

[Ir a Tabla de Contenido](#)

**EVALUACIÓN DEL ESTADO DE SALUD DE LOS CORALES PRESENTES EN
ALGUNOS SITIOS DE BUCEO DEL PARQUE NACIONAL NATURAL TAYRONA,
CARIBE COLOMBIANO**

LINA MARIA LEAL CANCELADO

LUISA FERNANDA MALDONADO MORALES

**UNIVERSIDAD DE BOGOTÁ JORGE TADEO LOZANO
FACULTAD DE CIENCIAS NATURALES
PROGRAMA DE BIOLOGÍA MARINA
SANTA MARTA
2003**

**EVALUACIÓN DEL ESTADO DE SALUD DE LOS CORALES PRESENTES EN
ALGUNOS SITIOS DE BUCEO DEL PARQUE NACIONAL NATURAL TAYRONA,
CARIBE COLOMBIANO**

LINA MARIA LEAL CANCELADO

LUISA FERNANDA MALDONADO MORALES

Trabajo de Grado para Optar al Título de Biólogo Marino

Director

ANDRÉS FRANCO HERRERA Cand. Ph. D.

Biólogo Marino

Asesores

ADOLFO SANJUÁN. M. Sc.

Biólogo Marino

AMINTA JÁUREGUI

Biólogo Marino

UNIVERSIDAD DE BOGOTA JORGE TADEO LOZANO

FACULTAD DE CIENCIAS NATURALES

PROGRAMA DE BIOLOGIA MARINA

SANTA MARTA

2003

Nota de aceptación

Presidente del Jurado

Jurado

Jurado

A mis padres y hermanos, por creer en mí y apoyarme incondicionalmente. A Santiago por impulsarme a realizar mis metas y a nuestra hija: “Kala” por su compañía. Esto es para todos ustedes. ¡Con amor!

Lina

A mis padres, quienes con su amor, sabiduría y esfuerzo hicieron realidad este sueño. A mis hermanos, mi Tío Edgar y a mi Abuelo, por su apoyo y alegría. Gracias por creer en mí.

Luisa

AGRADECIMIENTOS

☺ A Andrés Franco por dirigir este trabajo, por su paciencia con las correcciones y sus acertados comentarios. Hoy se ven los resultados de tan larga y dispendiosa labor.

☺ A nuestros padres y hermanos por su amor y confianza depositada. Por darnos la libertad de elegir nuestro camino y acompañarnos a cumplir nuestros sueños.

☺ A CORPAMAG por su apoyo financiero, sin él hubiese sido difícil llevar a cabo este proyecto. A Ismael Acosta por la ayuda e interés demostrado.

☺ A la Escuela de buceo Vida Marina por el aporte de equipos, apoyo y colaboración incondicional en la fase de campo.

☺ Al todo el equipo del Centro de Buceo Tayrona por su alegría. A muñeco por su hospitalidad al brindarnos lancha y refrigerios durante las salidas.

☺ A Santiago Estrada por dirigir todas las salidas, por su fotografía y colaboración incondicional. Las ideas y aportes fueron muy valiosas para la culminación de este trabajo.
¡Gracias por tu alegría!

☺ A la Universidad Jorge Tadeo Lozano por permitir llevar a cabo parte de este trabajo en sus instalaciones. A todos nuestros profesores por sus enseñanzas.

Ⓢ A la Unidad Administrativa Especial de Parques Nacionales Naturales (UAESPNN), por permitirnos llevar a cabo este proyecto.

Ⓢ Al Sistema de Monitoreo de Arrecifes Coralinos (SIMAC) INVEMAR, por el aporte de datos valiosos para el análisis de resultados.

Ⓢ A Alberto Rodríguez por su interés en este trabajo y sus valiosas ideas.

Ⓢ A Aminta Jáuregui y Adolfo Sanjuán por su valioso tiempo en las asesorías y sabios consejos.

Ⓢ A Paulo Tigreros y Paúl Gómez por su ayuda y apoyo cuando así los necesitamos.

Ⓢ A “Cabeto” por sus acertados comentarios, su interés, paciencia y compañía, desde el comienzo hasta el fin de este camino.

Ⓢ A Lina mi “María” por sus enseñanzas, su buena actitud y la mejor voluntad, para llegar a este, nuestro primer escalón.

Ⓢ A nuestras familias, amigos y todas aquellas personas que de una u otra forma colaboraron para que este “sueño” se hiciera realidad.

¡Mil gracias a todos!

CONTENIDO

	pág
<u>INTRODUCCIÓN</u>	1
<u>1. DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO</u>	9
<u>2. METODOLOGÍA</u>	14
<u>2.1 AREA MÍNIMA DE MUESTREO</u>	14
<u>2.2 ESTRUCTURA ARRECIFAL</u>	15
<u>2.3 ESTADO DE SALUD</u>	17
<u>2.3.1 Muerte Coralina</u>	17
<u>2.3.2 Invasiones y Agresiones</u>	18
<u>2.3.3 Alteraciones</u>	20
<u>2.3.4 Afecciones y Enfermedades</u>	22
<u>2.4 IMPACTO GENERADO POR LA ACTIVIDAD DE BUCEO</u>	24
<u>2.4.1 Número y Seguimiento de buzos</u>	24
<u>2.4.2 Resuspensión de Sedimentos</u>	25
<u>2.5 TRATAMIENTO DE DATOS</u>	26
<u>2.5.1 Estructura Arrecifal</u>	26
<u>2.5.2 Estado de Salud</u>	28
<u>2.5.3 Impacto Generado por la Actividad de Buceo</u>	30
<u>2.5.3.1 Número y Seguimiento de buzos</u>	30
<u>2.5.3.2 Resuspensión de Sedimentos</u>	30
<u>2.5.4 Resultados Comparativos</u>	31
<u>3. RESULTADOS</u>	32
<u>3.1 ESTRUCTURA ARRECIFAL</u>	32
<u>3.2 ESTADO DE SALUD</u>	43
<u>3.2.1 Colonias Sanas y con Muerte Actual</u>	44
<u>3.2.2 Invasiones y Agresiones</u>	48
<u>3.2.3 Alteraciones</u>	53
<u>3.2.4 Afecciones y Enfermedades</u>	57
<u>3.2.5 Asociaciones entre las Diferentes Condiciones de Deterioro</u>	62

<u>3.3 IMPACTO GENERADO POR LA ACTIVIDAD DE BUCEO</u>	64
<u>3.3.1 Número de Buzos</u>	64
<u>3.3.2 Seguimiento de Buzos</u>	67
<u>3.3.3 Resuspensión de Sedimentos</u>	69
<u>3.4 RESULTADOS COMPARATIVOS</u>	71
<u>3.4.1 Condiciones de Deterioro Vs. Número de Buzos</u>	71
<u>3.4.2 Condiciones de Deterioro Vs. Temperatura</u>	73
<u>4. DISCUSIÓN DE RESULTADOS</u>	76
<u>4.1 ESTRUCTURA ARRECIFAL</u>	76
<u>4.2 ESTADO DE SALUD</u>	87
<u>4.2.1 Comportamiento de las Colonias Sanas y con Muerte Actual</u>	88
<u>4.2.2 Invasiones y Agresiones</u>	89
<u>4.2.3 Alteraciones</u>	92
<u>4.2.4 Afecciones y Enfermedades</u>	94
<u>4.3 IMPACTO GENERADO POR LA ACTIVIDAD DE BUCEO</u>	97
<u>4.3.1 Número y Seguimiento de buzos</u>	97
<u>4.3.2 Resuspensión de Sedimentos</u>	100
<u>4.4 RESULTADOS COMPARATIVOS</u>	100
<u>5. CONCLUSIONES</u>	103
<u>6. RECOMENDACIONES</u>	107
<u>BIBLIOGRAFÍA</u>	108
<u>ANEXOS</u>	120

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.** Ubicación de las zonas de muestreo, Parque Nacional Natural Tayrona, Caribe colombiano. Tomado y modificado de Díaz *et al.* (2000). 10
- Figura 2.** Curva acumulada de especies presentes en las estaciones de muestreo que determinan la mínima unidad muestral. 15
- Figura 3.** Diagrama del establecimiento del área de muestreo. a. Delimitación de las parcelas permanentes. b. Cuadrícula guía. 15
- Figura 4.** Colonias de coral invadidas por algas (IA) frondosas, principalmente del género *Dictyota*. Tomado por Santiago Estrada R. 18
- Figura 5.** Colonia del género *Pseudoplexaura* invadida por esponjas (IE). Tomado por Santiago Estrada R. 18
- Figura 6.** Colonia del género *Montastraea* invadida por un gasterópodo (IO). Tomado por Santiago Estrada R. 19
- Figura 7.** Colonia del género *Montastraea* invadida por poliquetos (IP) de la familia Sabellidae. Tomado por Santiago Estrada R. 19
- Figura 8.** Colonia de *Montastraea cavernosa* compitiendo por espacio con otra colonia de *Montastraea annularis* (AC). Tomado por Santiago Estrada R. 20
- Figura 9.** Pequeña colonia de *Montastraea cavernosa* volcada (VO). Tomado por Santiago Estrada R. 21
- Figura 10.** Colonia de *Pseudoplexaura* sp. con algunas de sus ramificaciones fragmentadas (FR). 21

Figura 11. Colonia de *Diploria strigosa* mostrando pérdida del tejido vivo a causa de una raspadura (RA) ocasionada por la acción directa de la cuerda de un ancla. Tomado por Santiago Estrada R. 21

Figura 12. Colonias del género *Montastraea* que presentan lunares de sedimento (LS). Tomado por Santiago Estrada R. 22

Figura 13. Colonias que presentan cambios en su coloración: a. palidecimiento (PL.) y b: blanqueamiento (BL). Tomado por Santiago Estrada R.. 22

Figura 14. Colonia del género *Montastraea* con lunares oscuros (LO). Tomado por Santiago Estrada R. 23

Figura 15. Colonias del género *Diploria* presentando la enfermedad de Plaga Blanca. (PB). Tomado por Santiago Estrada R. 24

Figura 16. Diseño de los dos tipos de trampas ubicadas dentro y fuera del recorrido de los buzos. La flecha roja muestra la trampa de sedimentación y la flecha negra la de Resuspensión. 26

Figura 17. Frecuencia relativa de las especies y géneros de coral presentes en las tres estaciones durante el periodo de muestreo (abril a diciembre de 2002). 32

Figura 18. Dendrograma a partir del índice de Disimilaridad de Bray-Curtis, mediante la técnica de UPGMA para los muestreos realizados al inicio (abril) y final (diciembre) del estudio. En el eje x se indican las estaciones. Índice cofenético C.I. = 0.9746. 35

Figura 19. Ordenamiento (NMDS) en un plano bidimensional de las estaciones durante el periodo de muestreo. a. El Cantil inicial y final; b. Caga Pájaro inicial y final; c. Moto inicial y final. Stress = 0.00. 36

Figura 20. Cobertura relativa de las principales categorías del sustrato presentes en cada una de las estaciones durante el periodo de estudio (abril a diciembre de 2002). a.

Moto, b. Caga Pájaro y c. El Cantil. . 37

Figura 21. Diagrama de Kaandorp para los grupos de estaciones definidos en el análisis de clasificación de Bray-Curtis. Los números indican el promedio y $\pm$ el error standar. * representan especies y géneros exclusivos, ** especies y géneros característicos. Las especies y géneros restantes son generalistas. 42

Figura 22. Frecuencia general de aparición de las diferentes condiciones de deterioro coralinas y colonias sanas en las tres estaciones de muestreo durante el 2002. AC: agresión por corales, IA: invasión por algas, IE: invasión por esponjas, IO: invasión por otros, IP: invasión por poliquetos, BL: blanqueamiento, LB: lunares blancos, LO: lunares oscuros, OS: oscurecimiento, PL: palidecimiento, FR: fragmentación, LS: lunares de sedimento, RA: raspaduras, VO: volcamiento, SN: sanas y MA: muerte actual. 43

Figura 23. Número de colonias sanas (SN) y con muerte actual (MA) por mes, presentes en la estación de Moto durante el periodo de muestreo (abril - diciembre de 2002). 44

Figura 24. Número de colonias sanas (SN) y con muerte actual (MA) por mes, presentes en la estación de Caga Pájaro durante el periodo de muestreo (abril - diciembre de 2002). 45

Figura 25. Colonia sana (SN) de *Diploria strigosa*. Tomado por Santiago Estrada R. 46

Figura 26. Número de colonias sanas (SN) y con muerte actual (MA) por mes presentes en la estación de El Cantil durante el periodo de muestreo (abril - diciembre de 2002). 47

Figura 27. Muerte actual de *Agaricia* sp. Tomado por Santiago Estrada R.. 47

Figura 28. Frecuencia de aparición de los diferentes tipos de invasiones durante el periodo de estudio en la estación de Moto. AC: agresión por corales, IA: invasión por algas, IE: invasión por esponjas, IO: invasión por otros, IP: invasión por poliquetos. 48

Figura 29. Frecuencia de aparición de las colonias que presentaron invasiones en las principales especies durante el periodo de muestreo (abril – diciembre, 2002) en la estación de Moto. MANN: 49

Montastraea annularis, MCAV: *M. cavernosa*, DSTRI: *Diploria strigosa*, CNAT: *Colpophyllia natans* y PSEUDO: *Pseudoplexaura* sp. IA: invasión por algas, IE: invasión por esponjas, IO: invasión por otros, IP: invasión por poliquetos. 49

Figura 30. Frecuencia de aparición de los diferentes tipos de invasiones durante el periodo de estudio en la estación de Caga Pájaro. AC: agresión por corales, IA: invasión por algas, IE: invasión por esponjas, IO: invasión por otros, IP: invasión por poliquetos. 50

Figura 31. Frecuencia de aparición de las colonias que presentaron invasiones en las principales especies durante el periodo de muestreo (abril - diciembre de 2002) en la estación de Caga Pájaro. MANN: *Montastraea annularis*, MCAV: *M. cavernosa*, DSTRI: *Diploria strigosa* y CNAT: *Colpophyllia natans*. AC: agresión por corales, IA: invasión por algas, IE: invasión por esponjas, IO: invasión por otros, IP: invasión por poliquetos. 50

Figura 32. Frecuencia de aparición de los diferentes tipos de invasiones durante el periodo de estudio en la estación de El Cantil. IA: invasión por algas, IE: invasión por esponjas, IO: invasión por otros, IP: invasión por poliquetos. 51

Figura 33. Frecuencia de aparición de las colonias que presentaron invasiones en las principales especies durante el periodo de muestreo (abril - diciembre de 2002) en la estación de El Cantil. MANN: *Montastraea annularis*, MCAV: *M. cavernosa*, DSTRI: *Diploria strigosa*, CNAT: *Colpophyllia natans* y PSEUDO: *Pseudoplexaura* sp. IA: invasión por algas, IE: invasión por esponjas, IO: invasión por otros, IP: invasión por poliquetos. 52

Figura 34. Colonia de *Pseudopterogorgia* sp. con algunas invasiones: a. inicial y b. final. Tomado por Santiago Estrada R. 52

Figura 35. Frecuencia de aparición de los diferentes tipos de alteraciones durante el periodo de estudio en la estación de Moto. FR: fragmentación, LS: lunares de sedimento, RA: raspaduras y VO: volcamiento. 53

Figura 36. Frecuencia de aparición de las colonias que presentaron alteraciones en las principales especies durante el periodo de muestreo (abril - diciembre de 2002) en la estación de Moto. MANN: *Montastraea annularis*, MCAV: *M. cavernosa*, DSTRI: *Diploria strigosa*, CNAT: *Colpophyllia natans* y PSEUDO: *Pseudoplexaura* sp. FR: fragmentación, LS: lunares de sedimento, RA: raspaduras y VO: volcamiento. 54

Figura 37. Frecuencia de aparición de los diferentes tipos de alteraciones durante el periodo de estudio en la estación de Caga Pájaro. FR: fragmentación, LS: lunares de sedimento, RA: raspaduras y VO: volcamiento. 54

Figura 38. Frecuencia de aparición de las colonias que presentaron alteraciones en las principales especies durante el periodo de muestreo (abril - diciembre de 2002) en la estación de Caga Pájaro. MANN: *Montastraea annularis*, MCAV: *M. cavernosa*, DSTRI: *Diploria strigosa* y CNAT: *Colpophyllia natans*. LS: lunares de sedimento y RA: raspaduras. 55

Figura 39. Frecuencia de aparición de los diferentes tipos de alteraciones durante el periodo de estudio presentes en la estación de El Cantil. FR: fragmentación, LS: lunares de sedimento, RA: raspaduras y VO: volcamiento. 56

Figura 40. Frecuencia de aparición de las colonias que presentaron alteraciones en las principales especies durante el periodo de muestreo (abril - diciembre de 2002) en la estación de El Cantil. MANN: *Montastraea annularis*, MCAV: *M. cavernosa*, DSTRI: *Diploria strigosa*, CNAT: *Colpophyllia natans* y PSEUDO: *Pseudoplexaura* sp. FR: fragmentación, LS: lunares de sedimento, RA: raspaduras y VO: volcamiento. 56

Figura 41. Frecuencia de aparición de los diferentes tipos de afección durante el periodo de estudio presentes en la estación de Moto. BL: blanqueamiento, LB: lunares blancos, OS: oscurecimiento y PL: palidecimiento. 57

Figura 42. Frecuencia de aparición de las colonias que presentaron afecciones en las principales especies durante el periodo de muestreo (abril - diciembre de 2002) en la estación de Moto. MANN: *Montastraea annularis*, MCAV: *M. cavernosa*, DSTRI: *Diploria strigosa*, CNAT: *Colpophyllia natans*, PSEUDO: *Pseudoplexaura* sp. y SSID: *Siderastrea siderea*. OS: oscurecimiento, BL: blanqueamiento y PL: palidecimiento. 58

Figura 43. Frecuencia de aparición de los diferentes tipos de afección durante el periodo de estudio presentes en la estación de Caga Pájaro. BL: blanqueamiento, LB: lunares blancos, LO: lunares oscuros, OS: oscurecimiento y PL: palidecimiento. 58

Figura 44. Frecuencia de aparición de las colonias que presentaron afecciones en las principales especies durante el periodo de muestreo (abril - diciembre de 2002) en la estación de Caga Pájaro.

MANN: *Montastraea annularis*, MCAV: *M. cavernosa*, DSTRI: *Diploria strigosa*, CNAT: *Colpophyllia natans* y SSID: *Siderastrea siderea* BL: blanqueamiento, OS: oscurecimiento, PL: palidecimiento, LB: lunares blancos y LO: lunares oscuros. 59

Figura 45. Frecuencia de aparición de los diferentes tipos de afección durante el periodo de estudio presentes en la estación de El Cantil. BL: blanqueamiento, LB: lunares blancos y PL: palidecimiento. 60

Figura 46. Frecuencia de aparición de las colonias que presentaron afecciones en las principales especies durante el periodo de muestreo (abril-diciembre de 2002) en la estación de El Cantil. MANN: *Montastraea annularis*, MCAV: *M. cavernosa*, DSTRI: *Diploria strigosa*, PSEUDO: *Pseudoplexaura* sp. y SSID: *Siderastrea siderea* BL: blanqueamiento, PL: palidecimiento y LB: lunares blancos. 61

Figura 47. *Montastraea cavernosa* con blanqueamiento. a. inicial, b. intermedia y c. final. Tomado por Santiago Estrada R. 61

Figura 48. Número de buzos anuales registrados en los diferentes sitios de buceo del Parque Nacional Natural Tayrona durante el 2002. 65

Figura 49. Número de buzos mensuales presentes en la estación de Moto durante el 2002. 66

Figura 50. Número de buzos mensuales presentes en las estaciones durante el 2002. a. Caga Pájaro y b. El Cantil. 66

Figura 51. Número de contactos directos mensuales generados por la actividad de buceo. a. Caga Pájaro y b. El Cantil. Estas observaciones se realizaron mediante el seguimiento de cuatro buzos mensuales. 67

Figura 52. Número de contactos indirectos mensuales generados por la actividad de buceo. a. Caga Pájaro y b. El Cantil. Estas observaciones se realizaron mediante el seguimiento de cuatro buzos mensuales. 68

Figura 53. Impactos generados por acción antropogénica: a. y b. buzos pisoteando el fondo coralino; c. resuspensión de sedimentos causada por el aleteo de los buzos y d. impacto generado por el ancla de un bote. Tomado por Santiago Estrada R. 68

Figura 54. Tasa de resuspensión ($\text{mg}/\text{cm}^2/\text{día}$) de cada estación adentro y fuera de la parcela durante el periodo de estudio (abril de 2002 – enero de 2003). a. Moto, b. Caga Pájaro y c. El Cantil. 70

Figura 55. Porcentaje de las condiciones de deterioro totales y el número de buzos mensuales en la estación de Moto, durante los meses de abril a diciembre del año 2002. 71

Figura 56. Porcentaje de las condiciones de deterioro totales y el número de buzos mensuales en la estación de Caga Pájaro, durante los meses de abril a diciembre del año 2002. 72

Figura 57. Porcentaje de las condiciones de deterioro totales y el número de buzos mensuales en la estación de El Cantil, durante los meses de abril y diciembre del año 2002. 73

Figura 58. Porcentaje de las condiciones de deterioro y el promedio de temperatura mensuales, desde abril a diciembre del año 2002. a. Moto; b. Caga Pájaro y c. El Cantil. (Temperatura mensual promedio de la estación de Chengue 2002, programa SIMAC, INVEMAR, sin publicar).

74

Figura 59. Seguimiento del impacto generado por un buzo a una colonia de *Diploria strigosa*. a. inicial; b. un mes después y c. tres meses después. 99

LISTA DE TABLAS

	pág
<u>Tabla 1.</u> Número de colonias por especie y/o género encontradas en cada una de las estaciones de muestreo en el Parque Nacional Natural Tayrona, durante el 2002.	33
<u>Tabla 2.</u> Índices ecológicos para cada una de las estaciones de muestreo.	34
<u>Tabla 3.</u> Cobertura relativa de las especies y categorías principales del sustrato en las tres estaciones al inicio (abril) y al final (diciembre) del estudio, durante el 2002.	39
<u>Tabla 4.</u> Resultados del análisis del coeficiente de correlación Rangos de Spearman que determina las posibles asociaciones entre las diferentes condiciones de deterioro en la estación de Moto. AC: agresión por corales, IA: invasión por algas, IE: invasión por esponjas, IO: invasión por otros, IP: invasión por poliquetos, BL: blanqueamiento, LB: lunares blancos, LO: lunares oscuros, OS: oscurecimiento, PL: palidecimiento, FR: fragmentación, LS: lunares de sedimento, RA: raspaduras, VO: volcamiento. * Probabilidad significativa con $p \leq 0.05$.	62
<u>Tabla 5.</u> Resultados del análisis del coeficiente de correlación de Rangos de Spearman que determina las posibles asociaciones entre las diferentes condiciones de deterioro en la estación de Caga Pájaro. AC: agresión por corales, IA: invasión por algas, IE: invasión por esponjas, IO: invasión por otros, IP: invasión por poliquetos, BL: blanqueamiento, LB: lunares blancos, LO: lunares oscuros, OS: oscurecimiento, PL: palidecimiento, FR: fragmentación, LS: lunares de sedimento, RA: raspaduras, VO: volcamiento. * Probabilidad significativa $p \leq 0.05$ y ** $p \leq 0.01$.	63
<u>Tabla 6.</u> Resultados del análisis del coeficiente de correlación de Rangos de Spearman que determina las posibles asociaciones entre las diferentes condiciones de deterioro en la estación de El Cantil. IA: invasión por algas, IE: invasión por esponjas, IO: invasión por otros, IP: invasión por poliquetos, BL: blanqueamiento, LB: lunares blancos, LO: lunares oscuros, OS: oscurecimiento, PL: palidecimiento, FR: fragmentación, LS: lunares de sedimento, RA: raspaduras, VO: volcamiento. *Probabilidad significativa $p \leq 0.05$.	64
<u>Tabla 7.</u> Número de buzos mensuales presentes en los diferentes sitios de buceo del Parque Nacional Natural Tayrona (PNNT) durante el 2002.	65

Tabla 8. Tasa de resuspensión ($\text{mg}/\text{cm}^2/\text{día}$) en las tres estaciones durante abril de 2002 y enero de 2003. A: adentro del recorrido de los buzos F: fuera del recorrido de los buzos; nd.: no determinado. * x indica el promedio y $\pm$ el error estándar. 69

Tabla 9. Temperatura superficial (50 cm), promedio mensual de la estación de Chengue 2002, programa SIMAC, INVEMAR (sin publicar). 73

LISTA DE ANEXOS

	pág
<u>Anexo A.</u> Comportamiento de los buzos y su interacción con los corales en las estaciones de muestreo durante el 2002. a. Caga Pájaro y b. El Cantil.	120
<u>Anexo B.</u> Seguimiento de las especies afectadas directamente por los buzos.	121
<u>Anexo C.</u> Formato de la planilla de registro del número de buzos mensuales en cada sitio.	122

RESUMEN

Con el fin de evaluar el estado de salud de los corales en algunos sitios de importancia turística para el buceo, y determinar si existe un impacto potencial de esta actividad sobre dichas comunidades en el Parque Nacional Natural Tayrona (PNNT), durante los meses de abril a diciembre del año 2002, se escogieron tres estaciones teniendo en cuenta la alta (El Cantil), media (Caga Pájaro) y baja (Moto) frecuencia con que son visitadas por los buzos. Se estableció en cada estación una parcela permanente de 25m² a 12 m de profundidad, a partir de la cual se realizaron censos visuales rápidos con la metodología "Fast Surveys", determinando al inicio y al final del estudio la cobertura de los diferentes componentes del sustrato. Mensualmente se cuantificó la frecuencia de aparición de las condiciones de deterioro presentes sobre el coral vivo, destacando las especies más afectadas por cada una de ellas. Por otra parte, se compararon estos resultados con datos secundarios de la temperatura registrada durante los nueve meses del estudio, con el fin de establecer una posible relación entre las condiciones de deterioro y los cambios en la temperatura. De igual forma, durante los nueve meses de muestreo se llevó a cabo un seguimiento del comportamiento de los buzos en cada una de las estaciones, y con la colaboración de algunos centros de buceo de la zona, se registró el número de buzos mensuales en cada sitio, con el fin de establecer si esta actividad es causante del deterioro coralino. Finalmente se midió la tasa de resuspensión de sedimentos adentro y fuera del recorrido de los buzos con el fin de establecer si existían diferencias significativas entre estas, aplicando la prueba t-pareada de Wilcoxon. Respecto a la cobertura de coral vivo (CV) las tres estaciones presentaron porcentajes mayores a los reportados para otros sitios del Caribe, lo que podría sugerir que estas áreas del PNNT se encuentran en un menor estado de degradación, sin embargo se registraron diferencias en cuanto a la composición y abundancia de corales pétreos y octocorales al interior de cada estación. De los componentes principales del sustrato, las algas fueron las que mostraron drásticos cambios temporales, debido principalmente a la marcada estacionalidad de la zona. Para el estado de salud en términos generales el deterioro coralino en las tres estaciones fue similar. Se denominaron tres categorías: 1. Invasiones, 2. Alteraciones y 3. Afecciones y enfermedades. De las invasiones la más frecuente fue invasión por algas (IA), seguida de invasión por poliquetos (IP), donde IA mostró su valor máximo en El Cantil. De las alteraciones lunares de sedimento (LS) predominó en las estaciones de Moto y Caga Pájaro, donde fue común observarlos en corales pétreos con formas masivas. Fragmentación (FR) y raspaduras (RA) se observaron principalmente en los octocorales (ramificados) presentes tanto en EL Cantil como en Moto. En cuanto a las afecciones, palidecimiento (PL) y blanqueamiento (BL) fueron las más comunes, entre las cuales se observó una relación inversa en su frecuencia de aparición, la cual estuvo estrechamente relacionada con la temperatura del agua en la zona, siendo PL la que obtuvo las más altas frecuencias, principalmente en Caga Pájaro. Se registraron dos tipos de enfermedades, lunares blancos (LB) y lunares oscuros (LO) con muy bajas frecuencias de aparición, siendo LB la más frecuente y en la que se observó una marcada selectividad a nivel de especie (*Siderastrea siderea*) en Caga Pájaro y El Cantil. Por otra parte el mayor número de colonias sanas (SN) se reportó en Moto y el menor en El Cantil, mientras que muerte actual (MA) mostró una muy baja frecuencia y su presencia fue más notable en El Cantil y Caga Pájaro. Las especies en que se registró el mayor número de condiciones de deterioro fueron las que presentaron las mayores abundancias en cada una de las estaciones, sobresaliendo *Montastraea annularis*, sin embargo, por su gran dominancia en las tres estaciones también fue la que mostró el mayor número de colonias sanas. En cuanto al seguimiento de buzos, no se pudo establecer una relación entre las condiciones de deterioro y el número de buzos y su comportamiento en cada sitio, así como tampoco se encontraron diferencias significativas en las tasas de resuspensión adentro y fuera de su recorrido. Sin embargo, esto no significa que el buceo no este causando un impacto negativo; no obstante, para poder determinar el daño causado en la cobertura de los corales y del sustrato en general en sitios con alta y mediana frecuencia de visitantes por esta actividad, es necesario realizar monitoreos en un término de tiempo mayor a nueve meses. Finalmente, se observó una estrecha relación entre los cambios de temperatura durante el tiempo de muestreo y las condiciones de deterioro, por lo cual se puede sugerir que posiblemente la temperatura esta jugando un papel muy importante en cuanto al estado de salud de los corales, más no es el único causante del daño que se esta evidenciando actualmente.

Palabras claves: Estado de salud, condiciones de deterioro, corales pétreos, octocorales, comportamiento de buzos, impacto natural y antropogénico.

INTRODUCCIÓN

Los arrecifes de coral son estructuras calcáreas tropicales, de aguas poco profundas, que soportan diversas asociaciones de plantas y animales marinos. Estos sistemas presentan requerimientos ambientales específicos como lo son aguas bajas en nutrientes, con temperaturas mayores a 20°C, transparentes y de alta salinidad constante, los cuales restringen su presencia a los mares tropicales y subtropicales. Cualquier cambio de estas condiciones ocasiona el deterioro e incluso la muerte de los arrecifes (Prahl y Erhardt, 1985 y Muller, 1979).

Los arrecifes coralinos figuran a nivel mundial como uno de los sistemas ecológicos de mayor importancia, por su alta diversidad y productividad (Ramírez, 1983). Estos cumplen un gran número de funciones esenciales en el sistema marino soportando una compleja e interactuante cadena alimenticia (Díaz *et al.*, 2000). Además de las comunidades típicamente coralinas, los sistemas arrecifales incluyen una serie de ambientes asociados entre los cuales existen complejas relaciones ecológicas (Salvat, 1987), convirtiéndolos en ecosistemas muy frágiles ante la acción de agentes externos que provocan daños sobre ellos (Chávez e Hidalgo, 1988). Por lo tanto, estos sistemas pueden ser bioindicadores de cambios ambientales locales y aún globales causados por impactos naturales y/o antropogénicos (Garzón – Ferreira, 1997).

En los últimos años, se ha detectado un deterioro constante en los ambientes coralinos a nivel mundial, debido principalmente a diversos factores tanto de origen natural como antropogénico que afectan directamente el desarrollo de estos organismos (Werding y Köster, 1977; Werding y Sánchez, 1989 y Garzón-Ferreira, 1997).

Entre los daños naturales más comunes que se dan en los arrecifes coralinos se encuentran diferentes deterioros provocados por tormentas, eventos Niño, alta sedimentación, bioerosión y enfermedades. Los corales presentan intervalos de tolerancia entre 17 y 34°C, pero la mayoría

viven cerca de su límite máximo; por tal razón, cambios bruscos en estos niveles como los producidos por el calentamiento global y eventos El Niño afectan severamente las comunidades coralinas, trayendo como resultado el blanqueamiento en los corales con mortalidades masivas o haciéndolos más susceptibles a otros tensesores (Díaz *et al.*, 2000).

Los efectos de la alta sedimentación en las poblaciones de arrecifes coralinos, se manifiestan por una disminución en la abundancia y diversidad de especies de corales como por la alteración en la forma de crecimiento de las colonias, ya que las condiciones se hacen favorables para el crecimiento de otras especies (zoantídeos, esponjas y algas), las cuales compiten de forma considerable con los corales verdaderos (Alvarado *et al.*, 1986).

La exposición al aire y a la radiación solar directa de los corales durante mareas extremadamente bajas, son otra causa importante de deterioro ya que influyen en la regulación de la población y la organización de la comunidad arrecifal. Los huracanes pueden contribuir localmente a la disminución de las especies, tanto de corales como de organismos asociados (Díaz *et al.*, 2000), dando como resultado final la fragmentación de los grandes corales reducidos a pequeños trozos debido a la acción de organismos perforadores que se alojan en ellos cuando una colonia muere (Ruppert y Barnes, 1996).

En el ambiente natural la superficie del coral está expuesta, haciéndola susceptible a ser atacada rápidamente por organismos invasores y excavadores, particularmente por algas, esponjas y bivalvos, entre otros, los cuales atacan al coral vivo por su parte inferior, lo que puede provocar el derrumbe de grandes formaciones (Ruppert y Barnes, 1996).

Los diferentes efectos causados por los agentes de deterioro han llevado a que se presenten diversas afecciones patológicas que atacan a los corales, de las cuales se han diferenciado varios tipos en Colombia, como lo son banda negra, bada blanca, banda amarilla, banda roja, plaga

blanca y “white pox”, así como las denominadas lunares blancos y lunares oscuros produciendo en algunos casos mortalidades.

Por otra parte, el hombre, especialmente en las últimas décadas ha provocado grandes impactos sobre los arrecifes debido a derrames de hidrocarburos, construcción de obras civiles, descargas de aguas residuales domésticas, vertimientos de aguas cálidas industriales, resuspensión de sedimentos, uso de dinamita y turismo no planificado y sin control. Así mismo, las actividades acuáticas de tipo recreativo como el buceo, han causado alteraciones físicas provocando impactos directos (pisar, sujetarse, apoyarse y la exfoliación) e indirectos (aleteo, resuspensión de sedimentos, contactos con el tanque y arrastre del equipo) sobre los fondos marinos los cuales perjudican a las especies que los habitan, provocando interferencia a la fauna durante periodos críticos como la reproducción, cambios en el comportamiento de algunas especies y pérdida de la biodiversidad por la degradación del hábitat (Oltra, 2001).

La mayoría de sitios de buceo de Santa Marta se encuentran ubicados en el Parque Nacional Natural Tayrona (PNNT), en donde hasta el momento no se han realizado descripciones y estudios específicos sobre el impacto de esta actividad y donde además, según Díaz *et al.* (2000), se ha detectado un deterioro coralino reflejado en la reducción significativa de la cobertura del coral vivo.

A nivel nacional se han realizado muchos estudios sobre los arrecifes coralinos, pero muy pocos son los registros sobre el impacto que tiene la actividad del buceo en estos ecosistemas. Gallo *et al.* (2001), realizaron una investigación sobre los efectos del buceo en los fondos coralinos de San Andrés Isla, encontrando una relación entre el daño registrado con las actividades de instrucción, fotografía submarina, la falta de control de la flotabilidad y desconocimiento de la fragilidad de los organismos por parte de la gente.

Otro de los registros que se encuentra es el realizado por Perdomo y Pinzón (2000), quienes evaluaron el impacto del buceo en las comunidades marinas localizadas en el Parque Nacional Natural Gorgona, encontrando que en general los sitios presentaron daños como rompimiento de organismos sésiles y fragmentación de colonias por acción directa de los buzos.

A nivel mundial, en los últimos años el impacto del turismo y más específicamente del buceo sobre los arrecifes coralinos ha sido ampliamente estudiado. En Hawai Tissot y Hallacher (2000), evaluaron el impacto causado por los buzos en la Bahía de Kealakekua, durante 1996 – 1997 en un sitio control y otro con alta actividad, donde encontraron pequeñas diferencias que sugieren un impacto sobre el arrecife, el cual debe medirse en un periodo de tiempo más largo para así distinguirlos de los que posiblemente ocasiona el ambiente natural.

Hawkins y Roberts han realizado una serie de investigaciones en el Mar Rojo. En 1997 publicaron la incidencia de factores como el buceo directo, efectos ambientales (naturaleza del lugar) y la infraestructura turística (hoteles, puertos, lanchas) en la determinación de la capacidad de carga, para así, establecer políticas de manejo en un área arrecifal de uso turístico. En 1994 evaluaron el incremento del turismo costero, donde muestran como resultados inquietantes los planes masivos de expansión en el área de Jordania, Israel y Egipto que eventualmente podrán exceder los niveles de carga de los arrecifes allí presentes llevándolos a la degradación. En 1993, estimaron el efecto de pisotear o caminar sobre las comunidades coralinas (octocorales), hallando reducción en la altura, diámetro promedio y mayor fragmentación para las colonias ubicadas en áreas pisoteadas. Para 1992a, evaluaron la capacidad de carga de uno de los sitios más buceados en esa zona (Sharm-el Sheik, Egipto) buscando ver el efecto de la expansión del turismo de 50.000 a 850.000 buzos por año en 37 sitios, encontrando que los corales eran los organismos más susceptibles al estrés y al daño dentro del arrecife y que efectivamente el aumento en el número de turistas está directamente relacionado con el deterioro de los mismos. Adicionalmente, en 1992b, realizaron un estudio sobre las comunidades bentónicas en las pendientes arrecifales, el cual reflejó que la

vulnerabilidad de los corales está relacionada con la forma de crecimiento, donde organismos de tipo ramificado son los más susceptibles al deterioro. Es por esto que se hace necesario realizar una serie de estudios en un área determinada que permita establecer un manejo adecuado de estas actividades.

Por otra parte, se han llevado a cabo importantes investigaciones puntuales como la realizada por Rouphael (1994), quien estudió el efecto de pisotear o caminar sobre los sustratos rocosos, enfatizando las causas de daño infringidas al coral por parte de los buzos llegando a encontrar que la fragmentación por contacto con las aletas y mala flotabilidad son los factores que causan daños más comunes, y así mismo los fotógrafos son los principales causantes del disturbio en el agua. Finalmente Liddle (1991), realizó algunos experimentos en la Isla Heron (Gran Barrera de arrecife) pisoteando y registrando el efecto producido sobre algunas especies de coral con el fin de probar la hipótesis que el daño causado por la actividad del buceo es dependiente de las características fisiológicas del coral, encontrando que en el grupo de corales, existen especies con diferentes estrategias, o bien que son muy resistentes con una lenta recuperación, o son poco resistentes con una rápida recuperación.

Entre las investigaciones realizadas sobre el estado de salud de las formaciones coralinas del Parque Nacional Natural Tayrona, se encuentran las realizadas por Garcés (2000), quien estudió el desarrollo de la enfermedad de los lunares oscuros en los corales pétreos *Montastraea annularis* y *Siderastrea siderea* en la Bahía de Gayraca, concluyendo que la mayoría de estos lunares se encuentran en la parte superior de las colonias, la cual es la más afectada por los diferentes factores ambientales. Villa (1998), caracterizó y determinó el estado actual de las formaciones arrecifales de la Bahía de Cinto, encontrando afecciones como muerte reciente en colonias de *Acropora palmata*, *Acropora cervicornis* y *Porites porites*, banda negra e invasión por esponjas en colonias de *Diploria* sp., invasión por algas, territorios de *Stegastes* sp., lunares oscuros, lunares blancos, invasión por otros y plaga blanca en otras especies. Por otro lado, Gil (1998), caracterizó

la enfermedad de los lunares oscuros en la Bahía de Neguanje, encontrando que existe una mayor incidencia de la enfermedad en las áreas menos profundas de los arrecifes que se encuentran distribuidos en las costas del PNNT.

A nivel regional, en la Bahía de Gaira, Cadena *et al.* (2002), realizaron una evaluación del estado de salud en Punta Cabeza de Negro, encontrando que invasión por algas fue la condición que presentó el mayor porcentaje de incidencia sobre los corales seguido por blanqueamiento e invasión por otros, y dentro de los factores abióticos, la sedimentación debida al aporte de aguas continentales provenientes del Río Gaira y a la contaminación causada por asentamientos humanos adyacentes, influyó en gran medida en el deterioro coralino. De igual forma, Bermúdez y Piñeros (2001), también realizaron una caracterización estructural con algunos aspectos preliminares del estado de salud de las formaciones coralinas de la zona norte de la Bahía, obteniendo resultados similares a lo anteriormente descrito. Castro *et al.* (1999), realizaron un monitoreo del crecimiento y salud de cabezas aisladas de *Colpophyllia natans* y *Montastraea annularis* en Playa Blanca, sometidas a varios tipos de afecciones con diferentes grados de deterioro, encontrando que la formación coralina de este sitio presenta unas condiciones óptimas para la recuperación de estas especies.

También se han realizado diversos estudios en el Caribe colombiano, como los registrados por Garzón-Ferreira *et al.* (2001), quienes exponen las seis enfermedades más frecuentes: banda negra (BBD), lunares negros (DSD), banda blanca (WBD), banda amarilla (YBD), banda roja (RBD) y plaga blanca (WPD), las cuales han presentado un incremento progresivo desde 1990. En el año 2000, el Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras “José Benito Vives de Andreis” (INVEMAR), publicó el libro “Áreas Coralinas de Colombia”, en el cual se describe la problemática de deterioro que se presenta en los arrecifes coralinos a nivel nacional. A esto se le atribuyen causas de tipo antropogénico y natural, las cuales han provocado una reducción significativa de la cobertura de coral vivo. Barrios (2000), realizó una evaluación de las principales condiciones de

deterioro de los corales pétreos definiendo 26 condiciones que agrupó en ocho categorías, las cuales pueden estar directa ó indirectamente relacionadas entre sí, ocasionando una degradación continua de los ambientes coralinos. Finalmente, Huertas (2000), realizó una caracterización estructural, composición y estado de salud de las formaciones coralinas de Isla Fuerte, Bajo Burbujas y Bajo Bushnell, encontrando una baja cobertura de coral vivo, presentando a las algas como el principal agente de deterioro.

Inicialmente con esta investigación se pretendió “evaluar el estado de salud de la epifauna sésil arrecifal presente en algunos sitios de importancia turística para el buceo dentro del Parque Nacional Natural Tayrona durante el 2002”. Sin embargo, durante el desarrollo del estudio surgió la necesidad de modificar el objetivo principal encaminándolo a plantear la “evaluación del estado de salud de los corales presentes en algunos sitios de importancia turística para el buceo dentro del Parque Nacional Natural Tayrona”, debido a la imposibilidad de contar con protocolos sobre categorías de deterioro en los otros grupos epifaunales como esponjas, algas, poliquetos, zoantídeos y briozoos.

Ante la carencia de información del impacto de la actividad de buceo en el PNNT, se propone entonces caracterizar algunos aspectos estructurales de las formaciones coralinas, como los cambios en composición y abundancia en cada una de las estaciones durante el periodo de estudio, determinando también la variación temporal del estado de salud de estas formaciones y su relación con la temperatura y los impactos causados por esta actividad.

Lo anterior con el fin de lograr implementar a mediano plazo medidas pertinentes para la conservación y manejo de estos recursos, a través de monitoreos con la colaboración por parte de los centros de buceo, universidades e institutos que hagan investigación en la zona, ya que de seguir así se podría llegar en un futuro no muy lejano a la extinción de diferentes especies y con ello ocasionar un gran desequilibrio ecológico.

Este trabajo se desarrolla como requisito para optar al título de Biólogo Marino, y para su desarrollo contó con el aval de la Unidad Administrativa Especial de Parques Nacionales Naturales (UAESPNN) y el apoyo logístico del Centro de Buceo Tayrona, Escuela de Buceo Vida Marina y Universidad Jorge Tadeo Lozano, así como CORPAMAG a través de la coordinación de Zonas Costeras. Sus objetivos se encuentran enmarcados dentro de los lineamientos de conservación establecidos por el Plan Nacional de Investigación en la Biodiversidad Marina (PNIBM) del ministerio del Medio Ambiente y dentro de las prioridades de investigación: conocimientos básicos de la Biología de la conservación del Parque Nacional Natural Tayrona.

1. DESCRIPCIÓN DEL AREA DE ESTUDIO

El Parque Nacional Natural Tayrona (PNNT), se encuentra localizado entre los puntos geográficos 11°15' - 11°22' N y 73°57' - 54°12' W (Díaz *et al.*, 2000). Presenta una hidrodinámica con ciertas características que se encuentra determinada por los vientos Alisios. En los meses de sequía (diciembre - abril) los vientos Alisios del noreste generan un fenómeno local de surgencia o afloramiento de aguas subsuperficiales con temperaturas entre los 20 y 25 °C. Durante el periodo de lluvias el agua tiende a ser más cálida (27 - 29°C) debido a la ausencia de surgencia y a la influencia de la contracorriente de Panamá que transporta material orgánico e inorgánico proveniente de aguas continentales del Río Magdalena y de la Ciénaga Grande de Santa Marta (Bula Meyer, 1985 y Ramírez, 1990).

El contorno de sus costas se caracterizan por una serie de ensenadas relativamente encerradas (Granate, Concha, Chengue, Gayraca, Neguanje, Cinto, Guachaquita y Palmarito), cuyos costados occidentales están más expuestos al oleaje y a los vientos, y algunos islotes rocosos (Isla Aguja, los Morritos) que representan prolongaciones interrumpidas de las estribaciones montañosas (Díaz *et al.*, 2000). Las formaciones coralinas del PNNT en parche o franja se encuentran asociadas principalmente al cinturón rocoso costero, su zonación esta determinada por diferentes grados de exposición al oleaje, caracterizándose por tener un menor desarrollo y presencia de algunos elementos de un arrecife coralino (Solano, 1987, Werding y Sánchez, 1989).

Gracias a la información brindada por algunos centros de buceo de la zona (Escuela de Buceo "Vida Marina", Centro de Buceo "Tayrona" y escuela de Buceo "Sueño Marino") se eligieron tres estaciones ([Figura 1](#)) de acuerdo a la frecuencia con la que son visitados por los buzos (alta, mediana y baja). La primera se encuentra ubicada en la Bahía de Granate (El Cantil), la cual es altamente frecuentada por buzos con diferentes niveles de certificación; la segunda se encuentra

en la Isla de la Aguja (Caga Pájaro) medianamente frecuentada, donde la mayoría de los buzos que llegan presentan un nivel de certificación avanzado y por último, se eligió una estación ubicada entre el paso de las Bahías Concha y Chengue (Moto), la cual se tomó como punto control ya que es un sitio muy poco frecuentado debido a los altos costos que representa para los centros de buceo llegar hasta esta zona.

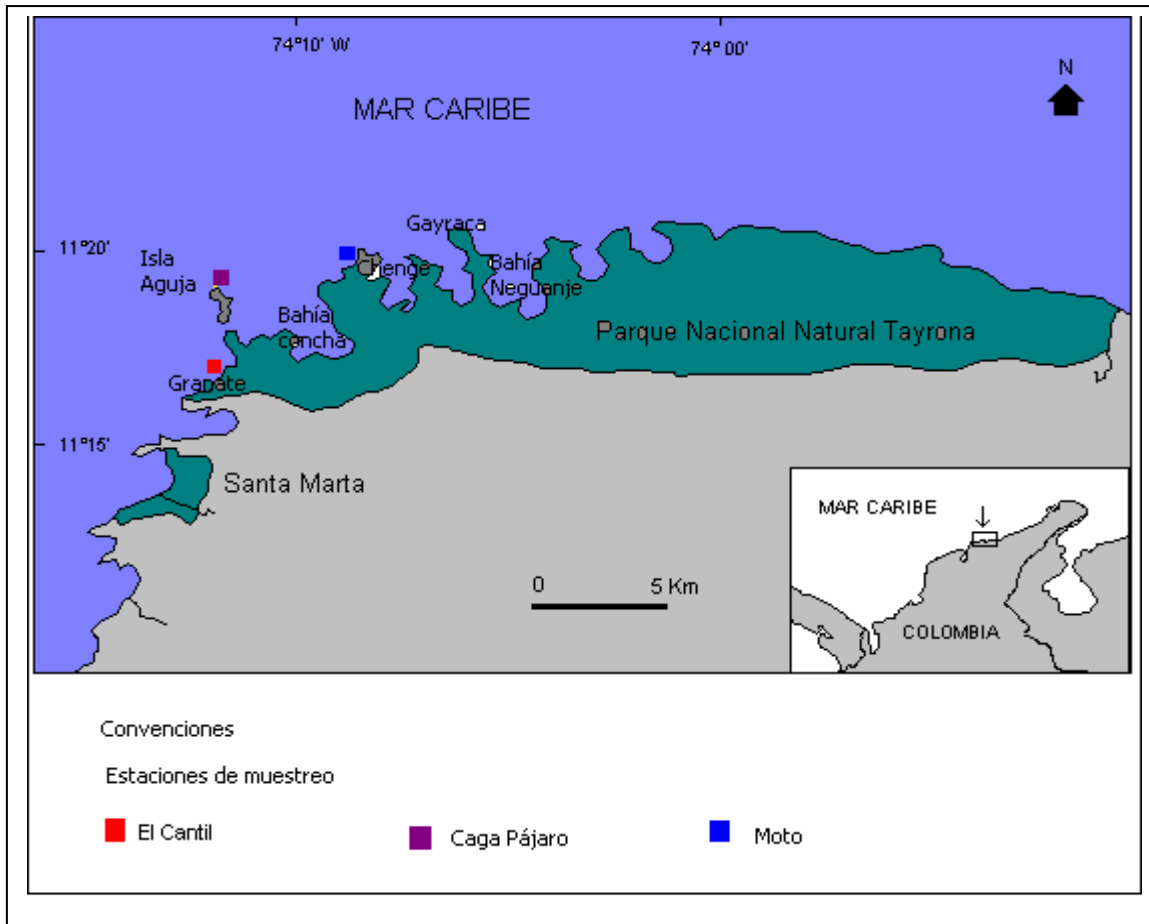


Figura 1. Ubicación de las zonas de muestreo, Parque Nacional Natural Tayrona, Caribe colombiano. Tomado y modificado de Díaz *et al.* (2000).

Bahía Granate

Granate es una ensenada relativamente pequeña, está situada aproximadamente a 3,5 km al noreste de la ciudad de Santa Marta, justo antes del promontorio rocoso de Punta Aguja. Parece estar bien protegida de los vientos que soplan la mayor parte del año, sucede a menudo que

mientras el mar circundante permanece borrascoso, el agua de la Bahía está en calma (Kielman y Hofman, 1988). El sustrato rocoso coralino llega hasta los 30 m de profundidad y se caracteriza por presentar una gran abundancia de octocorales, especialmente de los géneros *Pseudoplexaura* y *Eunicea*.

Isla Aguja

La Isla de la Aguja es una porción de tierra emergida, con una altura 100 msnm. Es un sector protegido del oleaje predominante, el agua es clara sin corrientes importantes, excepto cuando se presenta la contracorriente del sur occidente. Entre la Isla y la costa se han detectado fuertes flujos de agua turbia hacia el norte en la época de lluvias, así como oleajes medianos asociados a “vendaval” (Kielman y Hofman, 1988). El sustrato rocoso - coralino llega hasta los 40 - 45 m de profundidad y la pendiente del fondo es más pronunciada que en el sublitoral de las bahías y ensenadas (Botero, 1987).

En la primera mitad del año se observan crecimientos exuberantes de algas (especialmente de algas pardas), que alcanzan varios metros de altura y llegan a ocultar los corales y otros organismos sésiles en los primeros 5 m de profundidad. Se encuentran poblaciones importantes de octocorales en las puntas más salientes, en cuya estructura se han registrado hasta 20 especies (Botero, 1987).

Los arrecifes coralinos se presentan a partir de unos 5 m de profundidad, asociados a formaciones rocosas costeras, alcanzan su máximo desarrollo entre 10 y 20 m. El relieve de las formaciones coralinas del sector está determinado por formas de crecimiento masivas. Las especies más sobresalientes por alcanzar mayores tamaños son *Montastraea annularis* y *Colpophyllia natans*, otros géneros representativos son *Stephanocoenia*, *Diploria*, *Siderastrea* y *Solenastrea* (Botero, 1987).

Bahía Chengue

Situada a unos 15 km al este de Santa Marta. La bahía se abre hacia el norte con una boca de aproximadamente 1,2 km entre la Punta de Macuaca y la Punta de Gayraca, con una longitud de 1,9 km y una superficie cercana a los 2 km². Esta es la Bahía más protegida de la acción de los vientos y el oleaje (Garzón - Ferreira, 1998).

En los arrecifes rocosos del costado oriental los corales pueden dominar desde los 2 m de profundidad, donde alcanzan coberturas del 60 - 80 % y donde también son abundantes los octocorales (Botero, 1987). En el noreste, el coral crece desde el nivel medio del mar hasta una profundidad entre 13 y 15 m, en donde se inician los fondos con octocorales a solo 50 a 60 m de la línea de costa.

Las formaciones coralinas se inician desde la parte externa de la punta de Gayraca y cubren el costado este en forma más o menos continua hasta las primeras playas de cascajo y arena. En el costado suroeste se presenta una lengua arenosa, después de la cual reaparece el coral formando una barrera arrecifal, que representa la zona de mayor crecimiento coralino al oeste de la ensenada; de aquí hacia el norte la cobertura y el número de especies disminuyen progresivamente, excepto a la altura de la Piedra Ahogada en donde se establece un gran número de especies. Entre esta y Punta Macuaca se forma una ensenada que posee un pequeño arrecife de *Acropora palmata* en su extremo sur, mientras que en el resto del área se encuentran colonias dispersas de los géneros *Diploria*, *Siderastrea*, *Montastraea* y *Porites* (Werding y Erhardt, 1976).

Los arrecifes coralinos de este sector se diferencian por presentar grandes franjas independientes del cinturón rocoso costero asociadas con praderas de *Thalassia* y por el gran desarrollo de especies ramificadas y foliadas, especialmente por *Acropora palmata*, *Acropora cervicornis*, *Millepora* sp., *Agaricia agaricetes* y *Madracis decactis* (Garzón - Ferreira, 1998).

2. METODOLOGIA

Con el fin de evaluar el estado de salud de los corales en algunos sitios de importancia turística para el buceo y determinar si existe un impacto potencial de esta actividad sobre dichas comunidades en el Parque Nacional Natural Tayrona, se realizaron muestreos durante el año 2002, en tres zonas de buceo (El Cantil, Caga Pájaro y Moto) en las cuales se desarrollan con diferentes frecuencias actividades subacuáticas, tomando como blanco la estación de Moto. Durante el premuestreo se reconocieron parches de coral en cada una de las estaciones, ubicando parcelas permanentes en el sitio usualmente utilizado por los buzos para el descenso, al encontrar una zona relativamente homogénea en cuanto a la estructura coralina. Así mismo, se limitó la profundidad a 12 m (40 pies), donde aparentemente se hace similar la composición de la comunidad.

2.1 ÁREA MÍNIMA DE MUESTREO

En la [Figura 2](#) se presenta la curva acumulada de especies, que determinó la mínima unidad muestral, estableciendo que el área definida para las parcelas (25 m²) es suficiente, debido a que la estación más representativa (El Cantil) mostró una tendencia a estabilizarse a los 12 m². Para esto se utilizó una cuadrícula de 5x5 m dividida en 25 cuadrantes de 1 m², con el fin de facilitar la toma de datos en campo.

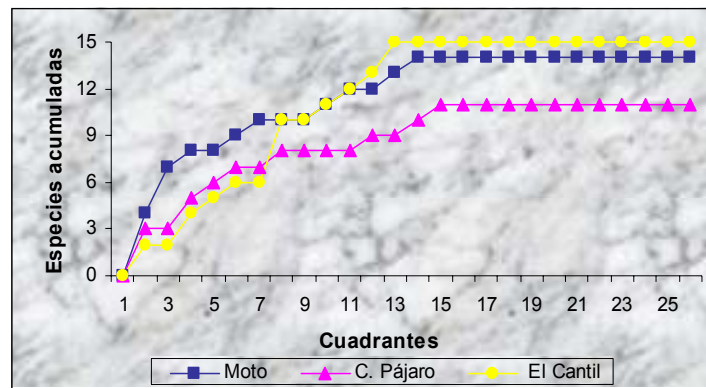


Figura 2. Curva acumulada de especies presentes en las estaciones de muestreo que determinan la mínima unidad muestral.

2.2 ESTRUCTURA ARRECIFAL

Para la evaluación de la estructura arrecifal, se ubicó una parcela permanente de 25 m² (5 x 5 m) ([Figura 3](#)) en cada una de las estaciones, dentro del recorrido realizado por los buzos a una profundidad promedio de 12 m, la cual se delimitó con estacas de hierro galvanizado. Una vez ubicadas las parcelas se aplicó la metodología “*Fase Surveys*” descrita por Huertas (2000), que consiste en censos visuales rápidos ajustando la unidad muestral para el área de estudio. Se llevó a cabo un muestreo inicial (abril) y uno final (diciembre), con el propósito de caracterizar y observar los posibles cambios tanto en la composición y abundancia como en la cobertura de las especies y categorías principales del sustrato. Estos dos únicos muestreos se deben a que los cambios que pudieran llegar a presentarse en estas variables, se dan a muy largo plazo.

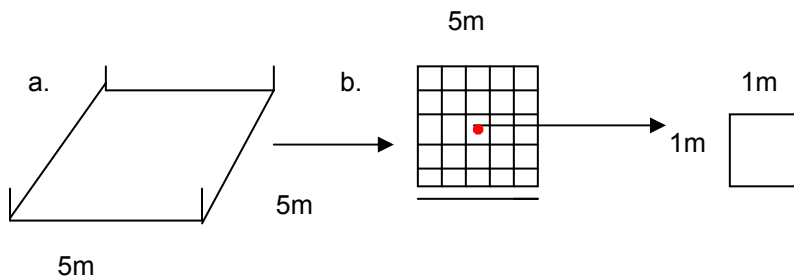


Figura 3. Diagrama del establecimiento del área de muestreo. a. Delimitación de las parcelas permanentes. b. Cuadrícula guía.

Con el fin de realizar mediciones de mayor precisión se utilizó una cuadrícula guía de 5 x 5 m, subdividida en 25 cuadrantes de 1m² como referencia ([Figura 3b](#)) dentro de la parcela permanente, donde se identificaron las diferentes especies coralinas, tomando como guía a Humann y Deloach (2002), y se cuantificaron las colonias presentes en cada una de las estaciones. Posteriormente se estimó la cobertura de las especies más representativas y las diferentes categorías del sustrato.

Cobertura relativa de las categorías del sustrato: En la parcela de cada estación se valoraron porcentajes de cobertura de los principales componentes del sustrato tales como:

- **Sustrato duro:** Fondo adecuado para el asentamiento de organismos coralinos. Sí es de origen pétreo se denomina roca base, si es de origen calcáreo se clasifica como: coral vivo, coral muerto (todavía se observa la estructura de los cálices de los pólipos), matriz o terraza calcárea (formada por esqueletos de coral cementados).
- **Sustrato blando:** Fondo no apto para el asentamiento de pólipos coralinos, se subdivide en: arena (material particulado fino de origen limoso, lodoso o coralino), arena y cascajo (piedras o material particulado grueso de coral) o escombros coralinos (fragmentos pequeños de coral).
- **Cobertura de otros:** Se estimó la cobertura de algas, poliquetos y esponjas sobre el sustrato duro (coral muerto, matriz calcárea y roca base).

Cobertura Relativa de las Especies: Se calculó la cobertura de cada una de las especies coralinas presentes en las tres estaciones.

2.3 ESTADO DE SALUD

Para evaluar este parámetro se tuvieron en cuenta las especies más representativas (más visibles y con diámetros mayores a 10 cm), dentro de cada una de las parcelas permanentes mencionadas anteriormente. Se realizaron nueve muestreos a lo largo del estudio, donde se observó y anotó mensualmente la presencia de las principales variables que indican las condiciones de salud de las comunidades, planteadas por Barrios (2000), para determinar la salud en las áreas coralinas del Caribe colombiano. Estas variables se clasifican en dos tipos:

🦋 **Signos de Deterioro:** Son indicadores que permiten observar la interacción física de la comunidad arrecifal con otros organismos o con el medio; en algunos casos se puede reconocer el agente agresor, en otros no.

🦋 **Agentes de Deterioro:** Son los elementos causantes del deterioro y por lo tanto de signos en el tejido coralino. Pueden ser observados en algunas ocasiones por el investigador.

2.3.1 Muerte Coralina

🦋 **Muerte Reciente (MR):** Ocurrida en las últimas tres décadas; se caracteriza porque parte o toda la colonia ha perdido completamente el tejido vivo y aunque los cálices de los pólipos se encuentren muy deteriorados, todavía se puede diferenciar la estructura general de la colonia y reconocer la especie a la cual perteneció. La zona muerta generalmente se encuentra cubierta con algas. Se mide el porcentaje de las colonias de cada especie que se encuentra muerta con la siguiente escala: 1 indica que del 1 al 10% de la colonia se encuentra muerta, 2 del 11 al 30 %, 3 del 31 al 50 %, 4 del 51 al 70 % y 5 del 71 al 100 %.

🔪 **Muerte Actual (MA):** Tipo de mortalidad del pólipo que se produjo con algunos días ó semanas de anterioridad, por lo cual se encuentran bien conservadas todas las estructuras que conforman el exoesqueleto de los cálices.

2.3.2 Invasiones y Agresiones

🔪 **Invasión por Algas (IA):** Las colonias son cubiertas por algas frondosas ([Figura 4](#)).

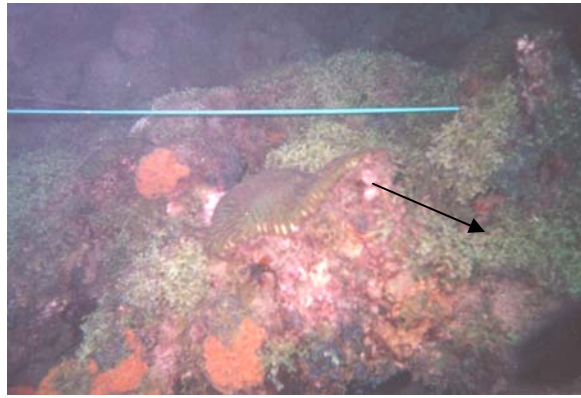


Figura 4. Colonias de coral invadidas por algas (IA) frondosas, principalmente del género *Dictyota*. Tomado por Santiago Estrada R.

🔪 **Invasión por Esponjas (IE):** Cuando las esponjas recubren con sus bases las colonias coralinas ([Figura 5](#)).

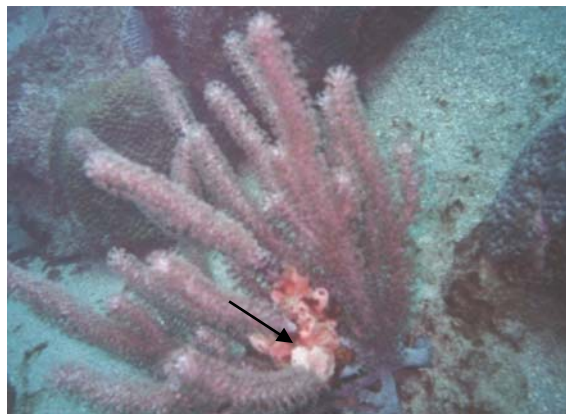


Figura 5. Colonia del género *Pseudoplexaura* invadida por esponjas (IE). Tomado por Santiago Estrada R.

🦀 **Invasión por Otros Organismos (IO):** Tales como anémonas, zoantídeos y bivalvos ([Figura 6](#)).



Figura 6. Colonia del género *Montastraea* invadida por un gasterópodo (IO). Tomado por Santiago Estrada R.

🦀 **Invasión por Poliquetos (IP):** Cuando los poliquetos perforan ó se posan sobre el tejido coralino ([Figura 7](#)).

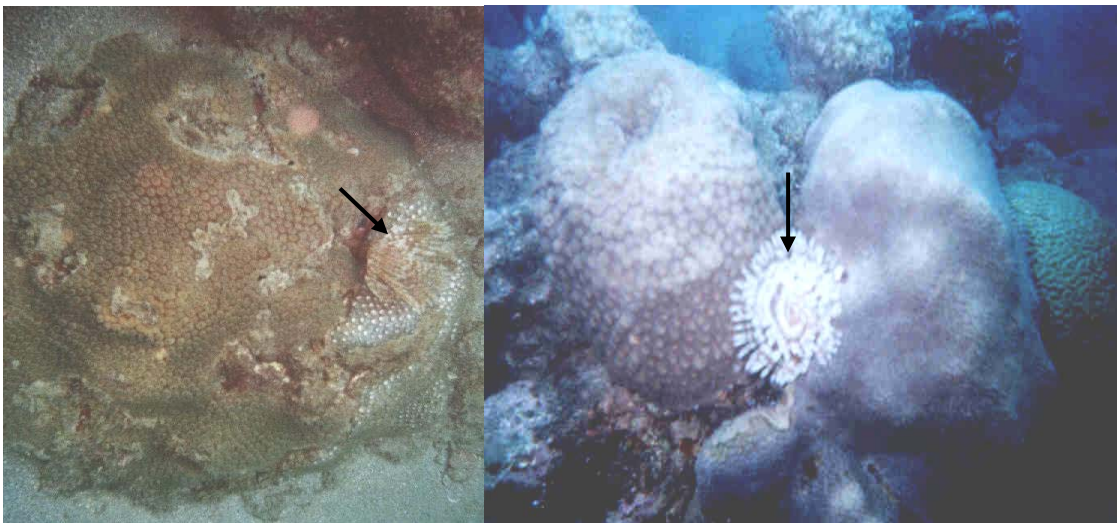


Figura 7. Colonias del género *Montastraea* invadidas por poliquetos (IP) de la familia Sabellidae. Tomado por Santiago Estrada R.

🦂 **Agresión por corales (AC):** Cuando dos colonias de corales tienen contacto físico y muestran competencia por el espacio ([Figura 8](#)).



Figura 8. Colonia de *Montastraea cavernosa* compitiendo por espacio con otra colonia de *Montastraea annularis* (AC). Tomado por Santiago Estrada R.

🦂 **Algas Incrustantes (AI):** Son principalmente algas rojas que recubren las colonias en forma de tapete.

🦂 **Depredación por Peces Coralívoros (DE):** Se observan en las colonias pequeños rasguños con pérdida de pólipos.

2.3.3 Alteraciones

🦂 **Volcamiento (VO):** Se presenta cuando la colonia se voltea parcial o totalmente, produciendo la muerte de los pólipos que queden contra el suelo. Los volcamientos pueden ser debidos a fuertes mareas, huracanes, pesca con dinamita, anclas de embarcaciones e interacción de buzos ([Figura 9](#)).



Figura 9. Pequeña colonia de *Montastraea cavernosa* volcada (VO). Tomado por Santiago Estrada R.

✦ **Fragmentación (FR):** La colonia se fracciona por algún agente físico como los anteriormente mencionados ([Figura 10](#)).



Figura 10. Colonia de *Pseudoplexaura* sp. con algunas de sus ramificaciones fragmentadas (FR). Tomado por Santiago Estrada R.

✦ **Rayones o raspaduras (RA):** Pérdida del tejido coralino y de la capa superior del esqueleto debido generalmente a factores antropogénicos ([Figura 11](#)).

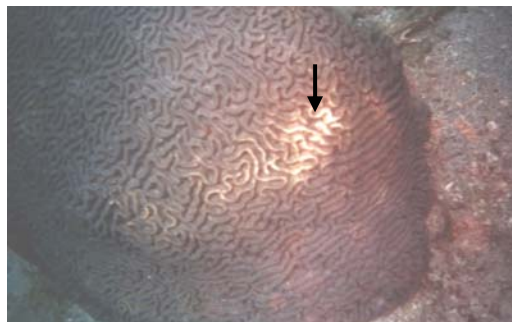


Figura 11. Colonia de *Diploria strigosa* mostrando pérdida del tejido vivo a causa de una raspadura (RA) ocasionada por acción directa de la cuerda de un ancla. Tomado por Santiago Estrada R.

🔦 **Lunares de sedimento (LS):** Se presenta una concavidad en la colonia que con el tiempo se va colmando de sedimentos ([Figura 12](#)).

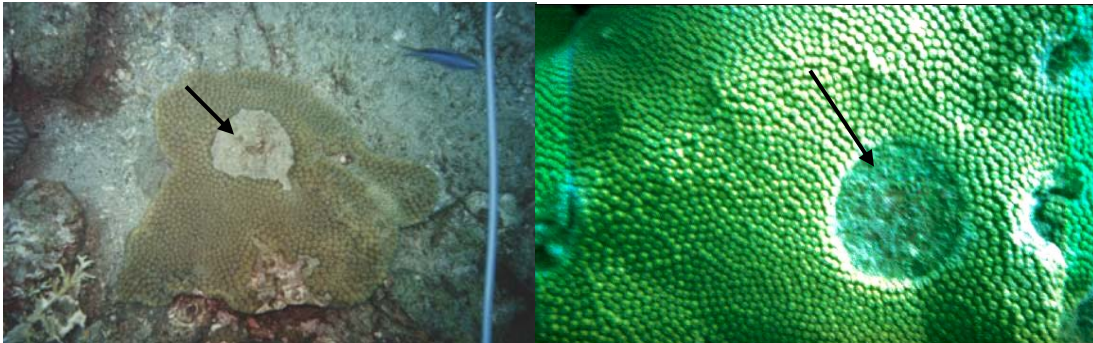


Figura 12. Colonias del genero *Montastraea* que presentan lunares de sedimento (LS). Tomado por Santiago Estrada R.

2.3.4 Afecciones y Enfermedades

Las afecciones corresponden a cambios en la coloración producto del estrés coralino. Las enfermedades se definen como cualquier interacción de salud de un organismo que producen un deterioro más localizado, con rápida diseminación y en la mayoría de los casos se desconoce el agente patógeno causante de la lesión. Dentro de las afecciones se encuentran:

🔦 **Blanqueamiento (BL) y Palidecimiento (PL):** Pérdida parcial o total de las algas simbióticas de los pólipos ([Figura 13](#)).

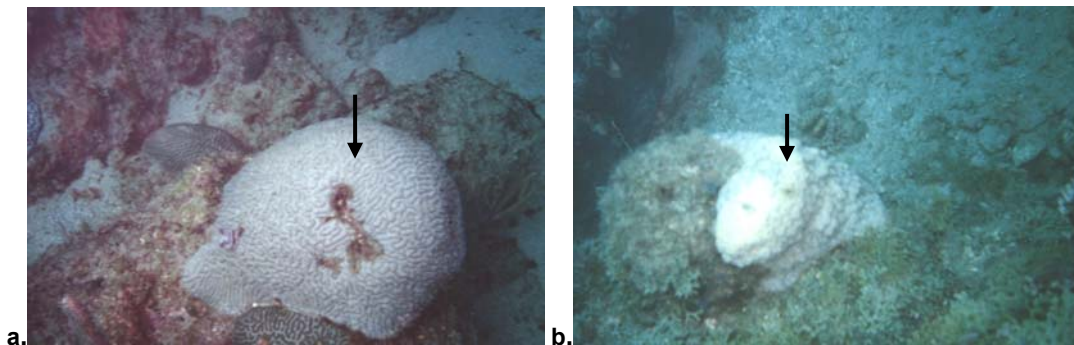


Figura 13. Colonias que presentan cambios en su coloración: a. Palidecimiento (PL.) y b. Blanqueamiento (BL). Tomado por Santiago Estrada R.

🦂 **Oscurecimiento (OS):** Cambio a una tonalidad más oscura del tejido coralino.

Dentro de las enfermedades se encuentran:

🦂 **Banda Blanca (BB):** Se caracteriza por la formación de un anillo blanco que rodea alguna ramificación de la colonia con desprendimiento y muerte de los pólipos de la zona afectada.

🦂 **Banda Negra (BN):** Se forma una capa de tejido filamentoso fino de color negro, marrón ó café parduzco sobre el tejido coralino.

🦂 **Banda Amarilla (BA):** Una sección definida del tejido adquiere un color amarillo intenso.

🦂 **Banda Roja (BR):** Formación de una capa de color rojo ladrillo en forma de banda estrecha, sobre el tejido de coral. Se caracteriza por la presencia de un tejido extraño y adicional al tejido de coral, de textura filamentosa y muy fina.

🦂 **Lunares Oscuros (LO):** Manchas oscuras redondeadas donde se presenta una depresión en la zona afectada; si el tejido coralino muere se presenta el crecimiento de algas filamentosas ([Figura 14](#)).



Figura 14. Colonia del género *Montastraea* con lunares oscuros (LO). Tomado por Santiago Estrada R.

🦂 **Lunares Blancos (LB):** Se presenta un blanqueamiento del tejido en manchas circulares.

- **Plaga Blanca (PB):** Se observa desprendimiento del tejido coralino acompañado de una mucosa que recubre el esqueleto descubierto. Esta enfermedad se inicia en los bordes de la colonia y se expande rápidamente ([Figura 15](#)).



Figura 15. Colonias del género *Diploria* presentando la enfermedad de Plaga Blanca (PB). Tomado por Santiago Estrada R.

2.4 IMPACTO GENERADO POR LA ACTIVIDAD DE BUCEO

Para determinar el posible impacto que genera la actividad de buceo sobre los corales se tuvieron en cuenta los siguientes indicadores:

2.4.1 Número y Seguimiento de buzos

Se realizó un buceo de acompañamiento mensual en cada estación, con la Escuela de Buceo Vida Marina y Centro de Buceo Tayrona, con el fin de observar el comportamiento de los buzos durante las inmersiones y las interacciones directas e indirectas que presentan con los corales (pisar, sujetarse, arrodillarse, aletear, mal manejo de la flotabilidad entre otras) ([Anexo A](#)), identificando las especies más afectadas, que inmediatamente fueron marcadas para hacer un seguimiento mensual al daño o lesión (mediciones), con la ayuda de anotaciones puntuales ([Anexo B](#)) y de

fotografías submarinas. Este seguimiento se realizó a un grupo conformado por cuatro buzos anotando el número de veces que se producían los diferentes tipos de interacción.

Adicional a esto, se llenaron planillas con la colaboración de algunos centros de buceo de la zona ([Anexo C](#)), registrando el número de buzos que visitaron mensualmente cada estación, con el fin de utilizar esta información para el posterior análisis del posible impacto que puede ocasionar la actividad del buceo en el sistema arrecifal.

2.4.2 Resuspensión de Sedimentos

Se diseñaron dos tipos de trampas de sedimento sobre una base de concreto de 20 cm de alto ([Figura 16](#)). La primera trampa se construyó con un tubo de PVC de 5.4 cm de diámetro y 30 cm de alto; este diseño evita la resuspensión de los sedimentos atrapados midiendo la tasa de sedimentación potencial (Larsson *et al.*, 1986); la segunda con un tubo de diámetro de 5.4 cm. y 15 cm. de alto, medidas que permiten obtener el sedimento producto de la resuspensión (aleteo) y de la sedimentación natural. Los dos tipos de trampas se ubicaron tanto adentro del recorrido de los buzos como por fuera de este. Estas fueron recolectadas cada dos meses para su posterior análisis en el laboratorio.

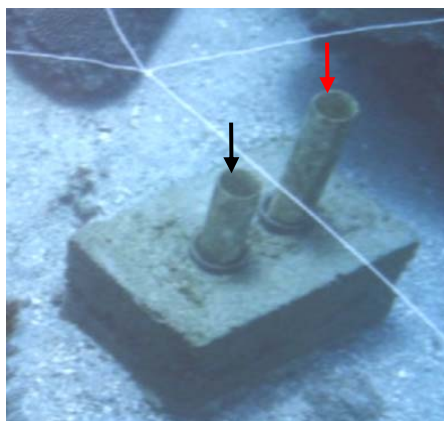


Figura 16. Diseño de los dos tipos de trampas ubicadas dentro y fuera del recorrido de los buzos. La flecha roja muestra la trampa de Sedimentación y la flecha negra la de Resuspensión.

Los sedimentos recolectados fueron procesados pasándolos por un tamiz de 1mm para retirar los elementos extraños como conchas y escamas. Luego se realizaron tres lavados con agua dulce,

durante los cuales se dejaron decantar los sedimentos y se removió el sobrenadante, con el fin de eliminar las sales. Finalmente fueron llevados al horno a 90°C, para ser pesados en una balanza analítica (metodología modificada y adaptada de Larsson *et al.*, 1986; Zea, 1994 y Aerts y Van Soest, 1997).

2.5 TRATAMIENTO DE DATOS

2.5.1 Estructura Arrecifal

Con los datos obtenidos en campo se realizó un listado de las especies presentes en las tres estaciones con sus respectivas abundancias y una caracterización de los sitios a través de los siguientes índices ecológicos:

- **Índice de Diversidad de Shannon y Wiener:** Caracteriza biológicamente una comunidad determinada en un ecosistema en donde las diferentes poblaciones que la integran presentan adaptaciones relativas a sus respectivas funciones y oficios.

$$H' = -\sum ni / N \log_{10} ni / N$$

(Ramírez, 1999)

Donde ni es el número de individuos de la especie i y N el número total de individuos.

- **Índice de Riqueza de Margalef:** Evalúa la diversidad con base en la relación especies – individuos.

$$b = S - 1 / \ln N$$

(Ramírez, 1999)

Donde b es la tasa de incremento en el número de especies, S es el número de especies y N el número de individuos.

- **Índice de Uniformidad de Pielou**

$$P = H' / \ln S$$

(Ramírez, 1999)

Donde H' es la diversidad de Shannon - Weaver y S el número de especies.

- **Índice de Predominio de Simpson:** Grado en el que el dominio esta concentrado en una o varias especies.

$$C = \sum (n_i / N)^2$$

(Ramírez, 1999)

- **Análisis de Clasificación:** Se aplicó un análisis de clasificación utilizando el índice de Bray-Curtis para evaluar el agrupamiento entre estaciones (matriz Q), empleando la técnica de ligamiento promedio no ponderado (UPGMA) indicando la disimilaridad que existe entre las estaciones de monitoreo. El resultado de la clasificación se representó en una grafica a través de un dendrograma, a partir del software CLUSTER. Adicionalmente se aplicó un Análisis de Ordenación (NMDS) el cual permitió observar como se ordenan las estaciones en un plano bidimensional (Ramírez, 1999).

Se expresó en términos de porcentaje la cobertura relativa de cada una de las especies y categorías principales del sustrato en las tres estaciones. Adicionalmente se realizó un análisis inverso de Kaandorp.

• **Análisis inverso de Kaandorp:** Se utilizó como complemento a lo obtenido por el análisis de clasificación y además con el fin de determinar las especies exclusivas, características y generalistas para cada estación. A continuación se describe el procedimiento realizado para este análisis:

1. Se definieron los grupos a partir de los resultados obtenidos por el análisis de de clasificación para la matriz Q entre estaciones.
2. Se promediaron los porcentajes de cobertura de las especies para cada grupo.
3. Se calculó la desviación y el error estándar para los promedios.
4. Se halló el valor del porcentaje promedio g (%).
5. Se determinaron las especies exclusivas (100 %), características (>70 %) y generalistas (<70 %).
6. Se construyó un esquema teniendo en cuenta la secuencia de agrupamiento obtenida en el dendrograma.

2.5.2 Estado de Salud

Con los datos obtenidos en campo, se realizaron histogramas de frecuencia del número de colonias sanas (SN) y con muerte actual en las tres estaciones. Se determinó el porcentaje de SN de cada especie a través de la siguiente ecuación:

$$\% \text{ SN} = \frac{\text{Número de SNE}_i}{\text{Número total de colonias de E}_i} \times 100$$

Donde SNE_i son las colonias sanas de la especie *i*.

A partir de la matriz de condiciones de deterioro de las especies de cada parcela se determinaron las condiciones que afectaron en un mayor grado a cada una de las especies, en las tres estaciones de muestreo, las cuales se representaron a través de histogramas de frecuencia.

Para conocer la condición de deterioro (Cd_i) que más afectó cada estación durante el estudio se utilizó la ecuación:

$$\% Cd_i = \frac{\text{Número total de observaciones de la } Cd_i}{\text{Número total de observaciones}} \times 100$$

Para determinar la condición de deterioro que más afectó a cada estación mensualmente por categorías

$$\% Cd_iCi = \frac{\text{Número total de observaciones de la } Cd_i}{\text{Número total de observaciones de la } Ci} \times 100$$

Donde Ci es la categoría de deterioro i .

Para determinar la especie más afectada ($\% sp$) por cada categoría de deterioro en cada estación se aplicó la siguiente ecuación:

$$\% sp = \frac{\text{Número total de observaciones de la } Cd_iE_i}{\text{Número total de observaciones } C_iE_i} \times 100$$

Donde Cd_iE_i es la condición de deterioro i de la especie i y C_iE_i es la Ci de la Ei .

- **Correlación de Rangos de Spearman:** Se aplicó esta prueba con el fin de establecer asociaciones entre las diferentes condiciones de deterioro en cada estación, indiferentemente de las especies afectadas, utilizando el paquete estadístico de Statgraphics Plus versión 5.1.

2.5.3 Impacto Generado por la Actividad de Buceo

2.5.3.1 Número y Seguimiento de buzos: Con los datos obtenidos sobre el comportamiento de los buzos se determinó a partir de histogramas de frecuencia cual de los tipos de contacto (directo e indirecto) presentó una mayor ocurrencia y se establecieron sus variaciones a través del tiempo para cada estación.

Por otra parte, con los datos recolectados a partir de las planillas de registro del número de buzos, se elaboraron histogramas de frecuencia para determinar los meses en que se presentó el mayor número de buzos en cada zona y así relacionarlo con los daños encontrados durante el periodo de muestreo. Esto con el fin de establecer si el posible impacto causado es mayor en las temporadas altas y en los sitios más frecuentados por los buzos.

2.5.3.2 Resuspensión de Sedimentos: Se midió a partir de los dos colectores ubicados tanto adentro como por fuera de la parcela. Las trampas que no se encontraban ubicadas al interior de la parcela se instalaron en una zona alejada al recorrido de los buzos. La tasa de resuspensión se determinó a partir de la diferencia encontrada entre la trampa que mide tanto la sedimentación como la resuspensión (2) y la trampa que mide solo la sedimentación (1).

Tasa de resuspensión = $\text{mg/cm}^2/\text{día}$ de sedimento trampa 2 - $\text{mg/cm}^2/\text{día}$ de sedimento trampa 1.

Con el fin de establecer si existen diferencias significativas entre las tasas de resuspensión adentro y fuera del recorrido de los buzos, se realizó la prueba de Wilcoxon, donde se plantearon las siguientes hipótesis para cada una de las estaciones:

Ho = Tasa de resuspensión adentro = tasa de resuspensión fuera.

Ha = Tasa de resuspensión adentro $\neq$ tasa de resuspensión fuera.

De la misma manera, se aplicó esta prueba para determinar si existían diferencias significativas entre las tasas de resuspensión de las estaciones:

1. H_0 = Tasa de resuspensión de Moto = tasa de resuspensión de El Cantil.
 H_a = Tasa de resuspensión de Moto $\neq$ tasa de resuspensión de El Cantil.

2. H_0 = Tasa de resuspensión de Moto = tasa de resuspensión de Caga Pájaro.
 H_a = Tasa de resuspensión de Moto $\neq$ tasa de resuspensión de Caga Pájaro.

3. H_0 = Tasa de resuspensión de El Cantil = tasa de resuspensión de Caga Pájaro.
 H_a = Tasa de resuspensión de El Cantil $\neq$ tasa de resuspensión de Caga Pájaro.

2.5.4 Resultados Comparativos

Con la ayuda de información secundaria de la temperatura superficial (50 cm) promedio de la estación de Chengue (2002), tomada mensualmente por el programa SIMAC (sin publicar) y los datos recolectados en el presente estudio del número de buzos mensuales presentes en cada estación, se buscó establecer las posibles relaciones entre estos indicadores y el deterioro observado a lo largo del estudio, a partir de histogramas de frecuencia. Adicionalmente se realizó una prueba de correlación de Rangos de Spearman entre las frecuencias de aparición de las condiciones de deterioro y la temperatura mensual, para cada estación.

3. RESULTADOS

3.1 ESTRUCTURA ARRECIFAL

Se distinguieron dos tipos de coral, los pétreos y los octocorales. Dentro de los pétreos se encontraron un total de 11 especies y tres géneros, mientras que para los octocorales se encontraron tres especies y dos géneros. Caga Pájaro solo presentó corales pétreos, mientras que Moto y El Cantil presentaron en su mayoría corales pétreos y en menor medida octocorales ([Tabla 1](#)). Como el fin de este trabajo era realizar un inventario detallado de las especies, no se diferenciaron los morfotipos del complejo *Montastraea annularis*. De esta manera cuando se menciona *M. annularis*, se está haciendo referencia al *sensus latu (s.l)*.

Solo tres especies se encontraron con una frecuencia de aparición mayor al 10 %, siendo *M. annularis* la que presentó el valor más alto con un 39 %, mientras *Porites* sp., *Scolymia* sp. *Madracis pharensis* y *Stephanocoenia intersepta* registraron las menores frecuencias con valores entre 0,05 % y 0,13 % ([Figura 17](#)).

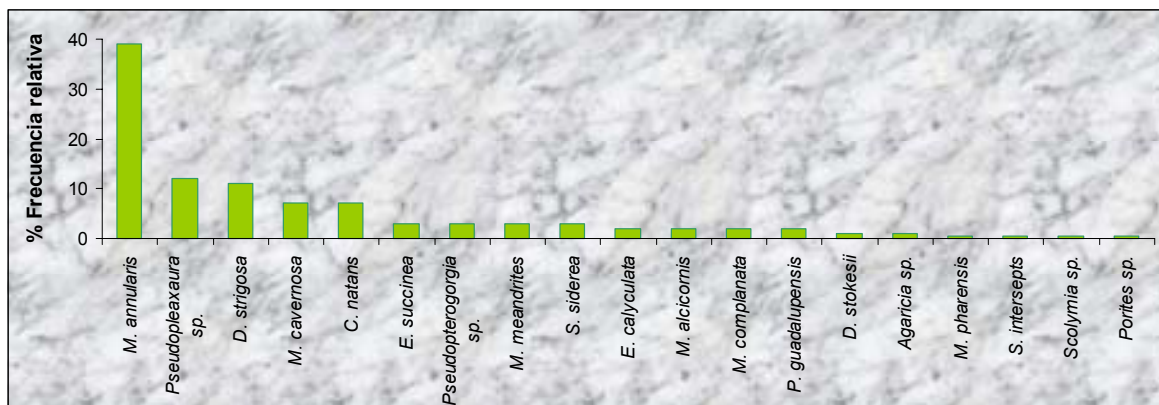


Figura 17. Frecuencia relativa de las especies y géneros de coral presentes en las tres estaciones durante el periodo de muestreo (abril a diciembre de 2002).

En Moto se registraron un total de 111 colonias coralinas (4,44 ind. / m²), de las cuales 85 eran corales pétreos (3,40 ind. / m²) y las 26 restantes octocorales (1,04 ind. / m²). La menor densidad se encontró en El Cantil con un valor de 2,44 ind. / m², producto de las 61 colonias, siendo en este caso, los aportes similares tanto por corales pétreos como por los octocorales con densidades de 1,32 (34 colonias) y 1,08 (27 colonias) ind. / m², respectivamente. Caga Pájaro a pesar de no presentar octocorales, registró una densidad superior a la de El Cantil con 2,92 ind. / m² pertenecientes a las 73 colonias de corales duros.

Tabla 1. Número de colonias por especie y/o género encontradas en cada una de las estaciones de muestreo en el Parque Nacional Natural Tayrona, durante el 2002.

ESPECIES	SIGLAS	MOTO	C. PAJARO	EI CANTIL
<i>Agaricia</i> sp.	AGAR	1	0	1
<i>Colpophyllia natans</i>	CNAT	7	9	2
<i>Dichocoenia stokesii</i>	DSTOK	1	1	1
<i>Diploria strigosa</i>	DSTRI	10	14	3
<i>Madracis pharensis</i>	MPHA	0	1	0
<i>Meandrina meandrites</i>	MMEA	2	1	4
<i>Millepora alcicornis</i>	MALCI	0	4	2
<i>Millepora complanata</i>	MCOM	3	1	0
<i>Montastraea annularis</i>	MANN	53	32	11
<i>Montastraea cavernosa</i>	MCAV	6	5	6
<i>Porites</i> sp.	POR	0	1	0
<i>Scolymia</i> sp.	SCOLY	0	0	1
<i>Siderastrea siderea</i>	SSID	2	4	2
<i>Stephanocoenia intersepta</i>	SINTER	0	0	1
<i>Eunicea calyculata</i>	ECALY	3	0	2
<i>Eunicea succinea</i>	ESUCC	2	0	6
<i>Pseudoplexaura</i> sp.	PSEUDO	13	0	16
<i>Pseudopterogorgia</i> sp.	PTERO	4	0	3
<i>Pterogorgia guadalupensis</i>	PGUA	4	0	0
DENSIDAD TOTAL (colonias/ 25 m ²)		111	73	61

 **Moto:** Se observaron un total de 11 especies y tres géneros (*Pseudoplexaura*, *Pseudopterogorgia* y *Agaricia*). De los corales pétreos *Montastraea annularis* fue la más abundante con 53 colonias (2,12 ind. / m²), seguida por *Diploria strigosa* con 10 colonias (0,40 ind. / m²), mientras que *Dichocoenia stokesii* y *Agaricia* sp. presentaron la menor abundancia con solo una colonia (0,04 ind. / m²). Entre los octocorales la mayor abundancia la mostró *Pseudoplexaura* sp. con 13 colonias (0,52 ind. / m²), mientras que *Eunicea succinea* presentó la menor con dos colonias (0,08 ind. / m²) ([Tabla 1](#)).

📍 **Caga Pájaro.** Entre las 10 especies y un género (*Porites*) de corales pétreos, *Montastraea annularis* presentó la mayor abundancia con 32 colonias (1,28 ind./m²) seguida de *Diploria strigosa* con 14 colonias (0,56 ind./m²), mientras que *Dichocoenia stokesii*, *Madracis pharensis*, *Meandrina meandrites* y *Porites* sp. presentaron una sola colonia (0,04 ind./m²) ([Tabla 1](#)).

📍 **El Cantil.** De las 11 especies y cuatro géneros (*Agaricia*, *Scolymia*, *Pseudopterogorgia* y *Pseudoplexaura*) encontrados, *Montastraea annularis* con 11 colonias (0,44 ind. / m²) y *Montastraea cavernosa* con seis colonias (0,24 ind. / m²) fueron las especies más representativas. Por el contrario, *Dichocoenia stokesii*, *Stephanocoenia intersepts*, *Agaricia* sp. y *Scolymia* sp. tuvieron la menor abundancia (0,04 ind. / m²). De los octocorales *Pseudoplexaura* sp. mostró la mayor abundancia con 16 colonias (0,64 ind. / m²) y *Eunicea calyculata* la menor con dos colonias (0,08 ind. / m²) ([Tabla 1](#)).

En la [Tabla 2](#) se presentan los índices ecológicos para las diferentes áreas. Al hallar la equiparabilidad para los valores obtenidos en la diversidad, se encontró que la estación de El Cantil presentó un valor de 0,85, mientras que en las estaciones de Caga Pájaro y Moto este valor fue de 0,72.

Tabla 2. Índices ecológicos para cada una de las estaciones de muestreo.

Estación	# especies	# individuos	Diversidad	Riqueza	Uniformidad	Predominio
Moto	14	111	1,89	2,76	0,72	0,26
C. Pájaro	11	73	1,73	2,33	0,72	0,25
El Cantil	15	61	2,30	3,40	0,85	0,12

Al comparar los índices de riqueza de Margalef, entre las tres estaciones de muestreo, se observa que los valores fluctuaron entre 2,33 y 3,40, siendo El Cantil la estación que presentó el mayor valor y Caga Pájaro el menor ([Tabla 2](#)). Estos valores corresponden con el número de especies para cada estación, y en este caso, El Cantil presentó 15 especies mientras que Caga Pájaro solo

presentó 11. Los índices de uniformidad de Pielou y predominio de Simpson, mostraron una alta uniformidad en las tres estaciones (0,72-0,85) y un bajo predominio (0,12-0,26).

Al realizar el análisis de Clasificación de Bray-Curtis, se pudo observar que no existen diferencias temporales al interior de las estaciones, ya que cada serie de datos (inicial y final) constituyó un conjunto, correspondiente a cada estación. Por otra parte, se encontraron diferencias espaciales formándose así dos grupos, el primero conformado por Caga Pájaro y Moto y el segundo por la estación de El Cantil ([Figura 18](#)).

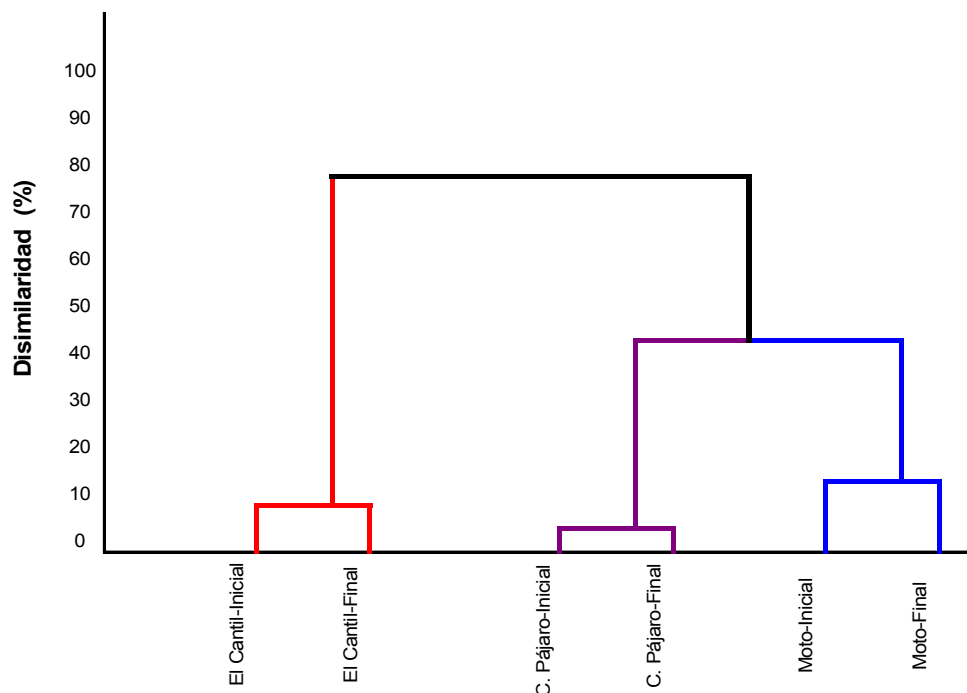


Figura 18. Dendrograma a partir del índice de Disimilaridad de Bray-Curtis, mediante la técnica de UPGMA para los muestreos realizados al inicio (abril) y final (diciembre) del estudio. En el eje x se indican las estaciones. Índice cofenético I.C. = 0,9746.

Moto y Caga Pájaro se agrupan fundamentalmente por la composición de corales, ya que presentan los más altos valores de abundancia y cobertura de corales pétreos, especialmente de *Montastraea annularis*; mientras que comparado con estas, El Cantil mostró los valores más bajos, separándose principalmente por presentar la mayor cobertura de octocorales y la más baja abundancia de *M. annularis*.

El análisis de ordenación refleja la formación de los mismos dos grupos, donde el primero contiene dos subgrupos que corresponden a las estaciones de Caga Pájaro y Moto, y el grupo restante la estación de El Cantil, corroborando lo establecido anteriormente por el análisis de clasificación ([Figura 19](#)).

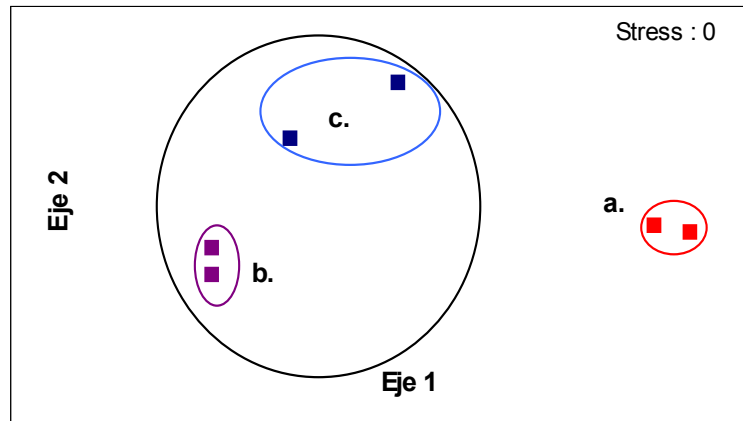


Figura 19. Ordenamiento (NMDS) en un plano bidimensional de las estaciones durante el periodo de muestreo. a. El Cantil inicial y final, b. Caga Pájaro inicial y final y c. Moto inicial y final. Stress = 0.00.

En cuanto a la cobertura se observaron algunas diferencias y similitudes de los componentes o categorías principales del sustrato. Entre las más importantes se encuentran la ausencia de octocorales en Caga Pájaro y el similar valor de coral muerto entre las estaciones (29,90 - 39,97 %). También se evidenciaron cambios temporales en la cobertura de algas y del sustrato blando (arena cascajo) entre y al interior de las estaciones ([Figura 20](#)).

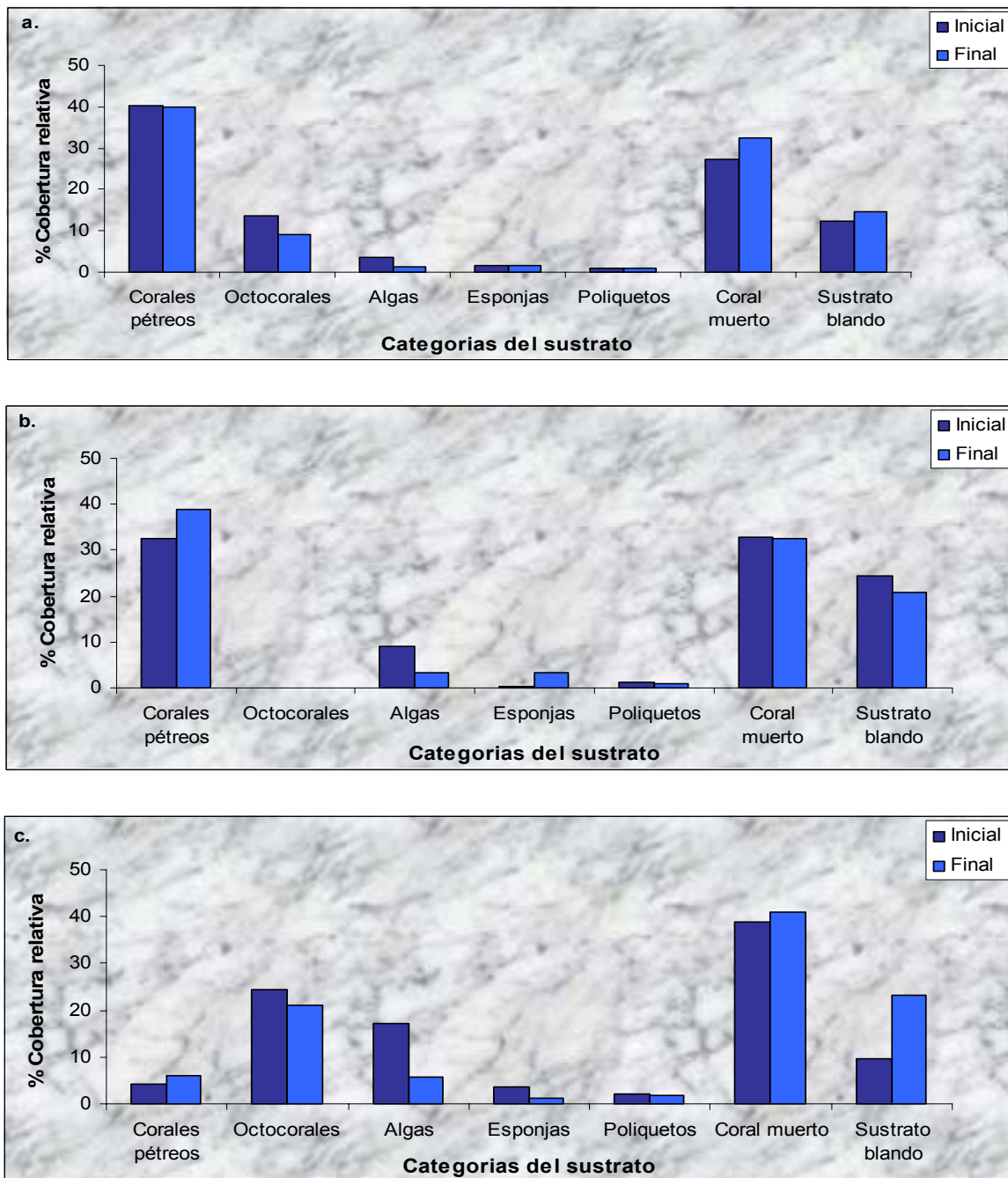


Figura 20. Cobertura relativa de las principales categorías del sustrato presentes en cada una de las estaciones durante el periodo de estudio (abril a diciembre de 2002). a. Moto, b. Caga Pájaro y c. El Cantil.

📍 **Moto:** Inicialmente presentó la mayor cobertura de corales pétreos con un 40,31 %, dado principalmente por *Montastraea annularis* con un 30 % (que corresponde a más del 70 % de la cobertura relativa de coral duro) ([Figura 20a](#)). A pesar que *M. annularis* disminuyó levemente (2 %), al finalizar el estudio la cobertura general de corales pétreos permaneció relativamente estable con un valor de 40,06 %, ya que *D. strigosa*, *Montastraea cavernosa* y *Millepora complanata* presentaron un leve aumento. Contrariamente, otras especies disminuyeron su cobertura inicial, como es el caso de *Colpophyllia natans* y *Meandrina meandrites* ([Tabla 3](#)).

En cuanto a los octocorales, Moto presentó una cobertura inicial de 13,71 % representada principalmente por *Pseudoplexaura* sp. con 4,20 % y *Pseudopterogorgia guadalupensis* con 4 % . Al final se observó un descenso en la cobertura debido esencialmente a la pérdida de *P. guadalupensis* que pasó a 0,68 %. *Eunicea succinea* y *E. calyculata* mostraron un pequeño incremento en su cobertura final ([Tabla 3](#), [Figura 20a](#)).

La cobertura dada por otros organismos sobre el sustrato arrecifal fue de 6,12 %, con un 3,43 % de algas (principalmente por la macroalga *Dyctiota* spp. y por tapetes algales), seguido de las esponjas con 1,63 % en su mayoría *Halisarca* sp. y por último los poliquetos (Sabellidae y Amphinomidae) con 1,06 %. Al finalizar el estudio, la cobertura total de la categoría de otros organismos disminuyó a 3,70 %, debido principalmente a la pérdida de cobertura algal (1,20 %), mientras que en las esponjas y los poliquetos la disminución fue leve ([Tabla 3](#), [Figura 20a](#)).

La cobertura del coral muerto (CM) aumentó en 4,99 %, al igual que el sustrato blando mostró una leve tendencia a aumentar debido a la pérdida de cobertura de otros organismos, especialmente de las algas ([Tabla 3](#), [Figura 20a](#)).

Tabla 3. Cobertura relativa de las especies y categorías principales del sustrato en las tres estaciones al inicio (abril) y al final (diciembre) del estudio, durante el 2002.

COBERTURA	INICIAL			FINAL		
ESPECIES	MOTO	C. PAJARO	EI CANTIL	MOTO	C. PAJARO	EI CANTIL
PETREOS						
<i>Agaricia</i> sp.	0,19	0,00	0,20	0,40	0,00	0,08
<i>Colpophyllia natans</i>	1,42	3,60	0,32	0,72	4,00	0,40
<i>Dichocoenia stokesii</i>	0,81	0,20	0,16	0,81	0,20	0,16
<i>Diploria strigosa</i>	2,52	3,28	0,20	3,20	8,80	0,25
<i>Madracis pharensis</i>	0,00	1,08	0,00	0,00	1,50	0,00
<i>Meandrina meandrites</i>	2,18	0,16	0,60	0,60	0,15	0,69
<i>Millepora alcornis</i>	0,00	1,26	0,20	0,00	2,00	1,40
<i>Millepora complanata</i>	0,69	2,00	0,00	1,34	2,64	0,00
<i>Montastraea annularis</i>	30,00	17,28	0,80	28,00	16,25	1,00
<i>Montastraea cavernosa</i>	2,25	2,28	0,92	4,74	2,38	1,20
<i>Porites</i> sp.	0,00	0,16	0,00	0,00	0,15	0,00
<i>Scolymia</i> sp.	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00	0,20
<i>Siderastrea siderea</i>	0,25	1,16	0,12	0,25	0,84	0,10
<i>Stephanocoenia intersepts</i>	0,00	0,00	0,40	0,00	0,00	0,40
SubTotal	40,31	32,46	4,12	40,06	38,91	5,88
OCTOCORALES						
<i>Eunicea calyculata</i>	1,13	0,00	4,56	1,20	0,00	4,44
<i>Eunicea succinea</i>	2,00	0,00	0,68	2,56	0,00	1,05
<i>Pseudoplexaura</i> sp.	4,20	0,00	16,00	3,60	0,00	15,60
<i>Pseudopterogorgia</i> sp.	2,38	0,00	3,24	1,20	0,00	0,04
<i>Pterogorgia guadalupensis</i>	4,00	0,00	0,00	0,68	0,00	0,00
SubTotal	13,71	0,00	24,48	9,24	0,00	21,13
OTROS						
ALGAS	3,43	9,16	17,04	1,20	3,32	5,80
ESPONJAS	1,63	0,20	3,52	1,50	3,40	1,08
POLIQUETOS	1,06	1,12	2,24	1,00	0,80	1,80
SubTotal	6,12	10,48	22,80	3,70	7,52	8,68
SUSTRATO DURO						
Coral Muerto	27,41	32,80	38,92	32,40	32,60	41,03
SUSTRATO BLANDO						
Arena y Cascajo	12,25	24,26	9,68	14,66	20,77	23,28
TOTAL	100	100	100	100	100	100

🌐 **Caga Pájaro:** Presentó una cobertura de coral duro inicial de 32,46 %, ([Figura 20b](#)), de la cual *Montastraea annularis* ocupó un 17,28 % y *Colpophyllia natans* un 3,60 %, mientras que *Meandrina meandrites* y *Porites* sp. ocuparon tan solo un 0,16 % cada una. Al finalizar el estudio, la cobertura de coral duro alcanzó un 38,91 %, debido principalmente al incremento de *Diploria strigosa* y en menor medida al de *C. natans*, *Madracis pharensis*, *Millepora alcornis*, *Millepora*

complanata y *Montastraea cavernosa*. Por otra parte, *M. annularis* presentó una pequeña pérdida llegando a cubrir un 16,25 % del total del sustrato ([Tabla 3](#)).

La cobertura inicial de otros organismos fue de 10,48 % ([Figura 20b](#)), con una posterior pérdida del 2,96 %. Dentro de estos organismos las algas presentaron la más alta cobertura con un 9,16 %, sin embargo, mostraron una evidente disminución a 3,32 %. Lo contrario sucedió con la cobertura de esponjas, que registró un incremento de 0,20 % a 3,40 % ([Tabla 3](#)).

El porcentaje de cobertura del coral muerto (CM) no presentó ningún cambio representativo durante el estudio, mientras que el sustrato blando disminuyó su cobertura de 24,26 % a 20,77 % ([Figura 20b](#)).

📍 **El Cantil:** En comparación con las otras dos estaciones El Cantil presentó una cobertura de corales pétreos inferior con solo 4,12 % del sustrato arrecifal ([Figura 20c](#)). Sus principales especies fueron *Montastraea cavernosa*, *Montastraea annularis* y *Meandrina meandrites* con un 0,92 %, 0,80 % y 0,60 %, respectivamente. Las especies restantes se encontraron con valores inferiores a 0,40 % ([Tabla 3](#)). Al final del estudio la cobertura coralina aumentó levemente a 5,88 % ([Figura 20c](#)), principalmente por el incremento en la mayoría de las especies (*M. cavernosa*, *M. annularis*, *Diploria strigosa*, *M. meandrites* y *Millepora alcicornis*). Tan solo *Agaricia* sp. y *Siderastrea siderea* mostraron una disminución de su cobertura inicial ([Tabla 3](#)).

Por el contrario los octocorales de El Cantil presentaron coberturas superiores respecto a las otras estaciones con un valor inicial de 24,48 % ([Figura 20c](#)), dado en mayor parte por *Pseudoplexaura* sp. (16 %). Al finalizar el estudio, la cobertura pasó a 21,13 % ([Figura 20c](#)), debido principalmente a la pérdida de la cobertura de todas las especies, excepto de *Eunicea succinea* que fue la única que aumentó su cobertura (0,68 a 1,05 %) ([Tabla 3](#)).

Inicialmente la categoría de otros organismos fue la más alta de las tres estaciones con un 22,8 %, debido a que las algas ocuparon un 17,04 % del total de la parcela, seguida de las esponjas y poliquetos. Al finalizar el estudio se observó una evidente disminución en la cobertura de la categoría llegando a 8,68 % ([Figura 20c](#)), este cambio es proporcional a la pérdida de las algas (11,24 %).

La cobertura de coral muerto (CM) presentó un aumento de 2,11 %, el cual es atribuible a la pérdida de corales blandos, ya que la de los pétreos fue mínima. Por otra parte, el sustrato blando presentó inicialmente la más baja cobertura, con un valor de 9,68 % llegando a 23,28 % ([Figura 20c](#)).

Como complemento se utilizó el análisis inverso de Kaandorp, aplicándolo a los dos grupos conformados a partir del análisis de clasificación ([Figura 18](#)), en donde se obtuvo la agrupación de las estaciones de Caga Pájaro y Moto (muestreo inicial y final) y un segundo grupo perteneciente a la estación de El Cantil. De acuerdo con el análisis inverso se tiene que las especies exclusivas (100 %) son: *Scolymia* sp. y *Stephanocoenia intersepta* para la estación de El Cantil (Grupo 1), *Madracis pharensis* y *Porites* sp. para Caga Pájaro (Grupo 2) y *Pterogorgia guadalupensis* para Moto (Grupo 3).

Dentro de las especies características (>70 %) se encontró a *Pseudoplexaura* sp. (80,30 %) y *Eunicea calyculata* (79,44 %) para El Cantil, *Siderastrea siderea* (73,53 %) y *Colpophyllia natans* (72,66 %) para Caga Pájaro y por último *Eunicea succinea* (72,52 %) para Moto. Las especies restantes son generalistas ya que presentaron un porcentaje promedio menor al 70 % ([Figura 21](#)).

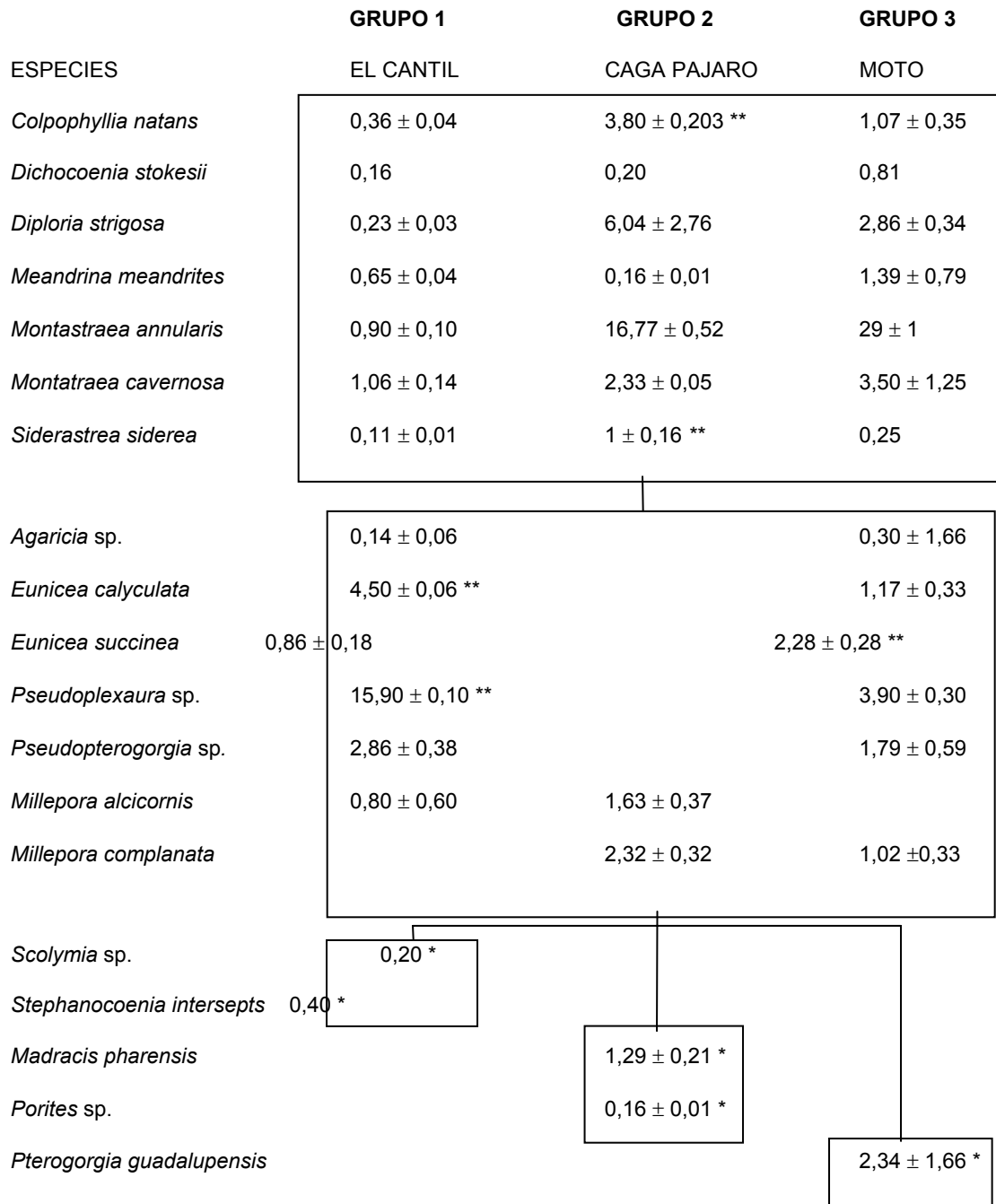


Figura 21. Diagrama de Kaandorp para los grupos de estaciones definidos en el análisis de clasificación de Bray-Curtis. Los números indican el promedio y $\pm$ el error estandar. * representan especies y géneros exclusivos, ** especies y géneros característicos. Las especies y géneros restantes son generalistas.

3.2 ESTADO DE SALUD

Se registraron un total de 15 condiciones de deterioro (15 en la estación de Caga Pájaro, 13 en Moto y 12 en El Cantil). Sin discriminar especies, las condiciones más frecuentes en los sitios de buceo en su orden fueron palidecimiento (PL), invasión por algas (IA), lunares de sedimento (LS), raspaduras (RA) e invasión por poliquetos (IP), siendo la estación de Caga Pájaro la que presentó los mayores valores para PL (28 %), IA (13 %) e IP (10 %), Moto para LS (12 %) y El Cantil para RA (8,40 %). Las condiciones que presentaron los menores porcentajes de frecuencia de aparición fueron las enfermedades lunares blancos (LB) y lunares oscuros (LO), al igual que agresión por corales (AC), oscurecimiento (OS), volcamiento (VO) y muerte actual (MA) con porcentajes entre 0,10 % y 2 % cada uno ([Figura 22](#)). Las colonias sanas presentaron una alta frecuencia de aparición, siendo la mayor en Moto (24 %) y la menor para El Cantil (11 %).

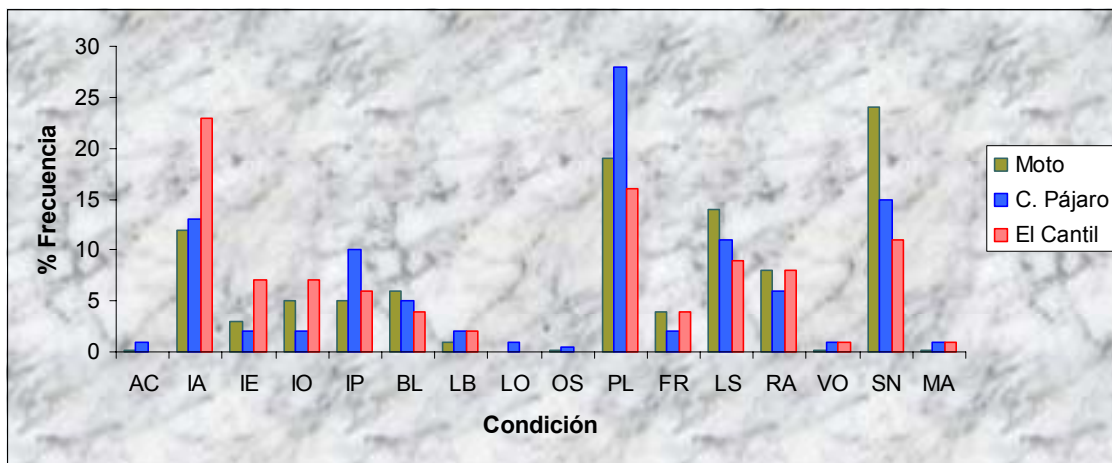


Figura 22. Frecuencia general de aparición de las diferentes condiciones de deterioro coralinas y colonias sanas en las tres estaciones de muestreo durante el 2002. AC: agresión por corales, IA: invasión por algas, IE: invasión por esponjas, IO: invasión por otros, IP: invasión por poliquetos, BL: blanqueamiento, LB: lunares blancos, LO: lunares oscuros, OS: oscurecimiento, PL: palidecimiento, FR: fragmentación, LS: lunares de sedimento, RA: raspaduras, VO: volcamiento, SN: sanas y MA: muerte actual.

3.2.1 Colonias Sanas y con Muerte Actual

📍 **Moto:** En esta estación se presentó el mayor número de colonias sanas (SN). Durante los primeros meses del estudio se presentaron 24 SN, y a partir del mes de junio este número aumentó y se mantuvo entre 28 y 30, mostrando poca variabilidad en el estado de salud de estas. Se registró una sola colonia con muerte actual (MA) en los meses de noviembre y diciembre, perteneciente a *Meandrina meandrites* (Figura 23).

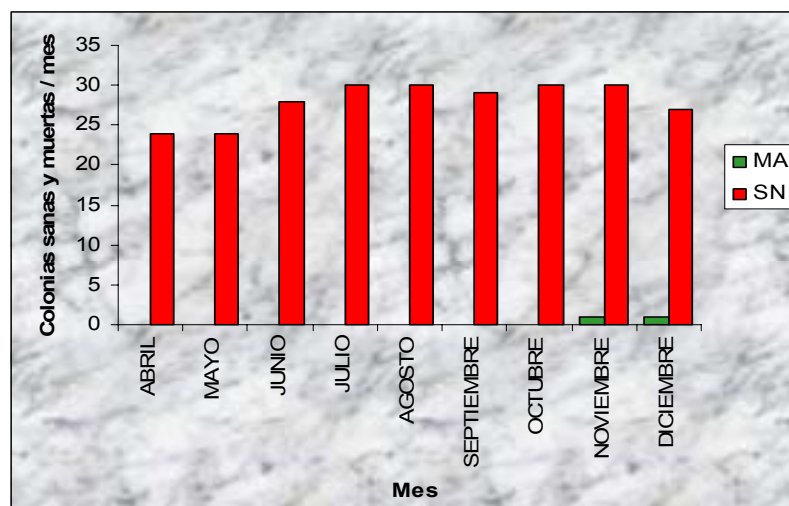


Figura 23. Número de colonias sanas (SN) y con muerte actual (MA) por mes, presentes en la estación de Moto durante el periodo de muestreo (abril - diciembre de 2002).

Las especies que presentaron el mayor porcentaje promedio de SN con respecto al total de sus colonias fueron *Agaricia* sp., *Pterogorgia guadalupensis*, *Eunicea succinea* y *Pseudopterogorgia* sp. con valores de $88,88 \pm 11,11$ %, $63,88 \pm 8,44$ %, $50 \pm 14,43$ % y $41,66 \pm 10,20$ % respectivamente, mientras que *Diploria strigosa*, *Colpophyllia natans*, *Siderastrea siderea* y *Montastraea annularis* presentaron los valores más bajos con un $12,22 \pm 4,33$ %, $12,69 \pm 2,86$ %, $16,66 \pm 8,33$ % y $18,44 \pm 5,20$ % respectivamente. Los más altos porcentajes se deben principalmente, al bajo número de colonias que presentó cada especie, las cuales en su mayoría no registraron signos de deterioro, contrario a lo reportado para *Montastraea annularis*, *Colpophyllia natans* y *Diploria strigosa*. En el caso de *Siderastrea siderea* su bajo porcentaje se

debe a que sus dos colonias solo se reportaron sanas durante los tres primeros meses del estudio. Cabe aclarar que *M. annularis*, durante todos los meses mostró el mayor número de SN en comparación con las demás especies, lo cual es explicable al presentar la mayor abundancia (53 colonias).

📍 **Caga Pájaro:** Durante abril y mayo se encontraron 10 y 11 colonias sanas respectivamente, las cuales aumentaron a 15 en el mes de junio y desde entonces la variación a través del tiempo fue mínima, llegando a 13 colonias en el mes de diciembre. Se encontró una colonia con MA correspondiente a *Colpophyllia natans* (Figura 24).

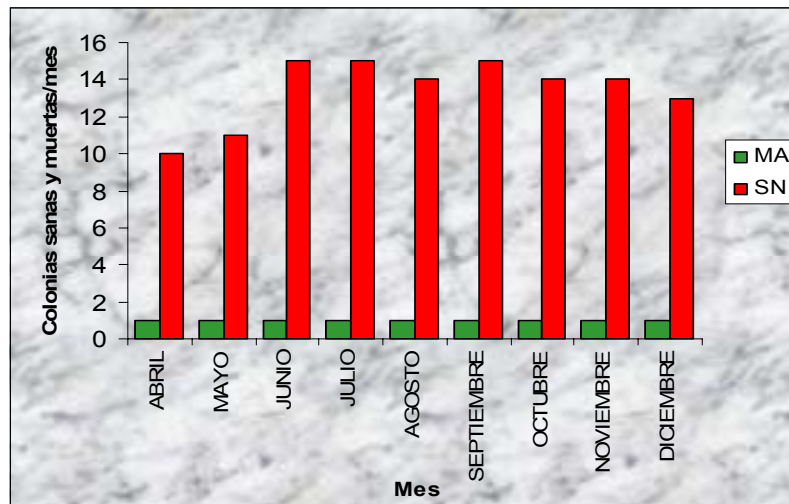


Figura 24. Número de colonias sanas (SN) y con muerte actual (MA) por mes, presentes en la estación de Caga Pájaro durante el periodo de muestreo (abril - diciembre de 2002).

Las especies que presentaron el mayor porcentaje promedio de SN con respecto al total de sus colonias fueron *Madracis pharensis*, *Meandrina meandrites* y *Colpophyllia natans* con un $66,66 \pm 16,66 \%$, $55,55 \pm 17,56 \%$ y $40,73 \pm 3,70 \%$ respectivamente. En el caso de las dos primeras especies se debe a que solo registró una colonia cada una, la cual en la mayoría de los meses de muestreo se encontró en perfectas condiciones. Por el contrario *Diploria strigosa* ($17,45 \pm 2,94 \%$) *Dichocoenia stokesii* ($11,11 \pm 11,11 \%$), *Millepora complanata* ($11,11 \pm 8,44 \%$), *Millepora alcicornis* ($11,11 \pm 11,11 \%$) *Montastraea annularis* ($8,68 \pm 2,37 \%$) y *Montastraea*

cavernosa ($6,66 \pm 4,71$ %) obtuvieron los valores promedio más bajos. Para *D. stokesii* y *M. complanata* este bajo porcentaje de SN es debido a que sólo se registró una colonia de cada especie, la cual se reportó como sana únicamente en un mes. De igual forma *Millepora alcicornis*, *Montastraea cavernosa*, *Diploria strigosa* y *Montastraea annularis* a pesar de presentar un mayor número de colonias, más del 80 % de ellas tenían signos de deterioro. A continuación se presenta la fotografía de una colonia sana ([Figura 25](#)).

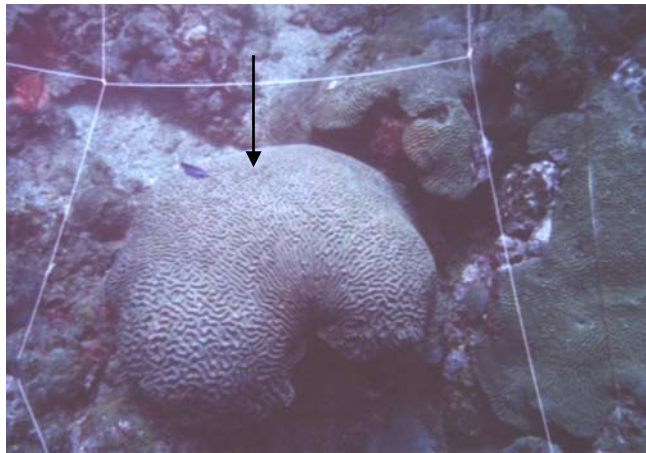


Figura 25. Colonia sana (SN) de *Diploria strigosa*. Tomado por Santiago Estrada R.

📍 **El Cantil:** Esta estación presentó el menor número de colonias sanas a lo largo del estudio. Para los meses de abril y mayo se reportó un total de siete SN, aumentando a partir del mes de junio con valores entre 9 y 11 ([Figura 26](#)). Al igual que en Caga Pájaro solo se reportó una colonia con MA a lo largo del estudio correspondiente a *Agaricia* sp., la cual inicialmente reportó aproximadamente un 10 % de la colonia muerta y al finalizar el estudio aumentó a un 40 % ([Figura 27](#)).

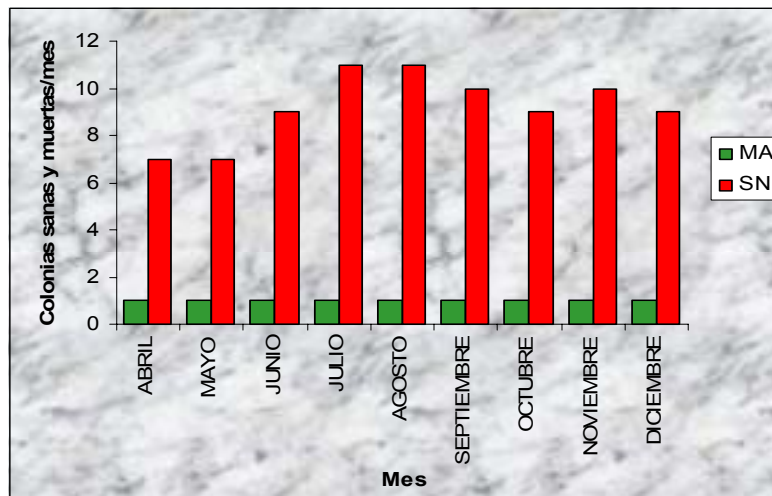


Figura 26. Número de colonias sanas (SN) y con muerte actual (MA) por mes, presentes en la estación de El Cantil durante el periodo de muestreo (abril - diciembre de 2002).

Las especies que presentaron el mayor porcentaje promedio de SN con respecto al total de sus colonias fueron *Scolymia* sp. ($88,88 \pm 11,11$ %), *Millepora alcicornis* ($50 \pm 14,43$ %) y *Eunicea calyculata* ($33,33 \pm 11,78$ %), quienes a su vez registraron una muy baja abundancia (máximo dos colonias) en la estación. Los valores más bajos los reportaron *Meandrina meandrites* ($5,55 \pm 5,55$ %), *Montastraea cavernosa* ($7,40 \pm 2,92$ %), *Montastraea annularis* ($9,09 \pm 2,62$ %) y *Pseudoplexaura* sp. ($10,41 \pm 3,45$ %). Cabe anotar que esta última especie a pesar de ser la más abundante (16 colonias), fue la que presentó el mayor número de colonias afectadas.

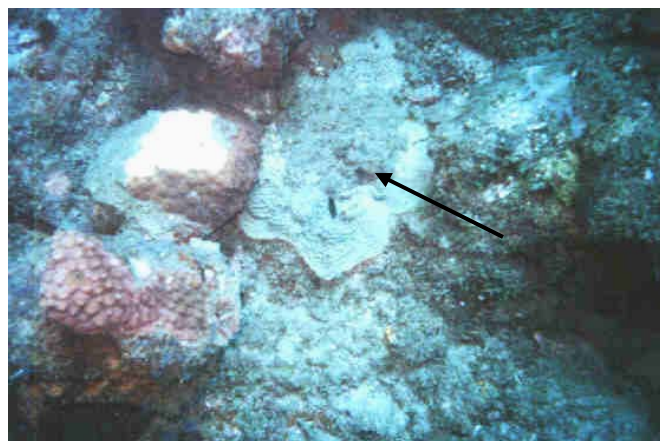


Figura 27. Muerte actual de *Agaricia* sp. Tomado por Santiago Estrada R.

3.2.2 Invasiones y Agresiones

Moto: En esta estación el tipo de invasión que más afectó a las diferentes especies coralinas fue IA, que estuvo presente durante todos los meses y sus valores se encontraron por encima del 40 % a lo largo del estudio (con excepción del mes de julio) mostrando su máxima expresión en los meses de noviembre y diciembre con un 60 % y 62 %, respectivamente. IE también estuvo presente durante todos los meses del estudio con valores entre 7 % y 30 %, presentando los porcentajes de frecuencia de aparición más bajos en los meses de mayo, septiembre y diciembre, y los más altos en abril y noviembre. Durante el mes de abril IP se presentó con un 20 % de frecuencia de aparición el cual tiende a bajar en los tres meses siguientes hasta un 4 % (valor mínimo) y en agosto comenzó a aumentar hasta alcanzar su máxima expresión en octubre con un 34 %. IO se presentó desde mayo hasta noviembre y su comportamiento mostró una tendencia a disminuir a través del tiempo con un valor inicial de 38 % y uno final de 9 %. AC solo se presentó en septiembre con un 3 % de frecuencia de aparición ([Figura 28](#)).

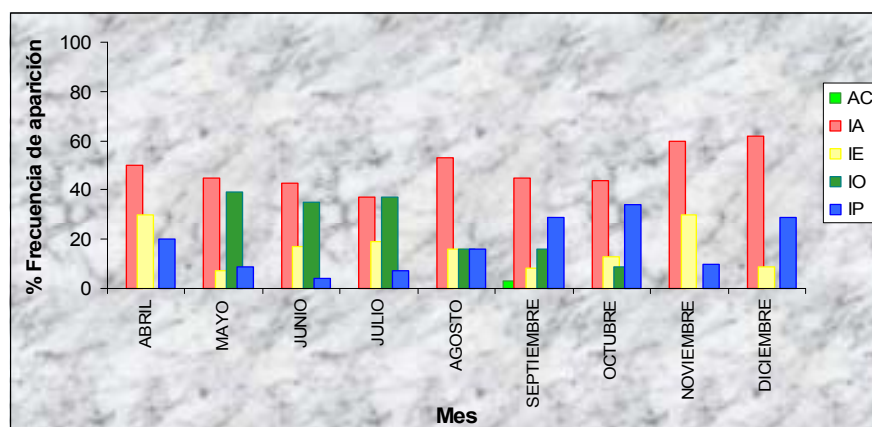


Figura 28. Frecuencia de aparición de los diferentes tipos de invasiones durante el periodo de estudio en la estación de Moto. AC: agresión por corales, IA: invasión por algas, IE: invasión por esponjas, IO: invasión por otros, IP: invasión por poliquetos.

En general, las especies más afectadas fueron: *Montastraea annularis*, *Diploria strigosa*, *Colpophyllia natans*, *Montastraea cavernosa* y *Pseudoplexaura* sp. De las colonias afectadas de cada una de estas especies *Montastraea annularis* registró el 50 % con IA, el 25 % con IO, el 18 % con IP y el 8 % con IE. *Montastraea cavernosa* presentó el 69 % con IA (especie más afectada por

esta condición), el 19 % con IP y el 12 % con IE (Figura 29). *Diploria strigosa* fue la especie más afectada por IP con un 61 % de sus colonias afectadas, además de un 30 % con IA y un 9 % con IO. *Colpophyllia natans* mostró el 48 % con IA, el 40 % con IP y el 12 % con IO y finalmente, *Pseudoplexaura* sp. reportó el 48 % con IA y el 26 % con IO e IE (convirtiéndola en la especie más afectada por estas dos últimas condiciones).

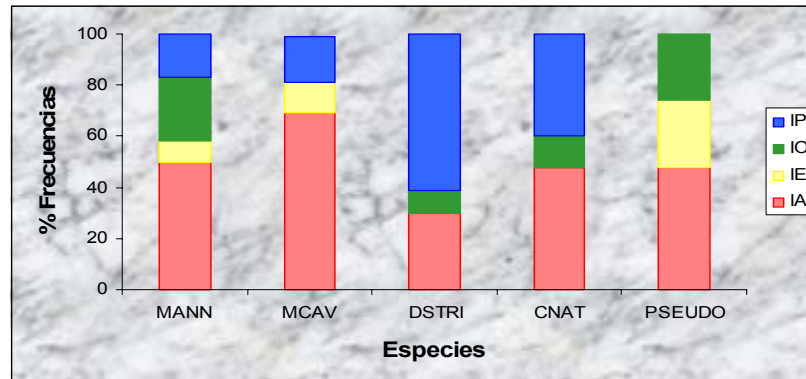


Figura 29. Frecuencia de aparición de las colonias que presentaron invasiones en las principales especies durante el periodo de muestreo (abril – diciembre, 2002) en la estación de Moto. MANN: *Montastraea annularis*, MCAV: *M. cavernosa*, DSTRI: *Diploria strigosa*, CNAT: *Colpophyllia natans* y PSEUDO: *Pseudoplexaura* sp. IA: invasión por algas, IE: invasión por esponjas, IO: invasión por otros, IP: invasión por poliquetos.

Caga Pájaro: Al igual que en la estación de Moto, IA fue el tipo de invasión que más afectó a las diferentes especies coralinas presentando porcentajes de frecuencia de aparición entre 33 % y 59 %, siendo este último el valor máximo correspondiente al mes de octubre. IP afectó notoriamente a las colonias de esta estación con valores entre 18 % (junio) y 49 % (diciembre). IE se presentó durante todo el estudio pero sus valores fueron más bajos respecto a los encontrados para IA e IP, alcanzando su máxima expresión en el mes de julio con un 11 %. En general IO presentó valores muy similares a los encontrados para IE, sin embargo, en los meses de junio y julio se observó un incremento considerable llegando a tener un 50 % de frecuencia de aparición. Al mismo tiempo AC mostró frecuencias bajas con valores que oscilaron entre 3 % y 7 % (Figura 30).

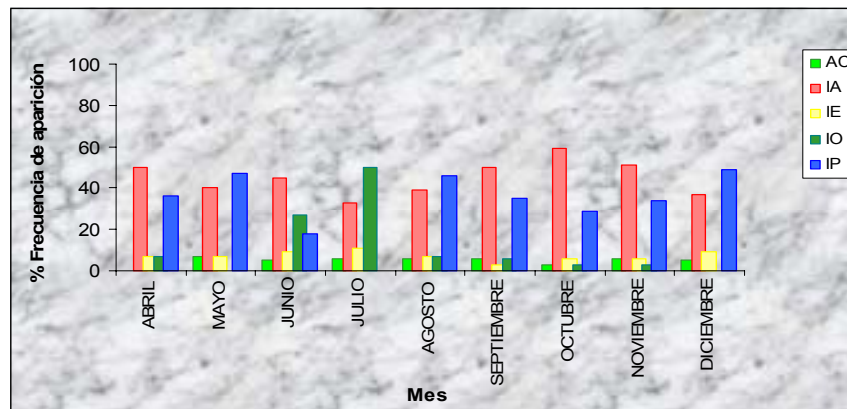


Figura 30. Frecuencia de aparición de los diferentes tipos de invasiones durante el periodo de estudio en la estación de Caga Pájaro. AC: agresión por corales IA: invasión por algas, IE: invasión por esponjas, IO: invasión por otros, IP: invasión por poliquetos.

Las especies más afectadas fueron: *Montastraea annularis*, *Diploria strigosa*, *Colpophyllia natans* y *Montastraea cavernosa*. En la [Figura 31](#) se puede apreciar como, de las colonias que presentaron invasiones, las pertenecientes a *Montastraea annularis* se vieron afectadas en un 65 % por IA (especie más afectada por esta condición), un 22 % por IP, un 8 % por IO, un 3 % por AC y un 2 % por IE. *Diploria strigosa* presentó el 44 % con IP, el 39 % con IA, el 9 % con IO y el 8 % con IE, seguida por *Colpophyllia natans* con un 40 % con IP, 34 % con IA, 12 % con IE y 11 % con IO, siendo estos los mayores valores para las dos últimas invasiones. *Montastraea cavernosa* presentó el mayor porcentaje de colonias (62 %) con IP, mientras que IA solo se registró en un 34 % e IO en un 4 %.

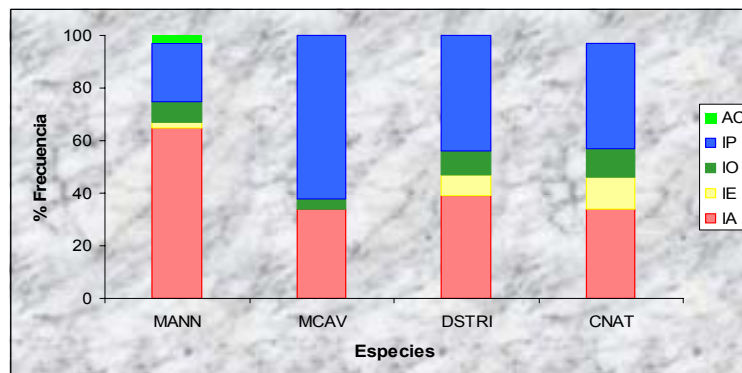


Figura 31. Frecuencia de aparición de las colonias que presentaron invasiones en las principales especies durante el periodo de muestreo (abril - diciembre de 2002) en la estación de Caga Pájaro. MANN: *Montastraea annularis*, MCAV: *M. cavernosa*, DSTRI: *Diploria strigosa* y CNAT: *Colpophyllia natans*. AC: agresión por corales, IA: invasión por algas, IE: invasión por esponjas, IO: invasión por otros, IP: invasión por poliquetos.

📍 **El Cantil:** Nuevamente IA registró los mayores valores de frecuencia de aparición con respecto a los encontrados en las otras dos estaciones de muestreo, los cuales corresponden a los meses de julio, octubre y noviembre con un 71 %, 74 % y 73 %, respectivamente. IP tuvo valores menores a los reportados en Caga Pájaro, oscilando entre 5 % (junio) y 29 % (mayo). IO se encontró a partir del mes de mayo y sus porcentajes de frecuencia de aparición estuvieron entre un 7 % (valor mínimo que corresponde a diciembre) y un 34 % (valor máximo correspondiente a junio). IE registró el mayor porcentaje de frecuencia de aparición de las tres estaciones con valores que oscilaron entre 11 % y 36 %, mientras que AC no se reportó durante el periodo de estudio (Figura 32).

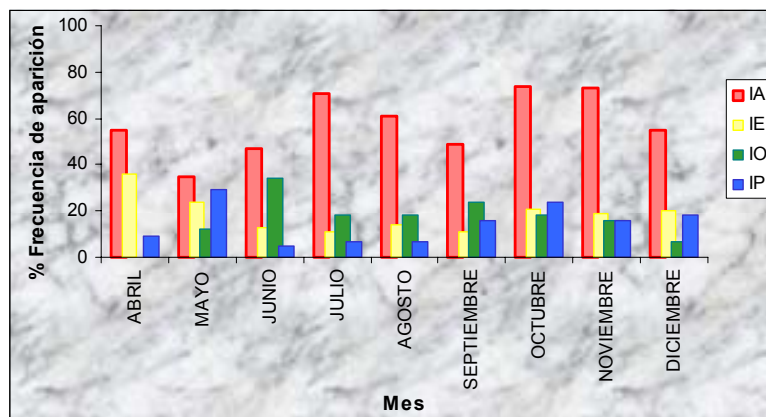


Figura 32. Frecuencia de aparición de los diferentes tipos de invasiones durante el periodo de estudio en la estación de El Cantil. IA: invasión por algas, IE: invasión por esponjas, IO: invasión por otros, IP: invasión por poliquetos.

Las especies más afectadas fueron: *Montastraea annularis*, *Diploria strigosa*, *Colpophyllia natans*, *Montastraea cavernosa* y *Pseudoplexaura* sp. De todas las colonias que presentaron invasiones, las pertenecientes a *Colpophyllia natans* fueron las únicas que solamente presentaron IP (100 %). *Montastraea annularis* tuvo un 90 % (valor máximo) de sus colonias con IA y un 10 % con IE. *Montastraea cavernosa*, *Diploria strigosa* y *Pseudoplexaura* sp. presentaron los cuatro tipos de invasiones con un 61 %, 27 % y 62 % de sus colonias con IA, un 8 %, 6 % y 17 % con IE, un 16 %, 51 % y 6 % con IP y un 15 % con IO, respectivamente, siendo *Pseudoplexaura* sp. la que presentó el mayor número de colonias con IE (Figura 33).

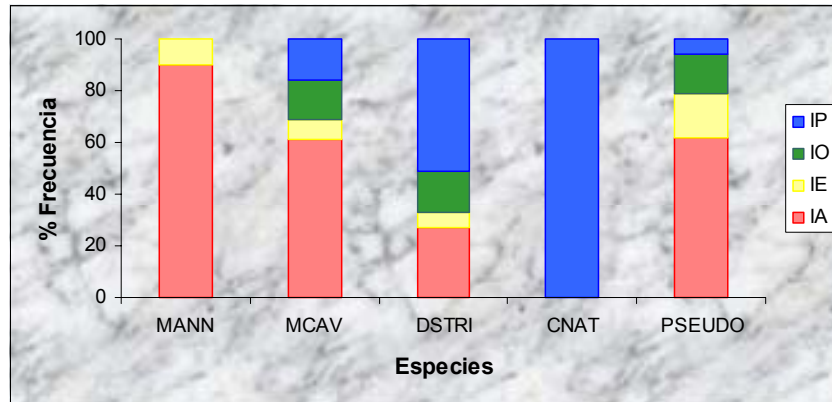


Figura 33. Frecuencia de aparición de las colonias que presentaron invasiones en las principales especies durante el periodo de muestreo (abril-diciembre de 2002) en la estación de El Cantil. MANN: *Montastraea annularis*, MCAV: *M. cavernosa*, DSTRI: *Diploria strigosa*, CNAT: *Colpophyllia natans* y PSEUDO: *Pseudoplexaura* sp. IA: invasión por algas, IE: invasión por esponjas, IO: invasión por otros, IP: invasión por poliquetos.

Adicionalmente *Pseudopterogorgia* sp. también se encontró afectada, presentando una de sus colonias con algunas invasiones como IA e IE las cuales aumentaron gradualmente con el tiempo, mostrando un alto grado de deterioro (Figura 34).

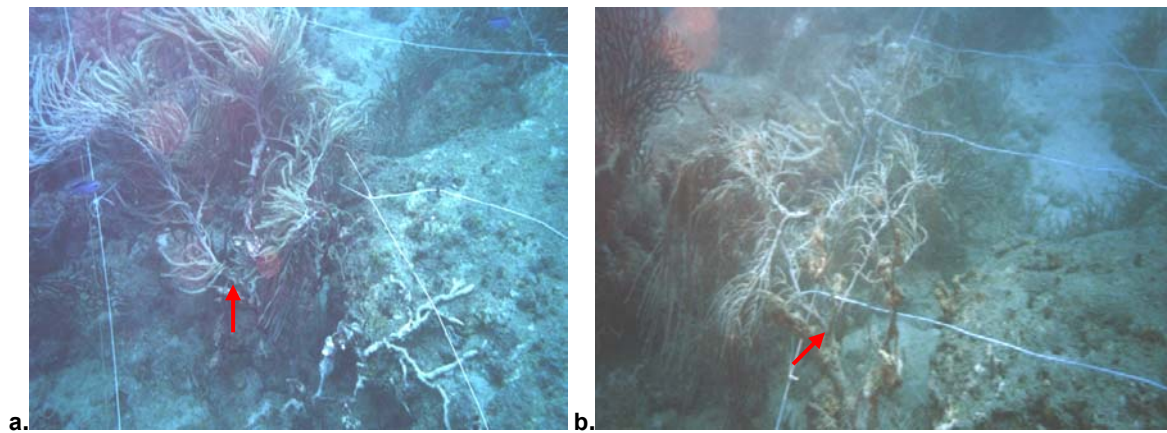


Figura 34. Colonia de *Pseudopterogorgia* sp. con algunas invasiones: a. inicial y b. final. Tomado por Santiago Estrada R.

3.2.3. Alteraciones

® **Moto:** Durante todo el periodo de muestreo la condición que más afectó a Moto fue lunares de sedimento (LS), que alcanzó los más altos porcentajes de afección en diciembre (76 %) y noviembre (60 %), mientras que en junio se observó el menor (21,4 %), seguido por raspaduras (RA), presentando el mayor porcentaje (63 %) en agosto, mientras que en mayo y diciembre se presentaron las menores frecuencias de aparición con un 13 % y un 15 %, respectivamente. La tercera condición fue fragmentación (FR), que mostró altas frecuencias de aparición en abril (71 %) y mayo (38 %), y la menor durante noviembre con un 6 %. Volcamiento (VO) es la condición que registró el menor porcentaje de alteración con un 2 % en septiembre ([Figura 35](#)).

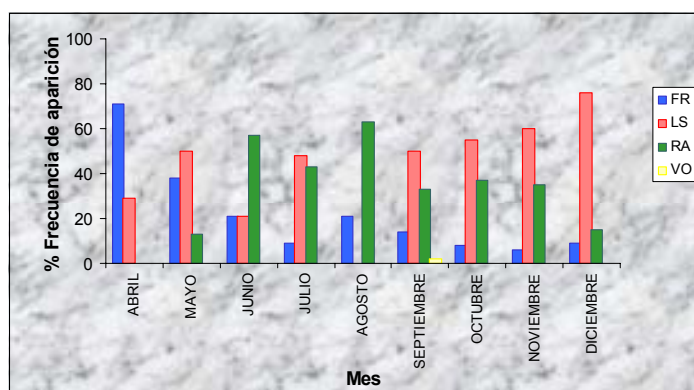


Figura 35. Frecuencia de aparición de los diferentes tipos de alteraciones durante el periodo de estudio en la estación de Moto. FR: fragmentación, LS: lunares de sedimento, RA: raspaduras y VO: volcamiento.

En general, las especies registraron dos tipos de alteración, RA y LS, siendo la excepción *Pseudoplexaura* sp. ya que fue la única en que se observó VO (5 %) y FR (33 %), además de RA. *Diploria strigosa* fue la más afectada por LS, con un 77 % de sus colonias alteradas, seguida por *Montastraea annularis* con 69 %, *Montastraea cavernosa* con un 51 % y *Colpophyllia natans* con un 45 %. Por el contrario, *Pseudoplexaura* sp. no presentó colonias con este tipo de alteración. Respecto a RA, *Pseudoplexaura* sp. y *Colpophyllia natans* presentaron la mayor frecuencia de

colonias con un 64 % y 55 %, respectivamente, mientras que en *D. strigosa* se observó la menor con un 23 % ([Figura 36](#)).

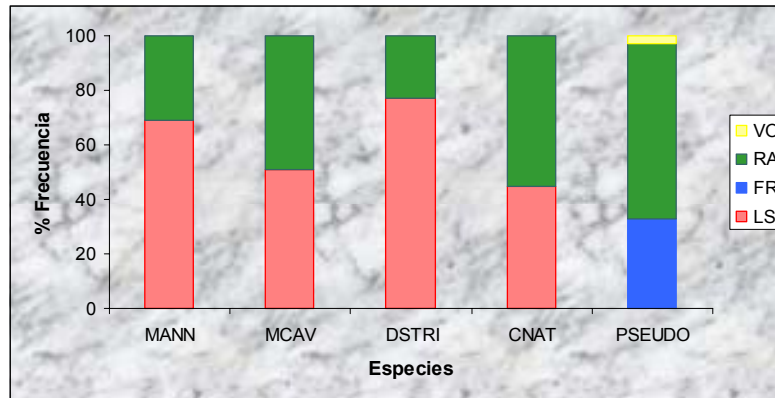


Figura 36. Frecuencia de aparición de las colonias que presentaron alteraciones en las principales especies durante el periodo de muestreo (abril-diciembre de 2002) en la estación de Moto. MANN: *Montastraea annularis*, MCAV: *M. cavernosa*, DSTRI: *Diploria strigosa*, CNAT: *Colpophyllia natans* y PSEUDO: *Pseudoplexaura* sp. FR: fragmentación, LS: lunares de sedimento, RA: raspaduras y VO: volcamiento.

📌 **Caga Pájaro:** LS fue la condición que estuvo presente durante todos los meses, además de ser la que mostró la frecuencia de aparición más alta (95 %) durante diciembre, seguida por un 57 % en noviembre. El menor valor de alteración (27 %) se observó en junio. La segunda condición que más afectó esta estación fue RA, que se presentó durante todos los meses (exceptuando abril), con frecuencias hasta del 64 %. Por otra parte, FR y VO solo se registraron durante cuatro de los meses muestreados, donde FR presentó valores desde 56 % (abril) hasta un 6 % (agosto), mientras que VO mostró los valores más bajos de frecuencia (4 %) ([Figura 37](#)).

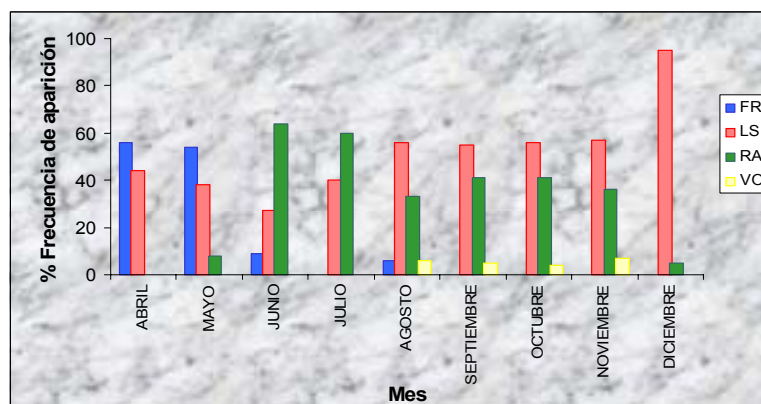


Figura 37. Frecuencia de aparición de los diferentes tipos de alteraciones durante el periodo de estudio en la estación de Caga Pájaro. FR: fragmentación, LS: lunares de sedimento, RA: raspaduras y VO: volcamiento.

Del total de las colonias que presentaron alteraciones en esta estación, *Montastraea annularis* y *Colpophyllia natans* fueron las más afectadas por LS, con el 80 % y 71 % de ellas alteradas por esta condición. Por el contrario, *Diploria strigosa* y *Montastraea cavernosa* registraron el mayor porcentaje de colonias con presencia de RA en un 60 % y 48 %, respectivamente ([Figura 38](#)).

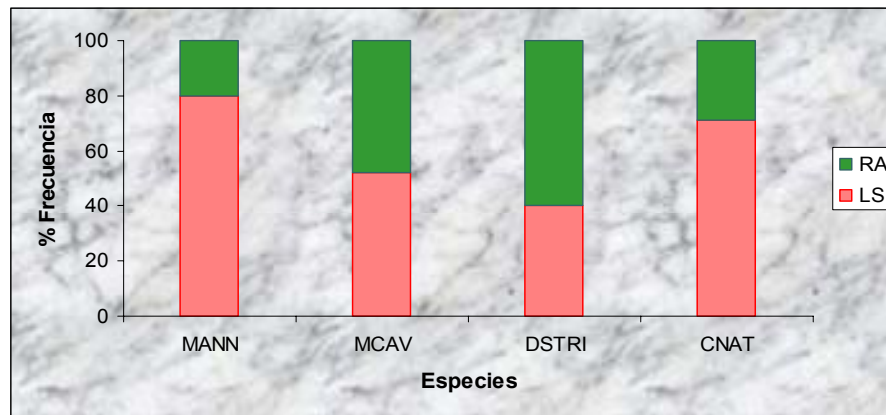


Figura 38. Frecuencia de aparición de las colonias que presentaron alteraciones en las principales especies durante el periodo de muestreo (abril-diciembre de 2002) en la estación de Caga Pájaro. MANN: *Montastraea annularis*, MCAV: *M. cavernosa*, DSTRI: *Diploria strigosa* y CNAT: *Colpophyllia natans*. LS: lunares de sedimento y RA: raspaduras.

El Cantil: De todas las estaciones, El Cantil presentó la mayor frecuencia de aparición de alteraciones físicas. LS mostró los más altos porcentajes durante los meses de diciembre (68 %) y agosto (47 %), seguido de RA que se observó durante todo el muestreo, siendo noviembre (59 %), octubre (48 %) y agosto (47 %) los meses de mayor frecuencia de aparición. FR registró su mayor valor en abril con un 47 % y el menor en octubre con un 4 %. VO con respecto a Moto y Caga Pájaro, mostró una alta frecuencia de aparición durante el estudio con un valor máximo de 17 % en mayo y julio, y el mínimo en septiembre con 3 % ([Figura 39](#)).

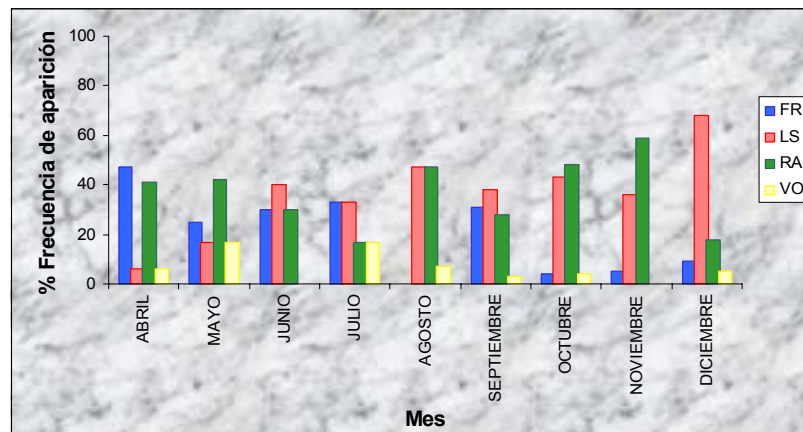


Figura 39. Frecuencia de aparición de los diferentes tipos de alteraciones durante el periodo de estudio presentes en la estación de El Cantil. FR: fragmentación, LS: lunares de sedimento, RA: raspaduras y VO: volcamiento.

Del total de las colonias afectadas en El Cantil, *Pseudoplexaura* sp. presentó los cuatro tipos de alteraciones físicas, de esta manera el 61 % de sus colonias mostraron RA (especie más afectada por esta condición), el 35 % FR y el 2 % LS y VO, mientras que *Montastraea cavernosa* presentó el mayor porcentaje de colonias con VO (12 %). *D. strigosa* y *C. natans* presentaron el 64% y 76 % con LS y el 36 % y 24 % con RA, respectivamente, al mismo tiempo *Montastraea annularis* mostró el 100 % de estas colonias con LS ([Figura 40](#)).

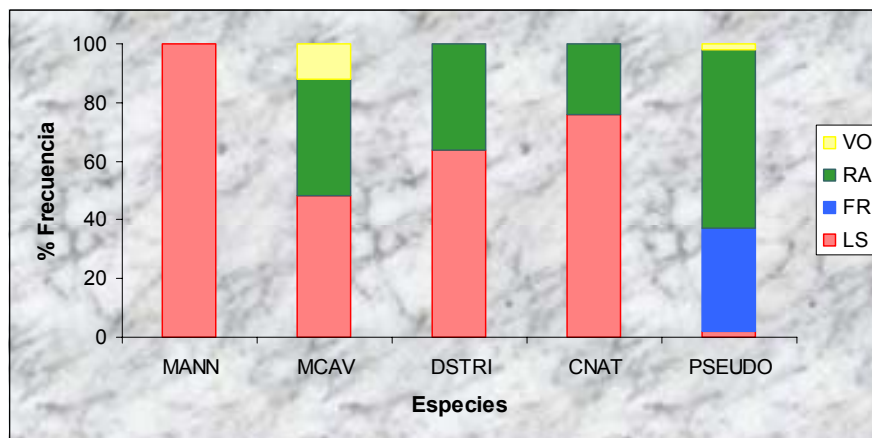


Figura 40. Frecuencia de aparición de las colonias que presentaron alteraciones en las principales especies durante el periodo de muestreo (abril-diciembre de 2002) en la estación de El Cantil. MANN: *Montastraea annularis*, MCAV: *M. cavernosa*, DSTRI: *Diploria strigosa*, CNAT: *Colpophyllia natans* y PSEUDO: *Pseudoplexaura* sp. FR: fragmentación, LS: lunares de sedimento, RA: raspaduras y VO: volcamiento.

3.2.4 Afecciones y Enfermedades

📍 **Moto:** Los tipos de afección registrados en esta estación fueron: blanqueamiento (BL), lunares blancos (LB), oscurecimiento (OS) y palidecimiento (PL), de los cuales este último fue la condición que más afectó a las colonias coralinas presentando valores de frecuencia de aparición entre 64 % y 85 %, con excepción del mes de mayo donde solo se registró un 8 %. BL el segundo tipo de afección en importancia, también estuvo presente durante todos los meses del estudio, alcanzando su máximo valor en mayo (76 %). La enfermedad de LB no presentó valores superiores a 12 %, al igual que la afección de OS que se registró durante los meses de mayo, junio y agosto valores de 4 %, 2 % y 5 %, respectivamente ([Figura 41](#)).

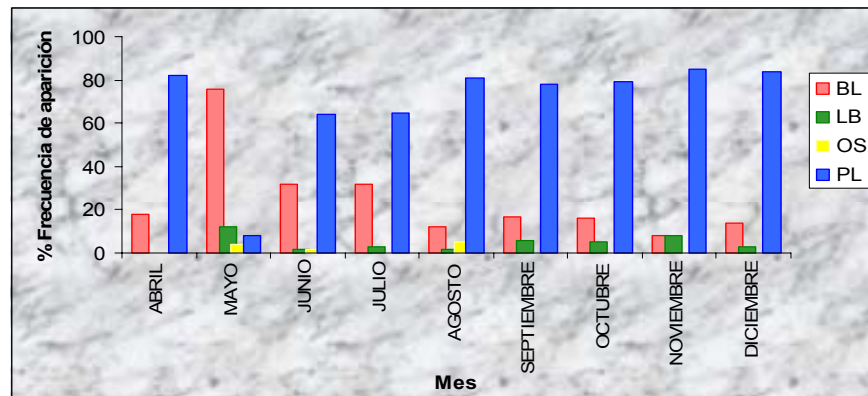


Figura 41. Frecuencia de aparición de los diferentes tipos de afección durante el periodo de estudio presentes en la estación de Moto. BL: blanqueamiento, LB: lunares blancos, OS: oscurecimiento y PL: palidecimiento.

En general, las colonias de las especies más afectadas, presentaron una alta frecuencia de PL. *Montastraea annularis* presentó tres tipos de afección de las cuales un 72 % registró PL, un 28 % BL y un 3 % OS. *M. cavernosa* presentó un 95% de sus colonias afectadas con PL y el 5% restante con BL. *Diploria strigosa* y *Pseudoplexaura* sp., presentaron dos de las condiciones de deterioro con un comportamiento similar, con un 85 y 86 % de sus colonias con PL y el 14 y 15 % restante con BL, respectivamente. Por último, en *Colpophyllia natans* se observó un 60 % de las colonias afectadas con PL y un 30 % con BL, mientras *Siderastrea siderea* presentó el 81 % con

LB (siendo esta especie la más afectada por esta enfermedad), el 13 % con PL y el 6 % restante con BL ([Figura 42](#)).

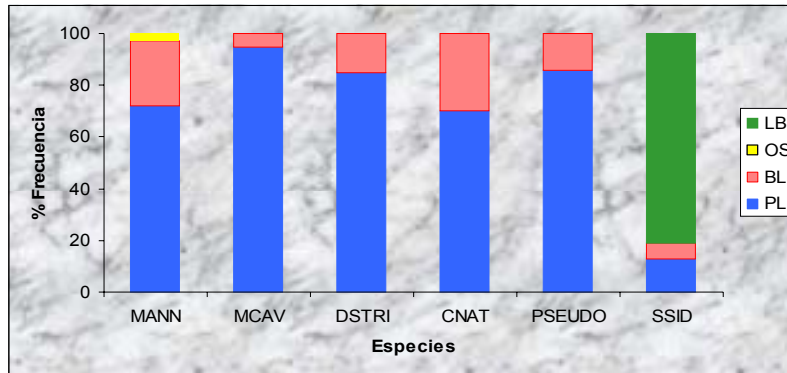


Figura 42. Frecuencia de aparición de las colonias que presentaron afecciones en las principales especies durante el periodo de muestreo (abril-diciembre de 2002) en la estación de Moto. MANN: *Montastraea annularis*, MCAV: *M. cavernosa*, DSTRI: *Diploria strigosa*, CNAT: *Colpophyllia natans*, PSEUDO: *Pseudoplexaura* sp. y SSID: *Siderastrea siderea*. OS: oscurecimiento, BL: blanqueamiento y PL: palidecimiento.

🐦 **Caga Pájaro:** En esta estación se reportó un tipo de enfermedad más a la encontrada en Moto, conocida como lunares oscuros (LO). Nuevamente PL presenta los mayores porcentajes de frecuencia de aparición (entre 70 % y 92 %), mostrando un comportamiento similar a través del periodo de estudio, mientras que BL presentó valores entre 5 % y 22 %, y, LB, LO y OS no sobrepasaron una frecuencia de aparición mayor a 10 % ([Figura 43](#)).

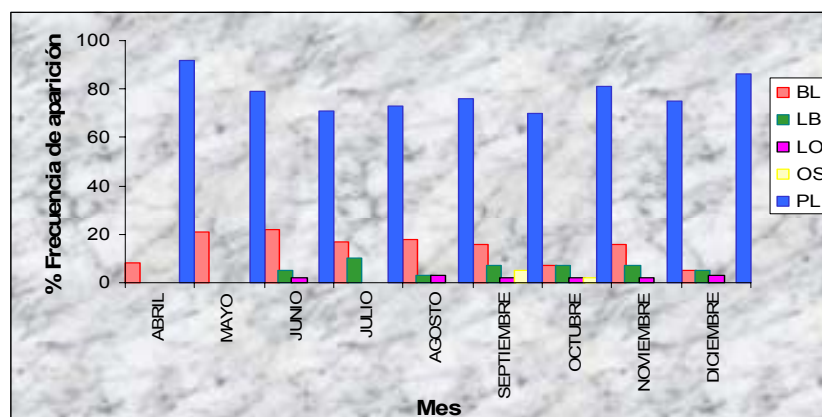


Figura 43. Frecuencia de aparición de los diferentes tipos de afección durante el periodo de estudio presentes en la estación de Caga Pájaro. BL: blanqueamiento, LB: lunares blancos, LO: lunares oscuros, OS: oscurecimiento y PL: palidecimiento.

Del total de colonias que presentaron afecciones, se observó un comportamiento similar en cuanto a la alta frecuencia de PL. Para *Montastraea cavernosa* PL afectó el 90 % de las colonias y el 10 % restante de las observaciones se dió por parte de OS. *Diploria strigosa* y *Montastraea annularis* presentaron valores similares de BL con 14 % y 18 % y de PL con 86 % y 82 %, respectivamente. *Colpophyllia natans*, registró un 88 % con PL y a su vez mostró un 9 % con BL y 3 % con OS. *Siderastrea siderea* además de presentar PL (27 %), OS (12 %) y BL (4 %), también tuvo un 34 % de sus colonias afectadas con LB y un 23 % con LO ([Figura 44](#)).

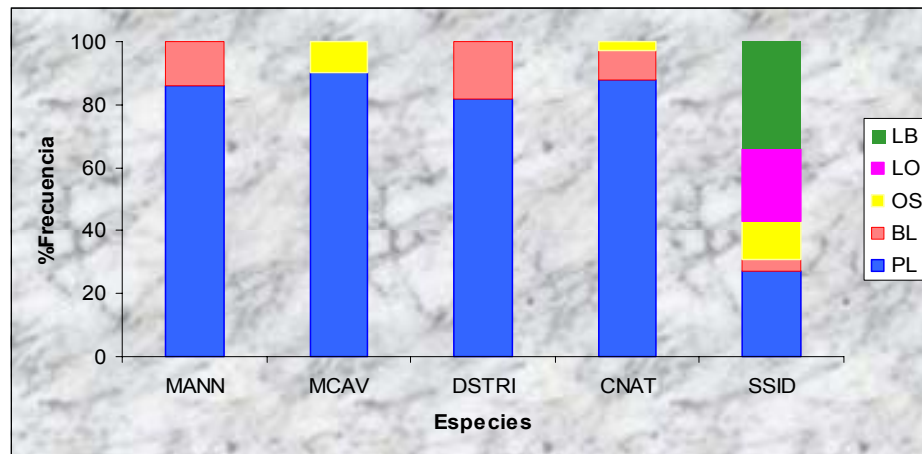


Figura 44. Frecuencia de aparición de las colonias que presentaron afecciones en las principales especies durante el periodo de muestreo (abril-diciembre de 2002) en la estación de Caga Pájaro. MANN: *Montastraea annularis*, MCAV: *M. cavernosa*, DSTRI: *Diploria strigosa*, CNAT: *Colpophyllia natans* y SSID: *Siderastrea siderea*. BL: blanqueamiento, OS: oscurecimiento, PL: palidecimiento, LB: lunares blancos y LO: lunares oscuros.

El Cantil: Se presentaron tres tipos de afecciones: BL, LB y PL, siendo esta última la que presentó los mayores porcentajes de frecuencia de aparición, los cuales oscilaron entre 50 % y 60 % en mayo, junio y julio, y entre 73 % y 86 % en los meses restantes; al mismo tiempo BL presentó sus valores más altos en los meses donde PL fue más bajo con un máximo de 38 % y un mínimo de 9 %. La enfermedad de LB se presentó a lo largo del estudio con bajos porcentajes, alcanzando su mayor frecuencia en mayo, junio y diciembre (10 % a 12 %, [Figura 45](#)).

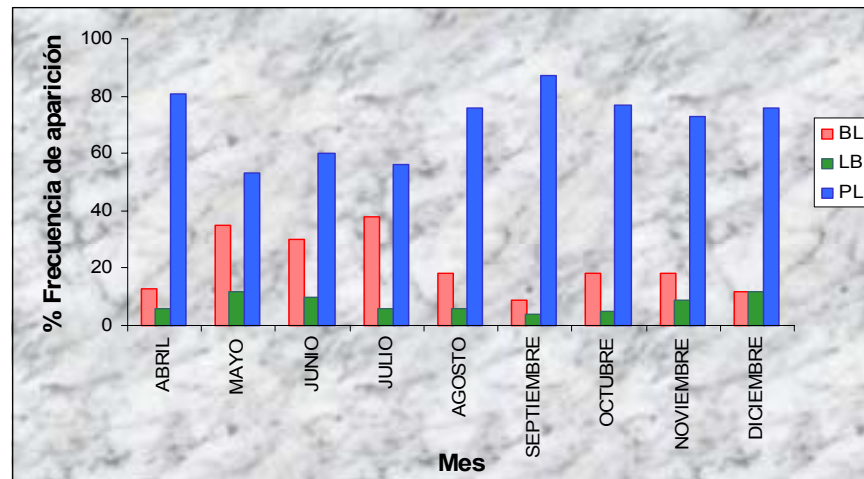


Figura 45. Frecuencia de aparición de los diferentes tipos de afección durante el periodo de estudio presentes en la estación de El Cantil. BL: blanqueamiento, LB: lunares blancos y PL: palidecimiento.

De las colonias que presentaron algún tipo de afección, las pertenecientes a *Pseudoplexaura* sp. mostraron tan solo un tipo de condición, por lo cual el 100 % observado corresponde al total de las colonias que solo registraron BL. Por otra parte, las colonias de *Montastraea annularis*, *M. cavernosa* y *Diploria strigosa* se vieron más afectadas por PL con valores entre 66 % y 77 % y en menor medida por BL con valores entre 23 % y 43 %. Por el contrario, *Siderastrea siderea* no reportó colonias con BL, pero si fue la más afectada por LB (75 %) y en menor medida por PL (Figura 46). En el caso de *Montastraea cavernosa*, se realizó un seguimiento detallado de una de sus colonias, la cual al iniciar el estudio presentó una gran parte de esta con BL y poco a poco fue mostrando una recuperación gradual (Figura 47).

Se observó una tendencia a que los valores de frecuencias más altos de los signos de deterioro se presenten en los últimos meses de muestreo, pero esto no significa necesariamente que los cambios vistos en cada estación representen un peor estado ó incluso que hubiese aumentado considerablemente el deterioro, sino que también pudo deberse a la mayor experiencia y agudeza en el muestreo por parte de las investigadoras.

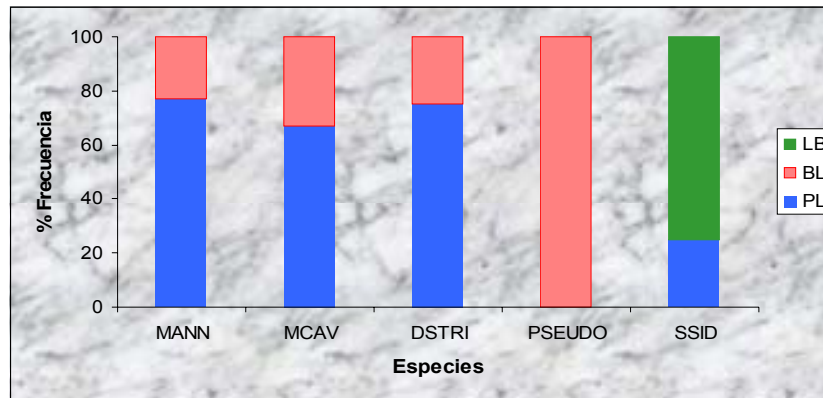


Figura 46. Frecuencia de aparición de las colonias que presentaron afecciones en las principales especies durante el periodo de muestreo (abril-diciembre de 2002) en la estación de El Cantil. MANN: *Montastraea annularis*, MCAV: *M. cavernosa*, DSTRI: *Diploria strigosa*, PSEUDO: *Pseudoplexaura* sp. y SSID: *Siderastrea siderea* BL: blanqueamiento, PL: palidecimiento y LB: lunares blancos.

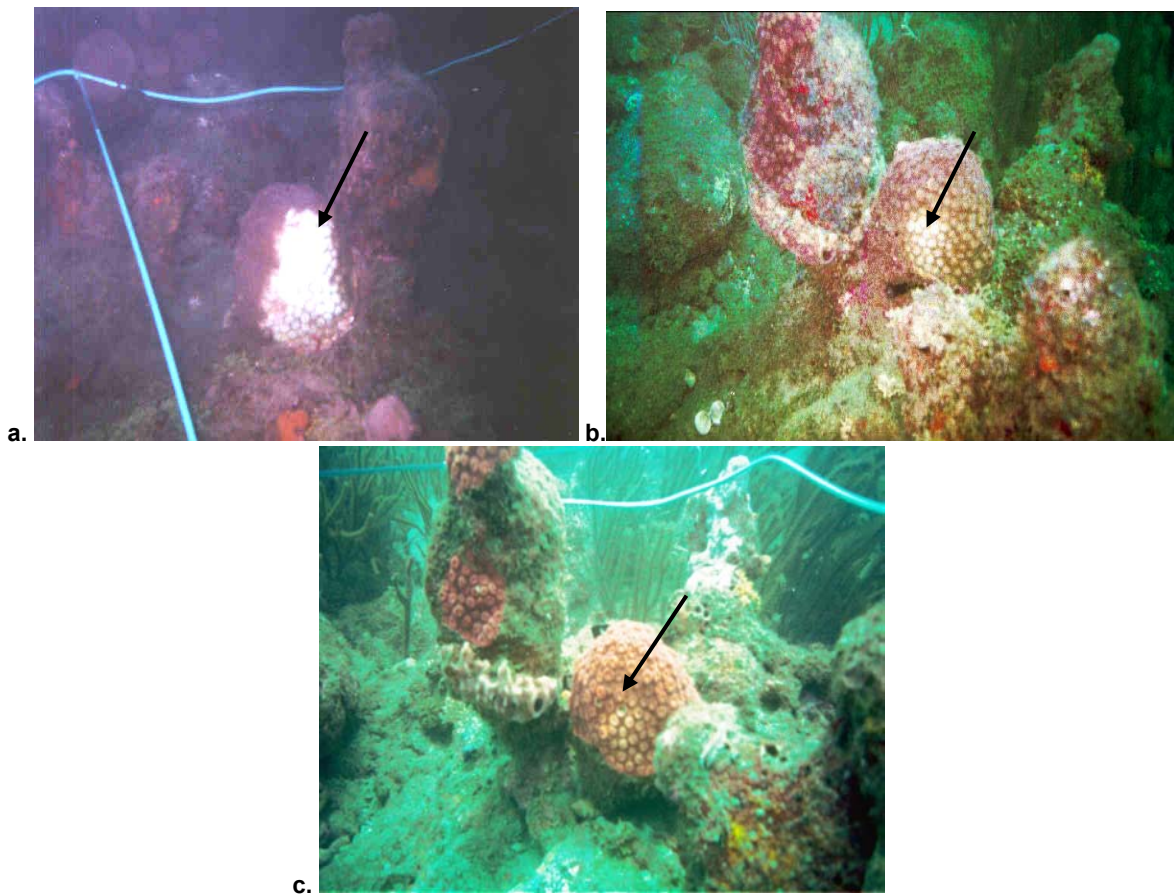


Figura 47. *Montastraea cavernosa* con blanqueamiento. a. inicial, b. intermedia y c. final. Tomado por Santiago Estrada R.

3.2.5 Asociaciones entre las Diferentes Condiciones de Deterioro

📍 **Moto:** Registró el menor número de asociaciones entre sí. Después de realizar la prueba de correlación de Rangos de Spearman se obtuvo que invasión por otros (IO) e invasión por poliquetos (IP) fueron las únicas condiciones que presentaron asociación con otras, donde IO mostró una alta probabilidad de encontrarse asociada a blanqueamiento (BL), así como IP con lunares de sedimento (LS), corroborando lo observado en campo, ya que se encontró frecuentemente a LS asociado con IP en *Montastraea annularis* y *Diploria strigosa* (Tabla 4).

Tabla 4. Resultados del análisis del coeficiente de correlación de Rangos de Spearman que determina las posibles asociaciones entre las diferentes condiciones de deterioro en la estación de Moto. AC: agresión por corales, IA: invasión por algas, IE: invasión por esponjas, IO: invasión por otros, IP: invasión por poliquetos, BL: blanqueamiento, LB: lunares blancos, LO: lunares oscuros, OS: oscurecimiento, PL: palidecimiento, FR: fragmentación, LS: lunares de sedimento, RA: raspaduras, VO: volcamiento. * Probabilidad significativa con $p \leq 0.05$.

	INVASIONES				AFECCIONES					ALTERACIONES			
	IA	IE	IO	IP	AC	BL	PL	OS	LB	FR	LS	RA	VO
IA	-	-0,2357	0,1617	0,2638	0,1387	0,3034	0,5212	0,3581	0,2469	-0,1023	0,2373	-0,1525	0,1387
IE		-	0,1993	0	-0,3608	-0,1201	0,3264	0,294	-0,1075	-0,125	-0,573	0,5469	-0,3608
IO			-	-0,5085	0,069	0,8766*	-0,2321	0,5374	0,3934	-0,1683	-0,384	-0,0295	0,069
IP				-	0,2071	-0,4979	0,2827	-0,4018	0,3515	-0,0443	0,9578*	0,5823	0,2071
AC					-	0,0693	0,688	-0,2455	0,2914	0,5052	0,1375	0,3438	1
BL						-	-0,1398	0,3934	0,3951	-0,3736	-0,3263	-0,1864	0,0693
PL							-	0,16	-0,227	-0,0838	0,1345	0,3319	0,688
OS								-	0,0371	-0,2887	-0,4851	-0,21	-0,2455
LB									-	-0,2851	0,5698	0,4452	0,2914
FR										-	-0,1588	-0,0353	0,5052
LS											-	0,5378	0,1375
RA												-	0,3438
VO													-

📍 **Caga Pájaro:** Presentó el mayor número de posibles asociaciones entre cada una de ellas. Invasión por algas (IA) se encontró con una alta frecuencia de asociación con palidecimiento (PL), invasión por poliquetos (IP), volcamiento (VO) y lunares de sedimento (LS). De la misma forma IP presentó una alta probabilidad de ser encontrada con IA y con agresión por corales (AC). AC que es considerado como un tipo de invasión, presenta una alta asociación con LS, al mismo tiempo mostró una baja probabilidad de encontrarse donde este presente fragmentación (FR). PL fue de

las condiciones que se observó con más frecuencia y la que presentó el mayor número de asociaciones indicando así que existe una alta probabilidad de encontrarse asociada a lunares blancos (LB), lunares oscuros (LO) y raspaduras (RA), mientras que es poco probable de encontrarla asociada a FR. Solo LB mostró una baja frecuencia de asociación con FR. RA presentó una alta probabilidad de estar asociada a VO (Tabla 5). En campo se encontró a lunares de sedimento (LS) asociada a invasión por algas (IA) y poliquetos (IP) en *Montastraea annularis*, así como se encontró PL asociado con la presencia de IA y LS en *Colpophyllia natans*.

Tabla 5. Resultados del análisis del coeficiente de correlación de Rangos de Spearman que determina las posibles asociaciones entre las diferentes condiciones de deterioro en la estación de Caga Pájaro. AC: agresión por corales, IA: invasión por algas, IE: invasión por esponjas, IO: invasión por otros, IP: invasión por poliquetos, BL: blanqueamiento, LB: lunares blancos, LO: lunares oscuros, OS: oscurecimiento, PL: palidecimiento, FR: fragmentación, LS: lunares de sedimento, RA: raspaduras, VO: volcamiento. * Probabilidad significativa $p \leq 0.05$ y ** $p \leq 0.01$.

	INVASIONES					AFECCIONES					ALTERACIONES			
	IA	IE	IO	IP	AC	BL	PL	OS	LO	LB	FR	LS	RA	VO
IA	-	0,442	-0,3308	0,7384 *	0,5822	-0,1899	0,7615 *	0,5959	0,55	0,4917	-0,6265	0,8445 *	0,5607	0,7859 *
IE		-	-0,0144	0,4787	0,3753	-0,0184	0,5295	-0,1625	0,35	0,6924	-0,6231	0,66	0,2008	0,2245
IO			-	-0,5714	-0,5	0,4916	-0,1581	-0,1083	0	0,0138	-0,1161	-0,569	0,2635	0,0589
IP				-	0,7175 *	-0,0169	0,5883	0,2877	0,5984	0,351	-0,458	0,9242 *	0,2269	0,5449
AC					-	0,0266	0,5798	0,3608	0,2887	0,6913	*-0,6963	0,7614 *	0,4216	0,3536
BL						-	0,1849	-0,2186	0,4143	0,1323	-0,1249	-0,1224	0,5126	0,357
PL							-	0,4793	0,8216 *	0,7607 *	*-0,7615	0,7664 *	0,80 *	0,6336
OS								-	0,375	0,2395	-0,4523	0,2979	0,5021	0,4593
LO									-	0,3831	-0,5025	0,55	0,639	0,6124
LB										-	*-0,9097	0,5751	0,6558	0,2933
FR											-	-0,5989	*-0,6973	-0,4513
LS												-	0,3515	0,5614
RA													-	0,7454 *
VO														-

El Cantil: Esta estación mostró varias posibles asociaciones. IA, IE e IP presentaron una alta probabilidad de encontrarse asociados entre sí y cada uno de ellos mostró una alta asociación con LS. PL fue la única afección que presentó asociaciones, mostrando una alta probabilidad de encontrarse presente en donde se encuentren RA y LS (Tabla 6). En campo se encontró a *Montastraea annularis* y *Montastraea cavernosa* con una alta asociación de LS con IA. Por otra parte, PL se encontró poco asociado a RA en *Colpophyllia natans*.

Tabla 6. Resultados del análisis del coeficiente de correlación de Rangos de Spearman que determina las posibles asociaciones entre las diferentes condiciones de deterioro en la estación de El Cantil. IA: invasión por algas, IE: invasión por esponjas, IO: invasión por otros, IP: invasión por poliquetos, BL: blanqueamiento, LB: lunares blancos, LO: lunares oscuros, OS: oscurecimiento, PL: palidecimiento, FR: fragmentación, LS: lunares de sedimento, RA: raspaduras, VO: volcamiento. *Probabilidad significativa $p \leq 0.05$.

	INVASIONES				AFECCIONES			ALTERACIONES			
	IA	IE	IO	IP	BL	PL	LB	FR	LS	RA	VO
IA	-	0,747*	0,5232	0,7437 *	0,0522	0,5798	0,2292	-0,3418	0,7521*	0,4496	-0,4213
IE		-	0,3449	0,7904 *	-0,2267	0,6182	0,4215	-0,3664	0,8156*	0,4293	-0,596
IO			-	0,2704	0,0044	0,308	-0,3222	-0,0678	0,443	0,1899	-0,5859
IP				-	0,0443	0,671	0,4196	-0,2704	0,8719*	0,3847	-0,0659
BL					-	-0,2654	0,2847	-0,3539	-0,3045	0,035	0,302
PL						-	0,0458	-0,211	0,7395*	0,8529 *	-0,3241
LB							-	-0,2762	0,2292	0,0917	0
FR								-	-0,308	-0,3038	0,2929
LS									-	0,3613	-0,3241
RA										-	-0,3889
VO											-

3.3 IMPACTO GENERADO POR LA ACTIVIDAD DE BUCEO

3.3.1 Número de Buzos

A partir de las planillas llenadas por algunos centros de buceo de la zona, se logró establecer el número de buzos mensual en cada uno de los sitios de buceo, confirmándose así que El Cantil es un sitio altamente frecuentado por buzos (689 en el año). Debido a sus condiciones ambientales es catalogado como apto para buzos de todos los niveles (incluyendo minicursos), mientras que la estación de Caga Pájaro es un sitio con condiciones un poco más fuertes, lo que hace que los visitantes requieran de cierta experiencia, reduciendo así el número de buzos en el año (227) con respecto a otros sitios de buceo ([Tabla 7](#)).

Por otro lado la estación de Moto solo tuvo 36 buzos durante el año, que corresponden a los investigadores y colaboradores del presente estudio durante el tiempo de muestreo ([Figura 48](#)), debido a que este punto se encuentra ubicado en un sector alejado de los sitios normalmente

visitados por los buzos, lo que hace que los costos logísticos sean más altos y por ende de menor acceso para los buceadores.

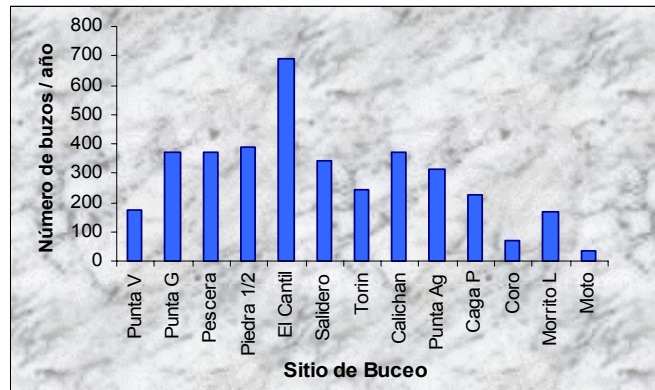


Figura 48. Número de buzos anuales registrados en los diferentes sitios de buceo del Parque Nacional Natural Tayrona durante el 2002.

En la [Tabla 7](#), se observa que los meses en los cuales se presentó el mayor número de buzos fueron diciembre, marzo, febrero y mayo con 559, 524, 448 y 401 buzos, respectivamente. En junio (293 buzos) y julio (175 buzos) a pesar de ser considerados meses de temporada alta, la abundancia de buzos registrada no fue la que se esperaba.

Tabla 7. Número de buzos mensuales presentes en los diferentes sitios de buceo del Parque Nacional Natural Tayrona (PNNT) durante el 2002.

Mes	Punta V	Punta Gr	Pescera	Piedra 1/2	El Cantil	Salidero	Torin	Calichan	P.Aguja	C.Pájaro	Coro	Morrito L	Moto	Total
Febrero	19	78	26	43	36	28	20	42	64	28	10	54	0	448
Marzo	25	40	44	61	50	33	53	50	30	63	25	50	0	524
Abril	11	35	38	66	24	23	23	46	16	13	20	13	4	332
Mayo	29	38	60	54	88	43	7	38	19	18	0	3	4	401
Junio	28	44	16	20	58	17	19	30	25	24	0	7	5	293
Julio	4	15	20	14	43	19	9	18	18	3	2	7	3	175
Agosto	6	18	11	13	45	14	11	14	19	8	3	2	4	168
Septiembre	5	26	27	16	60	17	17	23	24	10	0	7	4	236
Octubre	5	32	29	23	71	44	22	19	35	16	4	15	3	318
Noviembre	9	25	20	39	76	43	16	41	24	9	7	3	5	317
Diciembre	35	21	78	38	138	63	48	50	41	35	0	8	4	559
TOTAL	176	372	369	387	689	344	245	371	315	227	71	169	36	3771

En la [Figura 49](#), se observa que para la estación de Moto no se presentaron buzos en los meses de febrero y marzo. A partir de abril se comenzó a registrar una visita mensual no mayor a cinco buzos, la cual corresponde a las fechas donde se realizaron los monitoreos mensuales para el presente estudio.

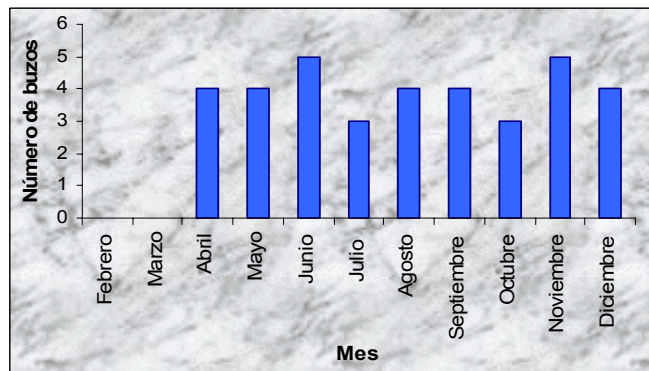


Figura 49. Número de buzos mensuales presentes en la estación de Moto durante el 2002.

Para la estación de Caga Pájaro el mayor número de buzos se registró en marzo (63) y diciembre (35) meses que corresponden a Semana Santa y vacaciones de final de año (temporadas altas). Julio a pesar de estar considerado como temporada alta, no tuvo la cantidad de buzos que se esperaba y por el contrario solo presentó tres buzos en todo el mes ([Figura 50a](#)). En la estación de El Cantil fue donde se presentó el mayor número de buzos durante el año con un total de 689 y los meses de mayor frecuencia fueron mayo y diciembre con un total de 88 y 138 buzos, respectivamente ([Figura 50b](#)).

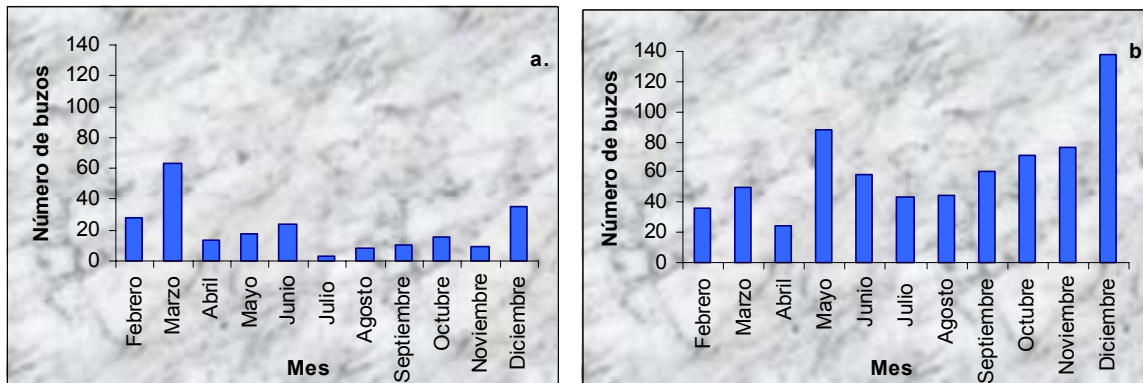


Figura 50. Número de buzos mensuales presentes en las estaciones durante el 2002. a. Caga Pájaro y b. El Cantil.

3.3.2 Seguimiento de Buzos

Caga Pájaro registró un mayor número de contactos directos generados por los buzos en junio, siendo apoyarse y sujetarse los que se presentaron con mayor frecuencia, sin embargo, no se reportaron en todos los meses ([Figura 51a](#)). Para El Cantil, pisar y apoyarse presentaron una mayor frecuencia, aunque no estuvieron reportados durante todos los meses de estudio, mientras que sujetarse a pesar de no presentar valores tan altos como los de pisar y apoyarse, solo estuvo ausente en septiembre y noviembre ([Figura 51b](#)).

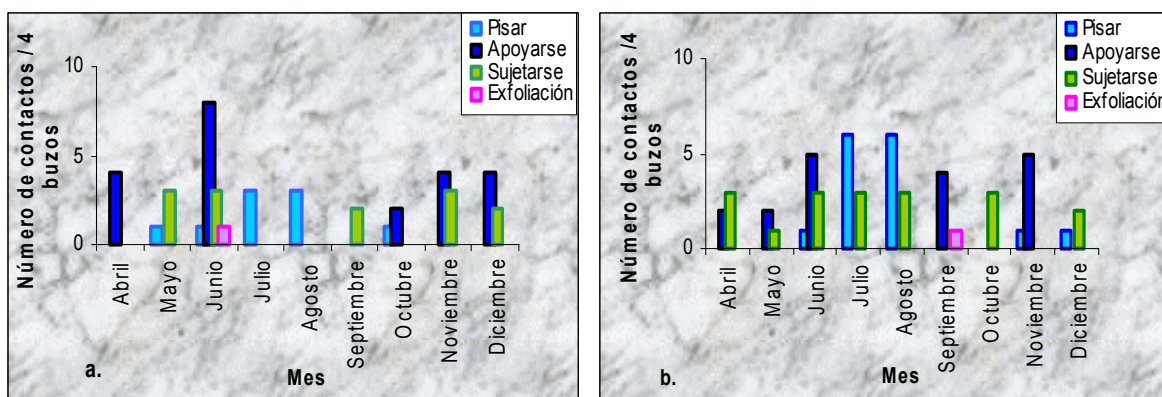


Figura 51. Número de contactos directos mensuales generados por la actividad del buceo. a. Caga Pájaro y b. El Cantil. Estas observaciones se realizaron mediante el seguimiento de cuatro buzos mensuales.

En cuanto a los contactos indirectos, la resuspensión de sedimentos se presentó con una mayor frecuencia y estuvo reportada durante todos los meses del estudio en Caga Pájaro, seguida por aletazos el cual se encontró ausente en los meses de septiembre, octubre y diciembre. Los contactos producidos con los tanques de buceo solo se reportaron en junio y noviembre con baja frecuencia. Junio fue el único mes en donde se reportaron todos los tipos de contactos indirectos generados por la actividad de buceo ([Figura 52a](#)). En la estación de El Cantil las mayores frecuencias de los tipos de contactos indirectos se presentaron en junio, julio y agosto, meses que a pesar de corresponder a temporada alta presentan un número de buzos relativamente bajo, en comparación a los demás meses del año ([Figura 52b](#)). Además del comportamiento de los buzos también fue posible observar el impacto generado por las anclas de algunos botes en la zona, durante los muestreos realizados ([Figura 53](#)).

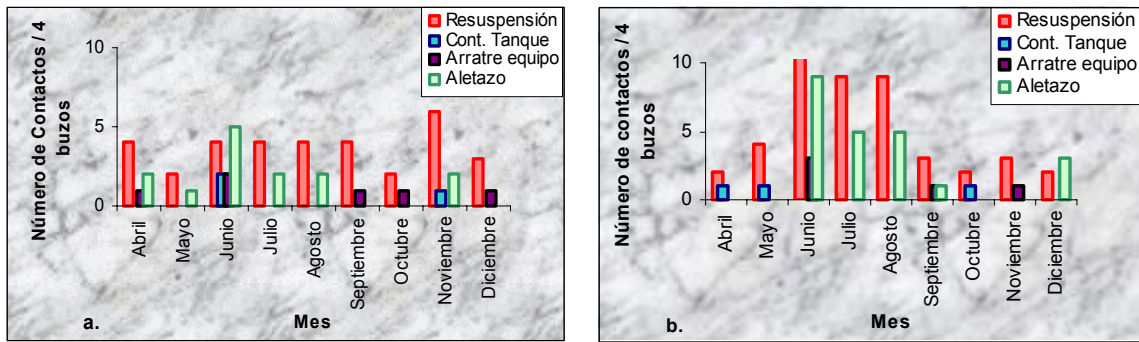


Figura 52. Número de contactos indirectos mensuales generados por la actividad del buceo. a. Caga Pájaro y b. El Cantil. Estas observaciones se realizaron mediante el seguimiento de cuatro buzos mensuales.

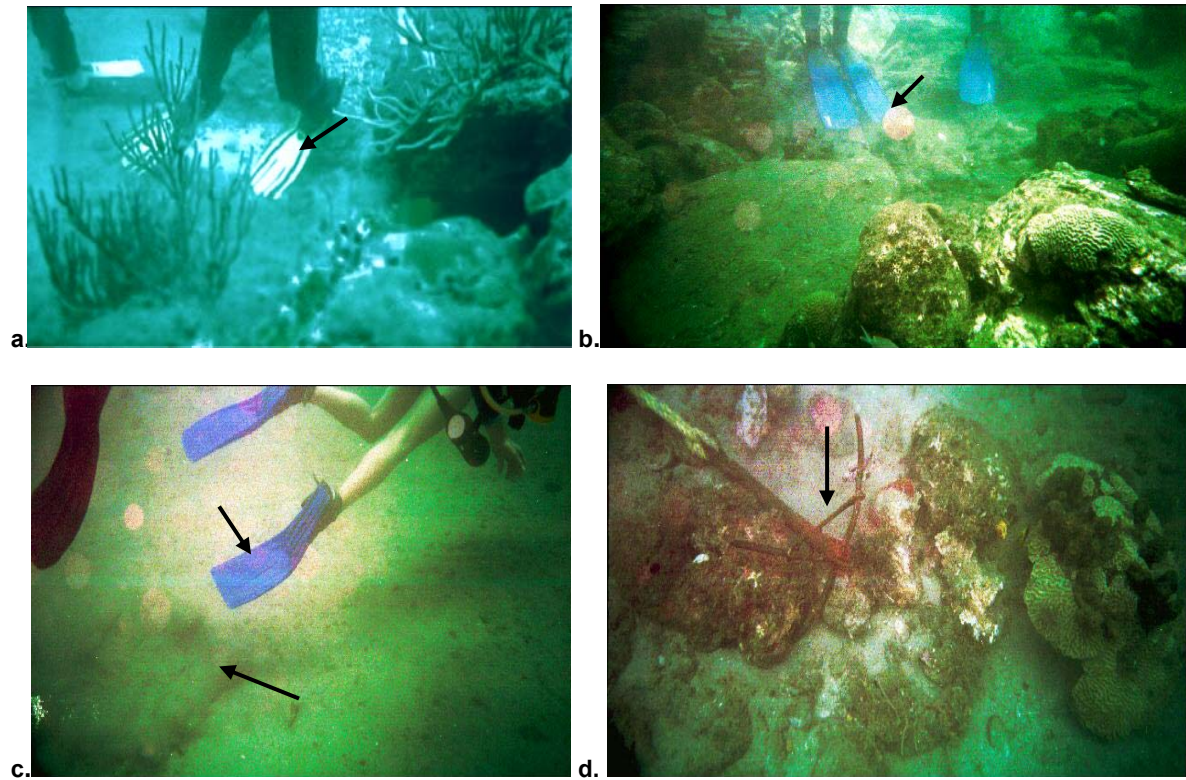


Figura 53. Impactos generados por acción antropogénica: a. y b. buzos pisoteando el fondo coralino; c. resuspensión de sedimentos causada por el aleteo de los buzos; d. impacto generado por el ancla de un bote.

3.3.3 Resuspensión de Sedimentos

En términos generales, la tasa de resuspensión promedio fue mayor adentro del recorrido realizado por los buzos, siendo Moto la estación que presentó el menor valor con $1,49 \pm 0,69$ mg/cm²/día, mientras que Caga Pájaro y El Cantil registraron $4,84 \pm 1,41$ y $3,20 \pm 1,87$ mg/cm²/día respectivamente.

📍 **Moto:** Se observaron diferencias entre las tasas de resuspensión tanto adentro como por fuera de la parcela. Entre junio - julio se registró la mayor tasa adentro de la parcela con 3,38 mg/cm²/día y en agosto - septiembre se presentó el mayor valor por fuera con 3,48 mg/cm²/día, mientras que las menores tasas se encontraron en abril-mayo (0,33 mg/cm²/día) adentro de la parcela y en diciembre – enero (0,14 mg/cm²/día) fuera de esta ([Tabla 8](#), [Figura 54a](#)).

Tabla 8. Tasa de resuspensión (mg/cm²/día) en las tres estaciones durante abril de 2002 y enero de 2003. A: adentro del recorrido de los buzos F: fuera del recorrido de los buzos; nd.: no determinado. * $\bar{x}$ indica el promedio y $\pm$ el error estándar.

	Moto A	Moto F	C. Pájaro A	C. Pájaro F	Cantil A	Cantil F
Abril-Mayo	0,33	0,61	2,75	2,44	0,36	0,57
Junio-Julio	3,38	1,54	1,57	3,03	1,14	2,82
Agosto-Sept.	0,58	3,48	9,65	0,068	0,44	3,93
Oct.-Nov.	nd.	nd.	5,97	0,53	10,25	1,8
Dic.-Enero	1,65	0,14	4,27	0,34	3,83	2,44
* $\bar{x}$	$1,49 \pm 0,69$	$1,44 \pm 0,74$	$4,84 \pm 1,41$	$1,28 \pm 0,60$	$3,20 \pm 1,87$	$2,13 \pm 0,56$

📍 **Caga Pájaro:** Se encontró que la tasa de resuspensión adentro del recorrido de los buzos presentó un evidente incremento alcanzando un valor máximo de 9,65 mg/cm²/día en el intervalo correspondiente a agosto - septiembre, y a partir de este mostró una tendencia a disminuir llegando a un valor de 4,27 mg/cm²/día al finalizar el estudio ([Figura 54b](#)). Estos valores fueron altos en comparación a los encontrados fuera de este, los cuales mostraron una disminución a partir de agosto - septiembre, periodo en el que se obtuvo el valor mínimo reportado de 0,068 mg/cm²/día, manteniéndose entre 0,53 y 0,34 mg/cm²/día ([Tabla 8](#)).

El Cantil: Los valores de la tasa de resuspensión por fuera del recorrido de los buzos, entre los meses de abril a septiembre pasaron de 0,57 a 3,93 mg/cm²/día, mientras que adentro se presentaron los valores más bajos durante este mismo periodo de tiempo ([Figura 55c](#)). Lo opuesto se observó durante el intervalo de tiempo correspondiente a octubre - noviembre donde se registró el máximo valor de 10,25 mg/cm²/día, evidenciando así variaciones temporales ([Tabla 8](#)).

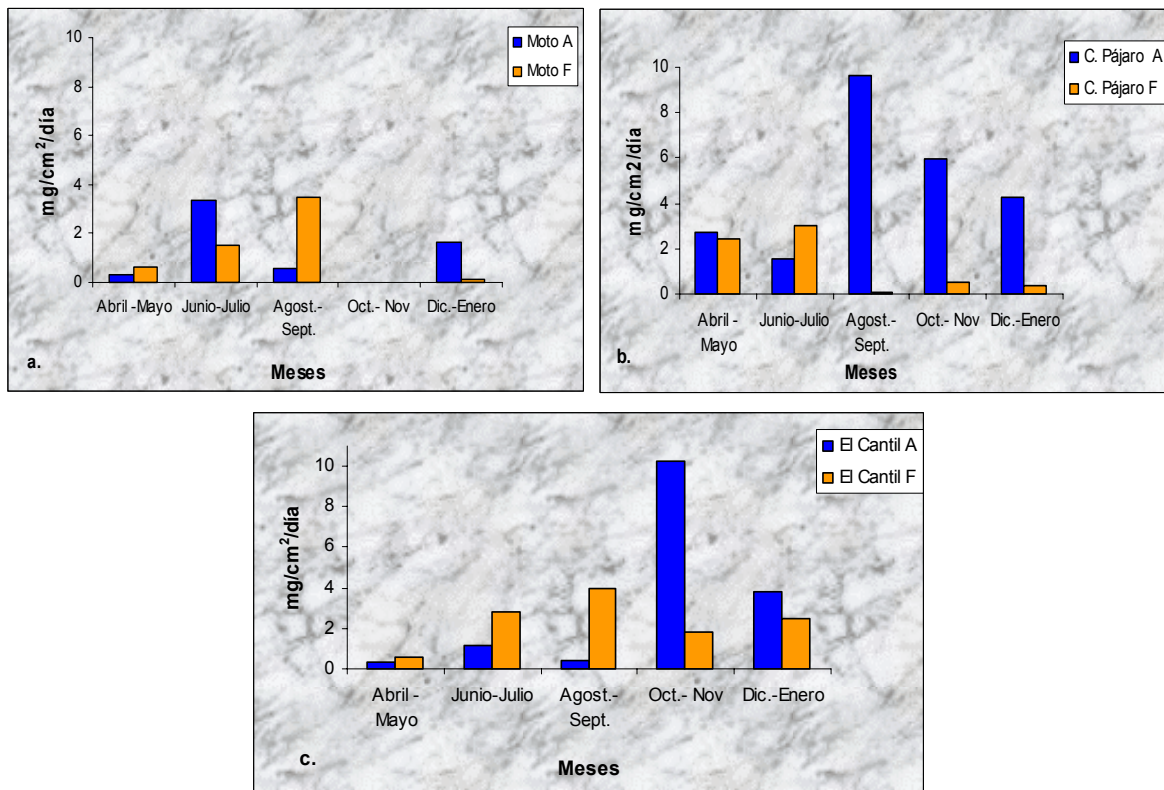


Figura 54. Tasa de resuspensión (mg/cm²/día) de cada estación adentro y fuera de la parcela durante el periodo de estudio (abril de 2002 – enero de 2003). a. Moto; b. Caga Pájaro y c. El Cantil.

Al realizar la prueba de Wilcoxon se estableció que no existen diferencias significativas entre las tasas de resuspensión de sedimentos adentro del recorrido de los buzos y fuera de este para cada una de las estaciones (p-valor = 1,0 para Moto, 0,37 para Caga Pájaro y 0,99 para El Cantil). De igual forma se encontró que no existen diferencias significativas entre las tasas de resuspensión de las estaciones (p-valor = 1 entre Moto y El Cantil; p-valor = 0,62 entre Moto y Caga Pájaro; p-valor

= 0,13 entre El Cantil y Caga Pájaro). Cabe anotar que para esta prueba se tuvo una limitante del n.

3.4 RESULTADOS COMPARATIVOS

3.4.1 Condiciones de Deterioro Vs. Número de Buzos

Moto: En esta estación se observa que a pesar de tener un muy bajo número de buzos por mes, se presenta un deterioro coralino relativamente constante en el tiempo ([Figura 55](#)). Es así como el mayor porcentaje de alteración se registró en septiembre y diciembre (14 %) y el menor en abril (4 %), mientras que el número de buzos siempre se mantuvo entre tres y cinco, lo cual indica que los signos de deterioro encontrados son independientes del número de buzos en la zona.

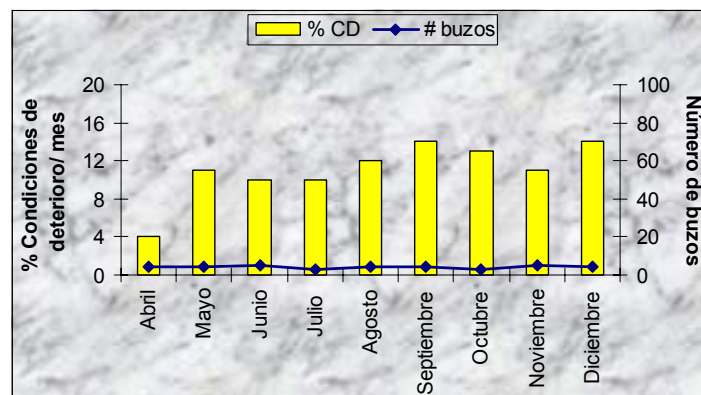


Figura 55. Porcentaje de las condiciones de deterioro totales y el número de buzos mensuales en la estación de Moto, durante los meses de abril a diciembre del año 2002.

Caga Pájaro: Respecto a Moto, esta estación presentó un mayor número de buzos mensual, y un mayor de deterioro coralino, el cual mostró una leve tendencia a aumentar en el tiempo ([Figura 56](#)). Durante el estudio, se observó una disminución en el deterioro pasando de 9 % en junio a 8 % en julio, en este último mes coincidentalmente se reportó el menor número de buzos (tres). Por otra parte, el mayor deterioro se registró en los meses de octubre, noviembre y diciembre, sin embargo, solo en diciembre se reportó un alto número de buzos en la zona (35).

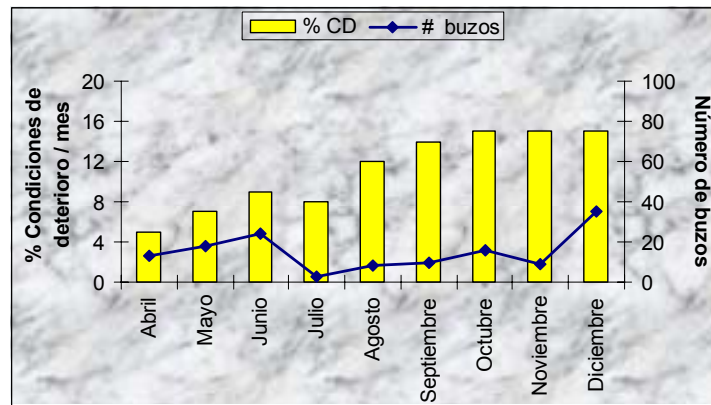


Figura 56. Porcentaje de las condiciones de deterioro totales y el número de buzos mensuales en la estación de Caga Pájaro, durante los meses de abril a diciembre del año 2002.

El Cantil: Cabe resaltar que esta estación, es la más altamente frecuentada por buzos en el área del PNNT, es así como presenta la mayor cantidad de buzos ([Tabla 7](#)). Además, alcanza el más alto porcentaje de deterioro coralino de las tres estaciones, con un valor de 16 % en septiembre, mes en el cual se registraron 60 buzos. Abril presentó el menor valor de deterioro (7 %) y el menor número de buzos (24) en la zona, sin embargo, mayo presentó el mismo porcentaje de condiciones de deterioro, pero el número de buzos en la zona fue mayor (88); de igual forma sucede en diciembre donde aumenta considerablemente el número de buzos (138) y se observa una leve disminución (1 %) del porcentaje de condiciones de deterioro ([Figura 57](#)).

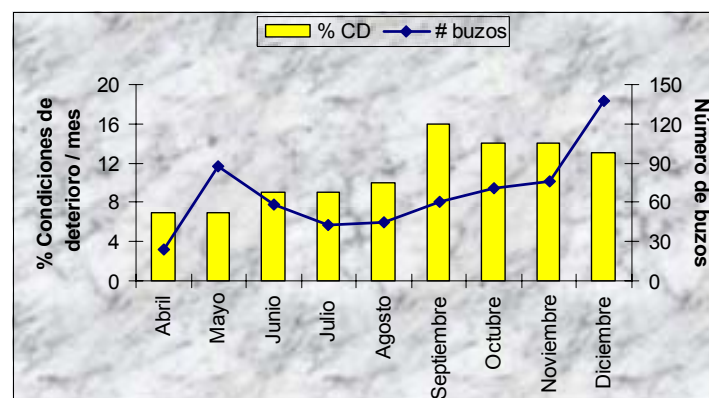


Figura 57. Porcentaje de las condiciones de deterioro totales y el número de buzos mensuales en la estación de El Cantil, durante los meses de abril a diciembre del año 2002.

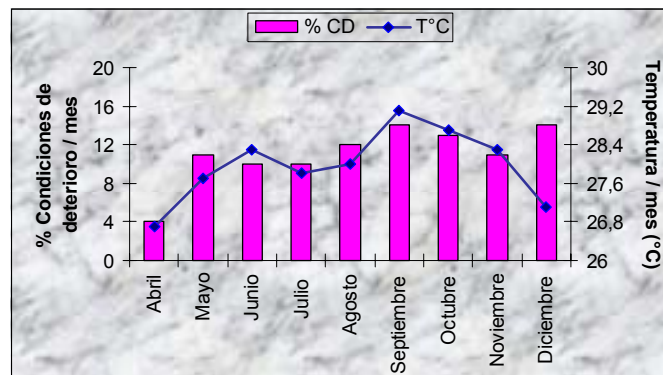
3.4.2 Condiciones de Deterioro Vs. Temperatura

Con la ayuda de datos secundarios brindados por el proyecto SIMAC, INVEMAR ([Tabla 9](#)) se obtuvo la temperatura superficial promedio durante el periodo de muestreo en la Bahía de Chengue.

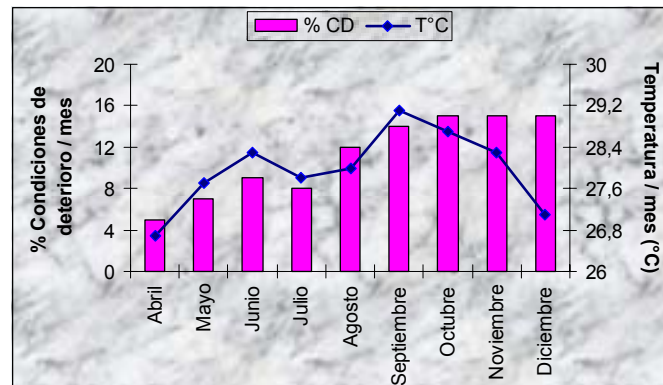
Tabla 9. Temperatura superficial (50 cm), promedio mensual de la estación de Chengue 2002, programa SIMAC, INVEMAR (sin publicar).

Mes	T°C
Abril	26,7
Mayo	27,7
Junio	28,3
Julio	27,8
Agosto	28
Septiembre	29,1
Octubre	28,7
Noviembre	28,3
Diciembre	27,1

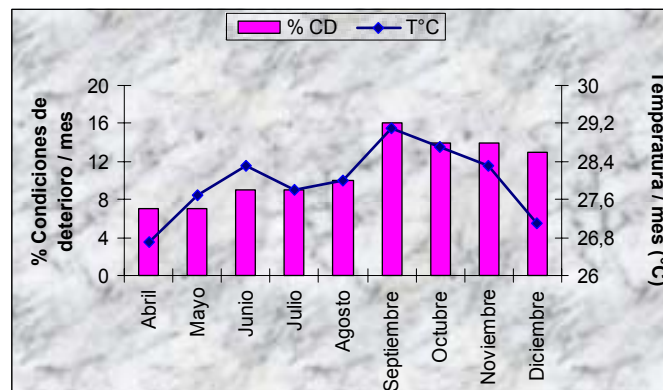
En general se observó una relación entre los cambios de temperatura y el incremento en las condiciones de deterioro. Septiembre fue el mes que presentó el valor más alto de temperatura promedio con 29,1°C, lo cual coincide con el mayor porcentaje de deterioro encontrado en la estación de El Cantil (16 %) y Moto (14 %). De similar manera sucede con la estación de Caga Pájaro con un 14% de deterioro en el mismo mes, sin embargo el mayor porcentaje de está, se da en los siguientes meses alcanzando un 15 %, a pesar de observarse una disminución en la temperatura. El valor más bajo de temperatura se registró en abril con 26,7°C lo que concuerda con el menor porcentaje de deterioro reportado para las tres estaciones ([Figura 58](#)).



a.



b.



c.

Figura 58. Porcentaje de las condiciones de deterioro totales y el promedio de temperatura mensuales, desde abril a diciembre del año 2002. a. Moto; b. Caga Pájaro y c. El Cantil (Temperatura mensual promedio de la estación de Chengue 2002, programa SIMAC, INVEMAR, sin publicar).

Adicionalmente, se realizó la prueba de correlación de Spearman, donde se demostró que existe una relación significativa ($r = 0.5549$; $p\text{-valor} = 0.0047$) entre las condiciones de deterioro y la temperatura.

4. DISCUSION DE RESULTADOS

4.1 ESTRUCTURA ARRECIFAL

El Parque Nacional Natural Tayrona (PNNT) se caracteriza por presentar formaciones coralinas edificadas sobre un sustrato estable en zonas con poca exposición al oleaje, constituidas generalmente por corales masivos y hemisféricos (Díaz *et al.*, 2000). En cuanto a corales pétreos en las zonas estudiadas, se presentó una baja riqueza (nueve en Moto, 11 en Caga Pájaro y 11 en El Cantil), comparándola con un total de 53 especies reportadas para el área del Parque por Antonius (1972), Werding y Erhardt (1976), Prahll y Erhardt (1985), Solano (1987) y Díaz *et al.* (2000), quienes registraron 33, 26, 44, 36 y 46 especies, respectivamente.

De igual forma los octocorales fueron muy escasos, tanto que solamente se encontraron en dos de las estaciones, registrando cinco especies para Moto y cuatro para El Cantil, mientras Botero (1987), reportó un total de 39 especies de gorgonáceos para el Parque Tayrona, de las cuales 26 se encontraron en la Bahía de Chengue y 20 en la Bahía de Granate.

Según Díaz *et al.* (2000), en zonas donde la cobertura de coral es baja o esta dominada por formas de crecimiento costroso, la abundancia y diversidad de octocorales es mayor, especialmente en zonas expuestas al oleaje (cabos y costados occidentales de las bahías). Esto por un lado coincide con lo encontrado ya que en las estaciones de Moto y El Cantil, (ubicadas al occidente de la Bahía de Granate y Chengue, respectivamente) fue donde se reportaron las especies de octocorales. La estación de Caga Pájaro, ubicada en la Isla de la Aguja (considerada como un cabo) no registró ninguna especie de coral blando. Para la Isla, Botero (1987), registró 26 especies de gorgonáceos, sin embargo hay que tener en cuenta que la gran mayoría de las especies fueron encontradas a profundidades por encima de los ocho metros y por debajo de los

14 m, lo que en cierta forma podría explicar la ausencia de octocorales para esta estación, ya que la parcela del presente estudio se encontraba a 12 m de profundidad. Observaciones realizadas en campo mostraron la presencia de estos a una menor profundidad.

Cabe resaltar que las zonas donde fueron instaladas las parcelas coinciden con ciertas características estructurales que representan algunas unidades ecológicas descritas por Díaz *et al.* (2000), por lo tanto es importante tenerlas en cuenta. En la estación de Moto las especies de formas costrosas o cabezas pequeñas fueron las que presentaron una cobertura relativamente dominante, estando acompañadas por octocorales, esponjas y algas. Dentro de las especies más representativas se encontraron *Montastraea* spp., *Diploria strigosa*, *Colpophyllia natans* y *Pseudoplexaura* sp., las cuales se encuentran bien representadas en la unidad de corales mixtos (Cmix). Por otra parte, en El Cantil predominaron los octocorales de grandes tamaños como *Pseudopterogorgia* sp. y *Pseudoplexaura* sp., al mismo tiempo que se encontró una baja abundancia de corales pétreos siendo *Montastraea cavernosa*, *M. annularis* y *Diploria strigosa* las especies que más se destacaron haciendo así parte de la unidad de Cmix. Los corales de la estación de Caga Pájaro podrían corresponder a la unidad ecológica costras de coral, ya que presentó una alta dominancia de pequeñas y medianas colonias de forma costrosa, principalmente de *Montastraea* spp., *Diploria strigosa* y *Colpophyllia natans*.

Para la Bahía de Granate Werding y Erhardt (1976), reportaron un total de 15 especies, las cuales se diferenciaron en tres zonas: 1) zona de *Tubastrea*: dominada por la especie *Tubastrea* sp.; 2) zona mixta I: donde encontraron 12 especies, entre ellas *Montastraea annularis*, *M. cavernosa*, *Diploria strigosa*, *Dichocoenia stokesi* entre otras; 3) zona mixta II: donde además de encontrar las 12 especies de la zona mixta I, reportaron *Scolymia lacera* y *Solenastrea hyades*. Posteriormente Prahly y Erhardt (1985), registraron un total de 23 especies en la Bahía Granate, los cuales son valores superiores a los encontrados en el presente estudio debido a que estos autores cubrieron un área mucho mayor, al realizar los muestreos a lo largo de toda la Bahía.

Para la Bahía de Chengue Werding y Erhardt (1976), reportaron un total de 26 especies resaltando a *Acrópra palmata* como la especie más dominante en las partes someras. Solano (1987), registró 36 especies para la misma Bahía, encontrando a *A. palmata* y *Agaricia agaricites* dominando a poca profundidad y a *Montastraea cavernosa*, *Colpophyllia natans*, *Montastraea faveolata* y *Diploria strigosa* en el arrecife profundo (por debajo de los nueve metros), al igual que Garzón-Ferreira y Cano (1991). A diferencia de los anteriores estudios, *Montastraea annularis* fue de los corales pétreos, la especie más importante en la estación de Moto.

Por otra parte, estudios realizados por Bermúdez y Piñeros (2001), y Cadena *et al.* (2002), en la Bahía de Gaira reportaron un total de 17 y 19 especies de corales respectivamente, encontrando que entre los 10 y 15 m de profundidad las especies más dominantes eran *Montastraea cavernosa* y *Colpophyllia natans*. En el presente estudio *Montastraea annularis* fue la más frecuente (39 %) y *Porites* sp., *Scolymia* sp., *Agaricia* sp. y *Stephanocoenia intersepta* las menos frecuentes (valores entre 0,05 % y 0,13 %). La diferencia entre la dominancia de las especies del género *Montastraea* en estos trabajos con respecto al presente estudio, puede estar dada por las condiciones ambientales propias de cada sitio, ya que la Bahía de Gaira presenta condiciones subóptimas debido a las altas tasas de sedimentación, producto del aporte de materia orgánica de las aguas del Río Gaira, que favorecen la presencia de *Montastraea cavernosa* (Castellanos *et al.*, 1994), ya que posee mecanismos de limpieza muy desarrollados y se considera una especie apta para vivir en condiciones que son extremas para los corales (Loya, 1976; Acosta, 1993 y Meesters *et al.*, 1992). Por el contrario *Montastraea annularis*, no es muy común encontrarla bajo estas condiciones, ya que posee una tasa de limpieza muy baja (Ramírez y De la Pava, 1981).

De esta forma se puede decir que la estación de Moto al igual que El Cantil y Caga Pájaro son zonas de baja turbulencia y no se encuentran afectadas por altas tasas de sedimentación, ya que las tres presentaron una dominancia de *Montastraea annularis* mayor a la de *M. cavernosa*, y

según Loya (1976), Geister (1977), Meesters *et al.* (1992) y Díaz - Pulido y Díaz (1997), esta especie ha sido considerada como una de las más abundantes en las zonas de baja turbulencia de complejos oceánicos y alrededor de islas y cayos en áreas de la plataforma continental del Caribe.

Por otra parte, en el estudio realizado por Barrios (2000), en el Caribe colombiano, se encontraron un total de 44 especies de coral para el Caribe colombiano, siendo *Porites astreoides* y las unidades de paisaje Cmix y *Montastraea* spp. (Mon), las más frecuentes y *Agaricia humilis* y *A. fragilis* las menos frecuentes durante todos los muestreos. Esto contrasta con el presente trabajo ya que *Porites* sp. fue de las especies menos frecuentes, debido a que solo estuvo presente en la estación de Caga Pájaro con una sola colonia. Observaciones en campo realizadas por Barrios (2000), mostraron a esta especie creciendo en ambientes someros sobre lo que parecían ser los restos de antiguas terrazas de *Acropora palmata* y *Porites porites*, lo cual puede explicar la poca abundancia de esta especie en Caga Pájaro y la ausencia en el resto de las estaciones, ya que su presencia se limita especialmente a ambientes someros (Cendales, 1999).

De los índices ecológicos trabajados, se obtuvo una mayor diversidad (0,85) y riqueza (3,40) para la estación de El Cantil, la cual esta dada por el número de especies (15), mientras que la estación de Caga Pájaro, obtuvo la menor riqueza (2,33) y el menor número de especies (11). Los índices de Pielou y Simpson, mostraron una alta uniformidad en las tres estaciones (0,72 – 0,85), la cual se vió reflejada en un bajo predominio (0,12 – 0,26), indicando que en este caso la diversidad está dada principalmente por la riqueza y uniformidad de las especies.

No se realizaron comparaciones de estos índices con otros, debido a que hasta el momento no se han realizado estudios de este tipo en las zonas de buceo. Galvis (1987), plantea que resulta poco práctico hacer comparaciones de diversidad con valores calculados para otros arrecifes del Caribe, con el fin de fijar niveles de cuantificación óptimos ya que todas las comunidades de arrecifes

tienen características estructurales que están expuestas a fuerzas naturales y artificiales específicas.

Los análisis de clasificación y ordenación, arrojaron que no existen diferencias temporales al interior de cada una de las estaciones mostrando que los cambios observados son mínimos en cuanto a la cobertura de corales pétreos y octocorales; de igual forma, Garzón – Ferreira *et al.* (2002), reportan que para Chengue la cobertura del año 2000 se mantuvo en el 2001, así como para otras áreas del Caribe evaluadas por CARICOMP (2002), tampoco se encontraron diferencias significativas en el transcurso de un año. Lo anterior es comparable al comportamiento en general registrado en El Cantil, con un valor inicial de 28,6 % y uno final de 27,01 %. Así mismo, observaron en San Andrés e Islas del Rosario una recuperación y un incremento de alrededor del 5 %, lo cual se asemeja a las ganancias en cuanto a cobertura coralina que se reporta para Caga Pájaro, con un 32,46 % inicial y 38,91 % final. Moto fue la única estación que presentó un descenso de 4,72 %, el cual se le atribuye a la pérdida de *Pterogorgia guadalupensis*, debida a la fragmentación de una de sus colonias más grandes.

En cuanto a las diferencias encontradas espacialmente, el agrupamiento de las estaciones de Moto y Caga Pájaro, puede estar mostrando una menor disimilaridad por el predominio de una o varias especies (como *Montastraea annularis*), más que por su ubicación. A su vez la segregación de El Cantil responde principalmente a su alto predominio de octocorales y la baja abundancia de corales pétreos.

Respecto a las coberturas, el mayor porcentaje se registró para las categorías de coral vivo y coral muerto. En cuanto a la cobertura de coral vivo, Moto presentó un valor inicial de 54,02 %, Caga Pájaro un 32,46 % y El Cantil un 28,6 %. Solano (1987), registró coberturas entre 40,8 – 45,1 % para la Bahía de Chengue, mientras que Díaz *et al.* (2000), reporta valores del 37,3 % para el Parque Tayrona durante los años de 1998 y 1999 planteando que este valor es mayor al estimado

recientemente en la mayoría de las demás áreas coralinas del Caribe colombiano. Por otra parte CARICOMP (2002), reporta valores de 27,52 % para San Andrés Islas y 35,2 % para la Bahía de Chengue, Bermudez y Piñeros (2001), un 29 % para la Bahía de Gaira y Huertas (2000), un 33,83% para Isla Fuerte, un 20,83% para Bajo Bushnell y un 28 % para Bajo Burbujas. Como se puede observar la estación de Moto fue la única en presentar coberturas de coral vivo mayores a las registradas en las demás partes del Caribe colombiano, incluyendo el Parque Nacional Natural Tayrona. Respecto a la cobertura de coral muerto las tres estaciones presentaron porcentajes similares siendo el mayor el de la estación de El Cantil (38,92 %), seguido por Caga Pájaro (32,8 %) y por último el de Moto (27,41 %). Estos son inferiores a los reportados por Huertas (2000), en Isla Fuerte (47,7 %) y en Bajo Burbujas (65,33 %) mientras que en Bajo Bushnell la cobertura de coral muerto fue 35,33 % la cual se acerca a lo encontrado en El Cantil y Caga Pájaro.

Tanto los porcentajes de cobertura de coral vivo como de coral muerto, presentaron una pequeña variación a través del tiempo dando como resultado la disminución de coral vivo en Moto y El Cantil y por tal razón el aumento de coral muerto. Contrariamente la estación de Caga Pájaro presentó un leve aumento en la cobertura de coral vivo, mientras que la de coral muerto se mantuvo igual. Otros autores como Garzón - Ferreira *et al.* (2002) y Garzón - Ferreira y Rodríguez - Ramírez (2001), a lo largo de los monitoreos realizados en los diferentes arrecifes coralinos del Caribe colombiano también han evidenciado variaciones en las coberturas coralinas en periodos cortos (un año), que se ven reflejadas en algunos casos por la disminución debido al incremento en el deterioro coralino, el aumento debido a la capacidad de regeneración de algunas especies y los procesos de competencia por espacio entre los corales y otros organismos bentónicos de los arrecifes.

En cuanto a corales duros la estación de Moto presentó la mayor cobertura promedio con un 40,19 % seguida por Caga Pájaro con un 35,7 %; estos valores se encuentran por encima de los

reportados por Garzón - Ferreira *et al.* (2002), para la Bahía de Chengue en el 2001 (31,4 %), la cual esta sometida a agentes de estrés naturales (bajas temperaturas, reducción de la salinidad, sedimentación, mortalidad de *Diadema antillarum* y blanqueamiento), pero se asemejan a los de otras localidades del Caribe con algunos de estos agentes como Curacao (39,39 %) y Cayo Sombrero, Venezuela (39,46 %). Estos valores son inferiores a los encontrados en Puerto Rico (46,01 %) donde la influencia de agentes estresantes es menor (CARICOMP, 1997 y CARICOMP, 2002). A diferencia de las otras estaciones, El Cantil presentó los valores más bajos con respecto a cobertura de corales pétreos (5 %), encontrándose por debajo de los reportados por los demás autores para el Caribe, no obstante, observaciones realizadas durante el estudio a lo largo de esta estación, mostraron una mayor abundancia de corales masivos a la reportada, lo cual podría indicar un alto deterioro de las colonias masivas en el punto donde fue ubicada la parcela (descenso de los buzos) explicando así la baja cobertura encontrada.

De las especies observadas en Moto y Caga Pájaro, *Montastraea annularis* presentó la mayor cobertura con un promedio de 29 % y 16,76 %, respectivamente, seguida por *Diploria strigosa* (2,86 % y 6,04 %), *Montastraea cavernosa* (3,49 % y 2,33 %) y *Colpophyllia natans* (1,07 % y 3,8 %). En El Cantil, *Montastraea cavernosa* y *Montastraea annularis* fueron las únicas en presentar coberturas mayores a 0,8 %. Estos datos son similares a los reportados por Rodríguez - Ramírez y Garzón - Ferreira (2003, en prensa), para la Bahía de Chengue, donde encontraron a *M. annularis* y *D. strigosa* como las más dominantes con coberturas de 10,3 % y 8,1 %, respectivamente, seguidas por *C. natans* (3,8 %) y *M. cavernosa* (3,6 %) al igual que en el presente estudio. Estas especies constituyen la unidad de corales mixtos, la cual es considerada actualmente como la más conspicua en el PNNT (Barrios, 2000).

Con respecto a los octocorales El Cantil presentó el mayor porcentaje con un promedio de 22,8 %, seguido por la estación de Moto con un 11,5 %; por el contrario, en Caga Pájaro no se registraron octocorales, empero, a profundidades menores a las de la parcela (5 - 8 m) se observaron

comunidades profusas de estos corales. Botero (1987), reportó 26 especies de octocorales para la Isla de la Aguja a profundidades entre 4 y 42 m, donde la mayor abundancia estuvo por encima de los 10 m y por debajo de los 14 m. Cabe anotar que esta isla consta de varios sitios de buceos, cada uno con condiciones ambientales diferentes (oleaje, corrientes), lo que puede ocasionar que las especies varíen entre un sitio y otro, ya que estos factores han sido reconocidos como importantes en la distribución y abundancia de gorgonáceos (Kinzie, 1973). En el estudio realizado por Botero, la estación escogida se encuentra ubicada en el costado protegido del islote, mientras que Caga Pájaro se encuentra en el costado expuesto. También se debe tener en cuenta que este estudio fue realizado hace 15 años, tiempo en el cual la composición y distribución de las especies pudo haber cambiado, tal como ha ocurrido a lo largo del Caribe colombiano, donde se está presentando una modificación del paisaje debido al deterioro y casi desaparición de algunas especies (Cendales, 1999; Barrios, 2000; Díaz *et al.*, 2000 y Garzón - Ferreira *et al.*, 2002), como ha ocurrido en Islas del Rosario, donde especies reportadas por Coral y Caicedo (1983), no fueron encontradas para la misma localidad por Conde y Londoño (1990).

Pseudoplexaura sp. fue la especie que registró las mayores coberturas en El Cantil y Moto con promedios de 15,8 % y 3,9 %, respectivamente. *Eunicea calyculata* tuvo un valor de 4,5 % en El Cantil, colocándose así en el segundo lugar en cuanto a cobertura en esta estación. En Moto *Pterogorgia guadalupensis* fue la que presentó el segundo lugar al iniciar el estudio con un 4 %, el cual se fue reduciendo hasta un 0,68 %, convirtiéndose así en la especie con menor cobertura al final del estudio. Por otra parte, Huertas (2000), encontró para Isla Fuerte a *Plexaura*, *Pseudoplexaura* y *Pseudopterogorgia* como los géneros más comunes, mientras que para Bajo Bushnell y Bajo Burbujas se destacaron grandes ejemplares de *Gorgonia ventalina* y *Gorgonia flabellum* y en menor proporción *Pseudopterogorgia* sp., *Eunicea* sp. y *Plexaura* sp. con un alto grado de desarrollo. Esto en parte coincide con lo encontrado en el presente trabajo ya que las especies mencionadas fueron registradas en dos de las estaciones monitoreadas, con excepción

de *Gorgonia* spp. la cual estuvo ausente, posiblemente debido a la gran disminución que ha presentado esta especie en el Caribe durante los últimos años (Garzón – Ferreira y Zea, 1992).

En cuanto a las algas, se observó una cobertura inicial de 17,04 % para El Cantil, 9,16 % para Caga Pájaro y 3,43 % para Moto, la cual disminuyó notablemente al final del estudio a 5,80 %, 3,32 % y 1,20 %, respectivamente. Estos cambios son debidos a que el PNNT se encuentra afectado por dos eventos climáticos estacionales: la surgencia (afloramiento) costera y la contracorriente Colombia, los cuales hacen que durante el año se presente una marcada fluctuación de la biomasa de macroalgas, siendo mayor su presencia durante el periodo de surgencia (enero – abril), reduciéndose drásticamente en septiembre - noviembre (estación húmeda mayor; Bula - Meyer, 1985, y Díaz - Pulido y Garzón - Ferreira, 2002). Al interior de las estaciones también se observaron algunas diferencias, las cuales pueden estar dadas por la cantidad de sustrato disponible (coral muerto e intersticios). Según Galvis (1987) y Cendales (1999), el coral muerto favorece el asentamiento y la recolonización de algas como *Dictyota*, que bajo estas condiciones actúa como un organismo oportunista ya que es una especie pionera y de rápida colonización (Ramírez *et al.*, 1986, y Díaz - Pulido y Garzón - Ferreira, 2002), coincidiendo con lo encontrado en el presente estudio, ya que esta alga fue la más dominante en las tres estaciones, siendo El Cantil la que presentó la mayor cobertura promedio de coral muerto y algas, mientras que Moto al presentar las menores coberturas de este tipo de sustrato, también registró los valores más bajos de algas. Esta especie también ha sido catalogada como posible causante del palidecimiento coralino (Ramírez *et al.*, 1986).

Los cambios estacionales de la cobertura algal reportados en las estaciones, también han sido observados para la Bahía de Chengue en estudios realizados por el SIMAC (Sistema de Monitoreo de Arrecifes Coralinos, Garzón-Ferreira *et al.*, 2002), donde se ha presentado una disminución algal cercana al 15 % con un aumento equivalente en la cobertura del sustrato inerte. En este caso los autores sugieren que la pérdida de algas debe ser analizada detalladamente, porque se

ha determinado que en Chengue existe una fuerte estacionalidad en la abundancia de las algas (Díaz - Pulido y Garzón -Ferreira, 2002, y Rodríguez - Ramírez y Garzón - Ferreira, 2003 en prensa) lo cual debe tenerse en cuenta antes de formular explicaciones y conclusiones, ya que esos muestreos se realizaron en la misma época (septiembre) durante el 2000 y 2001. Bula - Meyer (1989), plantea que existen periodos favorables y desfavorables a lo largo del año que inciden en la productividad de las macroalgas, en donde en algunos casos un factor ambiental (temperatura, luz, nutrientes, salinidad) puede ser el más decisivo como también puede ser la combinación de dos ó más de estos los que determinen la variación estacional.

Contrariamente, otros estudios realizados por el Sistema de Monitoreos de Arrecifes Coralinos -SIMAC- (Garzón-Ferreira *et al.*, 2002), en San Andrés e Islas del Rosario muestran que la cobertura de algas ha manifestado una tendencia al aumento, así como una disminución del sustrato inerte, sugiriendo que este se encuentra en un proceso de colonización por parte de algas y corales.

En el estudio realizado por Bermúdez y Piñeros (2001), registran una cobertura algal entre 12,5 % y 77,35 % para la Bahía de Gaira. Estos valores en comparación a los encontrados en los sitios de buceo son muy altos. La diferencia se debe a que la Bahía de Gaira se encuentra influenciada por factores exógenos como la alta turbidez y sedimentación frecuente, que según Díazgranados *et al.* (1995), permiten un mejor desarrollo a grupos con estrategias de crecimiento tipo R, como las algas.

Respecto a otros organismos como esponjas y poliquetos, se registraron bajas coberturas con promedios de 1,56 % y 1,03 % para Moto, 1,8 % y 0,96 % para Caga Pájaro, 2,3 % y 2,02 % para El Cantil, respectivamente. Los valores registrados para la cobertura de esponjas son más altos a los encontrados por Rodríguez - Ramírez y Garzón - Ferreira (2003, en prensa), en la Bahía de Chengue quienes encontraron un 0,7 % que corresponde en su totalidad a esponjas de tipo incrustante, mientras que en el presente estudio se registraron esponjas con diferentes formas de

crecimiento, lo cual pudo contribuir para que los valores fueran superiores. Por otro lado CARICOMP (2002), reportó valores similares a los de esta investigación para la categoría de esponjas y otros en Cayo Coco, Cuba (1,9 %) y Puerto Rico (1,94 %) entre los años de 1994 y 1998. Para poliquetos no se encontró literatura donde se describiera detalladamente su cobertura en los diferentes arrecifes coralinos del Caribe, sin embargo, por su abundancia, han sido considerados como un grupo importante (Hutching, 1986).

El análisis inverso de Kaandorp, permitió diferenciar las especies exclusivas, características y generalistas en cada una de las tres estaciones. De esta forma se encontraron como exclusivas a *Scolymia* sp. y *Stephanocoenia intersepta* para El Cantil, *Madracis pharensis* y *Porites* sp. para Caga Pájaro y *Pterogorgia guadalupensis* para Moto. Cabe aclarar que la exclusividad de estas especies no tiene en cuenta un censo a lo largo de toda la estación en cada sitio de buceo, ya que estos resultados se encuentran restringidos a un área de 25 m², por lo cual no se puede generalizar el que solamente se encuentren en una sola estación. Sin embargo, Sarmiento *et al.* (1989), reportan a *Scolymia* sp. como una especie rara, y así mismo es considerada de distribución y abundancia ocasional en el Caribe (Humann y Deloach, 2002).

4.2 ESTADO DE SALUD

De las 15 condiciones de deterioro evaluadas sin discriminar por especie, palidecimiento (PA), invasión por algas (IA), lunares de sedimento (LS) y raspaduras (RA) fueron las más frecuentes, mientras que lunares oscuros (LO), oscurecimiento (OS), agresión por corales (AC), volcamiento (VO) y muerte actual (MA) las menos frecuentes. Barrios (2000), observó 26 condiciones de deterioro para el Caribe colombiano siendo IA, muerte reciente (MR), MA e invasión por esponjas (IE) las más frecuentes y las agresiones causadas por organismos sésiles y enfermedades las menos frecuentes. Huertas (2000), reportó 20 condiciones de deterioro para Isla Fuerte siendo MR, IA, IE y territorio de *Stegastes partitus* (TS) las de mayor frecuencia, mientras que al igual que

el presente estudio lunares blancos (LB), lunares oscuros (LO) y oscurecimiento (OS) fueron las condiciones que se presentaron en menor grado. Cendales (1999) y López - Victoria (1999), también reportaron a IA entre las condiciones más frecuentes para las Islas del Rosario y el Archipiélago de San Bernardo. La mayor diferencia entre los trabajos anteriormente citados, Barrios (2000) y Huertas (2000), con el presente estudio, es que los tres sitios de buceo evaluados, no reportaron colonias con TS ni MR. Una de las razones por la cual no se registraron colonias con MR, pudo ser el hecho de encontrar recubrimiento algal sobre las zonas muertas de las colonias y de esta manera tomarlas como IA más no como MR. El mayor número de condiciones de deterioro reportadas por estos autores se puede deber principalmente al mayor tamaño de área muestreada, respecto a la evaluada en este trabajo.

4.2.1 Comportamiento de las Colonias Sanas y con Muerte Actual

Se presentaron algunas variaciones en el número de colonias sanas (SN) en las tres estaciones, siendo Moto la que registró el mayor valor (entre 24 y 30), seguida por Caga Pájaro (entre 10 y 15) y por último El Cantil (entre 7 y 11), lo cual corresponde a un 25,22 %, 17,8 % y 14,75 % del total de las colonias encontradas al interior de cada estación, respectivamente. Estos datos reflejan el alto grado de deterioro en el cual se encuentran sometidas las tres estaciones, ya que todas registraron más del 70 % de sus colonias con algún signo de deterioro, siendo El Cantil la más afectada. Esto se asemeja a lo descrito por Huertas (2000), quien también reporta valores inferiores al 30 % de colonias sanas en Isla Fuerte (25,8 %), Bajo Bushnell (25 %) y Bajo Burbujas (23,1 %), confirmando así el deterioro coralino que se está evidenciando no solo en el Parque Nacional Natural Tayrona si no en todo el Caribe colombiano.

A través del tiempo, se observó un comportamiento similar en las tres estaciones, siendo los meses de abril y mayo cuando se reportó el menor número de colonias sanas, el cual pudo darse por la mayor cobertura de algas que se registró en esa época, ya que estas se encontraban tanto

en el sustrato rocoso como sobre el coral vivo, aumentando así las colonias afectadas. En el mes de junio se incrementó la cantidad de colonias sanas en las tres estaciones debido a la disminución en la cobertura algal producto de la marcada estacionalidad de la zona, y a partir de ese momento las variaciones a través del tiempo fueron mínimas. Esto último podría sugerir que en estos sitios no se están llevando a cabo procesos de recuperación, sin embargo, debe tenerse en cuenta que éstos se dan en un periodo de tiempo muy largo (Sarmiento *et al.*, 1989), y posiblemente durante el presente estudio, no se alcanzaron a observar al punto de obtener una colonia completamente sana, ya que en la mayoría de las observaciones realizadas, los signos o agentes de deterioro se presentaron simultáneamente afectando una colonia, la cual, a pesar de manifestar pequeños procesos de recuperación, no logró darse en su totalidad.

Glynn (1997), plantea que el desarrollo arrecifal es el resultado de un balance entre procesos constructivos (crecimiento coralino y aporte de carbonatos por algas calcáreas) que se enfrentan a procesos destructivos (agentes erosivos físicos y biológicos), y que los arrecifes crecen donde los procesos constructivos aventajan a los destructivos, mientras que bajo condiciones opuestas los arrecifes se degradan. Debido al incremento del deterioro registrado por varios autores en los últimos años en el Caribe (Díaz *et al.*, 1995; Garzón - Ferreira, 1997; Díaz *et al.*, 2000; Barrios, 2000, y Huertas, 2000) y en el presente estudio, se puede inferir que en este momento los procesos destructivos están imperando en el Caribe colombiano.

Con relación a muerte actual (MA), ésta fue poco frecuente (entre 0,2 y 1 %) y solo se registró en una colonia de *Meandrina meandrites* en Moto, *Colpophyllia natans* en Caga Pájaro y *Agaricia* sp. en El Cantil. A través del tiempo *Agaricia* sp. fue la única en la cual se observó un aumento progresivo del área con MA, posiblemente debido a que esta especie es catalogada como poco eficiente en la remoción de sedimentos (Loya, 1976) y es susceptible a ser invadida por algas (Barrios, 2000), lo que podría ocasionar su muerte. Estos valores son muy inferiores a los encontrados por Huertas (2000), para Isla Fuerte (22 %), Bajo Bushnell (7,5 %) y Bajo Burbujas

(15,4 %), así como por Cendales (1999) y Barrios (2000), quienes reportaron a MA con frecuencias por encima del 50 %.

4.2.2 Invasiones y Agresiones

De todas las invasiones registradas, invasión por algas (IA) presentó las mayores frecuencias en las tres estaciones evaluadas con valores por encima del 30 % en los tres casos, siendo los tapetes algales los que predominaron. Cabe anotar que la presencia de herbívoros (*Diadema antillarum*, Acanthuridos y Scaridos) en la zona de estudio fue mínima, lo cual favorece la proliferación de estos tapetes (Morrison, 1988). En cuanto al comportamiento a través del tiempo, se observó que para las tres estaciones la mayor frecuencia de IA se presentó durante la época húmeda mayor (septiembre a noviembre; Bula - Meyer, 1985) y según Díaz - Pulido y Garzón - Ferreira (2002) y Díazgranados *et al.* (1995), en esta estación climática se observa la dominancia de los ensamblajes de tapetes algales en los arrecifes del Caribe colombiano, debido al incremento en la temperatura, turbidez y aporte de aguas continentales. De otro lado, Glynn (1993), plantea que el agua turbia en la época lluviosa se distribuye de forma generalizada conduciendo a que la cobertura de especies disminuya y las colonias estén parcialmente cubiertas por sedimento, lo que ocasionaría palidecimiento y colonización por algas. A pesar que las algas no afectaron significativamente la sobrevivencia de los corales, según Arenas *et al.* (2001), la sola interacción ocasiona leves daños sobre el tejido coralino, como el recogimiento de los pólipos dejando el cáliz expuesto, así como el blanqueamiento que está directamente relacionado con la necrosis del tejido; estas lesiones son ocasionadas por la abrasión y el crecimiento de los talos de las algas sobre el coral, los cuales están sujetos al tiempo que dure el contacto y al tipo de alga que lo produzca. Por otro lado McCook (2001), establece que los tapetes algales cada vez son menos exitosos al competir con los corales que las algas carnosas como *Dictyota* (quizá por sus diferentes mecanismos de competencia), por lo cual éstos tapetes requieren que el coral tenga algún tipo de lesión o daño para así poder invadirlo. Sumado a esto los corales han desarrollado la

habilidad de prevenir la invasión o sobrecrecimiento algal por medio de la secreción de mucus (Díaz - Pulido y Garzón - Ferreira, 2002).

La mayoría de los estudios referentes a la evaluación de condiciones de deterioro realizados por otros autores, han demostrado que IA es una de las principales categorías de deterioro (Cendales, 1999; López - Victoria, 1999; Barrios, 2000; Huertas, 2000; Bermudez y Piñeros, 2001, y Cadena *et al.*, 2002); además las altas coberturas de algas han sido también uno de los principales factores de mortalidad en otros ambientes coralinos del Caribe. Day (1983) y Steneck (1993), plantean que el coral muerto favorece el asentamiento y la recolonización de las algas, pero que su proliferación sobre los corales es estacional debido al incremento en la concentración de nutrientes por descargas de materia orgánica, los cuales aún bajo condiciones de alta actividad de herbívoros, pueden llegar a crear cambios en el paisaje de los arrecifes coralinos hacia arrecifes algales (Schuhmacher, 1978 y Hixon, 1997).

En su orden invasión por poliquetos (IP), invasión por otros (IO), IE y AC presentaron menores frecuencias respecto a IA, siendo IP la de mayor frecuencia en Caga Pájaro, mientras que IE e IO fueron mayores en El Cantil. Las frecuencias de estas condiciones no se mantuvieron estables a través del tiempo, ya que se observaron variaciones como la ocurrida en la estación de Caga Pájaro, donde IO aumentó notablemente su frecuencia en julio (50 %) superando así a IA en este mes. Esto se debe principalmente a los cambios en la abundancia y distribución de organismos móviles (bivalvos, gasterópodos, gusanos de fuego), los cuales no son habitantes permanentes de los corales donde fueron observados.

Estudios realizados por López - Victoria (1999) y Huertas (2000), reportan valores promedio de IE de 19,06 % y 19,4 % para el archipiélago de San Bernardo e Isla Fuerte, respectivamente, los cuales son similares a los encontrados en las estaciones de Moto ($16,5 \pm 2,89$ %) y El Cantil ($18,77 \pm 2,65$ %) del presente estudio, mientras que Barrios (2000), registró a IE por encima del 50

%. Las esponjas al igual que las algas, poseen una alta capacidad de competencia por espacio con los corales (Endean, 1976), siendo esto ya muy común en gran parte del Caribe como en Jamaica, Belice, Panamá, San Andrés y San Bernardo (Goreau y Goreau, 1973, Diaz *et al.*, 1995 y Lopez - Victoria, 1999). Las condiciones de turbidez durante la época lluviosa en algunos sitios del Caribe, restringen importantes poblaciones de esponjas a ambientes subóptimos para el crecimiento coralino, por la presencia de alta sedimentación (Zea, 1994); es decir ambos organismos son opuestos en cuanto a sus necesidades de desarrollo, de manera que cuando uno se beneficia el otro se ve afectado (Aerts y Van Soest, 1997). La presencia de esponjas y su capacidad de invadir corales, parece depender de la profundidad, ya que en aguas someras la alta cobertura por parte de los corales (Geister, 1983), hace que se presente una mayor competencia por parte de las esponjas invasoras (Barrios, 2000). Lo citado anteriormente, puede explicar la baja frecuencia de IE en el presente estudio, ya que las estaciones estaban ubicadas a una profundidad media (12 m) donde el sustrato disponible era mayor.

Por otra parte, AC se presentó con muy bajas frecuencias en Caga Pájaro y Moto (< 7%), mientras que en El Cantil, no se registró. En los arrecifes coralinos, el espacio sobre el cual se pueden asentar los organismos sésiles es un elemento limitante, lo que obliga a los organismos a crear estrategias para adquirir y retener espacio (Endean, 1976) y en el caso de los corales el contacto directo les permite colocar filamentos mesentéricos con nematocistos sobre la colonia más cercana para poder atacarla químicamente (Chadwick, 1987). De acuerdo con lo mencionado anteriormente, se podría pensar que la baja frecuencia de AC se debe a la disponibilidad de sustrato para la fijación de especies coralinas, especialmente en El Cantil, donde se encuentra una mayor cobertura de coral muerto y costras de coral, haciéndose menor la competencia por espacio.

4.2.3 Alteraciones

De las alteraciones registradas a lo largo del estudio, lunares de sedimento (LS) fue la más predominante en las tres estaciones, reportando los valores máximos en diciembre con un 71 % para Moto, 95 % Caga Pájaro y 68 % para El Cantil, lo que coincide nuevamente con la época húmeda mayor, donde se presenta un aumento en la sedimentación debido a un mayor aporte de aguas continentales. Barrios (2000), también registra a LS como la condición más frecuente en la mayoría de las áreas del Caribe colombiano con valores que oscilaron entre 23 % y 67 %, siendo Bahía Portete, Quitasueño y el Parque Tayrona las más afectadas. Por el contrario RA fue la condición menos frecuente para el Caribe mientras que en el presente estudio fue la segunda en presentar las mayores frecuencias de aparición. Por otra parte, Huertas (2000), registró que de todas las condiciones de deterioro las lesiones físicas fueron las menos frecuentes en el área Isla Fuerte, encontrando solamente FR y LS. Generalmente RA y FR, son producto en la mayoría de los casos por anclas, encallamiento de embarcaciones pequeñas y por buzos inexpertos durante las actividades de buceo (Obs. pers.; Díaz *et al.*, 1995, y López-Victoria, 1999).

Las especies más afectadas por LS y RA en este estudio fueron, *Montastraea* spp., *Colpophyllia natans* y *Diploria strigosa*, lo cual ratifica lo planteado por Steneck (1993), donde las especies de formas masivas parecen ser las más resistentes a los efectos de tormentas, sin embargo, pueden ser las más propensas a los efectos de sedimentación causados por los mismos huracanes (Cortes, 1993), ó acumulación de sedimento en sitios con poca hidrodinámica bajo condiciones naturales, los cuales son un factor que favorecen el efecto de otros organismos patógenos produciendo más estrés, enfermedades e incluso la muerte (Cendales, 1999 y Barrios, 2000). A pesar que este tipo de especies fueron las más afectadas, también registraron colonias en perfectas condiciones (SN), ya que han desarrollado ciertos mecanismos de resistencia para mantener así una condición de salud estable (Pinzón *et al.*, 1998). Acosta (1993), plantea que la capacidad de limpieza de un coral depende de la cantidad de sedimento, su composición, tamaño

de las partículas, y morfológicamente de la talla y forma de la colonia, tamaño del pólipos y de la eficacia del mismo en el rechazo de sedimentos.

La frecuencia de aparición de volcamiento reportada para este trabajo, fue baja, siendo El Cantil la más afectada por esta condición. Varios autores han descrito para las áreas del Caribe colombiano, a las especies de formas ramificadas como las de mayor susceptibilidad a presentar volcamiento y fragmentación (Steneck, 1993; Brown, 1997; Hawkins y Roberts, 1997; Zea *et al.*, 1998 y Barrios, 2000), lo que ratifica lo encontrado en esta estación ya que fue la que presentó la mayor abundancia y cobertura de octocorales de formas ramificadas, como *Eunicea succinea* y *Pseudoplexaura* sp. las cuales presentaron la mayor frecuencia de estas alteraciones.

4.2.4 Afecciones y Enfermedades

Palidecimiento (PL) fue la condición que más frecuentemente se encontró a lo largo del estudio en las tres estaciones, siendo para Caga Pájaro el valor máximo reportado en abril con un 91 %, seguido de El Cantil con 86,9 % en septiembre y por Moto con 84,6 % en noviembre. El blanqueamiento fue la segunda en presentar las más altas frecuencias de los tipos de afección, con un 76 % para Moto, 38 % para El Cantil y por último 22 % para Caga Pájaro. Cabe anotar, que los valores más altos de blanqueamiento (BL) coincidieron con los reportes más bajos de la presencia de PL con un 8 % en mayo, con 56 % en julio y 71 % en junio, respectivamente, indicando así que a medida que aumentaba el BL, el PL disminuía y viceversa.

Los corales presentan algas simbiotas (zooxantelas) que les ayudan a cubrir los requerimientos energéticos y favorecen su proceso de calcificación (Solano, 1994). Incrementos en la temperatura producen la pérdida de sus algas, originando así el fenómeno del BL ó pérdida de la coloración (PL) de las colonias (Lang, 1988; Gómez y Sánchez, 1987; Glynn y D'Croz, 1990;

Peters, 1993 y Goreau y Hayes, 1994). También se cree que el incremento de la radiación ultravioleta por el agotamiento de ozono, la alta sedimentación, contaminación ó agentes secundarios después de un estrés físico, pueden favorecer la pérdida de zooxantelas en los corales (Zea y Duque, 1989; Williams y Bunkley - Williams, 1990 y Solano, 1994), además de suspender la producción de mucus como capa protectora alrededor de la colonia, desintegrando el tejido coralino, ocasionando así el BL (Galvis, 1987). Sin embargo, el grado de blanqueamiento varía entre colonias según la especie y la ubicación de ellas, lo cual se debe a los rangos de tolerancia propios y de sus zooxantelas asociadas (CARICOMP, 1997; Peters, 1997 y Solano, 1994).

Por otra parte Kobluk y Lysenko (1994), al estudiar el fenómeno del blanqueamiento encuentran que en muchos casos la temperatura del agua por si misma no produce el BL, y proponen que la velocidad a la cual se hace el cambio de temperatura, junto con la desviación de las mismas, a las cuales están adaptados los corales en un área, son los responsables de producir este fenómeno. SIMAC (datos sin publicar, 2002), reportó una temperatura promedio de 25,3°C en marzo la cual aumentó a 26,7°C en abril y luego a 27,7°C en mayo. Según Goreau y Hayes (1994), al parecer existe una alta correlación entre la aparición de los llamados “puntos calientes” (sitios con anomalías de 1°C ó más en promedio mensual de temperatura) y la posterior aparición del BL, lo que de una u otra forma podría explicar las altas frecuencias de PL en las tres estaciones durante abril, y el aumento del BL para mayo. Estos cambios de temperatura al no ser permanentes en el tiempo, permiten a los corales la recuperación de sus algas simbiotes, mostrando un mayor efecto sobre ellos en la medida que sea su intensidad, frecuencia y duración (Díaz *et al.*, 1995 y Garzón – Ferreira, 1997), razón por la cual se evidenciaron fluctuaciones en las frecuencias de aparición de BL y PL a través del tiempo. Cabe anotar que no todas las especies coralinas que presentan en un momento dado BL mueren, lo cual se confirmó totalmente en este estudio, ya que según Gómez y Sánchez (1987), cuando las tensiones disminuyen su efecto, las condiciones se tornan normales. Algunas colonias como de *Montastraea* spp. y *D. strigosa*,

mostraron una recuperación lenta y en algunos casos también fueron rápidamente colonizadas por algas. Alcolado *et al.* (2001), plantean que las altas temperaturas además de producir BL parecen ser un factor agudo que ayuda a la proliferación de algas por encima de un nivel crónico.

En cuanto a oscurecimiento (OS), se presentó en dos de las estaciones (Moto y Caga Pájaro) con las frecuencias de aparición más bajas, de la misma forma que lo reporta Barrios (2000), para el Caribe colombiano. Gil (1998), en sus estudios realizados sobre la enfermedad de lunares oscuros (LO) en corales pétreos del PNNT, encontró que esta enfermedad tiende a presentarse en especies masivas de los géneros *Montastraea* y *Siderastrea* al igual que OS, concordando así con los resultados del presente trabajo, ya que OS fue observado en colonias de *Montastraea cavernosa*, *Montastraea annularis* y *Colpophyllia natans*, aunque sus posibles causas y consecuencias no pudieron ser determinadas.

En general, las enfermedades fueron las menos frecuentes a lo largo del estudio, siendo Caga Pájaro la estación que presentó el mayor número con: lunares blancos (LB), lunares oscuros (LO) mientras que en Moto y El Cantil solo se registró LB, siendo esta última la más frecuente en las tres estaciones. *Siderastrea siderea* fue la especie más afectada por las dos enfermedades, coincidiendo con lo reportado por Gil (1998), quien encontró que LO además de presentarse en esta especie, también puede estar en otras como *Stephanocoenia intersepta* y *Montastraea* spp. Goreau (1959), plantea que la enfermedad de LO puede ser causada por un alto grado de estrés, ya que se ha visto afectada a *Montastraea annularis* que es considerada como el coral más importante del Atlántico occidental y que por su parte *S. siderea* a pesar de no ser tan importante es un constituyente fundamental de los arrecifes del Caribe (Erhardt y Werding, 1975; Prah y Erhardt, 1985 y Díaz *et al.*, 1996). Gil (1998), encontró asociaciones entre la enfermedad LO y la aparición de depresiones en la superficie de los corales, mostrando cierta relación con la acumulación de sedimento que origina los LS en *Siderastrea siderea*, lo cual no fue observado en el presente estudio; sin embargo, se registró un comportamiento similar en esta especie pero, respecto a la enfermedad de LB. Meesters *et al.* (1994), explican que las lesiones ocasionadas por

enfermedades u otro tipo de proceso afecta a las colonias disminuyendo la tasa de crecimiento, la reproducción y otros procesos como la resistencia misma a diferentes agentes de deterioro.

Existen agentes y signos de deterioro coralino que pueden estar relacionados entre sí, ocasionando un proceso continuo de deterioro dentro de los ambientes coralinos (Barrios, 2000). En el presente estudio se registraron diferentes asociaciones en cada estación. Mota tuvo el menor número de estas, estando IO altamente relacionada a BL e IP con LS. Esta última asociación también se presentó en Caga Pájaro y El Cantil, en donde además se encontró a IA altamente relacionada con IP y LS, y a PL con LS y RA. Otras asociaciones como IP con AC, PL con LO, LB y FR, así como FR con LB y RA, y VO con RA e IA solo se presentaron en Caga Pájaro, mientras que IE estuvo altamente relacionada con IP y LS en El Cantil. Estos datos coinciden con algunos de los encontrados por Barrios (2000), como es el caso de IA con LS y PA con LO y BL.

4.3 IMPACTO GENERADO POR LA ACTIVIDAD DE BUCEO

4.3.1 Número y Seguimiento de buzos

Para este trabajo se determinó el número de buzos presentes en cada uno de los sitios de buceo dentro del Parque Nacional Natural Tayrona, reportando un total de 3.771 buzos anuales, para los 13 sitios que se encuentran en esta área. Cabe anotar que estos datos son el registro de tres de los siete centros de buceo de la zona, por lo cual se podría pensar que a Santa Marta llegan aproximadamente entre 6.000 y 7.000 buzos al año. Hawkins y Roberts (1997), estimaron la capacidad de carga de un arrecife sometido a la actividad de buceo en Egipto, encontrando que el número de visitantes por encima del cual las condiciones del ecosistema se hacen insostenibles esta entre los 5.000 y 6.000 buzos anuales por cada sitio de buceo, siendo los datos obtenidos en

este estudio muy inferiores, ya que el sitio de buceo que presentó el mayor número de buzos anual (689) fue el perteneciente a la estación de El Cantil.

El mayor número de buzos registrado durante el año se presentó en diciembre, mes considerado como temporada alta con 559 buzos en total. Por el contrario, en junio y julio donde también se esperaba encontrar una gran cantidad de visitantes, los valores reportados fueron muy bajos en comparación con años anteriores (com.pers. Estrada y Peláez, 2002), por lo cual el valor estimado del número de buzos anuales para el Parque podría ser mayor al registrado durante este estudio.

Respecto al seguimiento realizado a diferentes buzos, se encontró que para la estación de El Cantil los contactos directos e indirectos más frecuentes fueron pisar, apoyarse, sujetarse, resuspensión de sedimentos y aletazos. Así mismo se observó que los meses donde se presentó la mayor frecuencia de estos contactos, fueron junio, julio y agosto. Debido a que estos meses presentaron un bajo número de visitantes con respecto a otros, y a que El Cantil es un sitio muy frecuentado por buzos de todos los niveles tanto certificados como en entrenamiento (según centro de buceo de locales), se genera una hipótesis estableciendo que posiblemente para estos meses los buzos presentes en la zona, correspondieron a minicursos o buzos en entrenamiento de primer nivel, los cuales, por ser su primera experiencia en el agua no tienen un dominio total de su flotabilidad y del equipo de buceo aumentando la tendencia a chocar con la estructura coralina, generando así un impacto ambiental (Davis *et al.*, 1995, En: Hawkins y Roberts, 1997). Por el contrario, Caga Pájaro al presentar condiciones un poco más agitadas que El Cantil, es visitado en su mayoría por buzos ya certificados, los cuales tienen un mayor dominio del equipo y de su flotabilidad que buzos principiantes. Esto se ve reflejado al comparar los resultados encontrados para el seguimiento de buzos en las dos estaciones, ya que ésta, presentó una menor frecuencia tanto de contactos directos como indirectos, siendo “apoyarse” el único tipo de contacto que presentó altas frecuencias durante junio. Gallo *et al.* (2001), reportaron a los minicursos y fotógrafos como los más susceptibles a presentar las mayores frecuencias de contactos con la estructura coralina, sugiriendo para un mayor control del grupo, un menor radio de buzos por

instructor. Por otra parte, estos autores también encontraron que las frecuencias de los diferentes tipos de contacto generados por los buzos no representaron daños severos, pues al parecer no fueron acumulativos por encima de la capacidad de recuperación, coincidiendo con lo encontrado en el presente estudio, ya que el mayor impacto lo presentó una colonia de *Diploria strigosa*, quien sufrió un fuerte aletazo, ocasionando remoción de mucus y pérdida parcial de la coloración en la zona afectada y que posteriormente mostró una rápida recuperación ([Figura 59](#)).

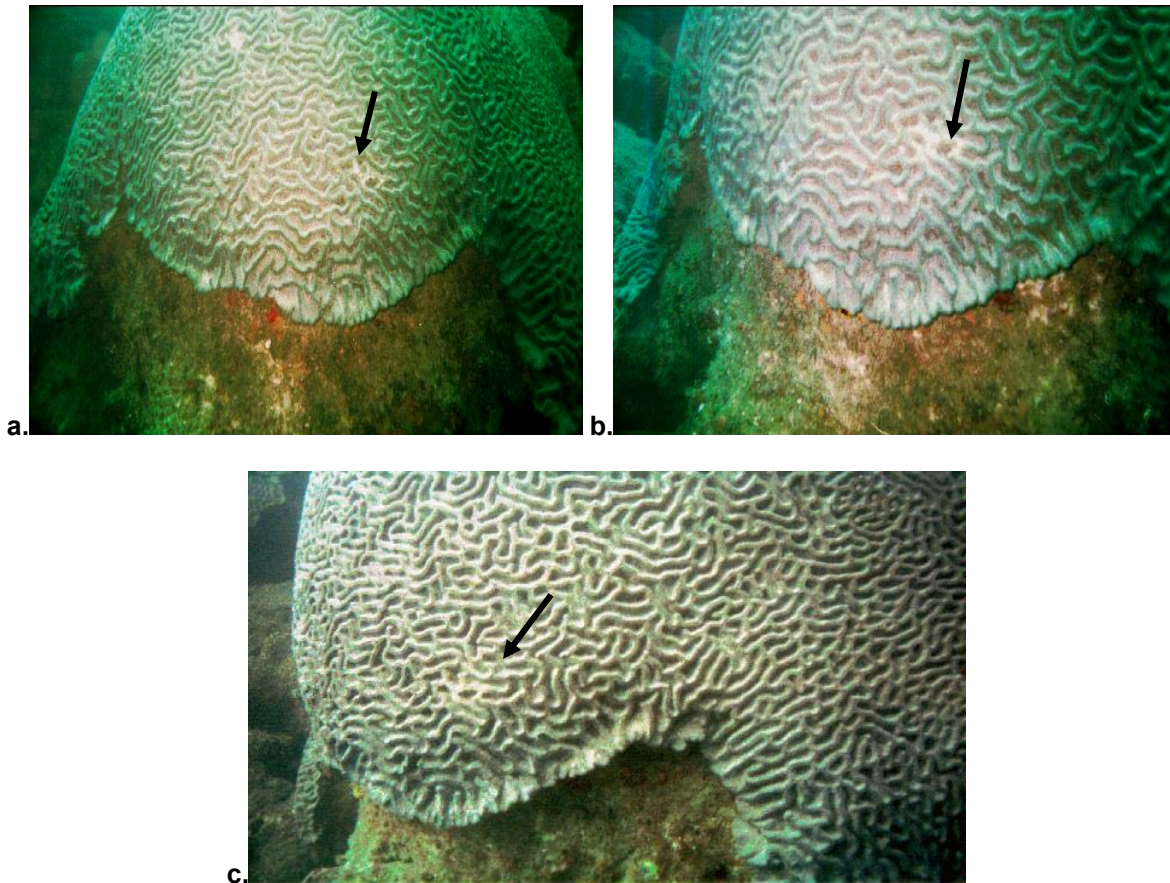


Figura 59. Seguimiento del impacto generado por un buzo a una colonia de *Diploria strigosa*. a. inicial; b. un mes después y c. tres meses después. Tomado por Santiago Estrada R.

4.3.2 Resuspensión de Sedimentos

De las tres estaciones monitoreadas El Cantil y Caga Pájaro presentaron las mayores tasas de resuspensión de sedimentos con valores máximos de 10,25 mg/cm²/día y 9,65 mg/cm²/día adentro de la parcela (recorrido de los buzos), los cuales corresponden a los periodos entre octubre – noviembre y agosto – septiembre, respectivamente. Contrariamente, los valores de Moto oscilaron entre 0,14 y 3,48 mg/cm²/día. Esto, sumado al hecho de encontrar los mayores promedios adentro de las parcelas podría indicar que la presencia de buzos en la zona contribuye de alguna manera a que se presente un aumento en las tasas de resuspensión. Sin embargo al realizar la prueba Wilcoxon, se estableció que las diferencias entre y al interior de las estaciones no son significativas, por lo cual se podría pensar que estas variaciones son debidas a la dinámica natural de la zona (corrientes, oleaje, pendiente entre otros). Todo esto hace difícil el poder determinar cual de estos factores (naturales como antropogénicos) es el que está influyendo en un mayor grado en la resuspensión de sedimentos.

4.4 RESULTADOS COMPARATIVOS

En general no se encontró una relación directa entre las condiciones de deterioro y el número de buzos en cada sitio, ya que en Moto a pesar de presentar un bajo y constante número de buzos a lo largo del año, las condiciones de deterioro mostraron variaciones temporales, mientras que en las estaciones de El Cantil y Caga Pájaro a pesar de registrar un mayor y variado número de buzos, el porcentaje de deterioro presentó un comportamiento muy similar a el de la estación de Moto. Muthiga y McClanahan (1997), determinaron que para el parque marino de Kisite en Kenya, el número de visitantes es un muy leve indicador de las diferentes condiciones de la cobertura de los corales y del sustrato en general, en sitios con alta y baja frecuencia de visitantes, ya que durante el año de estudio no observaron cambios sobre estos. Hawkins y Roberts (1997) y Leão *et al.* (1993), determinaron que el deterioro coralino que se esta evidenciando en los diferentes arrecifes es acumulativo, aún en sitios que no son frecuentados por buzos. El número de buzos que llegan anualmente al PNNT es bajo en comparación con los sitios estudiados por estos

autores (Egipto, África, Bonaire y Brasil), sin embargo, presentan valores similares a los del presente estudio respecto a la cobertura de coral vivo (entre 20 % y 30 %), generando una alta preocupación por determinar las causas reales que están afectando los arrecifes de la zona para poder tomar medidas pertinentes para el desarrollo de un efectivo plan de manejo de las áreas coralinas, ya que el límite de visitantes no constituye en si mismo un fin, sino un medio (y no el único) para proteger los recursos del área y debe ser revisado periódicamente, conforme las condiciones ambientales o de manejo varíen (Muthiga y McClanahan, 1997 y Gallo *et al.*, 2001).

Contrariamente, se observó una estrecha relación entre los cambios de temperatura que se presentaron a lo largo del año y las condiciones de deterioro, encontrándose en general que los aumentos en la temperatura así como los cambios mensuales mayores a 1°C (“puntos calientes”; Goreau y Hayes, 1994), incrementaron el porcentaje de condiciones de deterioro en las tres estaciones. Como se mencionó anteriormente BL y PL se generan en parte, por incrementos en la temperatura dejando a los corales más susceptibles a presentar otros signos de deterioro ó a ser atacados por organismos patógenos originando así diferentes enfermedades (Meesters *et al.*, 1994).

A pesar que no se lograron establecer grandes diferencias de las condiciones de deterioro en las tres estaciones respecto al número de buzos, Moto que es la estación con más baja frecuencia de visitas, mostró la mayor cobertura coralina en comparación con los sitios altamente frecuentados; de igual forma Tisot y Hallacher (2000), no encontraron ninguna diferencia significativa de los cambios de la cobertura coralina y el blanqueamiento y fragmentación de coral en un sitio control y uno fuertemente impactado de la Bahía de Kealakekua en Hawai, sin embargo, los cambios fueron menores en el sitio control, por lo cual ellos sugieren que los buzos pueden tener un impacto sobre el arrecife, pero en el periodo de estudio de un año, estos cambios podrían ser demasiado pequeños para distinguirlos de los cambios ocasionados de forma natural. Por otra parte, algunos autores han señalado que el aumento constante del deterioro de estos sistemas, se da en parte por la gran expansión del turismo costero, como lo han descrito Hawkins y Roberts (1994) en

Egipto y Bonaire, donde las descargas de aguas negras generan una alta concentración de nutrientes (bloom algal), así como el vertimiento de aguas calientes, que provocan puntos locales de daño, donde 6.000 bañistas o turistas, causan un mayor impacto indirecto que 600 buzos sobre el arrecife.

Debido a esto, se hace importante implementar monitoreos continuos durante una escala de tiempo mayor, en todos los sitios de buceo del Parque Nacional Natural Tayrona, donde se hace necesario la medición constante de parámetros ambientales como temperatura, salinidad, nutrientes, pendiente, turbidez, sedimentación y corrientes, junto con el apoyo de todos los centros de buceo de la zona, con el fin de determinar realmente el impacto que esta generando este tipo de actividades.

Cabe resaltar la importancia de determinar los efectos medio ambientales, así como los causados directamente por la infraestructura turística de la zona, ya que esta influyen de manera importante en el medio.

4. CONCLUSIONES

✿ En general, se reportaron corales pétreos en las tres estaciones (nueve en Moto, 11 en Caga Pájaro y 11 en El Cantil), mientras que los octocorales solo se registraron en dos de ellas, con cinco especies para Moto y cuatro para El Cantil. Temporalmente, los cambios encontrados al interior de cada una de estas fueron mínimos. Espacialmente fueron más notorios generándose así un agrupamiento entre Moto y Caga Pájaro, debido a la abundancia de corales pétreos (especialmente *Montastraea annularis*), mientras que en El Cantil esta fue mínima.

✿ De los corales pétreos *Montastraea annularis* fue la especie más abundante a pesar de ser catalogada como susceptible, ya que puede estar presentando procesos de adaptación a diferentes cambios ambientales.

✿ La exclusividad encontrada para algunas especies en El Cantil, Caga Pájaro y Moto no tienen en cuenta un censo a lo largo de todo el sitio de buceo, ya que estos resultados están restringidos a un área de 25 m², por lo cual no se puede descartar la posibilidad de encontrar estas especies (*Scolymia* sp., *Stephanocoenia intersepta*, *Porites* sp., *Madracis pharensis* y *Pterogorgia guadalupensis*) en las tres estaciones.

✿ Con respecto a la cobertura de coral muerto las tres estaciones presentaron porcentajes inferiores a los reportados para otros sitios del Caribe, lo que podría sugerir que estas áreas del PNNT se encuentra en un menor estado de degradación.

✿ Los cambios encontrados en la cobertura de algas durante el estudio, eventualmente pueden estar dados por los dos eventos oceanográficos estacionales que afectan el PNNT: la surgencia

(afloramiento) costera y la contracorriente Colombia, presentándose así una mayor proliferación de algas durante la época seca mayor la cual corresponde con el periodo de surgencia.

✦ La cobertura de otros organismos como esponjas fue muy baja en las tres estaciones del estudio lo que puede sugerir que existe poca competencia por espacio por parte de estos, haciendo mayor el espacio disponible para los corales.

✦ Se registraron 16 condiciones con respecto al estado de salud de los corales (pétreos y octocorales), organizadas en cinco categorías: invasiones, alteraciones, afecciones y enfermedades, colonias sanas y muerte actual, dentro de las cuales invasión por algas (IA) y palidecimiento (PL) fueron las más frecuentes durante el estudio en las tres estaciones.

✦ En general el número de colonias sanas (SN) registradas en las tres estaciones fue bajo y no mostró grandes variaciones a través del tiempo, siendo El Cantil la que mostró el menor valor. La poca variación temporal encontrada se debe a que el proceso de recuperación total requiere de un periodo de tiempo muy largo, por lo cual nueve meses no es suficiente para poder registrar este tipo de cambio.

✦ De la categoría de invasiones, invasión por algas (IA) es la principal condición de deterioro en las tres estaciones, la cual estuvo dada en mayor parte por la presencia de tapetes algales. A pesar de esto las algas no afectaron significativamente la sobrevivencia de los corales.

✦ De las alteraciones registradas a lo largo del estudio, lunares de sedimento (LS) fue la más predominante en las tres estaciones, siendo las especies de formas masivas (*Montastraea* spp., *Diploria strigosa* y *Colpophyllia natans*) las más propensas a la acumulación de sedimentos.

✦ De las afecciones observadas palidecimiento (PL) y blanqueamiento (BL) fueron las más predominantes, y dados los resultados del presente estudio, se puede sugerir que existe una relación inversa entre estas, ya que en campo se pudo observar que en algunos casos el PL antecedió el BL y en otros lo precedía cuando las colonias mostraban procesos de recuperación. Por el contrario las enfermedades presentaron muy bajas frecuencias, siendo *Siderastrea siderea* la más afectada por lunares blancos (LB) y lunares oscuros (LO).

✦ El contacto generado por los buzos no representó daños severos en el tiempo de muestreo, pues al parecer no fueron acumulativos por encima de la capacidad de recuperación ya que el mayor impacto lo presentó una colonia de *Diploria strigosa*, quien sufrió un fuerte aletazo, ocasionando remoción de mucus y pérdida parcial de la coloración en la zona afectada, la cual mostró una rápida recuperación.

✦ En general no se encontró una relación directa entre las condiciones de deterioro y el número de buzos en cada sitio, sin embargo, esto no significa que el buceo no este causando un impacto negativo, ya que por otra parte, las tasas de resuspensión de sedimentos fueron mayores adentro del recorrido de los buzos que por fuera de este. No obstante, para poder determinar el daño causado por esta actividad es necesario realizar monitoreos en un término de tiempo mayor a nueve meses.

✦ Se observó una estrecha relación entre los cambios de temperatura y las condiciones de deterioro que se presentaron durante el tiempo de muestreo, por lo cual se puede establecer que la temperatura esta jugando un papel muy importante en cuanto al estado de salud de los corales, más no es el único causante del daño que se esta evidenciando actualmente.

5. RECOMENDACIONES

Es de gran importancia dar una continuidad al presente trabajo y realizar una evaluación del estado actual de salud para saber el grado de deterioro en el que se encuentran todos los sitios turísticos donde se llevan a cabo actividades como el buceo y snorkel, ya que en su mayoría pertenecen al Parque Nacional Natural Tayrona.

Para poder determinar el impacto generado por la actividad de buceo y el ocasionado por fenómenos naturales, es necesario implementar monitoreos que abarquen un periodo de tiempo mayor a un año, con la participación de centros de buceo de la zona, universidades e instituciones, donde además de las variables medidas en este estudio, se tengan en cuenta otras de tipo natural como salinidad, corrientes, pendiente y profundidad, ya que conociendo sus comportamientos se pueden descartar como agentes de impacto local, si se llegara presentar algún evento de deterioro.

La toma de datos como temperatura y salinidad se recomienda realizarla diariamente para poder obtener una curva del comportamiento de estas variables a través del tiempo.

Con la colaboración de universidades y entidades ambientales se recomienda crear un plan de educación ambiental para el manejo de los recursos marinos dirigido a la comunidad de pescadores y centros de buceo de la zona, quienes eventualmente podrían colaborar en la toma de datos de la columna de agua que permitan evaluar los cambios que se están dando en estos ecosistemas.

BIBLIOGRAFÍA

ACOSTA, L. Contamination gradient and its effect on the coral community structure in the Santa Marta area, Colombian Caribbean. *Global Aspect of coral reef Health, Hazard and History*. 1993. p. A1- A7.

AERTS, L. y VAN SOEST, R. Quantification of sponge coral interactions in a physically stressed reef community. N.E. Colombia. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 1997. N° 148. p. 125-134.

ALCOLADO, P.; CLARO - MADRUGA, R.; MARTINEZ - DARANAS, B.; MENENDEZ - MACIA, G.; GARCÍA - PARRADO, P.; CANTELAR, K.; HERNANDEZ, M y DEL VALLE, R. Evaluación ecológica de los arrecifes coralinos del oeste de cayo Largo del sur, Cuba: 1998 – 1999. *Bol. Invest. Mar. Cost.* 2001. N° 30. p. 109 – 132.

ALVARADO, E.; DUQUE, F.; FLOREZ, L. y RAMÍREZ, R. Evaluación cualitativa de los arrecifes coralinos de las Islas del Rosario. *Bol. Ecotrópica*. 1986. N° 15. p. 1-30.

ANTONIUS, A. Occurrence and distribution of stony corals (Anthozoa and Hydrozoa) in the vicinity of Santa Marta, Colombia. *Mitt. Inst. Colombo – Alemán. Invest. Cient.* 1972. N° 6. p. 89 – 103.

ARENAS, O.; ALVARADO, E.; BULA – MEYER, G.; DÍAZ – PULIDO, G. y SANCHEZ, J. Efectos de las algas bentónicas en la sobrevivencia de corales transplantados en el Caribe colombiano. *Memorias IX Colacmar*. 2001. p 150.

BARRIOS, L.M. Evaluación de las principales condiciones de deterioro de los corales pétreos del Caribe colombiano. 2000. Tesis de Maestría. Universidad Nacional de Colombia. Facultad de Ciencias. Postgrado en Biología - Línea Biología Marina. 150 p

BERMUDEZ, L. y PIÑEROS, V. Caracterización estructural con algunos aspectos preliminares del estado de salud de las formaciones coralinas de la zona Norte de Bahía Gaira., Caribe colombiano. Santa Marta. 2001. Seminario de Investigación (Proyecto II), Universidad Jorge Tadeo Lozano. Facultad de Biología Marina. Área de Ingeniería y recursos naturales. 51 p.

BOTERO, L. Zonación de octocorales Gorgonáceos en el área de Santa Marta y Parque Nacional Natural Tayrona, Costa Caribe Colombiana. An. Inst. Inv. Mar. Punta Betín. 1987. N° 17: p. 61-80.

BROWN, B. Coral Bleaching: Causes and consequences. Proc. 8th. Int. Coral Reef. Sym. 1997. Vol. 1. p. 65 - 74.

BULA - MEYER, G. Altas temperaturas estacionales del agua como condición disturbadora de las macroalgas del Parque Nacional Natural Tayrona, Caribe colombiano: Una hipótesis. An. Inst. Inv. Punta Betín. 1989. N° 19 – 20. p. 9 – 21.

------. Un núcleo nuevo de surgencia en el Caribe colombiano detectado en correlación con las macroalgas. Bol. Ecotrópica. 1985. N° 12. p. 2-26.

CADENA, N.; CAMACHO, N.; PARRAGA, D. y SOLER, L. Evaluación del estado de salud de las formaciones coralina de Puna Cabeza de Negro – Bahía Gaira, Caribe colombiano, Santa Marta. 2002. Seminario de Investigación (Proyecto II), Universidad Jorge Tadeo Lozano. Facultad de Biología Marina. Área de Ingeniería y recursos naturales. 46 p.

CARICOMP. Download data from CARICOMP Coral Reef Surveys. 2002. www.ccdc.org.jm/download.html (Fecha de consulta: julio de 2003).

------. Monitoring of coral reef. Proc. 8th. Int. Coral Ref. Sym. 1997. N°1. p. 651 – 656.

CASTELLANOS, C.; CRIALES, M. y VALERO, A. Cartografía del sistema coralino en la Bahía de Taganga, Caribe colombiano. 1994. Seminario de Investigación (Proyecto II), Universidad Jorge Tadeo Lozano. Facultad de Biología Marina. Área de Ingeniería y recursos naturales. 28 p.

CASTRO, P.; IBARRA, S. y PRADA, C. Monitoreo del crecimiento y salud de las cabezas aisladas de los corales *Colpophyllia natans* (Houttuyn) y *Montastraea annularis* (Ellis y Solander) en Playa Blanca (Bahía Gaira) Caribe colombiano, Santa Marta. 1999. Seminario de Investigación (Proyecto II). Universidad Jorge Tadeo Lozano. Facultad de Biología Marina. Área de Ingeniería y recursos naturales. 26 p.

CENDALES, M. Cartografía, Composición y Estado Actual de los biotopos marinos arrecifales de Isla del Rosario, Isla Barú y de los bajos intermedios del Archipiélago del Rosario. 1999. Trabajo de grado. Universidad Nacional. Facultad de Ciencias. Departamento de Biología. 113 p.

CHADWICK, N. Interspecific aggressive behavior of the corallimorpharian *Corynactis californica* (Cnidaria: Anthozoa): effect on sympatric corals and sea anemones. 1987. Biol. Bull. N° 173. p. 110 - 125.

CHAVEZ, E. A. y HIDALGO, E. Los arrecifes coralinos del Caribe noroccidental y Golfo de México en el contexto socioeconómico. Universidad Nacional Autónoma de México. An. Inst. Cienc. del Mar y Limnol. 1988. Vol. 15. N° 1. p. 167-176.

CONDE, S. y LONDOÑO, R. Inventario preliminar de gorgonáceos (Cnidaria, Anthozoa y Octocoralia) en le Bajo "Del Medio" y otras localidades de las Islas del Rosario. Sem. Nal. Cienc. Tec. Del Mar VII. 1990. p. 316 - 324.

CORAL, A. y CAICEDO, A. Descripción de la formación arrecifal de Isla Grande (Islas del Rosario) con anotaciones ecológicas. 1983. Trabajo de Grado. Universidad Jorge Tadeo Lozano. Facultad de Biología Marina. Área de Ingeniería y Recursos Naturales. 122 p.

CORTES, J. A reef under siltation stress: a decade of degradation. Global Aspect of coral reef Health, Hazard and History. 1993. p. 240 – 243.

DAY, R. Effects of benthic algae on sessile animals: observational evidence from coral reef habitats.. Bull. Mar. Sci. 1983. Vol. 33 N° 3. p. 597-605.

DÍAZGRANADOS, M.; MARTINEZ, A. y FRANCO, A. Distribución vertical de la comunidad coralina (Anthozoa: Scleractina e Hidrozoa: Hidrocoralina) en el Morrillo de Gaira, Santa Marta, Caribe colombiano. 1995. Seminario de Investigación (Proyecto II), UJTL. Facultad de Biología Marina. Área de Ingeniería y Recursos Naturales. 13 p.

DÍAZ, J.; BARRIOS, L.; CENDALES, M.H.; GARZÓN - FERREIRA, J.; GEISTER, J.; LOPEZ - VICTORIA, M.; OSPINA, G. H.; PARRA - VELANDIA, F.; PINZÓN, J.; VARGAS – ANGEL, B.;

ZAPATA, F.A. y ZEA, S. Áreas coralinas de Colombia. INVEMAR, Serie Publicaciones Especiales. Santa Marta. 2000. N°. 5. p. 130-136 .

DIAZ, J.; DIAZ-PULIDO, G.; GEISTER, J.; SANCHEZ, J. y ZEA, S. Atlas de los arrecifes coralinos del Caribe colombiano I. Complejos arrecifales oceánicos. INVEMAR. Serie de publicaciones especiales. 1996. N°. 2. 83 p.

DÍAZ, J.; GARZÓN-FERREIRA, J. y ZEA, S. Los arrecifes coralinos de la Isla de San Andrés, Colombia: Estado actual y perspectivas para su conservación. Acad. Col. Cienc. EX. Fist. Nat. Colección Jorge Álvarez Lleras. 1995. N° 7. 150 p.

DÍAZ – PULIDO, G. y GARZÓN – FERREIRA, J. Seasonality in algal assemblages on upwelling – influenced coral reef in the Colombian Caribbean. Botánica Marina. 2002. Vol. 45. p. 284 – 292.

DIAZ – PULIDO, G. y DIAZ, J. Algal assemblages in lagoonal reefs of Caribbean oceanic atolls. Proc. 8 th. Int. Coral Reef. Sym. 1997. N° 1. p. 827 – 832.

ENDEAN, R. Destruction and recovery of coral reef communities. En: Jones, O y Endean, R. (Ed.). Biology and geology of coral reef. Academic. Press. 1976. N° 7. p. 215 - 254.

ERHARDT, H. y WERDING, B. Los corales (Anthozoa e Hidrozoa) de la ensenada de Granate, pequeña Bahía al este de Santa Marta, Colombia. Inst. Colombo – Alemán. Inst. Cien. Punta Betín. En: Caldasia. 1975. Vol. 11. N° 53. p. 107 – 138.

ESTRADA, S. y PELAEZ, J. Com.pers. ¿Se ha mantenido estable el número de buzos en la zona durante las temporadas altas en los últimos años? (Fecha de consulta: abril de 2003).

GALLO, F.; MARTINEZ, A. y RIOS, J. Efectos del buceo scuba en fondos coralinos de San Andrés Isla, Colombia, 2001. En: Resumen IX Congreso Latinoamericano sobre Ciencias del Mar. COLACMAR. 2001. 87p.

GALVIS, N. Evaluación cuantitativa de las llanuras arrecifales de las Islas Pavitos, Parque Nacional Natural Corales del Rosario, Cartagena, Colombia. 1987. Trabajo de Grado. Universidad Jorge Tadeo Lozano. Facultad de Biología Marina. Área de Ingeniería y Recursos Naturales. 87p.

GARCÉS, M. Desarrollo de la enfermedad de lunares oscuros en los corales Pétreos *Montastraea annularis* y *Siderastrea siderea* en la Bahía de Gayraca, Caribe colombiano. 2000. Trabajo de Grado. Universidad Jorge Tadeo Lozano. Facultad de Biología Marina. Área de Ingeniería y Recursos Naturales. 101 p.

GARZON - FERREIRA, J. Bahía de Chengue, Parque Natural Tayrona, Colombia. En: Kjerfve B (ed.): CARICOMP. Caribbean Coral Reef, seagrass and mangrove sites. UNESCO, PARIS. 1998. p. 115-125.

----- . Arrecifes Coralinos: ¿ Un tesoro camino a la extinción?. Colombia Ciencia y Tecnología. Enero – Marzo. 1997. Vol.15. N° 1. p. 11-19.

GARZON – FERREIRA, J. y ZEA, S. A mass mortality of *Gorgonia ventalina* (Cnidaria: Gorgoniidae) in the Santa Marta area, Caribbean coast of Colombia. 1992. Bull. Mar. Sci. Vol. 3. N° 50. p. 522 - 526.

GARZÓN – FERREIRA, J.; RODRIGUEZ – RAMIREZ, A.; BEJARANO – CHAVARRO, S.; NAVAS – CAMACHO, R y REYES – NIVIA, C. Estado de los arrecifes coralinos. Informe del estado de los ambientes marinos y costeros en Colombia: año 2001. INVEMAR. Serie de publicaciones periódicas. 2002. N° 8. p. 29 – 40.

GARZÓN - FERREIRA, J.; GIL - AGUDELO, D.; BARRIOS, L. y ZEA, S. Stony Coral Disease observed in southwestern Caribbean reefs. Hidrobiología. 2001. N° 460. p. 65-69.

GARZÓN – FERREIRA, J. y RODRÍGUEZ – RAMIREZ, A. Estado de los arrecifes coralinos en Colombia año 2000. Informe del estado de los ambientes marinos y costeros en Colombia: 2000. INVEMAR. Serie de documentos especiales. 2001. N° 3. 138 p.

GARZÓN – FERREIRA, J. y CANO, M. Tipos de distribución, extensión y estado de conservación de los ecosistemas marinos costeros del Parque Nacional Natural Tayrona. Versión presentada al séptimo Concurso Nacional de Ecología “Enrique Pérez Arbeláez” FEN, Bogotá.1991. 82 p.

GEISTER, J. The influence of wave exposure on the ecological zonation of Caribbean coral reefs. Proc. 3 th. Int. Coral Reef. Sym. Miami. 1977. N° 1. p. 23 – 29.

------. Holozäne westindische Korallenriffe: Geomorphologie, oekologie und fazies. Facies. 1983. N° 9. p. 173 – 174.

GIL, L. Características, incidencia y distribución de la enfermedad de los “lunares oscuros” en corales pétreos del Parque Nacional Natural Tayrona. Santa Marta. 1998. Trabajo de grado. Universidad Jorge Tadeo Lozano. Facultad de Biología Marina. Área de Ingeniería y Recursos Naturales. 114 p.

GLYNN, P. Bioerosión and coral growth: a dinamic balance. En: Birkeland, C. (Ed). Life and Death of Coral Reef. Chapman & Hall. New York. 1997. p. 68 – 95.

------. Coral reef bleaching: Ecological perspectives. Coral Reef. 1993. N°12. p. 1- 17.

GLYNN, R. y D'CROZ, L. Experimental evidence for high temperature stress as the cause of El Niño – coincident coral mortality. Coral Reef. 1990. N° 8. p. 181 –191.

GOMEZ, R. y SANCHEZ, L. El fenómeno del blanqueamiento en el Parque Zona Atlántica Corales del Rosario, su identificación y explicación. Informe técnico. Instituto Nacional de los Recursos Naturales Renovables INDERENA. 1987. 25 p.

GOREAU, T.F. The ecology of Jamaican Coral Reefs. I. Species, composition and zonation. Ecol. 1959. Vol. 40. N° 1. p. 67 – 90.

GOREAU, T. y HAYES, R. Coral bleaching and ocean “Hot spots”. AMBIO. 1994. Vol. 23. N° 3. p. 176 -1780.

GOREAU, T. F. y GOREAU, N.I. The ecology of Jamaica coral reefs. II. Geomorphology, zonation and sedimentary phases. Bull. Mar. Sci. 1973. Vol. 23. N° 2. p. 399 – 464.

HAWKINS, J. y ROBERTS, C. Estimating carrying capacity of coral reefs for scuba diving. Proc. 8th Int. Coral Reef Sym. 1997. N° 2. p. 1923-1926.

HAWKINS, J. y ROBERTS, C. The growth of coastal tourism in the red sea: Present and future effects on coral reefs. AMBIO A journal of the human environment. 1994. N° 23. p. 503-508.

------. Effect of recreational scuba diving on coral reefs: Trampling on reef flat communities. Journal of Applied Ecology. 1993. N° 30. p. 25-30.

----- . Can Egypt's coral reefs support ambitious plans for diving tourism?. Proc. 7th. Int. Coral Reef Sym. Guam. 1992a. N° 2. p. 1007-1013.

----- . Effects of recreational scuba diving on fore-reef slope communities of coral reefs. Biological Conservations. 1992b. N° 62. p. 171-178.

HIXON, M. Effects of reef fishes on coral and algae. En: Birkeland, C. (Ed). Life and Death of Coral Reef. Chapman & Hall. New York. 1997. p. 230 – 297.

HUERTAS, J. Caracterización estructural, composición y estado de salud de las formaciones coralinas de Isla Fuerte, Bajo Burbujas y Bajo Bushnell, Caribe colombiano. 2000. Trabajo de Grado. Universidad de Antioquia. Departamento de Biología. Medellín. 96 p.

HUMANN, P. y DELOACH, N. Reef coral identification. Florida Caribbean Bahamas. 2002. Ed. New World publication INC. 278 p.

HUTCHING, P. A. Biological destruction of coral reefs. En: Coral reefs springer verlag. Australia. 1986. N° 4. p. 239 – 252.

KIELMAN, M. y HOFMAN, C. A quantitative study on the excavating sponges of the Santa Marta Área, Colombia. 1988. Trabajo de Grado. University of Ámsterdam. Institute of Taxonomic Zoology. 58 p.

KINZIE, R.A. Zonation of west Indian Gorgonians. Bull. Mar. Sci. 1973. Vol. 23. N° 1. p. 93-155.

KOBLUK, D. y LYSENKO, M. Blanqueamiento de *Agaricia agaricetes* en el Caribe sur durante un rápido enfriamiento de la columna de agua. Bull. Mar. Sci. 1994. Vol. 54. N° 1. p. 142 – 150.

LANG, J. Apparent differences in bleaching responcees by zooxanthellate cnidarians on Colombian and Bahamians reefs. Proc. Assoc. Is. Mar. Lab. Carib. 1988. N° 21. p. 53.

LARSSON, U.; BLOMQUIST, S. y ABROHAMSSON, B. A new sediment trap system. Mar. Ecol. Prog. Ser. 1986. N° 31: p. 205-207 .

LEÃO, Z.; TELLES, M.; SFORZA, R.; BULHÕES, H. y KIKUCHI, R. Impact of tourism development on the coral reefs. of the Abrolhos area, Brazil. Global Aspect of Coral Reefs. Health, Hazard and History. 1993. p. A22 - A28.

LIDDLE, M. Recreation Ecology: Effects of trampling on Plants and Corals. En: Trends in Ecology and Evolution. 1991. Vol. 6. N°1. p. 12-19.

LÓPEZ – VICTORIA, M. Estado actual de las áreas coralinas del archipiélago de San Bernardo: distribución, estructura, composición y estado de salud, con notas sobre su origen y desarrollo geológico. 1999. Trabajo de Grado. Universidad del Valle. Facultad de Biología. Cali. 122 p.

LOYA, Y. Effects of water turbidity and sedimentation on the community structure of Puerto Rican Corals. Bull. Mar. Sci. 1976. Vol. 26. N° 4. p. 450 – 466.

McCOOK, L. Competition between coral and algal turfs along a gradient of terrestrial influence in the nearshore Central Great Barrier reef. Coral Reefs. 2001. N° 19. p. 419-425.

MEESTERS, E.; NOORDELOOS, N. y BACK, R. Damage and regeneration: links to growth in the reef – building coral *Montastraea annularis*. Mar. Ecol. Proc. Ser. 1994. N° 112. p. 119 – 128.

MEESTERS, E.; BOS, A. y GAST, A. Effects of sedimentation and lesion position on coral reefs tissue regeneration. Proc. 5th. Int. Coral Reef. Sym. 1992. N° 2. p. 671- 678.

MORRISON, D. Comparing fish and urchin grazing in shallow and deeper coral reef algal communities. Ecol. 1988. N° 69. p. 1367-1382.

MULLER, K. Interrelaciones entre la salinidad y la temperatura en la Bahía de Santa Marta. An. Inst. Inv. Mar. Punta Betín. 1979. N° 11. p. 219 - 226.

MUTHIGA, N. y McCLANAHAN, T. The effects of visitor use on the hard coral communities of the Kisite Marine Park, Kenya. Proc. 8th. Int. Coral Reef Sym. 1997. N° 2. p. 1879 -1882.

OLTRA, S. Impacto ambiental del buceo. Revista [Aqu@net](#). 2001. N° 21. p. 12-18 .

PERDOMO, A. y PINZON, J. Evaluación del impacto de los buzos en las comunidades marinas localizadas en los sitios de buceo del Parque Nacional Natural Gorgona, Pacífico Colombiano. En:

Cartografía y caracterización de las comunidades marinas en el Parque Nacional Natural Gorgona, Pacífico Colombiano. INVEMAR. 2000. p. 34-54.

PETERS, E. Disease of coral – reefs organisms. En: Birkeland, C. (Ed.). Life and Death of coral reefs. Chapman & Hall. New York. 1997. p. 114 – 139.

----- Pathobiology of marine and stuarine organisms. En: Couch, J. y Fournie, J. (Ed.). Advances in Fisheries Cience. Enviromental Research Laboratory Office of Research and Development. Gulf Breeze, Florida. 1993. p. 393 - 449.

PINZÓN, J.; PERDOMO, A.; DÍAZ, J.; SOLANO, O. y NAVAS, G. Blanqueamiento coralino de 1995 en la región de Santa Marta, Caribe Colombiano. Carib. J. Sci. 1998. Vol. 34. N° 3 – 4. p. 330 - 333.

PRAHL, H.V. y ERHARDT, H. Colombia, Corales y Arrecifes coralinos. Fondo FEN Colombia, Bogotá. 1985. 295 p.

RAMÍREZ, A. Ecología Aplicada. Diseño y Análisis. Fundación Universidad de Bogota Jorge Tadeo Lozano. Santa fé de Bogotá. 1999. 325 p.

RAMÍREZ, A. Ecología descriptiva de las llanuras madreporarias del parque Nacional Submarino Los Corales del Rosario. Colombia. Bol. Ecotrópica. 1983. N° 14: p. 34 - 63.

RAMIREZ, A.; RAMIREZ, J. y CORREAL, J. Ecología descriptiva de las llanuras madreporarias del Parque Nacional Submarino Los Corales del Rosario (Mar Caribe) Colombia. Fondo FEN – Colombia. 1986. 71 p.

RAMIREZ, A. y DE LA PAVA, M. Corales hermatípicos de la Isla de Tierra Bomba, Cartagena (Colombia). Estimación de algunos factores de incidencia en la sucesión vertical con anotaciones ecológicas. 1981. Trabajo de Grado. Universidad Jorge Tadeo Lozano. Facultad de Biología Marina. Área de Ingeniería y Recursos Naturales. 138 p.

RAMIREZ, G. Evaluación de los parámetros y su relación con la surgencia de aguas costeras. En: J.M. Díaz (Ed): Estudio ecológico integrado de la zona costera de Santa Marta y Parque Nacional Natural Tayrona. Informe final INVEMAR - COLCIENCIAS, Santa Marta. 1990. p.19 – 76.

RODRIGUEZ – RAMIREZ, A. y GARZÓN – FERREIRA, J. En preparación. Monitoreo de arrecifes coralinos, pastos marinos y manglares en la Bahía de Chengue (Caribe Colombiano): 1993 – 1999. INVEMAR. Santa Marta. 2003. Serie de publicaciones especiales.

ROUPHAEL, T. Coral reefs and Scuba Divers: Identifying and Assesing the Effects of scuba divers on hard Coral Assemblages. Reef Research. 1994. Vol. 4. N° 4. p. 64-76.

RUPPERT, E. y BARNES, R. Zoología de los Invertebrados. 5ª Edición. Editorial Mac Graw-Hill-Interamericana Editores, S.A. de C.V. 1996. 1114 p.

RUTZLER, K. y SANTAVY, D. The black band disease of Atlantic reef corals. I. Description of the cyanophyte pathogen. P.S.Z.N.I. Mar. Ecol. 1983. N° 4. p. 301-319.

SALVAT, B. Human impact on coral reefs: facts on recommendations. Antennes Museum E.P.H.E. French Polynesia. 1987. 253 p.

SANTAVY, D.L. y PETERS, E.C. Microbial pests: coral disease in the western Atlantic. Proc. 8th. Int. Coral Reef Symp. 1997. N° 1: p. 607-612.

SARMIENTO, E.; FLECHAS, F. y ALVIS, G. Evaluación cuantitativa del estado actual de las especies coralinas del Parque Nacional Natural Corales del Rosario. 1989. Trabajo de grado. Universidad Jorge Tadeo Lozano. Facultad de Biología Marina. Área de Ingeniería y Recursos Naturales. 155 p.

SCHUHMACHER, H. Arrecifes coralinos. Su extensión, mundo animal y ecología. Ed. OMEGA. S.A. BARCELONA. 1978. 288 p.

SOLANO, O Corales, formaciones arrecifales y blanqueamiento de 1987 en Bahía Portete (Guajira, Colombia). Bol. Inv. Mar. Santa Marta, Colombia. 1994. Vol. 23. 149 p.

----- Estructura y Diversidad de la comunidad de corales Hermatípicos en la Bahía de Chengue (Parque Nacional Natural Tayrona). Tesis de Maestría. Universidad Nacional. Facultad de Ciencias. 1987. 111 p.

STENECK, R. Is herbivore loss more damaging to reefs than hurricanes? Case studies from two Caribbean reef systems (1978-1988). Global Aspect of coral reef Health, Hazard and History. 1993. p. C32 – C 38.

TISSOT, B. y HALLACHER, L. Diver Impacts on Coral Reefs of Kealakekua Bay Hawaii. 2000. <http://www.coralreefnetwork.com/educate/articles.htm>. (Fecha de consulta: mayo de 2003).

VILLA, A. Caracterización y estado actual de las formaciones arrecifales de la Bahía de Cinto, Parque Nacional Natural Tayrona, Caribe Colombiano. Santa Marta. 1998. Seminario de Investigación (Proyecto II). Universidad Jorge Tadeo Lozano. Facultad de Biología Marina. Área de Ingeniería y Recursos Naturales. 25 p.

WERDING, B. y SANCHEZ, H. The coral formations and their distributional pattern along a wave exposure gradient in the area of Santa Marta, Colombia. Medio Ambiente. Universidad Austral de Chile. 1989. Vol. 10. N° 2. p. 61-68.

-----, Informe faunístico y florístico de las Islas del Rosario. An. Inst. Inv. Mar. Punta Betín. N° 2. 1979. p. 7 –20.

WERDING, B. y KÖSTER, F. Las formaciones coralinas. La costa Norte de Colombia. ¿Un problema de Conservación?. An. Inst. Inv. Mar. Punta Betín. 1977. N° 18. p. 9 - 16.

WERDING, B. y ERHARDT, H. Los corales (Anthozoa e, Hidrozoa) de la bahía de Chengue en el Parque Nacional Natural Tayrona (Colombia). Mitt. Inst. Colombo - Alemán. Invest. Cient. 1976. N° 8: p. 45-57.

WILLIAMS, E. y BUNKLEY - WILLIAMS, L. The world – wide coral reefs bleaching cycle and related sources of coral mortality. Atoll. Res. Bull. 1990. N° 335. p. 1 - 71.

ZEI, S. Patterns of coral and sponge abundance in stressed coral reef at Santa Marta, Colombia. Caribbean. En: Sponges in time and space, van Soest, Van Kempen y Braekman (eds). 1994. p. 257-264.

ZEI, S.; GEISTER, J.; GARZON – FERREIRA, J. y DIAZ, J. Biotic changes in the reef complex of San Andres Island (Southwestern Caribbean sea, Colombia) occurring over nearly three decades. Atoll. Res. Bull. 1998. N° 456. p. 1 – 30

ZEI, S. y DUQUE, F. Bleaching of reef organisms in the Santa Marta region, Colombia: 1987 Caribbean-wide event. Trianea. 1989. N° 3. p. 37-51.

Anexo A. Comportamiento de los buzos y su interacción con los corales en las estaciones de muestreo durante el 2002. a. Caga Pájaro y b. El Cantil.

a.

TIPO DE CONTACTO	FRECUENCIA DE OCURRENCIA									
DIRECTOS	Abril	Mayo	Junio	Julio	Agosto	Septiembre	Octubre	Noviembre	Diciembre	Total
Pisar	0	1	1	3	3	0	1	0	0	9
Apoyarse	4	0	8	0	0	0	2	4	4	22
Sujetarse	0	3	3	0	0	2	0	3	2	13
Exfoliación	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
INDIRECTOS	Abril	Mayo	Junio	Julio	Agosto	Septiembre	Octubre	Noviembre	Diciembre	Total
Resuspensión	4	2	4	4	4	4	2	6	3	33
Cont. Tanque	0	0	2	0	0	0	0	1	0	3
Arrastre equipo	1	0	2	0	0	1	1	0	1	6
Aletazo	2	1	5	2	2	0	0	2	0	14

b.

TIPO DE CONTACTO	FRECUENCIA DE OCURRENCIA									
DIRECTOS	Abril	Mayo	Junio	Julio	Agosto	Septiembre	Octubre	Noviembre	Diciembre	Total
Pisar	0	0	1	6	6	0	0	1	1	15
Apoyarse	2	2	5	0	0	4	0	5	0	18
Sujetarse	3	1	3	3	3	0	3	0	2	18
Exfoliación	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
INDIRECTOS	Abril	Mayo	Junio	Julio	Agosto	Septiembre	Octubre	Noviembre	Diciembre	Total
Resuspensión	2	4	11	9	9	3	2	3	2	45
Cont. Tanque	1	1	0	0	0	0	1	0	0	3
Arrastre equipo	0	0	3	0	0	1	0	1	0	5
Aletazo	0	0	9	5	5	1	0	0	3	23

Anexo B. Seguimiento de las especies afectadas directamente por los buzos.

FECHA: 10-06-02
ESTACION: El Cantil
N° DE BUZOS: 4

Tipo de contacto	N° contactos	Especie	Dimensión Daño	Observaciones
Aletazo	1	<i>Diploria strigosa</i>	7cm	Remoción del mucus y pérdida parcial de la coloración

NOTA: La colonia de *Diploria strigosa* un mes después de sufrir el aletazo, mostró una recuperación total del área afectada. Con el fin de ratificar este resultado, fue visitada tres meses después donde se encontró en perfectas condiciones.

Anexo C. Formato de la planilla de registro del número de buzos mensuales en cada sitio.

Centro de buceo: _____
 Mes: _____

Día	Punta Venado	Punta Granate	Moto	La Pescera	La piedra del medio	El Cantil	Salidero	El Torín	Calichan	Punta Aguja	Caga Pájaro	El coro	Morrito Largo	Panelé
1														
2														
3														
4														
5														
6														
7														
8														
9														
10														
11														
12														
13														
14														
15														
16														
17														
18														
19														
20														
21														
22														
23														
24														
25														
26														
27														
28														
29														
30														
31														

Observaciones: