación de algas (Lessios *et al.*, 1984, Ramírez, 1986 citados en Cendales *et al.*, 2002). De igual forma la disminución de las poblaciones de los peces loro (Scaridae), por presión pesquera, incrementó la cobertura de algas.
- e) **Pesca.** La actividad de la pesca ejerce presión sobre este ecosistema en diferentes aspectos:

Disminución de peces herbívoros: la disminución de las poblaciones de herbívoros como los peces loros, favorece el crecimiento de algas (Cendales *et al.*, 2002).

Prácticas inadecuadas de pesca artesanal: otra presión sobre las formaciones arrecifales presentes dentro del PNNCRSB es la pesca con dinamita lo cual causa mortalidad coralina (Cendales *et al.*, 2002).

Técnica de buceo a pulmón: la pesca con pulmón está dirigida a organismos arrecifales por lo cual ejerce presión sobre los recursos (langosta, cangreja, pulpo y peces), afectando a largo plazo la biodiversidad de este ecosistema.

- f) **Aportes del canal del Dique.** *Sedimentación:* la elevada carga de sedimentos de las aguas continentales provenientes del canal del Dique, afecta a las comunidades arrecifales del PNNCRSB principalmente en la época de lluvias (Alvarado & Corchuelo 1992; Cendales *et al.* 2002; Bernal *et al.* 2006). Según Alvarado (1989) (citado en Alvarado *et al.*, 2010), el aporte de sólidos en suspensión provenientes del canal del Dique, que se aumentó tras su apertura y

rectificación (Alvarado & Corchuelo, 1992), ha llevado a una disminución de la transparencia del agua. Adicionalmente, la llegada de estas aguas ha ocasionado cambios de salinidad y un aumento en la cantidad de nutrientes. Es de anotar que en los años 1923, 1950 y 1980, se realizaron tres grandes dragados (Alvarado, 2000 citado en Zapata, 2005). Como resultado de este proceso, es probable que la carga de sedimentos de las aguas descargadas haya sido alta durante estos períodos. A pesar de que la sedimentación se considera un factor de estrés estacional, su intensidad es alta para los arrecifes del área y es mayor en el sector SE del archipiélago (Cendales *et al.*, 2002).

De acuerdo al estudio realizado por Alvarado *et al.* (2010) en los arrecifes del archipiélago de Nuestra Señora del Rosario, la baja fecundidad y fertilidad de la especie *Montastraea annularis* puede ser causada por la entrada de sedimentos provenientes del canal del Dique, teniendo en cuenta que esta especie se reproduce en noviembre, mes en el cual se presentan las mayores descargas. Recientemente, Henao-Castro (2013) estudió los efectos de los aportes del canal del Dique sobre el reclutamiento de especies de coral en los arrecifes de este archipiélago, y concluye que existe un efecto negativo de la escorrentía continental sobre el reclutamiento de especies de coral, atribuido principalmente a sedimentos finos y que la calidad fisicoquímica del agua superficial afecta negativamente los reclutas, mientras que los sedimentos lo hacen sobre los juveniles de corales escleractínios.

Flujo agua dulce y aporte de nutrientes: así mismo, se ha identificado que los flujos de agua dulce provenientes de este canal inducen el blanqueamiento coralino y que el aporte de nutrientes de estas aguas, favorece el crecimiento de algas y la presencia de organismos heterotróficos como las esponjas (Fabricius, 2005; Alvarado *et al.*, 2010).

- g) **Disminución de la calidad del agua.** Los incrementos en las cargas de nutrientes, favorecen la capacidad de las macroalgas para competir por el substrato bentónico (Fabricius, 2005; Alvarado *et al.*, 2010). El exceso de nutrientes es considerado un factor de presión de intensidad baja y estacional (Cendales *et al.*, 2002). Además de los excesos de nutrientes, los vertimientos de aguas residuales, la actividad portuaria, la agricultura e industria camaronera y las descargas del canal del Dique, aumentan la concentración de bacterias en el medio (Invemar, 2011a).
- h) **Contaminación por residuos.** En el archipiélago de Nuestra Señora del Rosario, la contaminación por residuos es un factor de presión persistente para las formaciones coralinas y de intensidad media y es mayor alrededor de Isla Grande (Cendales *et al.*, 2002).
- i) **Turismo masivo.** La demanda de turismo conlleva al aumento de la presión sobre los recursos arrecifales y la construcción de infraestructura y genera contaminación por residuos sólidos y orgánicos. Así mismo, el tráfico desmedido, la práctica del buceo autónomo y el “careteo”, causan daño físico a los corales especialmente en las zonas someras.
- j) **Construcción de infraestructura.** La construcción de infraestructura y rellenos es un factor de presión de intensidad media y esporádico y que se ha presentado principalmente en Isla Grande y Pajarales (Cendales *et al.*, 2002). En esta área el coral muerto es un material empleado para la construcción de infraestructura.

Proyectos de investigación ejecutados en el campo de los arrecifes de coral

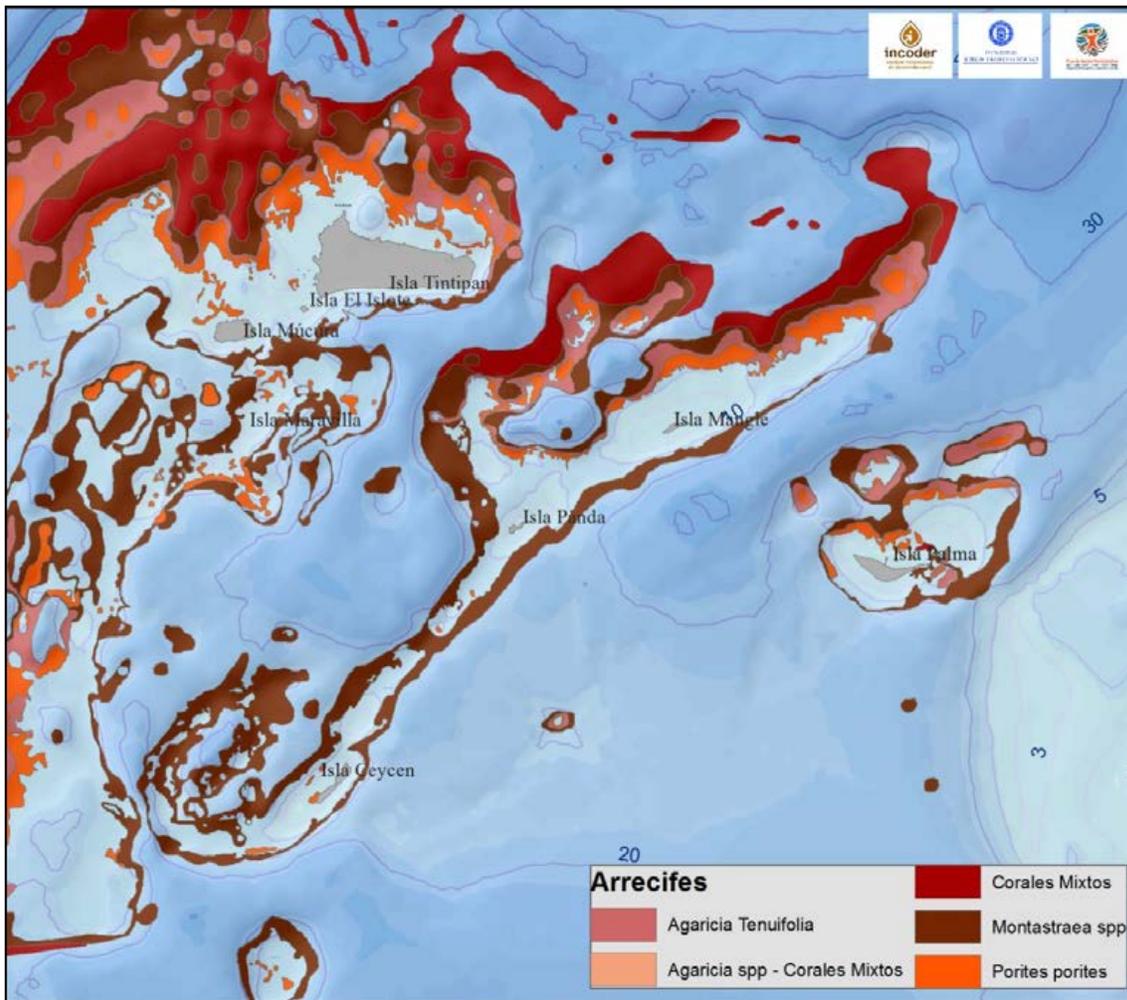
Conscientes del deterioro y en aras de proponer medidas para recuperar este ecosistema se han adelantado proyectos como “Estado de conservación y patrones demográficos de especies de coral amenazadas de las familias Acroporidae, Mussidae y Faviidae en el Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo (PNNCRSB) (Colombia)” en sus fases I: determinación de la estructura de talla de las poblaciones y estado de salud (Marín, 2012; González, 2009) y fase II: fecundidad, fertilidad y reclutamiento (Alviar, 2012), financiados por la Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano y con el apoyo del CEINER y la Unidad Administrativa Especial del Sistema de Parques Naturales Nacionales (UAESPNN), tendiente a incrementar la información sobre las fases planctónicas y del reclutamiento de especies como *M. annularis*, *Montastraea faveolata*, *Acropora cervicornis*, *Acropora palmata*, *Mussa angulosa* y *Siderastrea siderea*.

De igual manera, con el objetivo de evaluar la efectividad del Área Marina Protegida, la Administración Nacional Oceanográfica y Atmosférica de los Estados Unidos (NOAA) con la participación de la Universidad de los Andes, la Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano y la UAESPNN adelantaron el proyecto “Valoración de la efectividad de manejo para Áreas Marinas Protegidas (AMP) en las costas colombianas: conectividad y resiliencia en arrecifes de coral protegidos” que determinó la presencia de tallas pequeñas de *S. siderea* (Salazar, 2007) y de *P. porites*, *M. faveolata* y *M. cavernosa* (Restrepo, 2010), así como la mayor cobertura de coral muerto y algas frondosas sugiriendo una comunidad coralina en estado crítico en proceso de sucesión secundaria o reemplazamiento de especies (Rodríguez, 2007).

Complejo arrecifal del archipiélago de San Bernardo

El archipiélago corresponde a un banco coralino parcialmente emergido, compuesto por un complejo de arrecifes franjeantes, arrecifes de parche, tapetes arrecifales y corales dispersos sobre fondos sedimentarios. Las formaciones coralinas presentan un mayor desarrollo y cobertura al norte y occidente del archipiélago, debido a la mayor energía del oleaje que se presenta en estos costados. El promedio de cobertura relativa de coral vivo para el área es de 46,2 %, registrando 43 especies de corales pétreos, 3 de ellas hidrocorales y 40 escleractínios. Las especies más frecuentes que crecen sobre esqueletos y escombros de otras especies son *P. porites*, *C. natans*, *S. siderea* y *M. annularis* (López-Victoria & Díaz, 2000). La plataforma somera que rodea las islas y que conforma extensos bajos está dominada por praderas de pastos, alternadas con parches coralinos (Invemar, 2011).

La mayor cobertura de corales se presenta en el costado norte y noroccidental del complejo de islas Tintipán-Isrote-Múcura-Maravilla y Mangle-Panda-Ceycén, favorecida por la mayor energía del oleaje que propicia el desarrollo de corales mixtos, *A. tenuifolia* y algunos parches de *Montrastaea* spp, junto con *P. porites*. Al suroriente del primer complejo la cobertura desciende, al igual que la riqueza encontrando parches de *Montrastea* spp. y *P. porites*. Desde el costado oriental hasta el suroccidental para el segundo complejo se encuentra una franja mono-específica de *Montrastaea* spp. En la Figura 1-35 se pueden observar las formaciones coralinas del archipiélago para el año 2012.

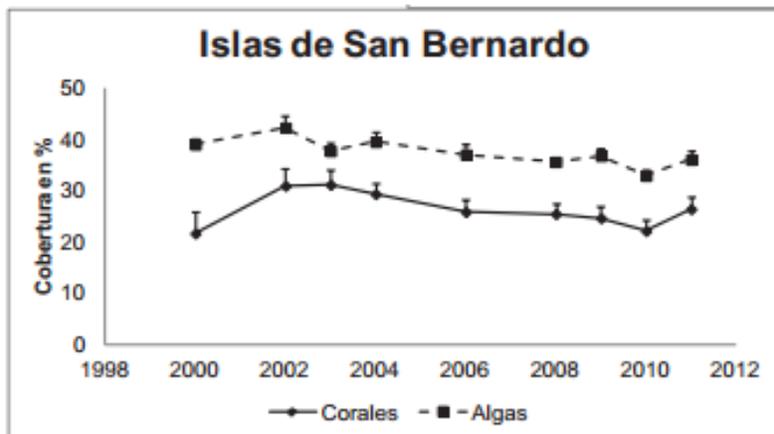


Fuente: adaptado de Invermar *et al.*, 2003.

Figura 1-34. Formaciones arrecifales del archipiélago de San Bernardo.

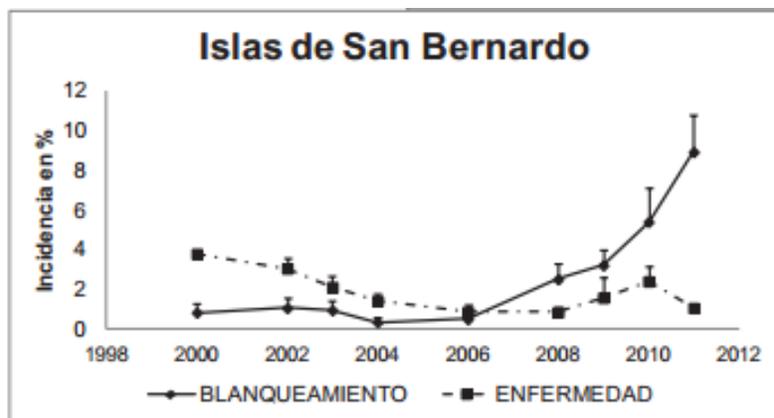
Ante el acelerado deterioro de las formaciones coralinas de esta área, atribuido a una combinación de factores naturales y antrópicos, en el año 2000 el Invermar instaló en el archipiélago de San Bernardo estaciones de monitoreo bajo el protocolo SIMAC (Navas *et al.*, 2011). A partir de los datos obtenidos en este monitoreo se observa prevalencia de algas y una disminución progresiva de cobertura de coral vivo para el período 2002-2010 (Figura 1-36). Es de resaltar el incremento en la proporción de corales para el año 2011, con respecto a lo registrado para el 2010.

Con respecto a la incidencia de enfermedades, se presentó una disminución en el período 2000-2008, seguido de un ligero aumento hasta el año 2010 y para 2011, un nuevo decrecimiento (Figura 1-37). Con respecto al blanqueamiento, a partir de 2006 se observa un aumento progresivo del blanqueamiento coralino en este archipiélago, como consecuencia de las anomalías térmicas. El aumento de enfermedades del año 2010 debió estar asociado al evento El Niño que se presentó en ese año.



Fuente: Invemar, 2012.

Figura 1-35. Tendencia de la cobertura (promedios multianuales y errores estándar) de los principales componentes del sustrato arrecifal, algas y corales duros, durante los años de monitoreo SIMAC en el archipiélago de San Bernardo.



Fuente: Invemar, 2012.

Figura 1-36. Incidencia de los eventos de blanqueamiento y las enfermedades sobre las formaciones arrecifales coralinas del archipiélago de San Bernardo.

En el archipiélago de San Bernardo el deterioro de las formaciones arrecifales de coral se ha atribuido a diversos factores, dentro de los cuales se destacan los siguientes:

- a) **Aportes del río Sinú.** Como consecuencia de los aportes del río Sinú, la sedimentación se incrementa durante ciertos períodos del año (López-Victoria, 1999 citado en Invemar, 2011a).
- b) **ventos de blanqueamiento.** Los sucesivos eventos de blanqueamiento que se han presentado en el área (Figura 1-32), han contribuido de manera significativa al deterioro de las comunidades de corales de este archipiélago (Invemar, 2011a).

- c) **Extracción de coral como “souvenir”.** A pesar de que la comercialización de material biológico es ilegal, algunas especies son utilizadas para la elaboración de artesanías. Estas se elaboran a partir de especies que se extraen exclusivamente para este fin, como es el caso de las estrellas de mar, y otras son elaboradas a partir de subproductos de recursos pesqueros como las conchas y los caparzones de tortuga Carey (Ordosgoitia & Zarsa-González, 2011; Invemar, 2011).
- d) **Pesca con artes inadecuados.** Principalmente dinamita y pesca de arrastre (López-Victoria, 1999, citado en Invemar, 2011a).

Identificación y evaluación de las presiones sobre los servicios ecosistémicos de las formaciones arrecifales

Las principales presiones que presentan los arrecifes coralinos dentro de los archipiélagos de Nuestra Señora del Rosario y de San Bernardo de acuerdo con Alvarado & Corchuelo (1992); López-Victoria (1999) citado en Invemar (2011a); Cendales *et al.* (2002); Zapata (2005); Bernal *et al.* (2006); Alvarado *et al.* (2011); Gómez-Campo (2011); Invemar (2011); Navas *et al.* (2011); Sánchez (2012); Díaz (2013) & Henao-Castro (2013), son:

- Aumento gradual de la Temperatura Superficial del Mar (TSM) teniendo como efecto una mayor ocurrencia de eventos de blanqueamiento y mayor incidencia de enfermedades lo que deriva en la pérdida de cobertura de coral vivo.
- Acidificación oceánica (disminución gradual del pH del agua de mar) generando una alteración de los procesos de calcificación que tiene como consecuencia una disminución de crecimiento coralino.
- Aportes de aguas continentales (canal del Dique y río Sinú) lo que provoca un deterioro de la calidad del agua (cambios drásticos en la salinidad, sedimentación, contaminación, aumento en la concentración de nutrientes y microorganismos patógenos) teniendo como impacto una alteración en la fecundidad, en el reclutamiento y en la supervivencia de juveniles, una pérdida de cobertura de coral vivo (blanqueamiento, enfermedades) y aumento en la cobertura de algas y bioacumulación de sustancias contaminantes en organismos arrecifales.
- La sobrepesca que produce cambios en la abundancia y biomasa de peces e invertebrados y un aumento de la cobertura algal por disminución de herbívoros lo que finalmente modifica la estructura trófica del sistema y genera pérdida de cobertura de coral vivo.
- Uso inadecuado de artes o métodos de pesca (redes de arrastre, dinamita) lo que genera daño físico a las colonias y provoca la pérdida de cobertura de coral vivo.
- Uso inadecuado de anclas y mal manejo de la flotabilidad de los buzos produciendo daño físico a las colonias teniendo como impacto la pérdida de cobertura de coral vivo.

Las presiones sobre este ecosistema afectan los servicios ecosistémicos que este provee y por ende, su función ecológica (Tabla 1-17). Al ser este ecosistema el hábitat de una amplia diversidad de peces e invertebrados que son el alimento de los habitantes de las islas y de turistas, la disminución de biomasa de estas poblaciones tiende a diezmar la calidad de vida de las comunidades allí asentadas y a disminuir los ingresos asociados a la actividad de turismo. Adicionalmente, debido a que este ecosistema brinda la oportunidad de recreación (buceo), la pérdida de belleza escénica puede tener repercusiones negativas sobre esta actividad económica. Por otra parte, el deterioro de estas formaciones puede generar impactos directos e indirectos sobre los ecosistemas marinos adyacentes, como las praderas de pastos marinos, los manglares y las playas, teniendo en cuenta la conectividad ecosistémica.

Tabla 1-17. Cambios en los servicios ecosistémicos que proveen las formaciones arrecifales coralinas de los archipiélagos de Nuestra Señora del Rosario y de San Bernardo, asociados a los impactos sobre el ecosistema.

Impacto (s)	Cambios en los servicios ecosistémicos
Pérdida de cobertura de coral vivo.	Menor capacidad del ecosistema para brindar hábitat. Pérdida de biodiversidad.
Disminución de crecimiento coralino.	Menor capacidad para la prevención de la erosión (protección de la línea de costa).
Alteración en la fecundidad, en el reclutamiento y en la supervivencia de juveniles.	Menor capacidad de moderación de eventos extremos. Menor capacidad de propiciar ambientes óptimos para el crecimiento de praderas de pastos marinos y para el mantenimiento de los ciclos de vida. Disminución de la capacidad de proveer ingresos asociados al buceo (pérdida de belleza escénica).
Bioacumulación de sustancias contaminantes en organismos arrecifales.	Menor provisión de alimento para la población local y los turistas.
Modificación de la estructura trófica del sistema.	Menor provisión de alimento para la población local y los turistas. Disminución de la capacidad de exportar energía hacia ecosistemas adyacentes. Menor disponibilidad de recursos ornamentales.

Fuente: Zapata, 2005; Alvarado *et al.*, 2011; Navas *et al.*, 2011; Díaz, 2013; Alvarado & Corchuelo 1992; Cendales *et al.* 2002; Zapata, 2005; Bernal *et al.* 2006; Gómez-Campo, 2011; Invemar, 2011; Sánchez, 2012; Henao-Castro, 2013.

1.8 Cambios históricos y estado actual del ecosistema

De acuerdo al seguimiento que realiza el Invemar mediante el protocolo SIMAC en 21 estaciones ubicadas en el archipiélago de Nuestra Señora del Rosario, se ha evidenciado que entre los años 2004 y 2008 se presentó la mayor pérdida de cobertura de coral vivo en el período evaluado (1998-2011) correspondiente a un 10 %, lo cual se atribuye principalmente al evento de blanqueamiento que se presentó en el año 2005. En el caso del archipiélago de San Bernardo, en las 18 estaciones evaluadas entre 2002 y 2010 se ha presentado una disminución gradual de la cobertura de coral vivo, mientras que entre este último año y el 2011 se presentó un ligero aumento en su cobertura de un 8 % aproximadamente (Figuras 1-30 y 1-31).

En ambos casos, mientras que la cobertura de coral vivo ha ido disminuyendo, la cobertura de algas ha aumentado, razón por lo cual diversos autores coinciden en que en esta área las formaciones arrecifales están experimentando una fase de cambio (Sarmiento, 2010; Alvarado *et al.*, 2011; Pizarro *et al.*, 2011; Invemar, 2012). De acuerdo a lo expuesto por Norstrom *et al.* (2009) (citado en Sarmiento, 2010), se dice que una comunidad está experimentando una fase de cambio cuando la presión ejercida por un disturbio constante conlleva a la disminución prolongada de la cobertura coralina, acompañado del incremento de la cobertura de algún tipo de organismo béntico, en este caso las algas. Según Pizarro *et al.* (2011), el cambio de fase de los arrecifes coralinos no solo ha llevado a que haya un cambio de dominancia del sustrato de corales a algas, sino también a que la composición de especies de coral varíe, pasando de especies de lento crecimiento a especies de rápido crecimiento.

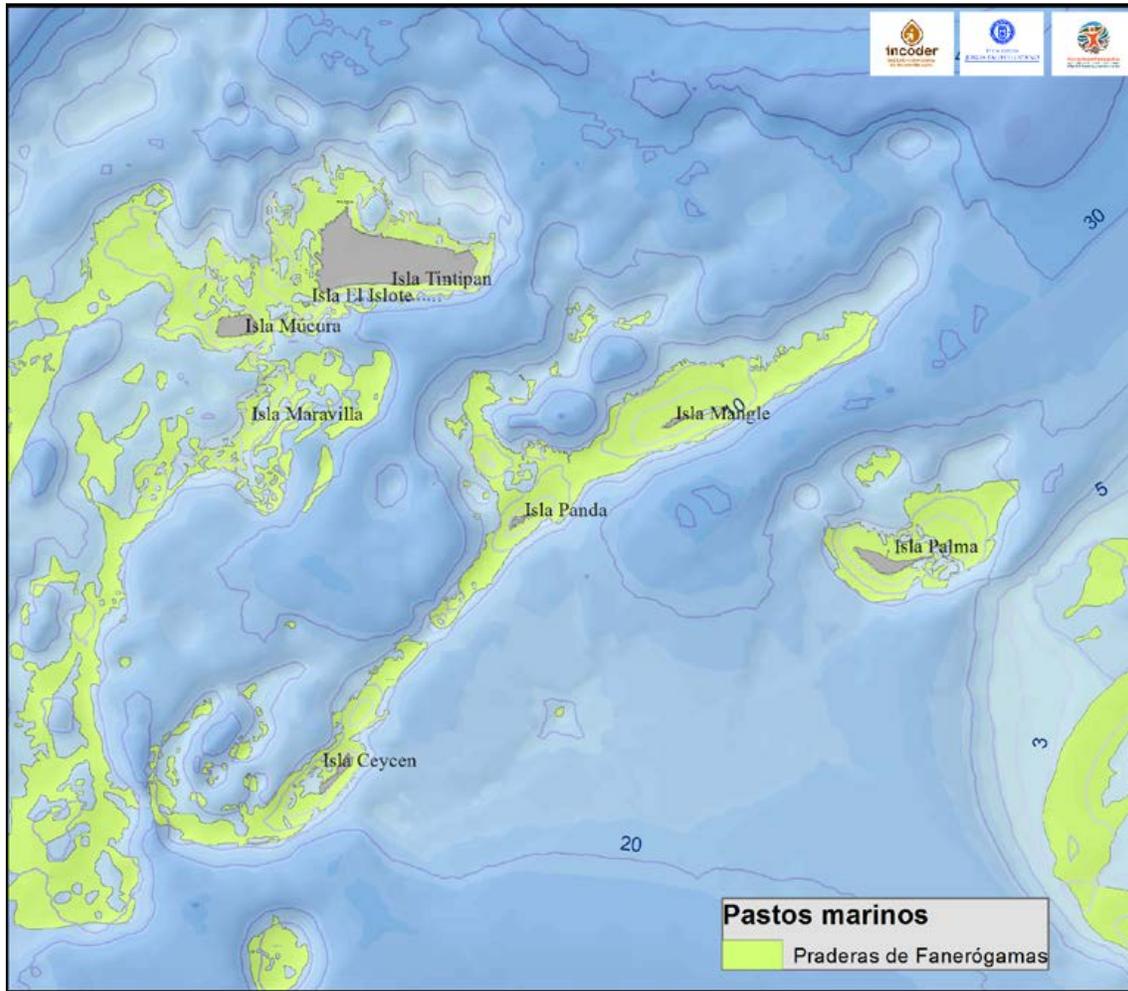
1.8.1 Praderas de pastos marinos

Las praderas de pastos marinos son el único grupo de las angiospermas que ha evolucionado de tierra firme al mar y como tales poseen hojas, tallos, raíces y forman flores, frutos y semillas. Forman parte de las comunidades vegetales del mar (Dawes, 1986), son organismos autótrofos que han desarrollado diversas estrategias para aprovechar las ventajas de los ambientes donde se establecen, creando equilibrio con los organismos asociados (Sánchez *et al.*, 2007). La distribución espacial y el crecimiento de los pastos marinos, es función de las condiciones ambientales de luz, temperatura, salinidad, sustrato y disponibilidad de nutrientes (Dawes, 1986; Díaz *et al.*, 2003).

En el Gran Caribe existen nueve especies, de las cuales cinco se encuentran representadas en el Caribe colombiano (*Thalassia testudinum*, *Syringodium filiforme*, *Halodule wrightii*, *Halophila baillonis* y *Halophila decipiens*), constituyendo uno de los ecosistemas más característicos e importantes de las zonas costeras, considerado como uno de los seis ecosistemas marino-costeros estratégicos, junto con los arrecifes de coral, los manglares, los litorales rocosos y los fondos sedimentarios (playas y ambientes de fondos blandos) y estuarios (Díaz-Pulido, 1997; Invemar, 2011).

En el Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo (PNNCRSB), este ecosistema tiene una extensión total de 3.278 hectáreas, representado en las islas del Rosario y San Bernardo en un 32 % y 68 % de cobertura del parque, respectivamente (Gómez, 2011). En las Figuras 1-38 y 39, se observa la distribución de los pastos marinos en los archipiélagos de Nuestra Señora del Rosario y de San Bernardo en el año 2013. En Isla Grande se encuentran praderas dispersas, aunque menos abundantes en el sector norte caracterizado por aguas de procedencia oceánica y turbulentas durante la mayor parte del año. Hacia el costado sur las aguas son más calmas y con una mayor incidencia de aportes continentales que concentran las mayores extensiones de praderas en el archipiélago. Por su parte en Isla Rosario e Isla Arena este ecosistema se halla de manera continua rodeando las islas y con un mejor grado de desarrollo ocupando buena parte de los bajos someros. El resto de los fondos vegetados consiste en pequeños rodales y parches de *Thalassia* dispersos entre la barrera coralina y la costa de Isla Grande, así como a sotavento de la mayoría de islas de este sector (Cardique-UJTL, 2010). Indudablemente en la zona del archipiélago de San Bernardo el estado de este ecosistema se ha favorecido encontrando grandes extensiones de praderas que pueden crecer e interconectar islas como es el caso del complejo Mangle-Panda-Ceycén y Tintipán-Islote-Múcura y Maravilla.

De acuerdo con Díaz *et al.* (2003), las praderas de las islas del Rosario, al ser comparadas con otras áreas del Caribe son de extensión pequeña y se desarrollan especialmente sobre arenas bioclásticas. El pasto dominante es *Thalassia* habitando arenas bioclásticas de tipo medio a grueso (Gomez-Lopez, 2011), pero en las praderas de mayor extensión están también presentes *Syringodium* y *Halodule*. A pesar de las aparentemente excelentes condiciones para el desarrollo de los pastos, estos rara vez se extienden por debajo de cinco metros de profundidad, donde generalmente dan paso a llanuras de sedimentos vegetadas por algas verdes calcáreas (géneros *Halimeda*, *Penicillus* y *Rhipocephalus*) y pardas (*Dictyota*) o a fondos tapizados con escombros coralinos (Díaz *et al.*, 2003).



Fuente: adaptado de Invemar *et al.*, 2003.

Figura 1-38. Distribución de las praderas de pastos marinos en el archipiélago de San Bernardo.

Tabla 1-18. Principales características de las praderas de pastos marinos en diferentes áreas geográficas.

ATRIBUTO ESTRUCTURAL	CARTAGENA	ISLAS DEL ROSARIO	ISLAS DE SAN BERNARDO
Extensión de praderas (km ²)	0,8	8,3	24
Especies	<i>Thalassia testudinum</i> , <i>Syringodium filiforme</i> , <i>Halodule wrightii</i>	<i>Thalassia testudinum</i> , <i>Syringodium filiforme</i>	
Origen del sedimento	Litobioclástico	Bioclástico	
Tamaño del sedimento	Arenas medias-finas	Arenas medias-gruesas	Arenas gruesas
Densidad de <i>Thalassia</i> (vástagos m ⁻²)	541,25	409,84	559,69
Biomasa rizoidal (gramos peso seco m ⁻²)	676,63	279,22	690,35
Biomasa foliar (gramos peso seco m ⁻²)	104,13	69,50	97,69
Longitud de las hojas de <i>Thalassia</i> (cm)	18,45	14,54	16,80

Fuente: Castillo, 2002.

Más recientemente se ha observado cómo en las islas de San Bernardo, que siguen dominadas por *T. testudinum*, la especie *Syringodium filiforme* forma amplias praderas de forma mixta con *T. testudinum*, *Halophila decipiens* y *Halodule wrightii*. La cobertura general de los pastos en este sector del PNN fue mayor a la de las islas del Rosario (55 %), adicionalmente se encontraron frecuentemente pastoreadas, epifitadas y con algas asociadas (Gomez-Lopez, 2011).

Fauna asociada

Con relación a la fauna asociada, las praderas de pastos, en general en el Caribe colombiano están dominadas por moluscos, crustáceos y peces. Rodríguez (1996) evaluó atributos estructurales (composición, densidad, diversidad) de los peces bentónicos asociados praderas someras (1 m) de *T. testudinum* en las islas del Rosario encontrando dos asociaciones: Isla Grande con dominancia de *Malacoctenus macropus* y *Halichoeres bivittatus* y la asociación Isla del Rosario con *Sparisoma radians* y *H. bivittatus*. Para el caso del archipiélago de Nuestra Señora del Rosario se ha reportado la presencia de 90 especies de macrofauna epibentónica, destacándose los moluscos (20 especies) y las esponjas (17 especies). Son característicos de esta comunidad los corales *Manicina areolata* y *Siderastrea radians* y la estrella de mar *Oreaster*. Mientras que para el archipiélago de San Bernardo se registró una alta cobertura de algas epifitas y signos de pastoreo intensivo. Las macroalgas más representativas de la comunidad pertenecen a los géneros *Penicillus* y *Halimeda*, y entre la fauna asociada se destaca la abundancia de estrellas de mar (*Oreaster reticulatus*), pepinos de mar (*Isostichopus badionotus*), corales (*Porites porites* y *Siderastrea radians*) y peces. (Invemar-UAESPNN-Cardique-EPA Cartagena, 2003).

Castillo (2002) reportó el mayor porcentaje de epifitismo sobre *T.testudinum* para áreas de Cartagena, comportamiento que comparte con el sector de La Guajira, en comparación con otras áreas del Caribe como en el Parque Nacional Natural Tayrona, el golfo de Morrosquillo y las islas de San Andrés y Providencia. Integrando el conjunto de epifitos fueron comunes las algas rojas costrosas, poliquetos de la familia Serpulidae, gasterópodos como *Smaragdia viridis* y *Crepidula convexa*, quitones, hidroideos y tunicados como *Clavelina*, *Didemnum* y *Botrylloides*. El crecimiento de otras especies de algas rojas como *Jania adhaerens* y *Amphiroa fragilisima* cubrió parte de los vástagos.

Identificación y evaluación de las presiones sobre los servicios ecosistémicos de los pastos marinos

Las principales presiones que presentan los pastos marinos dentro de los archipiélagos de Nuestra Señora del Rosario y de San Bernardo de acuerdo con Gómez-López (2011); Martínez-Viloria *et al.* (2011) & Mendoza *et al.* (2011) son:

- Aumento gradual de la Temperatura Superficial del Mar (TSM) aumentando el estrés fisiológico lo que tiene como impacto la pérdida de cobertura.
- Los aportes continentales (cambios drásticos en: sedimentación, salinidad y transparencia) generando mayor epifitismo que a su vez produce una pérdida de cobertura (por disminución de área para la fotosíntesis).
- Anclaje de embarcaciones (daño físico) provoca remoción de vástagos por daño físico y una pérdida de cobertura.
- La sobrepesca (extracción de recursos pesqueros para alimento y para comercialización como recordatorios, "souvenirs"). Las poblaciones de tortuga verde, *Chelonia mydas*, y el caracol pala,

Strombus gigas (habitante conspicuo en el PNNCRSB), han sido diezgadas en casi todo el Caribe hasta el punto de que ambas figuran en las listas de especies amenazadas de extinción y su comercio ha tenido que ser restringido y regulado por normas internacionales (CITES, 2002). Las langostas y varias especies de peces también son objeto de explotación intensa en los sustratos rocosos en áreas con pastos marinos. De acuerdo con Gómez-Lopez (2011), el uso extractivo no necesariamente se refleja en una reducción de la extensión de los fondos vegetados por pastos pero sí produce cambios en la biomasa de especies de importancia comercial teniendo como impacto la disminución de recursos pesqueros y la alteración de la red trófica del ecosistema.

- La pesca (daño físico causado por redes, “boliche” y dinamita) que provoca la remoción de vástagos por daño físico y la disminución de fauna y flora asociada al ecosistema teniendo como consecuencia la pérdida de cobertura y cambios en la estructura de las comunidades de fauna y flora asociada.
- Vertimiento de aguas residuales lo que genera mayor epifitismo y finalmente deriva en pérdida de cobertura (por disminución de área para la fotosíntesis).
- El vertimiento de residuos sólidos tiene como efecto la presencia de residuos sólidos en el ecosistema y como impacto genera una alteración de la estética del paisaje.

Cambios históricos y estado actual del ecosistema

En general, es de anotar que en estas áreas se han observado cambios en las praderas de fanerógamas causados principalmente por alto impacto humano mecánico, ya sea del tipo directo sobre ellas (remoción, dragado, construcciones y actividades náuticas), lo que influye especialmente en la apertura de espacio para la competencia con las macroalgas, o indirectamente sobre su fauna asociada por pesca de arrastre o al verter material contaminado en afluentes cercanos (aumento de la sedimentación y turbidez), lo que provoca un aumento en el epifitismo sobre la parte fotosintética de los pastos (Gómez-López, 2011).

Es probable que las presiones que han afectado las praderas de pastos en la bahía de Cartagena, como las ampliaciones y rectificaciones del canal del Dique, la construcción y emplazamiento del complejo industrial de Mamonal y la estructuración poco organizada de la ciudad histórica (Gómez-López, 2011), afecten de manera directa o indirecta a las praderas de pastos marinos del archipiélago de Nuestra Señora del Rosario, sin embargo resalta que la falta de información, no permite confirmar cambios históricos como consecuencia de estas presiones y otros factores “naturales”.

Ante la necesidad de hacer un seguimiento de este ecosistema y poder detectar cambios en el tiempo en su cobertura y estructura, en el año 2009 Parques Nacionales Naturales de Colombia implementó el protocolo propuesto por SEGRASSNET¹⁰ en Isla Rosario (Nuestra Señora del Rosario) e Isla Mangle (San Bernardo).

A nivel nacional, como medida de conservación de este ecosistema se destaca la formulación de la Ley 1450 de 2011 (capítulo 5, artículo 207) que incluyó la protección de este ecosistema en el país, de acuerdo a la descripción de Díaz (2003) (Posada *et al.*, 2012).

¹⁰ Programa de monitoreo de pastos marinos a nivel mundial que registra la situación actual y amenazas de este ecosistema. www.seagrassnet.org

1.8.2 Fondos blandos

Los fondos blandos son un ecosistema constituido por depósitos de arenas, limos, arcillas y restos orgánicos, que le confieren al fondo una baja complejidad geomorfológica y se proyectan desde la línea de costa hasta los fondos profundos, cubriendo en el territorio marino colombiano aproximadamente 889.400 km² (Invemar, 2012), sin incluir la zona intermareal de playas ni los fondos vegetados (Steer *et al.*, 1997).

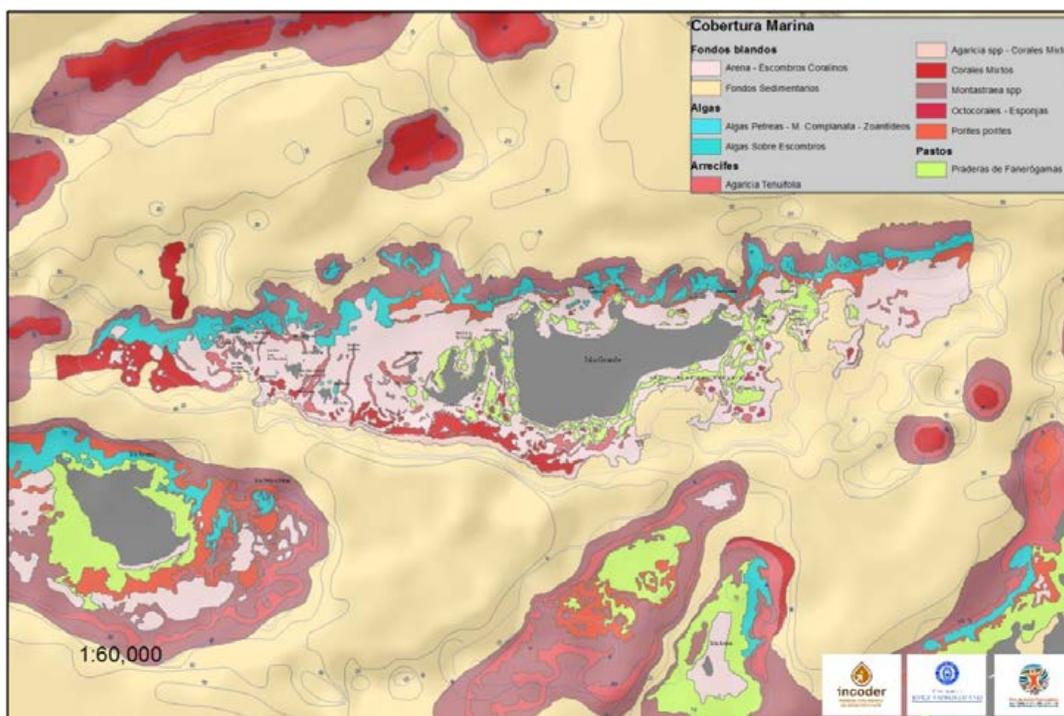
La producción primaria de los fondos blandos es muy baja y la fauna allí presente depende de la “lluvia”, de la materia orgánica proveniente de los estratos superiores de la columna de agua o por transporte horizontal de elementos de otros ecosistemas más productivos (Invemar, 1998). De acuerdo con Invemar-MADS (2012), a este ecosistema se encuentran asociados poliquetos, moluscos, crustáceos y equinodermos, constituyendo tanto la infauna (dentro del sedimento) como la epifauna (sobre el sedimento), siendo la dieta de muchas especies de peces. Dentro de sus habitantes se encuentran las bacterias, que desempeñan un papel clave en las redes tróficas marinas ya que contribuyen al reciclamiento de los nutrientes. Muchas de estas especies son importantes desde el punto de vista comercial, tanto para la pesca industrial como para la artesanal.

Los fondos blandos, se encuentran distribuidos de la siguiente forma en el archipiélago de Nuestra Señora del Rosario, en la que se diferencian cuatro tipos de sedimentos: al centro una zona en su mayoría arenosa correspondiente a Isla Tesoro, Isla Grande, Isla Arena e Isla Periquito; al noreste, predominan los sedimentos de tipo lodosos y lodoarenosos que llegan al arrecife al nivel de la isóbata de 60 m; al norte una región del mismo tipo se adhiere a Isla Barú penetrando en el cañón situado entre Isla Grande e Isla Periquito; al sur se presenta una zona predominantemente lodosa correspondiente a la plataforma continental frente al canal del Dique, la cual penetra al cañón que separa a Isla Rosario de Isla Arena (Leble & Cuignon 1987 citado en UAESPNN, 2006) (Figura 1-40).

En el archipiélago de San Bernardo predominan las arenas y arenas lodosas (Invemar-CVS-Carsucré; 2001). Estos sistemas son de gran importancia debido a que muchos organismos de interés comercial hacen parte de él o al menos durante parte de su ciclo de vida. Se destaca su papel en el proceso de reciclaje de nutrientes, control biológico, producción de alimentos y fuente de materia prima (Alongi, 1989; Corpes, 1992; Steer *et al.*, 1997; Barreto *et al.*, 1999, citado en Invemar, 2003) (Figura 1-41).

1.8.3 Coberturas marinas

El dominio de los fondos sedimentarios es evidente para ambos archipiélagos. En el archipiélago de Nuestra Señora del Rosario se encuentran parches dispersos de fanerógamas marinas alrededor de Isla Grande, protegidos por la franja de *Montastraea* spp., algas pétreas y *Porites porites* (Figura 42).¹¹ Alrededor de esta isla se aprecia una mayor heterogeneidad biótica dada por la representatividad de ecosistemas, aunque el grado de desarrollo sea mejor en otras islas del archipiélago como en Isla Rosario e Isla Grande donde la cobertura de pastos marinos es amplia, como consecuencia de la protección que contra las fuertes corrientes ofrece tanto la franja externa de *Montastraea* spp., como la misma conjunción de ecosistemas de Isla Grande. La presencia de arena, escombros coralinos, más concentrados en Isla Grande e Isla Arena, son pruebas de los procesos de degradación natural y antrópica que el área ha experimentado. En este archipiélago también es común encontrar algas pétreas-*Millepora complanata*-zoantideos y algas sobre escombros, constituyendo una amplia franja al norte de Isla Grande detrás de *Montastraea* spp., al norte de Isla Rosario posterior a *P. porites* y en el costado oriental de las praderas de pastos que encierra a Isla Arena.



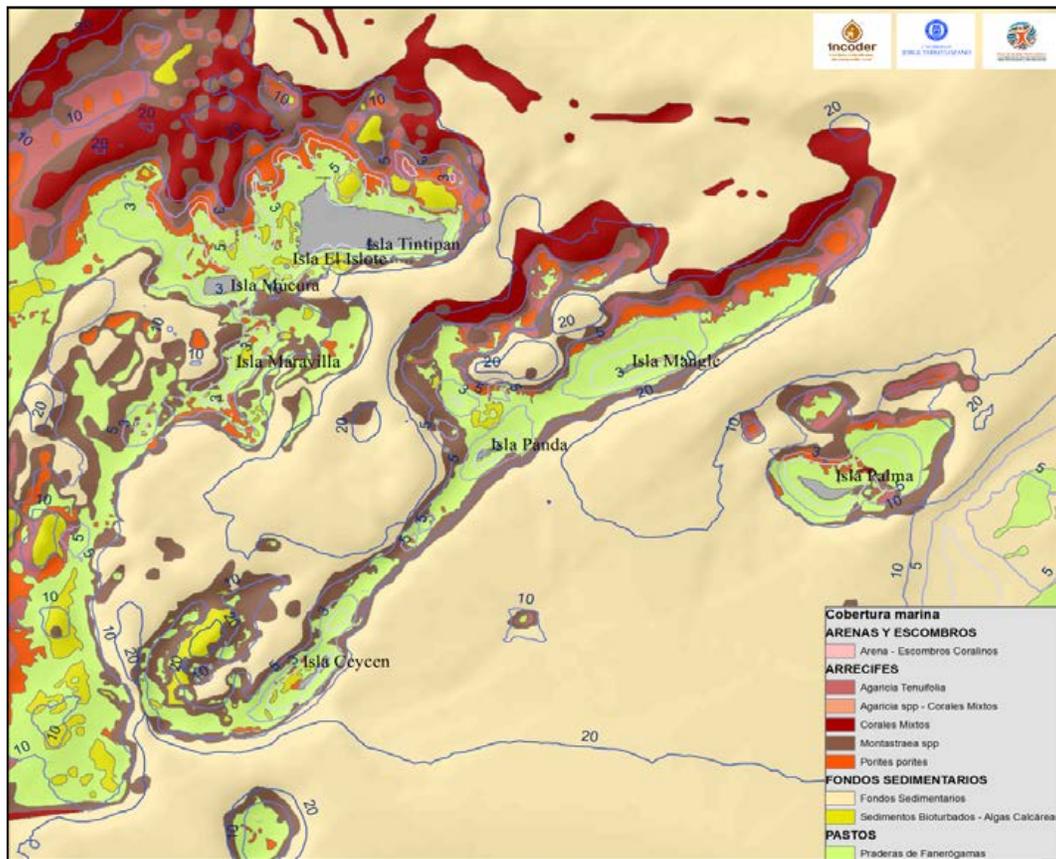
Fuente: adaptado de Invemar et al., 2003.

Figura 1-41. Mapa de coberturas marinas y zonas arrecifales del archipiélago de Nuestra Señora del Rosario.

¹¹ Ver mapa en detalle en observatorioirs.org

Por su parte, la presencia de pastos marinos en el archipiélago de San Bernardo es mayor con relación a las islas del Rosario. Este archipiélago se caracteriza por presentar conjuntos de islas que comparten ecosistemas pero separadas por fondos sedimentarios, tal es el caso de los complejos Tintipán-Islole-Múcura-Maravilla, Mangle-Panda-Ceycén, encontrándose de manera aislada Isla Palma (Figura 43).¹²

El primer complejo se encuentra bordeado por pastos marinos cuya profundidad no supera la isóbata de los 5 m pero donde la ocurrencia de sedimentos bioturbados, con presencia de algas calcáreas, se hace evidente; no obstante, hacia el sur los pastos pueden localizarse a los 10 m con una mayor cobertura de algas calcáreas. Al costado norte y noroccidente, entre los 10 a 20 m de profundidad se localiza una franja protectora de corales mixtos, *Montastraea* spp. y *Agaricia tenuifolia*, en medio de los cuales crecen pequeños parches de *P. porites*. El segundo complejo, separado del primero por la isóbata de los 20 m, está delimitado por una franja casi continua de *Montastraea* spp., se caracteriza por un costado norte que ofrece protección como consecuencia de la barrera compuesta por las mismas especies del complejo uno. La presencia de sedimentos bioturbados es menor y solo se encuentran pequeños sectores al norte de Isla Panda y occidente de Isla Ceycén. Isla Palma se rodea de una franja externa de *Montastraea* spp., que disminuye su cobertura en el sector suroccidental; franjas pequeñas de *P. porites* y *A. tenuifolia* se extienden en el costado norte.



Fuente: adaptado de Inveimar et al., 2003.

Figura 1-42. Mapa de coberturas marinas y zonas arrecifales del archipiélago de San Bernardo.

¹² Ver mapa en detalle en observatorioirsb.org

1.9 ESPECIES AMENAZADAS, EN VEDA E INVASORAS

1.9.1 Especies amenazadas y en veda

Las especies presentes en el área de estudio que tienen alguna categoría de amenaza de acuerdo con la Resolución número 383 de 2010 del Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial-MAVDT, se encuentran relacionadas en la Tabla 1-19.

Tabla 1-19. Especies amenazadas.

Nombre	Hábitat	Categoría de amenaza
Corales		
<i>Gorgonia ventalina</i> (abanico de mar)	Arrecifes coralinos, sobre sustrato rocoso con aguas claras y poca turbulencia.	Vulnerable. Mortandad por aumento en las tasas de sedimentación, presencia de contaminantes, presencia de hongos, biota introducida.
<i>Acropora palmata</i> (coral cuernos de alce)	Aguas someras expuestas al oleaje, generalmente entre los 0,1 y 17 m de profundidad.	En peligro. Calentamiento global, huracanes, enfermedad de banda blanca, aumento del turismo, buceo, pesca con dinamita, descarga de aguas residuales y extracción directa.
<i>Acropora cervicornis</i> (coral cuerno de ciervo)	Habita aguas protegidas entre 0.2 y 50 m de profundidad. Se ubica en las vertientes de las terrazas arrecifales o en parches al interior de lagunas de los complejos oceánicos.	En peligro crítico. Eventos de blanqueamiento, calentamiento global, huracanes, incidencia de la enfermedad de banda blanca, aumento en las tasas de sedimentación ocasionado por la deforestación, aumento del turismo, buceo, pesca con dinamita, descarga de aguas residuales y extracción directa.
<i>Mussa angulosa</i>	Se encuentra entre 1,5 y 60 m de profundidad. Puede ser indicador del estado de salud del arrecife, ya que se encuentra regularmente en áreas de amplia extensión de coral vivo.	Vulnerable Calentamiento global, y huracanes, aumento en las tasas de sedimentación ocasionado por la deforestación, aumento del turismo, buceo, pesca con dinamita, descarga de aguas residuales y extracción directa.
<i>Acropora prolifera</i>	Se encuentra comúnmente entre 0,5 y 2 m de profundidad.	Vulnerable. Área de ocupación muy pequeña,
<i>Stephanocoenia intercepta</i>	Presente en casi todas las zonas de arrecife y más comúnmente en las áreas protegidas entre 1 y 95 m de profundidad.	Vulnerable. Incidencia de enfermedad, biota introducida, cambios ambientales
<i>Eusmilia fastigiata</i>	Habita en la mayoría de ambientes arrecifales, normalmente en aguas protegidas entre 5 y 65 m de profundidad	Vulnerable. Sedimentación, contaminación, aumento de temperatura, blanqueamiento y extracción directa para comercialización.
Moluscos		
<i>Cypraea surinamensis</i>	Fondos de arena y cascajo coralino (30-45 m).	Vulnerable. Especie rara y su concha tiene alto valor comercial.
<i>Cassia flamea</i> (casco flameante)	Fondos de arena hasta 20 m de profundidad.	Vulnerable. Sobreexplotación. Es capturada a mano y se consume localmente. La concha se vende como objeto ornamental.

<i>Cassia madagascarensis</i> (casco imperial)	Fondos de arena y praderas de pastos marinos entre 6 y 30 m de profundidad.	Vulnerable. Sobreexplotación. Es capturada a mano y se consume localmente. La concha se vende como objeto ornamental.
<i>Cassis tuberosa</i> (casco real)	Sobre fondos de arena (a veces semienterrada), cerca de praderas de <i>Thalassia</i> .	Vulnerable. Sobreexplotación. Es capturada a mano y se consume localmente. La concha se vende como objeto ornamental.
<i>Charonia variegata</i> (tritón atlántico)	En aguas someras, generalmente en praderas de pastos marinos y cerca de arrecifes de coral.	Vulnerable. Sobreexplotación. Es capturada a mano y se consume localmente. La concha se vende como objeto ornamental.
<i>Polymesoda arctata</i> (guacuco de marjal esbelto, almeja)		Vulnerable. Sobreexplotación. Es capturada a mano y se consume localmente. La concha se vende como objeto ornamental.
<i>Lobatus (Eustrombus) gigas</i>	Especie ubicada entre los 2 y 30 m de profundidad en fondos de arena coralina, algas calcáreas y praderas de <i>Thalassia</i> .	Vulnerable. Sobreexplotación y pérdida de hábitat. Especie de importancia comercial, es colectada a mano en zonas someras donde se encuentran la mayor parte de juveniles.
Reptiles		
<i>Eretmochelys imbricata</i> (carey, tortuga carey)	Los adultos y juveniles se observan con frecuencia en los bajos y arrecifes coralinos y las crías van a la deriva en las masas flotantes de Sargassum. Anidan exclusivamente en playas.	En peligro crítico. Captura para venta como objeto artesanal y carne para consumo. Pérdida de hábitat por destrucción de las playas.
<i>Chelonia mydas</i> (tortuga verde, tortuga blanca, moro)	Se encuentra durante el anidamiento en playas arenosas, en bajos y pastos marinos y en ambientes oceánicos para el crecimiento de las crías y juveniles. Los adultos habitan aguas someras donde existen pastos marinos.	En peligro crítico. Explotación comercial de huevos y adultos. Capturada para comercializar como artículo de adorno.
<i>Lepidochelys olivacea</i> (golfina)	Busca para anidar playas continentales y realiza sus movimientos migratorios en rutas cercanas a la costa y a lo largo de frentes marinos. Se alimenta en bahías y estuarios de alta productividad biológica.	En peligro crítico. Sobreexplotación de los adultos que son capturados en las playas y áreas de alimentación.
Peces		
<i>Ginglymostoma cirratum</i> (pejebobo, nodriza, tiburón gato)	Especie demersal, que vive sobre la plataforma continental, parches arenosos y a veces sobre arrecifes coralinos o rocosos.	Vulnerable. Sobrepesca, pérdida de hábitat por deterioro de las áreas coralinas.
<i>Carcharhinus limbatus</i> (toyo aletinegro, tiburón macuira)	Tiene hábitos pelágicos, encontrándose principalmente en aguas costeras continentales e insulares.	Vulnerable. Sobrepesca, disminución en la extensión de la presencia, área de ocupación o calidad del hábitat.
<i>Hippocampus erectus</i> (caballito de mar)	Habita en fondos someros en bahías, lagunas litorales o lugares protegidos entre la vegetación de <i>Thalassia</i> o entre las raíces de mangle.	Vulnerable. Captura para usarlos como peces ornamentales, insuficiencia de información sobre sus poblaciones.
<i>Hippocampus reidi</i> (caballito de mar hocico largo)	Especie costera, habita en fondos someros, generalmente de aguas claras y limpias.	Vulnerable. Reducción poblacional observada directamente, por biota introducida, presencia de patógenos y contaminantes.
<i>Centropomus undecimalis</i> (róbalo blanco, róbalo carita larga, róbalo)	Especie eurihalina desde altas salinidades sedimentos arenosos y transparencia media, hasta baja salinidad, fondos fangosos y agua usualmente turbia.	Vulnerable. Pérdida de hábitat, biota introducida, presencia de patógenos y contaminantes.

<i>Epinephelus itajara</i> (mero guasa)	Habita a menos de 30 m de profundidad. Los juveniles se encuentran principalmente en áreas estuarinas de sustrato fangoso. Los adultos en fondos someros en ambientes de agua salobre o en fondos rocosos o coralinos donde viven en cuevas o grietas.	En peligro crítico. Se observa reducción rápida de las poblaciones debido a los altos niveles de explotación actuales. Destrucción hábitat.
<i>Epinephelus striatus</i> (cherna, mero criollo)	Se presenta en lugares de aguas claras y en fondos arenosos, rocosos o coralinos.	En peligro. Sobrepesca, pérdida de hábitat por deterioro de arrecifes coralinos.
<i>Eugerres plumieri</i> (mojarra rayada)	Especie demersal que habita las aguas someras de fondos fangosos o fango-arenosos. Es muy común en las lagunas litorales y estuarios con vegetación de manglares. Tolerancia un amplio rango de salinidad.	Vulnerable. Reducción poblacional por los altos niveles de explotación actuales, pérdida de hábitat, reflejado en el deterioro de las ciénagas y lagunas costeras debido a la contaminación.
<i>Lachnolaimus maximus</i> (pargo pluma, doncella de pluma)	Fondos coralinos o rocosos y a veces rocoso-arenosos en áreas de aguas claras, a profundidades someras y medias.	En peligro. Sobrepesca.
<i>Lutjanus cyanopterus</i> (pargo dientón, pargo cubera, pargo tarbadillo)	Individuos grandes sobre fondos someros rocosos alrededor de arrecifes a profundidades no mayores a 40 m. Los pequeños se ubican cerca de la costa en áreas de manglar.	Vulnerable. Pesca artesanal e industrial, pérdida de hábitat por deterioro de áreas de crianza como los manglares, ciénagas y lagunas costeras.
<i>Scarus guacamaia</i> (lora, loro guacamayo)	Habita sobre fondos someros con arrecifes coralinos o rocosos. Los juveniles se encuentran en las praderas de fanerógamas.	Vulnerable. Pesca comercial, pérdida de hábitat por deterioro de los arrecifes coralinos.
<i>Tarpon atlanticus</i> (sábalo, tarpón)	Especie eurihalina que puede vivir desde en lagunas costeras litorales hasta en aguas oceánicas. Tiene predilección por las aguas estuarinas asociados a vegetación de manglar.	En peligro. Biota introducida, patógenos, contaminación y niveles de explotación que hacen prever disminuciones a futuro.

Fuente: adaptado de Cardique- UJTL, 2010; UAESPNN, 2006.

De acuerdo a esto, el 66 % de las especies amenazadas se encuentra en estado vulnerable (VU), lo que según Ardila *et al.* (2002) significa que la mejor evidencia disponible indica que estas especies enfrentan un moderado riesgo de extinción o deterioro poblacional a mediano plazo. En estado crítico (CR) se encuentra el 17 % lo que significa que estas especies están en un riesgo extremadamente alto de extinción en estado silvestre en el futuro inmediato y en peligro (EN) se encuentra el otro 17 % enfrentando un alto riesgo de extinción o deterioro poblacional en estado silvestre en el futuro cercano (Figura 44).

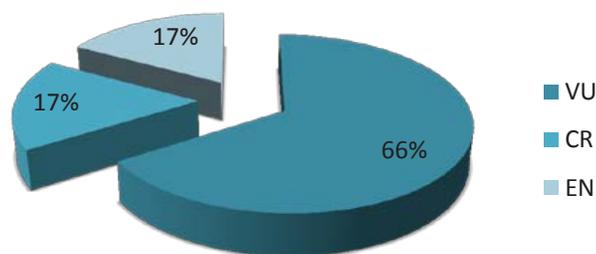


Figura 1-43. Especies amenazadas.

Las especies de crustáceos *Cardisoma guanhumi* (cangrejo azul), *Carpilius corallinus* (cangrejo de coral), *Litopenaeus schmitti* (camarón blanco), *Mithrax spinosissimus* (cangrejo rey del Caribe) y *Panulirus argus* (langosta espinosa), las especies de equinodermos *Oreaster reticulatus* (estrella cojín) y *Diadema antillarum* (erizo negro) y de peces las especies *Balistes vetula* (pejepuerco), *Lutjanus analis* (pargo cebao) y *Epinephelus niveatus* (mero gallina), están reportadas en la serie de "Libros rojos de especies amenazadas de Colombia", sin embargo no aparecen consignadas dentro de este nuevo listado que emitió el MAVDT.

De acuerdo con reportes de Mendoza *et al.* (2011), en el año de 2010 se avistó un espécimen de manatí (*Trichechus manatus manatus*) en la zona norte de Isla Rosario. Este sector está por fuera del área de distribución de la especie, sin embargo pudo llegar a este lugar perdido desde el canal del Dique o buscando mejores zonas de alimentación. Actualmente esta especie se encuentra en peligro y protegida por la Resolución 574 de 1969 (Inderena) que establece una veda completa de caza.

1.9.2 Especies introducidas e invasoras¹³

La nueva amenaza para la persistencia de la diversidad de peces presente en el PNNCRSB y en general en el Caribe colombiano es el pez león (*Pterois volitans*), especie invasora que se halla ampliamente distribuida por toda la zona costera e insular de Colombia desde hace ya dos años. Este animal se alimenta de juveniles de cualquier especie, lo que puede ser nefasto para las pequeñas poblaciones que aún subsisten de los principales grupos de importancia comercial y ecológica (Navas *et al.*, 2011). Este pez alcanza diferentes localidades geográficas y ámbitos de profundidad, presentando un amplio espectro de adaptación a variadas condiciones ambientales. A diferencia de otros peces invasores, que pueden ser relativamente inocuos (ej. *Omobranchus punctatus*), es una especie que aumenta la probabilidad del desequilibrio ecosistémico (Polanco-Fernández & Acero-Pizarro, 2011). Es un depredador voraz, caracterizado por alimentarse de peces arrecifales y crustáceos en grandes cantidades (numerosos juveniles del mero guasa *Epinephelus itajara* han sido encontrados en el contenido estomacal de peces león). A esto se le suma que no tiene un depredador conocido en Colombia y además posee una serie de espinas venenosas dorsales, ventrales y anales que ahuyentan depredadores y lo que constituye también en un riesgo para bañistas, buzos y pescadores (Myers, 1991; Albins & Hixon, 2008). Asimismo es una especie de rápido crecimiento y altamente resistente a parásitos, concediéndole una ventaja adicional sobre otras especies arrecifales (Morris *et al.*, 2009; Invemar, 2011).

Además del pez león las siguientes especies también están registradas en la *Guía de las especies introducidas marinas y costeras de Colombia* del Invemar. Si bien no se encuentran propiamente dentro de la zona de estudio, sí se han reportado en Cartagena y como se ha expuesto anteriormente, al archipiélago del Rosario llega la influencia del canal del Dique, así que son especies que potencialmente podrían desplazarse hacia este sector y más aún con el tráfico de lanchas que hay permanentemente hacia el archipiélago. Como introducidas invasoras se

¹³ Las especies introducidas pueden convertirse en especies invasoras o plagas al desplazar especies nativas, creando desequilibrios ecológicos, provocando la extinción de especies nativas y alterando la estructura genética de las poblaciones naturales por formar híbridos con las formas nativas (Pascual & Orensanz, 1996). Así mismo pueden actuar como depredadores voraces, monopolizar recursos de energía, superar a las especies endémicas, introducir patógenos y parásitos (DeFelice *et al.*, 2001; Coles & Eldredge, 2002) que finalmente pueden transmitirse a los humanos a través de la cadena alimentaria o por la exposición directa (Coles & Eldredge, 2002, citado en Gracia *et al.* 2011).

encuentran: *Tubastraea coccinea* (coral copa naranja), *Balanus amphitrite* (balano rayado) y *Perna viridis* (mejillón verde asiático) y como introducidas *Perna perna* (mejillón café), *Penaeus monodon* (camarón jumbo, camarón tigre gigante) y *Rhithropanopeus harrisi* (cangrejo de lodo).

De acuerdo con Gracia *et al.* (2011), algunas invasiones marinas son el resultado de mecanismos de dispersión natural, las mayores y más importantes contribuciones a la llegada de especies no nativas, son consecuencia de diversas actividades humanas (accidentales o intencionales) que han favorecido su desarrollo (Ruíz *et al.*, 1997; DeFelice *et al.*, 2001). Se ha atribuido la descarga de larvas presentes en aguas de lastre, como la principal causa del aumento en las bioinvasiones (Coles & Eldredge, 2002); sin embargo, existen otros vectores entre los que se encuentran la liberación de especies importadas para acuarios, la acuicultura, la llegada de organismos por incrustaciones en el casco de los buques o en otros materiales flotantes (plataformas petroleras, basura, etc.), el tráfico aéreo y terrestre, y diversos fenómenos naturales (por ejemplo, huracanes) entre otros.

1.10 RECURSOS PESQUEROS

Los recursos pesqueros son aquellos recursos hidrobiológicos susceptibles de ser extraídos o efectivamente extraídos y alrededor de los cuales se desarrollan actividades productivas como: la extracción en sí misma, el procesamiento, la comercialización y la producción mediante técnicas de cultivo (MADR-MAVDT, 2010).

La pesca artesanal es una de las principales actividades económicas para las comunidades que habitan las islas de los archipiélagos de Nuestra Señora del Rosario y de San Bernardo, y se realiza con fines de subsistencia y con fines comerciales (Cardique-UJTL, 2010; Invemar, 2011; Martínez-Viloria *et al.*, 2011).¹⁴ Es importante mencionar que no todos los pescadores que realizan su actividad en esta área pertenecen a las comunidades locales, algunos provienen de otras regiones como la península de Barú, Cartagena, Bocachica, Berrugas, Rincón del Mar y Tolú, entre otros (Invemar, 2011; Martínez-Viloria *et al.*, 2011).

1.10.1 Invertebrados

Dentro de los invertebrados que son capturados por la pesquería artesanal de la región se destacan la cangreja (*Mithrax spinosissimus*), la langosta (*Panulirus argus*, *P. guttatus* y *Scyllarides aequinoctialis*), el pulpo (*Octopus* spp.) y el calamar (*Sepioteuthis sepioidea*) (Martínez-Viloria *et al.*, 2011). En la Tabla 1-20 se listan 13 especies de invertebrados que han sido reportadas como recursos pesqueros para el Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo (Martínez-Viloria *et al.*, 2011), de las cuales el 38,5 % (5 sp.) están incluidas en el *Libro rojo de invertebrados marinos de Colombia* y catalogadas como vulnerables (VU) (Ardila *et al.*, 2002). *Eustombus gigas* y *Cittarium pica* han sido declaradas como especies silvestres que se encuentran amenazadas en el territorio nacional (MAVDT; 2010).

En Colombia se ha trabajado considerablemente sobre los aspectos biológicos de *E. gigas* (Duque, 1974; García, 1991; Lagos, 1994; Chiquillo *et al.*, 1997), destacando una talla media de madurez sexual de 240 mm y 221 mm para hembras y machos, respectivamente (Gómez-Campo, 2005).

¹⁴ La información de la actividad pesquera se detalla en el capítulo 2.8.2.

El componente estructural dominante de la población de *E. gigas* en el archipiélago de Nuestra Señora del Rosario son los adultos (Gómez-Campo *et al.*, 2010). La baja densidad de juveniles en el archipiélago puede atribuirse a la intensa actividad pesquera en el área de hace unos años. La condición de sitio turístico estimuló hace varios años la intensa extracción de caracol para suplir la demanda que, sin tener en cuenta volúmenes de captura, tallas, ni áreas específicas de pesca, llevó a disminuir de forma importante el recurso (Mora, 1994, citado en Gómez-Campo *et al.*, 2010) y aunque en 1977 se estableció una veda que aún persiste, la población en el archipiélago de Nuestra Señora del Rosario fue sumamente diezmada ($0,46 \pm 2,22$ ind/ha y $1,31 \pm 4,25$ ind/ha durante la época húmeda y seca, respectivamente) (Gómez-Campo, 2005).

Tabla 1-20. Invertebrados reportados como recursos pesqueros para el Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo. Se incluye la categoría de las especies catalogadas como amenazadas.

GRUPO	FAMILIA	ESPECIE	ESPECIE AMENAZADA	
			Resolución 0383 de 2010 (MAVDT, 2010)	Categoría UICN- Libro rojo de invertebrados marinos de Colombia (Ardila <i>et al.</i> , 2002)
Crustáceos	Carpilliidae	<i>Carpilius corallinus</i>		VU
	Majidae	<i>Mithrax spinosissimus</i>		VU
	Palinuridae	<i>Panulirus argus</i>		VU
		<i>Panulirus guttatus</i>		
		<i>Panulirus laevicauda</i>		
	Scyllaridae	<i>Parribacus antarcticus</i>		
		<i>Scyllarides aequinoctialis</i>		
Moluscos	Strombidae	<i>Aliger costatus</i>		
		<i>Eustrombus gigas</i>	X	VU
	Tegulidae	<i>Cittarium pica</i>	X	VU
	Turbinellidae	<i>Turbinella angulata</i>		
	Octopodidae	<i>Octopus spp.</i>		
	Loliginidae	<i>Loligo sp.</i>		

Fuente: MAVDT, 2010; Ardila *et al.*, 2002.

VU: Vulnerable.

Otro factor que pudo haber influenciado la baja densidad de juveniles es la urbanización del conjunto de islas que componen el archipiélago, lo que ha implicado a través de los años la destrucción de grandes extensiones de fondos compuestos principalmente por praderas de pastos (Alvarado, 1988), hábitat más importante para el desarrollo de los primeros años de vida de la especie. Por esta razón, es claro que los sectores menos intervenidos por actividades antrópicas, como Bajo Tortugas e Isla Tesoro (declarada área intangible, Decreto 622/77), puedan presentar las abundancias más altas de *E. gigas* (Gómez-Campo *et al.*, 2010).

1.10.2 Peces

En la Tabla 1-21 se presenta un listado de las especies que han sido reportadas como recursos pesqueros ícticos para el Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo (Martínez-Viloria *et al.*, 2011). En esta se evidencia que las familias mejor representadas son: Carangidae,

Haemulidae, Lutjanidae, Scaridae, Scombridae y Serranidae. De las 102 especies reportadas, el 8,8 % (9 sp.) están incluidas en el *Libro rojo de peces marinos de Colombia* (Mejía & Acero, 2002) bajo alguna de las siguientes categorías: peligro crítico (CR), datos insuficientes (DD), en peligro de extinción (EN), casi amenazado (NT) y vulnerable (Vu). De estas, seis fueron declaradas como especies silvestres que se encuentran amenazadas en el territorio nacional (MAVDT; 2010).

En los archipiélagos de Nuestra Señora del Rosario y de San Bernardo, la sobrepesca, sumado a otros factores de riesgo, ha ocasionado cambios en la densidad y biomasa de peces de importancia comercial (Invemar, 2011a).

Tabla 1-21. Recursos pesqueros ícticos reportados para el Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo. Se incluye la categoría de las especies catalogadas como amenazadas (MAVDT, 2010, Mejía & Acero, 2002). CR: en peligro crítico, DD: datos insuficientes, EN: en peligro de extinción, NT: casi amenazado, VU: vulnerable.

GRUPO	FAMILIA	ESPECIE	ESPECIE AMENAZADA	
			Resolución 0383 de 2010 (MAVDT, 2010)	Categoría UICN- <i>Libro rojo de peces marinos de Colombia</i> (Mejía & Acero, 2002)
Condrictios	Myliobatidae	<i>Aetobatus narinari</i>		
	Carcharhidae	<i>Carcharhinus altimus</i> <i>Carcharhinus perezi</i> <i>Galeocerdo cuvier</i>		
	Ginglymostomidae	<i>Ginglymostoma cirratum</i>	X	VU
Teleósteos	Acanthuridae	<i>Acanthurus bahianus</i> <i>Acanthurus coeruleus</i> <i>Acanthurus chirurgus</i>		
	Albulidae	<i>Albula vulpes</i>		
	Balistidae	<i>Balistes capriscus</i> <i>Balistes vetula</i> <i>Canthidermis sufflamen</i>		EN
	Belonidae	<i>Tylosurus crocodilus</i>		
	Carangidae	<i>Alectis ciliaris</i> <i>Caranx bartholomaei</i> <i>Caranx crysos</i> <i>Caranx hipos</i> <i>Caranx latus</i> <i>Caranx ruber</i> <i>Decapterus macarellus</i> <i>Elagatis bipinnulata</i> <i>Oligoplites saliens</i> <i>Selene setapinnis</i> <i>Seriola fasciata</i> <i>Seriola</i> sp. <i>Trachinotus carolinus</i> <i>Trachinotus falcatus</i> <i>Trachinotus goodei</i>		
	Centropomidae	<i>Centropomus</i> sp.		VU (<i>C. undecimalis</i>)
	Coryphaenidae	<i>Coryphaena hippurus</i>		
	Ephippidae	<i>Chaetodipterus faber</i>		

Gerreidae	<i>Gerres cinereus</i>		
Haemulidae	<i>Anisotremus virginicus</i> <i>Haemulon aurolineatum</i> <i>Haemulon carbonarium</i> <i>Haemulon striatum</i> <i>Haemulon chrysargyreum</i> <i>Haemulon flavolineatum</i> <i>Haemulon macrostomum</i> <i>Haemulon parrai</i> <i>Haemulon plumieri</i> <i>Haemulon sciurus</i> <i>Pomadasys corvinaeformis</i>		
Hemiramphidae	<i>Hemiramphus</i> sp.		
Istiophoridae	<i>Istiophorus albicans</i>		
Holocentridae	<i>Holocentrus adscensionis</i> <i>Holocentrus rufus</i> <i>Myripristis jacobus</i>		
Kyphosidae	<i>Kyphosus incisor</i>		
Labridae	<i>Bodianus rufus</i> <i>Halichoeres radiatus</i> <i>Lachnolaimus maximus</i>	X	EN
Lutjanidae	<i>Lutjanus apodus</i> <i>Lutjanus analis</i> <i>Lutjanus cyanopterus</i> <i>Lutjanus griseus</i> <i>Lutjanus jocu</i> <i>Lutjanus mahogoni</i> <i>Lutjanus purpureus</i> <i>Lutjanus synagris</i> <i>Lutjanus vivanus</i> <i>Ocyurus chrysurus</i> <i>Rhomboplites aurorubens</i>	X	NT VU
Monacanthidae	<i>Cantherhines macrocerus</i> <i>Aluterus scriptus</i>		
Mullidae	<i>Mulloidichthys martinicus</i>		
Muraenidae	<i>Gymnothorax funebris</i>		
Ostraciidae	<i>Lactophrys</i> sp. <i>Lactophrys triqueter</i>		
Pomacanthidae	<i>Holocanthus ciliaris</i> <i>Pomacanthus arcuatus</i> <i>Pomacanthus paru</i>		
Polynemidae	<i>Polydactylus virginicus</i>		
Rachycentridae	<i>Rachycentron canadum</i>		
Scaridae	<i>Scarus coelestinus</i> <i>Scarus guacamaia</i> <i>Sparisoma aurofrenatum</i> <i>Sparisoma chrysopterus</i> <i>Sparisoma rubripinne</i> <i>Sparisoma viride</i>	X	VU
Sciaenidae	<i>Paralanchurus brasiliensis</i>		
Scombridae	<i>Acanthocybium solandri</i> <i>Auxis thazard</i>		

		<i>Euthynnus alletteratus</i> <i>Scomberomorus cavalla</i> <i>Scomberomorus regalis</i>		
	Scorpaenidae	<i>Pterois volitans</i>		
	Serranidae	<i>Cephalopholis cruentata</i> <i>Cephalopholis fulva</i> <i>Epinephelus adscensionis</i> <i>Epinephelus guttatus</i> <i>Epinephelus itajara</i> <i>Epinephelus niveatus</i> <i>Epinephelus striatus</i> <i>Epinephelus sp.</i> <i>Hypoplectrus puella</i> <i>Mycteroperca bonaci</i>	X X	CR DD EN
	Sparidae	<i>Calamus calamus</i>		
	Sphyraenidae	<i>Sphyraena barracuda</i> <i>Sphyraena guachancho</i> <i>Sphyraena picudilla</i>		
	Synodontidae	<i>Synodus intermedius</i>		

Identificación y evaluación de las presiones sobre los recursos pesqueros

De acuerdo con un estudio realizado por Martínez-Viloria *et al.* (2011), entre los años 2007 y 2010, las especies que presentaron mayor presión pesquera en los archipiélagos de Nuestra Señora del Rosario y de San Bernardo fueron las especies de caracol pala (*E. gigas*), cangreja (*M. spinosissimus*), langosta (*P. argus*), saltona (*O. chrysurus*) y pargo rayado (*Lutjanus synagris*) al observar que las longitudes de invertebrados y peces capturados estaban por debajo de la talla media de madurez sexual. Más del 60% de los individuos capturados no alcanzaron a reproducirse por primera vez, aspecto que atenta contra la renovación poblacional de estas especies y para el año 2010 el valor ascendió al 80 %. El efecto fue mayor sobre caracol pala (*E. gigas*) y la saltona (*O. chrysurus*) con 94 y 82,4 %, respectivamente. Sin embargo, en el archipiélago de San Bernardo la presión sobre las especies amenazadas es mayor en un 71,3 % (54.273 kg), capturando 13 especies (*Mithrax spinosissimus*, *Panulirus argus*, *Eustrombus gigas*, *Epinephelus striatus*, *Ginglymostoma cirratum*, *Lutjanus cyanopterus*, *Lutjanus analis*, *Epinephelus itajara*, *Scarus guacamaia*, *Carpilius corallinus*, *Balistes vetula*, *Lachnolaimus Maximus* y *Epinephelus niveatus*), mientras que para el archipiélago de Nuestra Señora del Rosario alcanza un 28,7 % (21.828 kg) con 9 especies (*Panulirus argus*, *Mithrax spinosissimus*, *Eustrombus gigas*, *Epinephelus itajara*, *Scarus guacamaia*, *Lutjanus cyanopterus*, *Balistes vetula*, *Carpilius corallinus* y *Lutjanus analis*).

La disminución de las biomásas de las poblaciones de peces e invertebrados, principalmente los de mayor tamaño, es una amenaza para la biodiversidad, ya que es un factor determinante en la alteración de la organización de la red trófica de los ecosistemas (Cury *et al.*, 2001; Casini *et al.*, 2009; Pauly, 2010). Como consecuencia de la disminución de biomasa de los grandes depredadores, las pesquerías empiezan a concentrarse en los peces pequeños, que a menudo son la presa de los peces de mayor tamaño y en los invertebrados, proceso que se denomina “pescando hacia abajo en las redes alimentarias” (Pauly, 2010).

Además de los efectos negativos sobre la diversidad local, la pérdida de biomasa de los recursos pesqueros conlleva a una disminución en la renta económica de las Unidades Económicas de Pesca y a una menor disponibilidad de alimento para las comunidades asentadas en estos archipiélagos y los turistas.

Estado actual de los recursos pesqueros

- ***Eustrombus gigas* (caracol pala)**

El caracol pala (*Eustrombus gigas*) ha sido intensamente explotado en el área (Invemar, 2011). En los años 70, en los archipiélagos de San Bernardo e Islas del Rosario se realizó pesquería comercial de este recurso, y en 1977, como consecuencia de la sobrepesca, el Inderena ordenó el cierre de la pesquería comercial (Mora, 1994, citado en Castro *et al.*, 2012).

Para el caso de los archipiélagos de Nuestra Señora del Rosario y de San Bernardo las actividades como el turismo y la pesca han conducido a que la población de *E. gigas* presente signos de sobreexplotación con una disminución en las capturas y en su talla media de captura en pesca artesanal (Gómez-Campo *et al.*, 2010). Garcia-Valencia & Rueda (2005) reportan que la talla media de captura del caracol pala está por debajo del promedio en el Gran Caribe. Así mismo, los registros históricos de la CPUE para esta especie (Tabla 22), confirman su disminución, como consecuencia de la fuerte presión por pesca a la cual ha sido sometida. Como consecuencia de su explotación, los reportes de abundancia para el año 2005 en el archipiélago de San Bernardo son muy bajos, con respecto a estudios en otras regiones del Caribe (Ballesteros-Galvis, 2005 citado en Invemar, 2011).

Los indicadores reportados por Martínez-Viloria *et al.* (2011) (CPUE, talla media de captura -TMC- y TMC vs. TMM) para el caracol pala, obtenidos a partir del monitoreo realizado en el período 2007-2010, confirman el alto grado de sobreexplotación de esta especie en el área protegida. La CPUE ha disminuido drásticamente y se está ejerciendo fuerte presión sobre la fracción juvenil de la población. Durante este período, la proporción de ejemplares capturados por debajo de la talla media de madurez (22 cm) osciló entre 51 y 94 %, afectando así la renovación natural de la especie. Por otra parte, al comparar la TMC de los ejemplares entre los sectores de Nuestra Señora del Rosario y de San Bernardo, se concluye que en este último se ejerce mayor presión sobre este recurso (Tabla 22).

Tabla 1-22. Indicadores del nivel de explotación de *Eustrombus gigas* en los archipiélagos de Nuestra Señora del Rosario y de San Bernardo.

Sector	Indicador	Período	Descripción
Archipiélago de San Bernardo	CPUE (kg/faena)	1993	7,95
		1997	5,27
		2005 (época seca)	1,8
		2007-2010	Buceo mixto ~ 0,4 – 0,7 Leve incremento en el 2010
Archipiélagos de Nuestra Señora del Rosario y de San Bernardo	Talla Media de Captura (TMC)	2007-2010	2007: 89 % juveniles (n=775) 2008: 89 % juveniles (n= 5919) 2009: 51 % juveniles (n= 2261) 2010: 94 % juveniles (n= 2575)
Archipiélago de San Bernardo	TMC vs. TMM	2007-2010	2007: TMC < TMM 2008: TMC < TMM 2009: TMC ≤ TMM 2010: TMC < TMM
Archipiélago de Nuestra Señora del Rosario	TMC vs. TMM	2007-2010	2007: TMC = TMM 2008: TMC = TMM 2009: TMC ≥ TMM 2010: TMC ≥ TMM

Fuente: Martínez-Viloria *et al.*, 2011; Hernández, 1997, citado en Invemar *et al.*, 2006,

- ***Mithrax spinosissimus* (cangreja)**

Durante el monitoreo pesquero llevado a cabo en el sector del Rosario en el período 2007-2010, la CPUE (kg/faena) de esta especie varió entre 0,25 y 1,25 kg/faena. Debido a que no se ha estimado la TMM de esta especie, no ha sido posible utilizar el indicador de TMC vs. TMM (Martínez-Viloria *et al.*, 2011), lo cual no permite evaluar el nivel de explotación de esta especie.

Tabla 1-23. CPUE de *Mithrax spinosissimus* en los archipiélagos de Nuestra Señora del Rosario y de San Bernardo.

Sector	Indicador	Período	Descripción
Archipiélago de Nuestra Señora del Rosario	CPUE (kg/faena)	2007-2010	Buceo mixto ~ 0,25 - 1,25

Fuente: Martínez-Viloria *et al.*, 2011.

- ***Panulirus argus* (langosta)**

Al observar las longitudes de los ejemplares de *P. argus* desembarcados entre noviembre de 2007 y diciembre de 2010, se observa un alto riesgo de sobreexplotación, teniendo en cuenta la alta proporción de individuos con longitudes por debajo de la talla media de madurez sexual (TMM) estimada para esta especie (21 cm) (Martínez-Viloria *et al.*, 2011) (Tabla 24). Durante el período evaluado por estos autores, la proporción de individuos capturados por debajo de la TMM en el Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo (PNNCRSB), osciló entre 66,2 y 92 %.

Tabla 1-24. Indicadores del nivel de explotación de *Panulirus argus* en los archipiélagos de Nuestra Señora del Rosario y de San Bernardo.

Sector	Indicador	Período	Descripción
Archipiélago de Nuestra Señora del Rosario	CPUE (kg/faena)	2007-2010	Buceo mixto ~ 1,2 - 1,4
Archipiélago de San Bernardo	CPUE (kg/faena)	2007-2010	Buceo mixto ~ 0,75 - 1,0
Archipiélagos de Nuestra Señora del Rosario y de San Bernardo	Talla Media de Captura (TMC)	2007-2010	2007: 92 % juveniles (n= 976) 2008: 66,2 % juveniles (n= 5476) 2009: 71 % juveniles (n= 2976) 2010: 79,2 % juveniles (n= 2596)
Archipiélago de San Bernardo	TMC vs. TMM	2007-2010	2007: TMC < TMM 2008: TMC = TMM 2009: TMC ≤ TMM 2010: TMC < TMM
Archipiélago de Nuestra Señora del Rosario	TMC vs. TMM	2007-2010	2007: TMC = TMM 2008: TMC < TMM 2009: TMC > TMM 2010: TMC = TMM

Fuente: Martínez-Viloria *et al.*, 2011.

- ***Ocyurus chrysurus* (saltona)**

Durante el monitoreo realizado por Parques Nacionales Naturales de Colombia (Martínez-Viloria, 2011), se observó una disminución gradual de los valores CPUE de *O. chrysurus* para el sector del archipiélago de San Bernardo (Tabla 25), lo cual refleja que la abundancia de este recurso está disminuyendo, como consecuencia de la presión pesquera. Este nivel de explotación se explica en parte, por el hecho de que se está capturando una alta proporción de ejemplares a una talla inferior que la talla media de madurez (TMM); entre el 78,8 y el 99 %, para el período evaluado (2007-2010). Lo anterior se corrobora al observar el comportamiento del indicador TMC vs. TMM (Tabla 25).

Tabla 1-25. Indicadores del nivel de explotación de *Ocyurus chrysurus* en los archipiélagos de Nuestra Señora del Rosario y de San Bernardo.

Sector	Indicador	Período	Descripción
Archipiélago de San Bernardo	CPUE (kg/faena)	2007-2010	Línea de mano 2007: ~3,4 2008: ~2,8 2009: ~ 2,85 2010: ~2,0
Archipiélagos de Nuestra Señora del Rosario y de San Bernardo	Talla Media de Captura (TMC)	2007-2010	2007: 99 % juveniles (n= 446) 2008: 79,5 % juveniles (n= 1672) 2009: 78,8 % juveniles (n= 2332) 2010: 84,2 % juveniles (n= 1057)
Archipiélago de San Bernardo	TMC vs. TMM	2007-2010	2007: TMC <TMM 2008: TMC< TMM 2009: TMC < TMM 2010: TMC ≤TMM
Archipiélago de Nuestra Señora del Rosario	TMC vs. TMM	2007-2010	2007: TMC < TMM 2008: TMC <TMM 2009: TMC < TMM 2010: TMC < TMM

Fuente: Martínez-Viloria *et al.*, 2011.

A partir del análisis de algunos aspectos biológico-pesqueros de ejemplares de *O. chrysurus* capturados en el archipiélago de San Bernardo, entre octubre de 2008 y septiembre de 2009, Jaimes (2011) encontró que más del 50 % de los ejemplares se capturaron por debajo de la Longitud mínima de madurez (Lmm) y una proporción mínima de megadesovadores, razón por lo cual concluye que en esta área se está afectando la renovación natural de esta población, lo cual concuerda con lo expuesto por Martínez-Viloria *et al.* (2011).

- ***Lutjanus synagris* (pargo rayado)**

Entre 2007 y 2010 la CPUE osciló entre 2,0 y 2,5 kg/faena (Tabla 26). A pesar de que no existan series históricas de este indicador, es probable que la captura por faena de esta especie haya disminuido en el tiempo, teniendo en cuenta que los valores para el período evaluado son bajos.

Al analizar la composición por tallas de los ejemplares de *L. synagris* desembarcados en el PNNCRSB entre noviembre de 2007 y diciembre de 2010 (Martínez-Viloria *et al.*, 2011), se evidencia el alto riesgo de sobreexplotación de esta especie. Lo anterior se sustenta en el hecho de que más del 60 % de los ejemplares presentaron longitudes por debajo de la talla media de madurez sexual (24,6 cm) (Tabla 26).

A partir del estudio de algunos aspectos biológico–pesqueros de las principales especies ícticas capturadas en el sector de San Bernardo, durante el período 2008 y 2009, Jaimes (2011) plantea que las malas condiciones de las poblaciones de peces arrecifales comercialmente importantes en el área de San Bernardo es evidente; y que las señales más alarmantes se presentan en *L. synagris*, teniendo en cuenta el alto porcentaje de juveniles en las capturas, la disminución en la composición por tallas, la longitud media de madurez y la eventual aparición de ejemplares megadesovadores. Menciona además que según los pescadores del sector, la abundancia de individuos y las agregaciones para el desove de esta especie han descendido. Concluye que a corto plazo se podría originar un colapso de esta población.

Tabla 1-26. Indicadores del nivel de explotación de *Lutjanus synagris* en los archipiélagos de Nuestra Señora del Rosario y de San Bernardo.

Sector	Indicador	Período	Descripción
Archipiélago de San Bernardo	CPUE (kg/faena)	2007-2010	Línea de mano 2007: ~2,5 2008: ~2,1 2009: ~ 2,6 2010: ~ 2,0
Archipiélagos de Nuestra Señora del Rosario y de San Bernardo	Talla Media de Captura (TMC)	2007-2010	2007: 98 % juveniles (n= 296) 2008: 78,5 % juveniles (n= 1931) 2009: 63,8 % juveniles (n= 5029) 2010: 69,6 % juveniles (n= 2557)
Archipiélago de San Bernardo	TMC vs. TMM	2007-2010	2007: TMC <TMM 2008: TMC< TMM 2009: TMC= TMM 2010: TMC =TMM
Archipiélago de Nuestra Señora del Rosario	TMC vs. TMM	2007-2010	2007: TMC > TMM 2008: TMC ≤TMM 2009: TMC <TMM 2010: TMC > TMM

Fuente: Martínez-Viloria *et al.*, 2011.

1.11 SERVICIOS ECOSISTÉMICOS

Los ecosistemas interactúan dinámicamente con las poblaciones humanas: por un lado, las acciones humanas actúan impulsando transformaciones en los ecosistemas y, por otro, las modificaciones en los ecosistemas provocan cambios en los distintos componentes del bienestar humano. Las interacciones entre ecosistemas y grupos humanos están mediadas directamente por las funciones y servicios de los ecosistemas (*Millennium Ecosystem Assessment*, 2005).

El concepto de servicios ecosistémicos genera un vínculo explícito entre la sociedad y el funcionamiento de los ecosistemas, esta relación puede ser directa o indirecta y los seres humanos pueden o no estar conscientes de su existencia (Boyd & Banzhaf, 2007). De acuerdo a *Millennium Ecosystem Assessment* (2005), los servicios ecosistémicos se definen como como aquellos beneficios que los seres humanos obtienen de los ecosistemas y se clasifican en 4 categorías:

Servicios de provisión: bienes y productos que se obtienen de los ecosistemas y que son consumidos. De acuerdo con Vilarity *et al.* (2011) son servicios fundamentales para el desarrollo humano; por tal motivo son los beneficios más evidentes y se refieren a los productos y soporte tangible que se obtiene de manera directa de los ecosistemas.

Servicios de regulación: beneficios resultantes de la regulación de los procesos ecosistémicos. De acuerdo con Vilarity *et al.* (2011) son aquellos servicios cuyos beneficios se obtienen de los procesos biofísicos de los ecosistemas. La clasificación utilizada también depende del uso o su origen.

Servicios culturales: beneficios no materiales obtenidos de los ecosistemas. De acuerdo con Vilarity *et al.* (2011) estos servicios están íntimamente asociados tanto a los rasgos culturales, morales y éticos de los grupos humanos que interactúan con el sistema, como al desarrollo socio-cultural de cada persona.

Servicios de soporte: necesarios para la provisión de los demás servicios ecosistémicos.

Tabla 1-27. Servicios ecosistémicos que proveen los ecosistemas de los archipiélagos de Nuestra Señora del Rosario y de San Bernardo.

Categoría del servicio	Tipo de servicio	Ecosistema
Provisión	Alimento	Ac, Pm; Bs-T, Lc, Lr, P
	Recursos ornamentales	Ac, Pm, Bs-T-M
	Producción de leña, madera y carbón	M, Bs-T
	Extracción de pigmentos de los taninos	M
	Áreas de anidación de tortugas	P
Regulación	Prevención de la erosión	Ac, ¹⁵ Pm, ¹⁶ M, Lc, Lr
	Moderación de eventos extremos	Ac, Lr
	Promueve el crecimiento de praderas de pastos marinos y manglares	Ac
	Control del flujo de CO ₂ /Ca	Ac
	Asimilación de desechos	Ac
	Fijación de nitrógeno	Ac
	Control de inundaciones	Lc
	Regulación climática (incluido el almacenamiento de carbono)	M; Bs-T
	Filtro biológico de sustancias contaminantes	M
	Acumulación de sedimentos	M-Lc
	Contribución en la recirculación de nutrientes	Pm, Lc
Regulación hidrológica	Lc	
Hábitat/soporte	Mantenimiento de los ciclos de vida (ej. especies migratorias, hábitats de crianza)	Ac, Pm, M, Lc, P ¹⁷
	Hábitat de fauna y flora	Ac, Pm, M, Bs-T, Lc, P, Lr
	Mantenimiento de la diversidad genética	Ac, Lc
	Suministro de sustrato para la fijación de epífitos	Pm
	Áreas de alimentación y anidamiento para las aves marinas y migratorias	Lc-M
Cultural	Recreación y turismo	Ac, Pm, M, Lc, P
	Provee ingresos a las comunidades	Ac, M
	Soporta valores culturales	Ac

Fuente: Moberg & Folke, 1999; Buddemeier *et al.*, 2004 en Invemar, 2008; Dawes, 1986; Mendoza *et al.*, 2011; Gómez-López, 2011; Young y Young, 1982; Ordosgoitia & Zarza-González, 2011; Björk *et al.*, 2008; Bezaury, 2010, citado en March *et al.*, 2011; Miththapala, 2008; Díaz-Pulido, 1997; Osorno-Arango, 2007

¹⁵ Protección de la línea de costa.

¹⁶ Estabilización de sedimentos.

¹⁷ Participan además en la dinámica trófica del medio marino y costero.

Ac: arrecifes coralinos; Pm: pastos marinos; M: manglar; Bs-T: bosque seco tropical; Lc: lagunas costeras, P: playas; Lr: litoral rocoso

Los ecosistemas de los archipiélagos de Nuestra Señora del Rosario y de San Bernardo proporcionan un conjunto de servicios ecosistémicos que son fundamentales para garantizar el bienestar de las poblaciones residentes y flotantes y para el mismo funcionamiento de los ecosistemas, sin embargo la provisión de estos servicios ecosistémicos depende en cierto grado de la diversidad y el estado en que se encuentren dichos ecosistemas (en el capítulo de ecosistemas del presente documento se hace referencia a las presiones que tiene cada uno de los ecosistemas en la zona de estudio) .

En la Tabla 1-27 se identifican los diferentes servicios ecosistémicos que prestan los ecosistemas de manglar, bosque seco tropical, manglar, lagunas costeras, pastos marinos y playas que están presentes en los archipiélagos de Nuestra Señora del Rosario y de San Bernardo. Dependiendo del tipo de servicio se clasifica en cada una de las categorías mencionadas anteriormente.

En los archipiélagos los servicios ecosistémicos que son transversales a todos los ecosistemas son los de hábitat de flora y fauna, alimento, mantenimiento de los ciclos de vida y prevención de la erosión. Los ecosistemas de los archipiélagos están íntimamente relacionados entre sí, en especial los arrecifes coralinos, los pastos marinos y los manglares, de ahí que la dinámica entre ellos sea muy estrecha. La recirculación de nutrientes y materia orgánica y la exportación de energía entre los ecosistemas es clave para mantener los procesos ecosistémicos, así como el hecho de que muchos de ellos sirven de hábitat permanente y transitorio de organismos en sus diferentes etapas de desarrollo.

BIBLIOGRAFÍA

- Acero, A. & Garzón, J. (1985). Peces de las Islas del Rosario y San Bernardo (Colombia). I. Características del área y lista de especies. *Actualidades Biológicas*, 14 (54), 137-148.
- Achituv, Y. & Dubinsky, Z. (1990). Evolution and zoogeography of coral reefs. p. 1-8. En: Dubinsky, Z. (Ed). *Coral reefs: Ecosystems of the world*. Vol. 25. Elsevier Science B.V. Amsterdam.
- Agudelo, C. (2000). *Estructura de los bosques de manglar del departamento del Bolívar y su relación con algunos parámetros abióticos*. Tesis de grado Biología marina. Universidad Jorge Tadeo Lozano.
- Aguilera, M.; Bernal, C. & Quintero, P. (2006). *Turismo y desarrollo en el Caribe colombiano*. Documentos de trabajo de economía regional número 79. Centro de estudios económicos regionales. Cartagena, Colombia.
- Aide, T. M.; Zimmerman J. K.; Pascarella, J. B; Rivera, L. & Marcano-Vega, H. (2000). Forest Regeneration in a Chronosequence of Tropical Abandoned Pastures: Implications for Restoration Ecology. *Restoration Ecology*, 8(4), 328-338.
- Alcaldía Mayor de Cartagena de Indias. (2001). Plan de Ordenamiento Territorial del Distrito Turístico y Cultural de Cartagena de Indias.
- Alonso D.; Sierra-Correa, P.; Arias-Isaza, F. & Fontalvo, M. (2003). *Conceptos y Guía Metodológica para el Manejo Integrado de Zonas Costeras en Colombia, manual 1: preparación, caracterización y diagnóstico*. Serie de Documentos Generales de Invemar N° 12.
- Alongi, D. (1989). Ecology of tropical soft-bottom benthos: a review with emphasis on emerging concepts. *Rev. Biol. Trop.*, 37(1), 85-100.
- Alvarado, E. M. & Corchuelo, M. C. (1992). Los nutrientes, la temperatura y la salinidad provenientes del canal del Dique como factores de deterioro en el Parque Nacional Natural Corales del Rosario (Cartagena, Colombia). *Congreso Centroamericano y del Caribe de Ciencias del Mar. VIII Seminario de Ciencias y Tecnologías del Mar*. Memorias. Comisión Colombiana del Océano. p. 277-288.
- Alvarado, E.M.; Pizarro, V.; Carillo, V. & González, C. (2010). Estado de conservación y patrones demográficos de especies de coral amenazadas de las especies Acroporidae, Mussidae y Faviidae en el Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo (Colombia). Determinación de la estructura de tallas de las poblaciones y estado actual. *Resultados de Investigación*. Vol 3(8).
- Alvarado, E. M.; Pizarro, V. & Sarmiento-Segura, A. (2011). Formaciones arrecifales. En: Zarza, E. (ed), *El entorno ambiental del Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo (PNNCRSB)*. Primera edición: Colombia: Parques Nacionales Naturales de Colombia. 109-123.
- Álvarez-León, R. & Polanía, J. (1996). Los manglares del Caribe colombiano: síntesis de su conocimiento. *Revista académica colombiana de ciencias*, 20(78), 447-464.
- Álvarez-León, R. (2003). Los manglares de Colombia y la recuperación de sus áreas degradadas: revisión bibliográfica y nuevas experiencias. *Madera y Bosques*, 9(1), 3-25.
- Alviar, M. A. (2012). *Éxito reproductivo in situ e in vitro, de las especies de coral Montastraea annularis y M. faveolata, en Isla Grande, Parque Nacional Natural Los Corales del Rosario y de San Bernardo, Colombia*. Tesis de grado Biología marina. Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. Bogotá.
- Amézquita. (1961). *Régimen legal de tierras en Colombia*. Bogotá: Editorial Temis.
- Andrade, C. A. (2001). Las corrientes superficiales en la cuenca de Colombia observadas con boyas de deriva. *Rev. Acad. Colomb. Cienc.*, 25(96), 321-335.
- Atienza, M. (1999). *Tras la Justicia*. Barcelona, España.
- Ardila, N; Navas, G. R. & Reyes, J. (Eds.). (2002). *Libro rojo de invertebrados marinos de Colombia*. Serie Libros Rojos de Especies Amenazadas de Colombia. Invemar, Ministerio de Medio Ambiente, Bogotá.
- Ballesteros, F. (2005). *Caracterización de la distribución espacial de Strombus gigas Linnaeus 1758 (Mollusca: Mesogastropoda: Strombidae) y evaluación de factores ambientales y pesqueros determinantes en el archipiélago de San Bernardo, Caribe colombiano*. Tesis de grado Biología marina. Universidad Jorge Tadeo Lozano, Colombia.
- Barriga, E.; Camacho, J.; Jaramillo, I.; Mora, L.; Pinto, P. & Ruiz, P. (1985). *La Isla de San Andrés. Contribuciones al conocimiento de su ecología, flora, fauna y pesca*. Universidad Nacional de Colombia.

- Batista-Morales, A. M. & Díaz-Sánchez, C. M. (2011). Litoral rocoso. En: Zarza, E. (Ed), *El entorno ambiental del Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo (PNNCRSB)*. Primera edición: Colombia: Parques Nacionales Naturales de Colombia. pp. 136-147.
- Bayona, V. (2010). Componente del sistema de gestión ambiental SIGAM: Aproximación a la Valoración Económica Ambiental de las Islas del Rosario, Islas de San Bernardo e Isla Fuerte. En: Niño, L. (Ed), *Ambiente y desarrollo en el Caribe colombiano*. Universidad Jorge Tadeo Lozano.
- Beard, J. S. (1978). The Physiognomic approach. En: Whittaker R.H. (Ed), *Classification of plant communities*. Boston: Editorial: Publishers the Hague.
- Becerra, J.; Garay, J. A.; Mendoza, A.; Pedraza R. & Vélez, M. T. (1998). *Propuesta metodológica para el diagnóstico ambiental de áreas insulares como base para su ordenamiento territorial. Estudio de caso: Archipiélago Isla del Rosario*. Pontificia Universidad Javeriana, Cartagena de Indias.
- Bejarano-Chavarro, S., Manrique-Rodríguez, N., & Garzón-Ferreira, J. (2005). Recent partial mortality and other health conditions of the sea fans *Gorgonia ventalina* Linnaeus 1758 in the Santa Marta area, Colombian Caribbean, 15 years after a mass mortality event. In *Proc. 10th Int. Coral Reef Symp. Japón* (pp. 982-988).
- Benítez, D. (2007). *Forestación artificial con mangles en Isletas de dragados en una región semiárida de México*. Tesis de Doctorado en Ciencias Marinas, Instituto Politécnico Nacional, La Paz.
- Betancourt-Portela, J. M.; Espinosa, L. F.; Narváez, S.; Vivas-Aguas, J. & Parra, J. P. (2011). Calidad de aguas. En: Zarza, E. (Ed), *El entorno ambiental del Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo (PNNCRSB)*. Primera edición: Colombia: Parques Nacionales Naturales de Colombia. pp 67-77.
- Bohórquez, C. & Prada. C. (1986). *Siembra y trasplante de Rhizophora mangle, L 1773 y tipología del manglar del Parque Nacional Corales del Rosario*. Tesis de grado Biología marina. Universidad Jorge Tadeo Lozano.
- Boyd, J. & Banzhaf, S. (2007). What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological Economics*, 63(2), 616-626.
- Byrne, R. (1972). Man and the variable vulnerability of island life: A study of recent vegetation change in Bahamas. Recuperado de: <http://dpls.dacc.wisc.edu/bahama/index.html>.
- Calderón, E. (1983). Hallazgo de *Pelliciera rhizophorae* Triana y Planchon (Theaceae) en la costa del Atlántico, con observaciones taxonómicas y biogeográficas preliminares. Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. *Boletín Museo del Mar*, 11, 100-111.
- Cañón, E. & Rodríguez. H. (1994). *Ensayos de repoblamiento con Rhizophora mangle en Isla Arena, Parque Nacional Natural Corales del Rosario, Caribe Colombiano*. Tesis de grado biología marina. Universidad Jorge Tadeo Lozano. Cartagena.
- Cardique-Corporación Autónoma Regional del Canal del Dique, UJTL-Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano Seccional Caribe. (2010). *Sistema de Gestión ambiental – SIGAM Archipiélago Islas del Rosario, San Bernardo e Isla Fuerte*. Cartagena, Colombia.
- Casas, O. (2002). *Estado de los manglares en Colombia año 2000. Informe del Estado de los Ambientes Marinos y Costeros en Colombia: Año 2000*. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras Inveemar. Santa Marta. 48-68.
- Casas, A. C. & Martínez, L. A. (2011). *Diagnóstico sobre la erosión de la línea de costa (1954-2007) en las islas Grande, Tesoro y Rosario, Archipiélago de Nuestra Señora del Rosario – Caribe colombiano*. Tesis de posgrado. Universidad Jorge Tadeo Lozano.
- Casini, M.; Hjelm, J.; Molinero, J. C.; Lovgren, J.; Cardinale, M.; Bertolino, V.; Belgrano, A. & Kornilovs, Y. G. (2009). Trophic cascades promote threshold-like shifts in pelagic marine ecosystems. *Proc. Natl. Acad. Sci.*, 106, 197-202.
- Castillo, P. A. (2002). *Caracterización estructural y evaluación del estado ambiental de las praderas de pastos marinos del Caribe colombiano*. Trabajo de grado Biología marina. Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. Santa Marta.
- Castro, E.; Prada, M.; Caldas, J. & Puentes, V. (2012). *Manejo Pesquero y Conservación del Caracol Pala (Strombus gigas) en Colombia*. Reporte Caracol Colombia OCT.
- Castro, F. (2009). *Composición y abundancia de especies ícticas comerciales y en estado de amenaza presentes en el Parque Nacional Natural Corales del Rosario, Caribe colombiano*. Trabajo de grado biología marina. Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano.
- CEDEC. (2013). Informe económico de los municipios de la jurisdicción de la Cámara de Comercio de Cartagena.
- Cendales, M.; Zea, S. & Díaz, J. (2002). Geomorfología y unidades ecológicas del complejo de arrecifes de Islas del Rosario e Isla Barú (Mar Caribe, Colombia). *Rev. Acad. Colomb. Cienc.*, 26(101), 497-510.
- Chapman, V. (1970). Mangrove phytosociology. *Tropical Ecology*, 11, 1-9.
- Chávez, A.; Fiorenzano, M.; Pantaleón, A.; Rodríguez, D.; Franco, A. & López. M. (2005). Aves de un manglar en el PNN Tayrona, Caribe colombiano. *Boletín SAO*, 15, 3-12.

- Cifuentes, W. (1980). *Contribución al conocimiento de la estructura, fauna y flora del ecosistema de manglares en la bahía de Cartagena*. Tesis de grado biología marina. Universidad Jorge Tadeo Lozano, Bogotá.
- Cintrón, G. & Schaeffer-Novelli, Y. (1983). *Introducción a la ecología del manglar*. Unesco/ROSTLAC. Montevideo.
- CIOH-Cardique. (1998). *Caracterización y diagnóstico integral de la zona costera comprendida entre Galerazamba y Bahía Barbacoas*. Tomo II.
- Conabio-Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. (2008). *Manglares de México*.
- Conafor-Comisión Nacional Forestal. (2009). *La reforestación de los manglares en la costa de Oaxaca*. Manual comunitario. Semarnat, México.
- Coral, A. & Caicedo, A. (1983). *Descripción de la formación arrecifal de Isla Grande (Islas del Rosario) con anotaciones ecológicas*. Tesis de grado biología marina. Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. Cartagena.
- Corpes-Consejo Regional de Planificación de la Costa Atlántica (Ed.). (1992). *El Caribe colombiano realidad ambiental y desarrollo*. Santafé de Bogotá.
- Cortés, D. (2010). *Flora y vegetación asociada a un gradiente de salinidad en el sector de Bahía Cispatá (Córdoba-Colombia)*. Tesis de grado Biología. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá.
- Cortes-Useche, C. & Mendoza-Aldana, J. (2012). Estructura de la comunidad macrobentónica en cuatro playas arenosas del Parque Nacional Corales del Rosario y San Bernardo (Caribe colombiano) sometidas a diferentes niveles de uso. *Rev. Intrópica*, 7, 121-127.
- CRCCB. (2010). *Plan Regional De Competitividad Cartagena Y Bolívar 2008-2032*. Comisión regional de competitividad Cartagena y Bolívar 2008-2032.
- Cury, P. M.; Shannon, L. J. & Shin, Y. J. (2001). The functioning of marine ecosystems. Conference document. Reykjavik Conference on Responsible Fisheries in the Marine Ecosystem, FAO. Recuperado de: <http://www.fao.org/fi/document/reykjavik/default.htm>. 25/08/2010.
- Davis, D. & Tisdell, C. (1995). Recreational scuba-diving and carrying capacity in marine protected areas. *Ocean & Coastal Management*, 26(1), 19-40
- Dawes, C. (1986). *Botánica marina*. México: Editorial Limusa.
- De León, R. & Herazo, H. (2009). Imaginarios sobre familia y pobreza de niños, niñas y jóvenes residentes en Orika. Islas del Rosario Cartagena de Indias. *Revista Palobra*, 10(10), 73-88.
- Devia, C. A.; Moncaleano, A. M. & Niño, L. M. (2014). *Flora del bosque seco de los Archipiélagos Islas del Rosario y San Bernardo*. Incoder. Universidad Jorge Tadeo Lozano. Cartagena, Colombia.
- Díaz, J. M.; Díaz-Pulido, G.; Garzón-Ferreira, J.; Geister, J.; Sánchez, J. A. & Zea, S. (1996). *Atlas de los arrecifes coralinos del Caribe colombiano, I Complejos arrecifales oceánicos*. Invemar. Serie de publicaciones especiales N° 2, Santa Marta.
- Díaz, J. M.; Barrios, L. M.; Cendales, M. H.; Garzón-Ferreira, J.; Geister, J.; López-Victoria, M. (...) & Zea, S. (2000). *Áreas coralinas de Colombia*. Invemar, Serie Publicaciones Especiales N° 5, Santa Marta.
- Díaz, J. M.; Barrios, L. M. & Gómez-López, D. I. (Eds.). (2003). *Las Praderas de pastos marinos en Colombia: Estructura y distribución de un ecosistema estratégico*. Invemar, Serie Publicaciones Especiales N° 10, Santa Marta.
- Díaz-Pulido, G. (1997). *Informe nacional sobre el estado de la biodiversidad en Colombia, Ecosistemas Marinos y Costeros*. Programa de Biodiversidad y Ecosistemas Marinos Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras - Invemar. Santa Marta.
- DNP-Departamento Nacional de Planeación. (2008). Elementos básicos para el manejo integrado de zonas costeras.
- Donoso, J. (1927). Álbum de Cartagena de Indias 20 de enero de 1533 al 20 de enero de 1933. Imprenta Girard. París 1927. Recuperado de: <http://www.docuemntaciones.idean.gov.co>
- Dugand, A. (1940). Estudios geobotánicos colombianos. Descripción de una sinecia típica en la subxerofitia del litoral Caribe. *Rev. Acad. Colomb. Cienc. Exactas, Físicas y Naturales*, 4, (14).
- Duque, F. & Gómez, C. (1983). *El archipiélago de San Bernardo y su fauna íctica*. Trabajo de grado Biología marina. Universidad Jorge Tadeo Lozano.
- Durán, C. A. (2004). Isla Grande: Colonización y descolonización del régimen de representación sobre el territorio y la población de la isla. Recuperado de: <http://elcentro.uniandes.edu.co/cr/antropología/caduran/islagrande.doc>
- Durán, C. (2006). *Recuperando lo nuestro*. Informe final. Consejo comunitario Islas del Rosario. Cartagena. Sin publicar.
- Durán, C. (2007). *Es nuestra isla para dos*. Universidad de los Andes-CESO. Colombia.
- EEM (2003). *Ecosistemas y bienestar humano: marco para la Evaluación*. Recuperado de: <http://www.maweb.org/documents/document.3.aspx.pdf> [Acceso: 19 de abril de 2011.]
- Ellison, A. (2000). Mangrove restoration: do we know enough? *Restoration Ecology*, 8, 219-229.
- Elvás, M. (2008). Naturaleza, alimentación y medicina en Cartagena de Indias en el siglo XVI. Memorias. *Revista digital de Historia y Arqueología desde el Caribe*, 14 (8), 1-21.
- FAO. (2005). *Evaluación de los recursos forestales mundiales 2005*. Estudio temático sobre manglares. Colombia. 14 p.

- Field, C. (1999). *La restauración de ecosistemas de manglar*. Sociedad Internacional para Ecosistemas de Manglar. Japón.
- Flórez, A. & Etter, A. (2003). Caracterización ecológica de las islas Múcura y Tintipán, archipiélago de San Bernardo, Colombia. *Rev. Acad. Colom. Cienc.*, 27 (104), 343-356.
- Flores, F.; Agraz, C. & Benítez, D. (2006). *Creación y restauración de ecosistemas de manglar: principios básicos*. Capítulo de libro. Instituto de Ecología A.C. División de Ecología. Xalapar, Veracruz, 1093 -1110.
- Ford, K. H. (1995). A Description of the ecology of north Andros Island. Bahamas. Recuperado de: <http://209.237.111.62/kyecology.html>.
- Fundacion Surtigás. (2009). *Reporte de la situación socioeconómica de las Islas del Rosario*. Recuperado de: <http://www.fundacionsurtigas.org/fundacion-surtigas/publicaciones>
- Fundación Surtigás. (2011). *Ocurrió así en el archipiélago*. Sistematización de experiencias en la Islas del Rosario. Cartagena, Colombia.
- Galvis, I. & Molina, B. (2006). *Sobrevivencia, crecimiento, salud y reclutamiento de *Acropora palmata* (Lamarck, 1816) y *Acropora cervicornis* (Lamarck, 1816) en el Parque Nacional Natural Tayrona (PNNT) y en el Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo (PNNCRSB)*. Tesis de grado Biología marina. Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. Santa Marta.
- Garavito, N. (1977). *Islas del Rosario*. Monografía. Instituto Geográfico Agustín Codazzi. Bogotá D.C.
- García Serrano, F. (2013). Geografía de la exclusión y negación ciudadana: el pueblo afrodescendiente de la ciudad de Guayaquil, Ecuador. Recuperado de: http://biblioteca.clacso.edu.ar/gsd/collect/clacso/index/assoc/D8640.dir/Fernando_Serrano.pdf
- García-Valencia, C. & Rueda, M. (2005) *El caracol pala de los archipiélagos Nuestra Señora del Rosario y San Bernardo*. Documento técnico de divulgación, Invemar-Colciencias.
- Gil-Torres, W.; Fonseca, G.; Restrepo, J.; Figueroa, P.; Gutiérrez, L.; Gómez, G.; (...) & Segura, C. (2009). *Ordenamiento ambiental de los manglares de la alta, media y baja Guajira*. Sabaneta, Colombia.
- González, F.; Díaz J. N. & Lowy, P. (1995). *Flora ilustrada de San Andrés y Providencia*. Convenio Sena-Universidad Nacional de Colombia, Instituto de Ciencias Naturales.
- González, D.; Buitrago, C. & Zamora, A. (1992). Productividad, descomposición y pastoreo de las hojas de *Rhizophora mangle* en la laguna costera de Cocoliso, Isla Grande, Parque Nacional Natural Corales de Rosario. *VIII Sem. Nal. de Tecno. y Cienc. del Mar*. Santa Marta.
- González, D. & Rivas, B. (1993). *Trasplante de plántulas del medio natural y siembra de acodos de *Rhizophora mangle* en tres zonas del archipiélago de Nuestra Señora del Rosario, Caribe colombiano*. Tesis de grado Biología marina, Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Cartagena.
- González, R.M. (2011). *Efecto del fenómeno El Niño de 1997 sobre algunas de las variables reproductivas de la especie *Montastraea annularis* (Scleractinia: Faviidae) en Islas del Rosario, Caribe colombiano*. Tesis de grado biología Marina. Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. Bogotá.
- González, Z. C. (2009). *Estructura de tallas y estado de salud de dos poblaciones de coral amenazado *Montastraea annularis* en el Área Marina Protegida Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo, Caribe colombiano*. Tesis de grado Biología marina. Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. Bogotá.
- Gómez-Campo, K.; López-Londoño, T.; Gil-Agudelo, D. L.; Raúl Navas-Camacho, R.; Rojas, J. A. & Garzón-Ferreira, J. (2011). Blanqueamiento coralino: amenaza para el futuro de los arrecifes de coral de los archipiélagos Nuestra Señora del Rosario y San Bernardo. En: Zarza, E. (Ed), *El entorno ambiental del Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo (PNNCRSB)*. Primera edición: Colombia: Parques Nacionales Naturales de Colombia. pp. 319 -328.
- Gracia, A.; Medellín-Mora, J.; Gil-Agudelo, D. L. & Puentes, V. (Eds). (2011). *Guía de las especies introducidas marinas y costeras de Colombia*. Invemar, Serie de Publicaciones Especiales N° 23. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. Bogotá, Colombia.
- Gómez-Giraldo, A.; Osorio, A. F.; Toro, F. M.; Osorio, J. D.; Álvarez, O. A. & Arrieta, A. (2009). Patrón de circulación en bahía Barbacoas y su influencia sobre el transporte de sedimento hacia las islas del Rosario. *Avances en Recursos hidráulicos*, (20), 21-40.
- Gómez-López D. I. (2001). Praderas de pastos marinos. En: Zarza, E. (Ed), *El entorno ambiental del Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo (PNNCRSB)*. Primera edición: Colombia: Parques Nacionales Naturales de Colombia. pp. 124-135.
- Gutiérrez-Moreno, C.; Milena Marrugo, M.; Lozano-Rivera, Sierra, P. C. & Andrade, C. (2011). Clima marino. En: Zarza, E. (ed), *El entorno ambiental del Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo (PNNCRSB)*. Primera edición: Colombia: Parques Nacionales Naturales de Colombia. pp. 39-47.

- Heckadon, S. 1970. "El Islote". *Estudio sobre el sistema económico de una comunidad de pescadores Islas de San Bernardo*. Tesis de grado. Facultad de Artes y Ciencias Departamento de Antropología. Universidad de los Andes Bogotá.
- Henao-Castro, A. (2013). *Efectos de los aportes del canal del Dique sobre el reclutamiento de especies de coral en los arrecifes del archipiélago Nuestra Señora del Rosario, Área Marina Protegida*. Tesis de posgrado Ciencias Marinas. Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. Bogotá.
- Hernández, C. J. & Sánchez, H. (1992). Biomas terrestres de Colombia. En: Halffter, G. *La diversidad biológica de Iberoamérica*. Vol. I. Acta Zoológica Mexicana, Nueva Serie, Volumen Especial. pp. 153-173.
- Holdridge, L. R. (1978). *Ecología basada en zonas de vida*. Centro Interamericano de Documentación e Información Agrícola, IICA. San José de Costa Rica, Costa Rica.
- IAVH-Instituto Alexander Von Humboldt. (1998). *El Bosque Seco Tropical (Bs-T) en Colombia*. Programa de Inventario de la Biodiversidad. Grupo de Exploraciones y Monitoreo Ambiental Gema, Villa de Leyva.
- IAVH-Ideam-IIAP-Invenmar-Sinchi. (2011). *Informe del Estado del Medio Ambiente y de los Recursos Naturales Renovables 2010*. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales- Ideam. Bogotá D.C. Colombia.
- Idárraga-García, J. & Gómez-Velásquez, J. F. (2011). Contexto geológico. En: Zarza, E. (Ed), *El entorno ambiental del Parque Nacional Corales del Rosario y San Bernardo (PNNCRSB)*. Primera edición: Colombia: Parques Nacionales Naturales de Colombia. pp. 48-53
- Ideam-Igac-IAVH-Invenmar-Sinchi-IIAP. (2007). *Ecosistemas continentales, costeros y marinos de Colombia*. Bogotá, D.C.
- INAP. (2011). *Resultados del proyecto INAP*. Informe final.
- Incoder. (2012). *Informe caracterización*. Recuperado de: <http://www.scribd.com/doc/105693192/Informe-Caracterizacion> [Acceso: 31 de julio de 2013].
- Incoder. (2013). Documento interno de trabajo inventario de predios por la Subgerencia de Tierras Dirección Técnica de Procesos Agrarios.
- Invenmar. (1998). Caracterización ambiental preliminar del corredor marino y costero entre Urabá y Santa Marta. Informe Final para AMOCO Colombia Petroleum Company. Santa Marta.
- Invenmar. (2002). *Informe del estado de los ambientes marinos y costeros en Colombia: año 2001*. Invenmar, Santa Marta, Colombia
- Invenmar. (2003). *Informe del Estado de los Ambientes y Recursos Marinos y Costeros en Colombia: año 2002*. Serie de Publicaciones Periódicas N° 8. Santa Marta.
- Invenmar. (2004). *Estado de los estuarios y manglares en Colombia. Informe del estado de los ambientes marinos y costeros en Colombia*. Santa Marta.
- Invenmar. (2005). *Los ecosistemas del mar Caribe colombiano y de sus costas*. Encuentros Ambientales. Universidad del Norte, Barranquilla, agosto 11 de 2005.
- Invenmar. (2008). *Informe del estado de los ambientes marinos y costeros en Colombia: año 2008*.
- Invenmar. (2011). *Informe del estado de los ambientes y recursos marinos y costeros en Colombia: año 2010*. Serie de Publicaciones Periódicas N° 8. Santa Marta.
- Invenmar. (2011a). Análisis de las condiciones ambientales históricas del Área Marina Protegida Corales del Rosario, San Bernardo e Isla Fuerte y sus implicaciones en el mantenimiento de los arrecifes coralinos. Proyecto INAP- "Diseño e implementación de un programa de adaptación al cambio climático en las áreas insulares del Caribe continental colombiano".
- Invenmar. (2012). *Informe del estado de los ambientes y recursos marinos y costeros en Colombia: año 2011*. Serie de Publicaciones Periódicas N° 8. Santa Marta.
- Invenmar-CVS-Carsucre. (2001). *Formulación del plan de manejo integrado de la Unidad Ambiental Costera y Estuarina del río Sinú y golfo de Morrosquillo, Caribe colombiano*. Informe técnico. Santa Marta.
- Invenmar-UAESPNN-Cardique-EPA Cartagena. (2003). *Modelo de Desarrollo Sostenible para los archipiélagos del Rosario y San Bernardo*. Resolución 456-03. Informe Técnico. Santa Marta.
- Invenmar-UAESPNN-NOAA. (2005). *Establecimiento de un sistema de monitoreo socioeconómico para el Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo-Sector San Bernardo, Caribe colombiano, Santa Marta*.
- Invenmar-MADS. (2012). *Plan de Manejo del Área Marina Protegida de los archipiélagos de Rosario y San Bernardo AMP-ARSB (2013-2023)*. Rojas, X.; Ospino, L.; López, A.; Zamora, A. P.; Rocha, V. & Andrade, D. (Eds). Santa Marta.
- IRF-Island Resources Foundation. (1996). *Tourism and coastal resources degradation in the wider Caribbean*. St. Thomas, Virgin Islands. Recuperado de: www.irf.org/irtourdg.html.
- Janzen, D. (1988). *Tropical dry forests: The most endangered major tropical ecosystem*. Washington, D.C.: National Academy Press.
- Jameson, S. C.; Ammar, M. S.; Saadalla, E.; Mostafa, H. M. & Riegl, B. (1999). A coral damage index and its application to diving sites in the Egyptian Red Sea. *Coral Reefs*, 18, 333-339.

- Kathiresan, K. & Bingham, B. L. (2001). Biology of Mangroves and Mangrove Ecosystems. *Adv Mar Biol*, 40, 81-251.
- Kennard, D. K. (2002). Secondary forest succession in a tropical dry forest: patterns of development across a 50-year chronosequence in lowland Bolivia. *Journal of Tropical Ecology*, 18,53–66.
- Kinzie, R. A. (1973). The zonation of West Indian gorgonians. *Bull. Mar. Sci.*, 23, 93-155.
- Leiva, A. (2012). Apropiación del territorio y espacialidad en el Islote (Caribe colombiano). Geopolítica(s). *Revista de estudios sobre espacio y poder*, 3(2), 293-328.
- León, R. (2003). Los manglares de Colombia y la recuperación de sus áreas degradadas: revisión bibliográfica y nuevas experiencias. *Madera y Bosques*, 9(1), 3-25.
- López, T. (2007). *Abundancia, distribución y composición taxonómica de corales escleractinios juveniles en formaciones coralinas del archipiélago Islas del Rosario, Caribe colombiano*. Tesis de grado Biología marina. Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. Santa Marta.
- López-Angarita, J.; Moreno-Sánchez, R.; Alvarado, E.; Restrepo, M. P.; Maldonado, J. & Sánchez, J. A. (2011). Resiliencia socioecológica en el Parque Nacional Natural Corales del Rosario y De San Bernardo. En: Zarza, E. (Ed), *El entorno ambiental del Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo (PNNCRSB)*. Primera edición: Colombia: Parques Nacionales Naturales de Colombia. 364-376 pp.
- López-Victoria, M. & Díaz, J. M. (2010). Morfología y estructura de las formaciones coralinas del archipiélago de San Bernardo, Caribe colombiano. *Revista Academia Colombiana de Ciencias*, 24(91), 219-230.
- Ludwing, J. & Reynolds, J. (1988). *Statistical Ecology: A primer on methods and computing*. Wiley – Interscience publications, New York.
- Lugo, A. & Snedaker, S. (1974). The ecology of mangroves. *Annu Rev Ecol Syst.*, 5, 39-64.
- Machado, C. A. (2009). *Ensayos para la historia de una política de tierras en Colombia*. Universidad Nacional de Colombia. Facultad de Ciencias Económicas. Centro de Investigaciones para el Desarrollo, CID.
- MADR-MAVDT. (2010). *Criterios para diferenciar los recursos pesqueros de los recursos hidrobiológicos*. Propuesta presentada al Comité Ejecutivo para la Pesca – Cep. Sanabria, A. I. & Muñoz, S. E. (Eds.).
- Marín, A. (2012). *Abundancia, estructura de tallas y mortalidad parcial de las especies de coral Montastraea annularis, M. faveolata y Siderastrea siderea en Isla Grande (PNNCRSB), Cartagena, Colombia*. Tesis de grado Biología marina. Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. Bogotá.
- Márquez G. (1987). *Las islas de Providencia y Santa Catalina*. Ecología Regional. Fondo "E" de Colombia – Universidad Nacional de Colombia, Bogotá.
- Márquez, J. W. (2009). *Islas del Rosario, ¿propiedad privada o baldíos nacionales?* Fundación Tecnológica Antonio de Arévalo, convenio C.U.C. Facultad de Derecho. Cartagena.
- Márquez, J. W. (2013). El conflicto por la tierra en las islas del Rosario en Cartagena. Recuperado de: www.academia.edu.co.
- Martínez, J. & Flórez, N. (2010). *Nativos, tierras y sociedades en Barú. 1895-1905*. Tesis de grado. Facultad de Ciencias Humanas. Universidad de Cartagena.
- Martínez-Viloria, H. M.; Martínez-Whisgman, L. A.; Ameth Vargas-Pined; A. & Narváez-Barandica, J. C. (2011). Efectos de la pesca sobre los recursos hidrobiológicos del Parque Nacional Natural Corales del Rosario y de San Bernardo. En: Zarza, E. (Ed), *El entorno ambiental del Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo (PNNCRSB)*. Primera edición: Colombia: Parques Nacionales Naturales de Colombia. pp. 273-289.
- Matellanes, R. (2012). Kuala Lumpur: El "hotspot" más amenazado. Blog comunidad ism, [web log] Recuperado de: <http://www.comunidadism.es/blogs/> [Acceso: 16 de mayo de 2013].
- MAVDT- Ministerio de Ambiente Vivienda y Desarrollo Territorial. (2010). Resolución N° 383, "Por la cual se declaran las especies silvestres que se encuentran amenazadas en el territorio nacional y se toman otras determinaciones". 23 de febrero de 2010.
- Mejía; L. S. & Acero, A. (2002). *Libro rojo de peces marinos de Colombia*. Serie Libros Rojos de Especies Amenazadas de Colombia. Invemar, Ministerio de Medio Ambiente, Bogotá.
- Mejía Quiñones, L. M.; Molina Jiménez, M. P.; Sanjuan Muñoz, A.; Grijalba Bendeck, M.; Niño Martínez, L. M. (2014). *Bosque de manglar, un ecosistema que debemos cuidar*. Universidad Jorge Tadeo Lozano, Instituto Colombiano de Desarrollo Rural. Cartagena D. T.
- Melo, J. (1978). *La dominación española*. La Carreta, Bogotá, segunda edición, 1978.
- Mendoza, H. C. (1999). Estructura y riqueza florística del bosque seco tropical en la región Caribe y el valle del río Magdalena, Colombia. *Caldasia*, 21(1), 70-94.
- Mendoza-Aldana, J.; Montaña, C. & Ortiz-Gómez, E. P. (2011). "Avistamiento del manatí antillano (*Trichechus manatus manatus*) en el Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo" En: Zarza, E. (Ed), *El entorno*

- ambiental del Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo (PNNCRSB)*. Primera edición: Colombia: Parques Nacionales Naturales de Colombia. pp. 406-413.
- Mendoza, J.; Castro, L.; Herrón, P.; Montaña, C. & Castro, F. (2011) Características de la actividad turística. En: Zarza, E. (Ed), *El entorno ambiental del Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo (PNNCRSB)*. Primera edición: Colombia: Parques Nacionales Naturales de Colombia. 305-318 pp.
- MINCIT. (2013). Perfil económico departamental: Bolívar. Ministro de Comercio, Industria y Turismo. Recuperado de: <http://www.mincit.gov.co/>.
- Millennium Ecosystem Assessment. (2005). *Ecosystems and Human Well-being: Wetlands and Water Synthesis*. Millennium Ecosystem Assessment World Resources Institute, Washington, DC.
- Miththapala, S. (2008). *Mangroves*. Coastal Ecosystems Series Volume 2. Colombo, Sri Lanka: Ecosystems and Livelihoods Group Asia, IUCN, 28 p.
- MMA-Ministerio del Medio Ambiente. (2002). *Uso sostenible, Manejo y Conservación de los Ecosistemas de Manglar en Colombia*. Programa Nacional. Dirección General de Ecosistemas – Ministerio del Medio Ambiente. Bogotá.
- Moreno-Ríos, C. (2007). *Moluscos y crustáceos asociados a las raíces sumergidas de Rhizophora mangle (Linnaeus, 1753) y su relación frente a la calidad del agua en dos áreas de la bahía de Cispatá, “Ciénagas del Ostional y Navío y Ciénaga de la Soledad” (Córdoba), Caribe colombiano*. Tesis de grado Biología marina. Universidad Jorge Tadeo Lozano. Bogotá.
- Muriel, L. (2011). Contrabandistas y aduaneros en la costa Caribe en el periodo federal. En: *La historia social del Caribe colombiano*. Polo, J & Solano, S (Eds). La carreta Histórica y la Universidad de Cartagena.
- Navas, G. R.; Moreno-Forero, S. K.; Solano, O. D., & Díaz-Pulido, G. (1998). Ensamblajes arrecifales epilíticos del coral *Acropora palmata* muerto, Isla Grande, Islas del Rosario, Caribe colombiano. *Caribbean Journal of Science*. 34(1-2), 58-66.
- Navas, R.; Vega, J.; Gómez, K.; López, T.; Gil-Agudelo, D. L.; Muñoz, L.; Rojas, J. & Duque, D. L. (2011). El Sistema Nacional de Monitoreo de Arrecifes Coralinos en Colombia -Simac en el Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo: 1998-2009. En: Zarza, E (Ed), *El entorno ambiental del Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo (PNNCRSB)*. Primera edición: Colombia: Parques Nacionales Naturales de Colombia. pp. 330-350.
- NOAA (1999). An analysis of vegetation assemblages on Parramore Island using remote sensing and ground-based techniques. Recuperado de: <http://www.csc.noaa.gov/otter/htmls/ecosys/ecology/ottereco.htm>.
- Ordosgoitia, Y. (2011). Procesos históricos de las comunidades asentadas en el archipiélago del Rosario, Isla Barú, isla de Tierra Bomba y archipiélago de San Bernardo. En: Zarza, E. (Ed), *El entorno ambiental del Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo (PNNCRSB)*. Primera edición: Colombia: Parques Nacionales Naturales de Colombia.
- Osorno, A. (2008). Estado de los litorales rocosos en Colombia. En: *Invemar. Informe del Estado de los Ambientes Marinos y Costeros en Colombia: Año 2007*. Serie de Publicaciones Periódicas N° 8. Santa Marta, Colombia.
- Patiño, F. & Flórez F. (1993). *Estudio ecológico del golfo de Morrosquillo*. Universidad Nacional de Colombia - Fondo “E” de Colombia.
- Pauly, D. (2010). *5 Easy Pieces: How Fishing Impacts marine Ecosystems*. Washington: Island Press.
- PNN - Parques Nacionales Naturales. (2011). *El entorno ambiental del Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo (PNNCRSB)*. Zarza, E. (Ed.). Colombia. 416 p.
- Polanco, A.; Pizarro, A. & Bolaños, N. (2011). El pez león (*Pterois volitans*) en el Caribe colombiano. En: Gracia, A.; Medellín-Mora, J.; Gil- Agudelo, D. L. & Puentes, V. *Guía de las especies introducidas marinas y costeras de Colombia*. Invemar. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. pp. 123-129.
- Polanco-Fernández, A. & Acero-Pizarro, A. (2011). Peces. En: Zarza, E. (Ed), *El entorno ambiental del Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo (PNNCRSB)*. Primera edición: Colombia: Parques Nacionales Naturales de Colombia. pp. 226-245.
- Posada, B. O.; Morales, G. D. & Henao W. (2011). *Diagnóstico de la erosión costera del territorio insular colombiano*, Invemar, Serie Publicaciones Especiales N° 24, Santa Marta.
- Prahl, H. (1989). *Manglares*. Villegas Editores. Bogotá. Colombia.
- Prahl, H.; Cantera, J. & Contreras, R. (1990). *Manglares y hombres del Pacífico*. Fondo FEM Colombia. Editorial Presencia Bogotá, Colombia.
- Prieto, W. (2010). Desarrollo local en Isla Grande. Un modelo probabilístico para la pobreza. *Semestre económico*, 13(26), 11-31.
- Pujos, M.; Pagliardini, J.; Steer, R.; Vernet, G. & Weber, O. (1986). Influencia de la contra-corriente norte colombiana para la circulación de las aguas en la plataforma continental: su acción sobre la dispersión de los efluentes en suspensión del río Magdalena. *Bol. Cient. CIOH*, 6, 3-15.

- Quintero, H.; Vanin, C. & Ávila, L. (1990). *Evaluación de la estructura y productividad del manglar presente en la ciénaga de Cocoliso. Isla Grande. Parque Nacional Natural Islas del Rosario*. VII Sem. Nal. de Tecnol. y Cienc. del Mar. Santa Marta.
- Ramírez, A.; de Ramírez I. & Correal, J. (1986). *Ecología descriptiva de las llanuras madreporarias del Parque Nacional Submarino Los Corales de Rosario (mar Caribe), Colombia. Un estudio Monte Carlo en cuantificación de corales por el método de cobertura*. Escala Ltda. Bogotá, Colombia.
- Ramos (2005). *Derecho Agrario en Colombia*. Editorial Temis, Bogotá 2005.
- Rangel-Buitrago, N. (2011). Geomorfología, sedimentos, intervenciones antropogénicas y amenazas naturales. En: Zarza, E. (Ed), *El entorno ambiental del Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo (PNNCRSB)*. Primera edición: Colombia: Parques Nacionales Naturales de Colombia. pp. 55-66.
- Restrepo, F. (2010). *Estructura de tallas y mortalidad parcial de tres especies de corales hermatípicos en arrecifes del archipiélago de Nuestra Señora del Rosario y zonas aledañas*. Tesis de grado Biología marina. Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. Bogotá.
- Reyes, R. & Campos, N. (1992). Macroinvertebrados colonizadores de raíces de *Rhizophora mangle* en la bahía de Chengue, Caribe colombiano. *Bol Invest Mar Cost*, 21, 101-116.
- Reyes, J.; Santodomingo, N. & Flórez, P. (2010). *Corales escleractíneos de Colombia*. Serie de Publicaciones Especiales N° 14. Santa Marta.
- Restrepo, J. C.; Otero, L.; Henao, A.; Herrera, A. & Osorio, A. (2011). Erosión costera. En: Zarza, E. (Ed), *El entorno ambiental del Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo (PNNCRSB)*. Primera edición: Colombia: Parques Nacionales Naturales de Colombia. pp. 95-107.
- Restrepo, J. C.; Franco, D.; Escobar, J.; Correa, I. D.; Otero, L. & Gutiérrez, J. (2013). Bahía de Cartagena (Colombia): distribución de sedimentos superficiales y ambientes sedimentarios. *Lat. Am. J. Aquat. Res.*, 41(1), 99-112.
- Restrepo-Ángel, J. D. & Alvarado, E. M. (2011). Los sedimentos del río Magdalena y su impacto sobre los arrecifes coralinos de las islas del Rosario: una prioridad de investigación nacional. En: Zarza, E. (Ed), *El entorno ambiental del Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo (PNNCRSB)*. Primera edición: Colombia: Parques Nacionales Naturales de Colombia. pp. 78-94.
- Rincón-Díaz & Rodríguez-Zárate. (2004). Caracterización de playas de anidación y zonas de alimentación de tortugas marinas en el archipiélago de San Bernardo, Caribe colombiano. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 33, 137-158.
- Rivera, M. (2010). *Componente del sistema de gestión ambiental Sigam: Distribución Gini del ingreso de las poblaciones de los archipiélagos de Isla Fuerte, islas del Rosario e islas de San Bernardo por actividades económicas principales*. En: Niño, L. (Ed). *Ambiente y desarrollo en el Caribe colombiano*. Universidad Jorge Tadeo Lozano. ISSN 2215-8170.
- Rodríguez, G. (1967). Las comunidades bentónicas. En: Fundación La Salle. *Ecología Marina*. Caracas: Editorial Dossac S.A., 563-600 pp.
- Rodríguez, A. (1996). *Ictiofauna bentónica asociada a praderas de *Thalassia testudinum* Banks ex Köning 1805 en Isla Grande e Isla Rosario, estación seca (Caribe colombiano): relación entre la estructura íctica y la de las praderas*. Tesis de grado Biología marina. Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. Cartagena.
- Rodríguez, D. (2007). *Composición y estructura de las comunidades bentónicas asociadas a la unidad ecológica de *Acropora palmata* y *Acropora cervicornis* Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo (PNNCRSB) Cartagena, Colombia*. Tesis de grado Biología marina. Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. Bogotá.
- Rodríguez-Ramírez, A. & Reyes-Nivia, M. C. (2008). Evaluación rápida de los efectos del huracán Beta en la isla Providencia (Caribe colombiano). *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 37, 217-244.
- Rojas, X. (2009). *Manglares y pastos marinos como hábitats de peces juveniles de arrecifes de coral y criterios para su conservación en el Caribe colombiano*. Tesis de maestría Universidad Nacional de Colombia, Santa Marta.
- Rojas, C.; Londoño, M.; Martínez, L.; Leiva, A.; Alonso, D. & Garzón, J. (2006). *Establecimiento de un sistema de monitoreo socioeconómico para el Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo-Sector San Bernardo, Caribe colombiano*. Invemar-UAESPNN-NOAA, Santa Marta.
- Rozo, A. M. (2006). *Tasa de recuperación de lesiones naturales en el coral *Montastraea annularis* (Ellis & Solander, 1786) entre septiembre 2003 y septiembre 2004 en el arrecife de Isla Grande, Parque Corales del Rosario, Cartagena, Colombia*. Tesis de grado Biología marina. Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. Bogotá.
- Ruppert, E. & Barnes, R. (1996). *Zoología de los invertebrados*. México, D.F: McGraw-Hill Interamericana. Sexta edición.
- Salazar (1948). *Propiedad y tenencia de la tierra en la época colonial*. Bogotá: Editorial ABC, 1948.
- Salazar, D. (2007). *Distribución, abundancia, estructura de tallas y estado de salud de *Siderastrea siderea* (Ellis y Solander 1786) (Scleractinia: Siderastreaidae) en el Área Marina Protegida (AMP) Parque Nacional Natural Corales del*

- Rosario y San Bernardo (PNNCRSB). Tesis de grado Biología marina. Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. Bogotá.
- Sánchez-Páez, H.; Álvarez-León, R.; Pinto-Nolla, R.; Sánchez-Alfárez, A.; Pino-Rengifo, J.; García-Hansen, I. & Acosta-Peñaloza, M. (1997). *Diagnóstico y zonificación preliminar de los manglares del Caribe de Colombia*. Bogotá.
- Sánchez, J. A.; Alvarado, E. M.; Gil, M. F.; Charry, H.; Arenas, O. L.; Chasqui, L. H. & García R. P. (1999). Synchronous mass spawning of *Montastraea annularis* (Ellis & Solander) and *Montastraea faveolata* (Ellis & Solander) (Faviidae: Scleractinia) at Rosario Islands, Caribbean coast of Colombia. *Bulletin of Marine Science*, 65(3), 873-879.
- Sánchez, J. A.; Gil, M. F.; Chasqui, L. H. & Alvarado, E. M. (2004). Grazing dynamics on a Caribbean reef-building coral. *Coral Reefs*, 23(4), 578-583.
- Sánchez, J. A. (2012). Amenazas a la biodiversidad marina, El impacto del cambio climático en los arrecifes de coral. Hipótesis, *Apuntes Científicos Uniandinos*, (12).
- Sánchez Molina, I.; González, J. C.; Zetina, C. M. & Casanova, R. C. (2007). Análisis de la biodiversidad de algas marinas situadas entre Uaymitún y Chuburná, Yucatán. *Ingeniería Revista Académica Universidad Autónoma de Yucatán*. Vol. 11 numero 001 ISSN 1665-529X. México. 43-51.
- Sánchez-Páez, H.; Ulloa-Delgado, G. A.; Álvarez-León, R.; Gil-Torres, W. O.; Sánchez-Alfárez, A. S.; Guevara-Mancera, O. A.; Patiño-Callejas, L. & Páez-Parra, F. E. (2000). Hacia la recuperación de los manglares del Caribe de Colombia. En: *Proy. PD 171/91 Rev. 2 (F) Fase II (Etapa II). Conservación y Manejo para el Uso Múltiple y el Desarrollo de los Manglares en Colombia*. Minambiente/OIMT, Santafé de Bogotá D.C.
- Sánchez-Páez, H.; Álvarez, R.; Guevara, O. & Ulloa, G. (2000). *Lineamientos estratégicos para la conservación y uso sostenible de los manglares de Colombia*. Propuesta técnica para análisis. Bogotá.
- Sanjuan-Muñoz, A.; Avendaño-Remolina, D. & Pino-Renjifo, J. (1997). *Diagnóstico, zonificación y planificación estratégica de los manglares del departamento de Bolívar*. Corporación Autónoma Regional del Canal del Dique -Cardique. Colombia.
- Sarmiento, A. (2010). *Composición de la comunidad arrecifal somera dentro y fuera del Área Marina Protegida Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo, Caribe colombiano*. Tesis de grado Biología marina. Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. Bogotá.
- Sarmiento, D.; Flechas, A. & Alvis, G. (1989). *Evaluación cuantitativa del estado actual de las especies coralinas del Parque Nacional Natural Corales del Rosario (PNNCR)*, Cartagena (Colombia). Tesis de grado Biología marina, Universidad Jorge Tadeo Lozano, Bogotá.
- Secretaría de Educación Distrital. (2008). Plan Sectorial Educativo "Por una sola Cartagena" 2008-2011. Alcaldía Mayor de Cartagena de Indias. Recuperado de: <https://juanfe.org/wp-content/uploads/2013/03/669a36634d77986e9bf4492db852d491.pdf>
- Sherman, R.; Fahey, T. & Battles, J. (2000). Small-scale disturbance and regeneration dynamics in a neotropical mangrove forest. *Journal of Ecology*, 88, 165-178.
- Sitcar. (2013). *Resultados indicadores turismo enero a abril 2013*. Corporación Turismo Cartagena de Indias. Sistema de información turística de Cartagena.
- Solano, D.; Figueroa, A.; García, R.; González, J.; Mejía, L.; Rivas, B. & Rodríguez, A. (1992). Caracterización de la ictiofauna asociada a *Rhizophora manglar* y *Thalassia testudinum* en Cocoliso (Caribe colombiano). *XVIII Sem. Nal. de Tecnol. y Cienc. del Mar*. Santa Marta.
- Soria, J. M. & Sahuquillo, M. (2009). Lagunas costeras. En: *Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España*. Madrid. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino.
- Spalding, M.; Kainuma, M. & Collins, L. (2010). *World atlas of mangroves*. Gutenberg press.
- Spalding, M.; Blasco, F. & Field, C. (Eds). (1997). *World Mangrove Atlas*. The International Society for Mangrove Ecosystems, Okinawa, Japan.
- Steer, R.; Arias, F.; Ramos, A.; Sierra, P.; Alonso, D. & Ocampo, P. (1997). *Documento base para la elaboración de la política nacional de ordenamiento integrado de las zonas costeras colombianas*. Documento de consultoría para el MMA. Serie de publicaciones especiales N° 6.
- Surtigás. (2009). *Estudio Socioeconómico de Isla Grande. Propuesta de Desarrollo para el Futuro de la Comunidad*. Cartagena, Colombia.
- Surtigás. (2011). *Ocurrió así en el archipiélago. Sistematización de experiencias en las Islas del Rosario*. Cartagena, Colombia.
- TNC-Invemar. (2012). Estimación de la capacidad de carga turística y poblacional de las zonas terrestres (Isla Grande, Isla San Martín de Pajarales, Isleta, Isla Pirata-archipiélago del Rosario e Isla Múcura, Tintipán, Islote, Boquerón, Ceycén, Isla Palma e Isla Fuerte-archipiélago de San Bernardo).
- Torres, R.; Gómez, J. & Afanador, F. (2006). Variación del nivel medio del mar en el Caribe colombiano. *Boletín Científico CIOH*, 24, 64-72.

- Trejos, N.; Morán, M.; Smit, O. & Morales, M. (2008). *Diagnóstico del estado actual de los manglares, su manejo y su relación con la pesquería en Panamá: diagnóstico biofísico, institucional-legal, socioeconómico y línea base del bosque de manglar del golfo de Chiriquí, provincia de Chiriquí*. Centro del Agua del Trópico Húmedo para América Latina y el Caribe (Cathalac).
- UAESPNN. (2006). *Plan de Manejo del Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo*. Unidad Administrativa Especial del Sistema de Parques Nacionales Naturales de Colombia. Territorial Costa Caribe. Cartagena, Colombia.
- UJTL-Inderena. (1989). *Plan de manejo para el Parque Nacional Natural Corales del Rosario (PNNCR)*. Tomo 1.
- Unesco-United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization. (1973). *Clasificación internacional y cartografía de la vegetación*. Ecology and Conservation. Serie N° 6: 93 p.
- UNEP-WCMC. (2006). *In the front line: shoreline protection and other ecosystem services from mangroves and coral reefs*. UNEP-WCMC, Cambridge, UK.
- Universidad de los Andes (2013). Grupo de Derecho Interés Público Recuperado de: <http://gdip.uniandes.edu.co/index.php?modo=interna&seccion=litigios>.
- Valiela, I.; Bowen, J. & York, J. (2001). Mangrove forests: one of the world's threatened major tropical environments. *Bioscience*, 51, 807-815.
- Valle, A. (2007). *Estructura del bosque de manglar y algunos aspectos sobre la fauna asociada a las raíces de Rhizophora mangle en la ciénaga de Cholón, Isla Barú, municipio de Cartagena, Caribe colombiano*. Tesis de grado Biología marina. Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. Facultad de Ciencias Marinas. Bogotá – Santa Marta.
- Vega, J.; Navas, R.; Gómez, K. & López, T. (2011). Instalación y evaluación de dos nuevas estaciones de monitoreo de arrecifes coralinos en el Caribe colombiano. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 40, 203-211
- Villalba, J. (2005). *Los manglares en el mundo y en Colombia*. Estudio descriptivo básico. Sociedad Geográfica de Colombia.
- Vilardy, S.; Martín-López, B. & Oteros-Rozas, E. (2011). Los servicios suministrados por los ecosistemas de la ecorregión Ciénaga Grande de Santa Marta. En: Vilardy, S. & González, J. A. (Eds.): *Repensando la Ciénaga: Nuevas miradas y estrategias para la sostenibilidad en la Ciénaga Grande de Santa Marta*. Santa Marta, Colombia: Universidad del Magdalena y Universidad Autónoma de Madrid.
- Villamil, C.; Perdomo, L. & Orjuela, A. (2012). Protocolo nacional de restauración, rehabilitación y regeneración de manglares. En: Domínguez-Haydar, Y.; Boom, C. & Lamadrid, F, *Retos y estrategias de restauración en el Caribe colombiano*. Simposio Internacional de Restauración de Ecosistemas. Universidad del Atlántico. Barranquilla. Recuperado de: <http://investigaciones.uniatlantico.edu.co/ecosistemas/>
- Walter, H. (1985). *Vegetation of the Earth and ecological systems of the geobiosphere*. Tercera edición. Springer-Verlag, New York.
- Young, L. I.; Díaz-Martín, M. A., & Espinoza-Avalos, J. (2004). Floristics, cover, and phenology of marine macroalgae from Bajo Pepito, Isla Mujeres, Mexican Caribbean Bull, *Mar. Sci.*, 75(1), 11-25.
- Zakai, D. & Chadwick-Furman, N. E. (2002). Impacts of intensive recreational diving on reef corals at Eilat, northern Red Sea. *Biological Conservation*, 105, 179–187.
- Zapata, P. A. (2005). *Análisis histórico de los impactos naturales y antrópicos sobre los arrecifes coralinos del Parque Nacional Natural Corales del Rosario, Caribe colombiano*. Tesis de grado Biología marina. Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. Santa Marta.
- Zarza-González, E. & Gómez-Quesada, J. C. (2011). Lagunas costeras e interiores. En: Zarza, E. (Ed), *El entorno ambiental del Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo (PNNCRSB)*. Primera edición: Colombia: Parques Nacionales Naturales de Colombia. pp. 148-165.
- Zuleta, E. (1973). *La tierra en Colombia*. Bogotá: Editorial la Oveja Negra.

Con esta publicación la Universidad Jorge Tadeo Lozano, Seccional Caribe quiere contribuir al desarrollo de un proceso de crítica constructiva de las políticas públicas, dirigidas a detener y revertir los procesos de deterioro del ambiente y de los recursos naturales costeros. Igualmente desea propiciar el diálogo entre los diferentes sectores; económico, social y ambiental, con el fin de influir en los ámbitos decisorios pertinentes del Estado y de la Sociedad Civil.

**CENTRO DE ESTUDIOS AMBIENTALES PARA EL
DESARROLLO DE LAS ZONAS COSTERAS - CEAZCARIBE**

**ESPECIALIZACIÓN EN ADMINISTRACIÓN AMBIENTAL DE
ZONAS COSTERAS**

ISSN 2215-8170



9 772215 817001