

7 ESTADO DE LAS PLAYAS EN COLOMBIA

Claudia Ceballos¹⁰

7.1 Definición

Desde el punto de vista ecológico, el ecosistema playa de los litorales Caribe y Pacífico colombianos han sido pobremente estudiados. Entre los pocos estudios a nivel nacional, esta el desarrollado por el INGEOMINAS en el cual se definieron y posicionaron diferentes unidades geomorfológicas de ambos litorales en un documento cartográfico (Molina *et al.*, 1998). Estas geoformas son el resultado de la interacción entre la tierra, la atmósfera y el océano, resultando en formas dinámicas, estacionales, sujetas a procesos de erosión y sedimentación (Restrepo, 2001). Entre estas geoformas encontramos las “playas”, “playones”, “cuerpos de dunas”, “espigas”, “barras” y “yardangs”, las cuales según el usuario (flora, fauna silvestre, turismo) pueden ser usadas indiscriminadamente para cumplir un mismo objetivo.

La unidad morfológica playa se define como la franja de material no consolidado, como arenas o grava, que esta presente en la interfase mar-continente. Estos depósitos están compuestos por arenas de grano fino a medio, cuya composición y color varían según el origen de los sedimentos. Las playas pueden estar asociadas a costas bajas, como las playas de Córdoba, o elevadas como algunas playas de la Guajira (Molina *et al.*, 1998; Villegas, 2001). Sus límites van desde la línea de marea baja hasta donde se presenta un cambio marcado en su fisiografía, y que generalmente incluye un frente de playa y una playa trasera (Molina *et al.*, 1998). Por otro lado, otros autores zonifican las playas según el perfil topográfico en: infralitoral, mesolitoral y supralitoral (Restrepo, 2001). La zona infralitoral se encuentra por debajo de la berma de bajamar; la zona mesolitoral es donde rompen las olas, entre las bermas de bajamar y pleamar; y la zona supralitoral va desde la berma de pleamar donde se acumula material vegetal y basuras arrojadas por el mar, hasta incluir dunas y cordones litorales. Los playones se definen como áreas extensas de material no consolidado asociado a playas antiguas. Los cuerpos de dunas son montículos formados por la acumulación de arenas transportadas por el viento, y pueden estar activas o estabilizadas por la vegetación. Las espigas son igualmente cuerpos arenosos, eventualmente colonizados por manglar, y con forma de gancho alongado en dirección de la deriva litoral pero unida a tierra firme por uno de sus extremos. Las barras también son

¹⁰ Investigador Programa de Biodiversidad y Ecosistemas Marinos-BEM, ceballos@invemar.org.co

definidas como cuerpos alargados de arenas o gravas, formadas por la acción combinada de las olas y las corrientes litorales y que generalmente limita con cuerpos de agua interiores como salobres. Finalmente, los yardangs son formas topográficas atribuidas a la abrasión del viento sobre materiales débiles, exclusivas de climas áridos.

7.2 Importancia

En Colombia no se ha hecho ninguna valoración ambiental o turística de las playas como recurso nacional, sin embargo, el mayor valor reconocido ha sido el atractivo turístico de las playas arenosas. Colombia cuenta con extensas y hermosas playas en todo el Caribe que sobresalen por su belleza, tales como el Cabo de la Vela, el parque Tayrona, San Andrés y Providencia, las playas del Viento en Córdoba, el Urabá chocoano y las menos espectaculares pero muy visitadas de Santa Marta y Cartagena (Márquez, 2002). También son importantes las "playas de pescadores" empleadas para atracar los barcos y vender la pesca, mientras que otras sirven de asentamiento fijo a comunidades de pescadores.

Además del turismo, las playas son hábitats importantes y algunas veces vitales para especies silvestres de fauna y flora. Entre las especies de flora mas comunes podemos citar el uvo de playa (*Coccoloba uvifera*), el icaco (*Chrysobalanus icaco*) y la batatilla (*Ipomoea pes-caprae*). Dentro de los invertebrados y moluscos podemos citar insectos, arañas, lagartos terrestres, cangrejos como los ermitaños (*Paguridae*) y los fantasmas (*Ocypode quadrata*), y el chipi-chipi (*Donax spp.*) (Márquez, 2002). Entre los grandes vertebrados, estan las tortugas marinas, quienes utilizan las playas para desovar y completar así su ciclo de vida.

7.3 Extensión y Ubicación

El litoral Caribe colombiano tiene una extensión aproximada de 1.642 km y el litoral Pacifico colombiano de 2.188 km (INVEMAR, 2001), los cuales incluyen no solo playas sino también manglares, desembocaduras de ríos, acantilados, e incluso asentamientos humanos. La extensión neta de las playas arenosas de Colombia se desconoce, sin embargo puede ser estimada a partir de otros estudios. Durante el año 2002 el INVEMAR realizó un estudio para determinar la distribución y el estado de conservación de las tortugas marinas en el Caribe colombiano. Los resultados identificaron un total de 181 playas arenosas con una extensión de 729,63 km, 44% de los 1.642 km de litoral Caribe colombiano, los cuales fueron hallados como oferta ambiental importante para las tortugas marinas. De esta extensión, actualmente sólo 127 playas, que abarcan 535 km de línea costera caribeña, ó 32% del litoral Caribe colombiano, son usadas para anidar por una o varias especies, durante la misma o diferente época del año. La Tabla 18 indica las playas del Caribe colombiano que son o fueron importantes para las tortugas

marinas. Cada una de estas playas fueron geoposicionadas en un mapa de anidación de tortugas marinas, el cual esta disponible para el público general a través de la página web de INVEMAR: <http://web.invemar.org.co/redcostera1/invemar/noticias.jsp?idart=156&pagina=5&idcat=15>.

Tabla 18. Localización y extensión (km lineales) de 181 playas importantes para las tortugas marinas en el Caribe colombiano (Ceballos, 2002). Abreviaturas: PNN = Parque Nacional Natural, VPIS = Vía Parque Isla de Salamanca, B/quilla = Barranquilla, C/gena = Cartagena, SPSC = San Andrés, Providencia y Santa Catalina.

Sector	Playa	Extensión (km)	Sector	Playa	Extensión (km)
Alta Guajira (n=26)	Punta Castilletes - Parajimarú	45,00	Taganga - Tasajera (n=18)	Cañaveral	1,00
	Punta Espada - Maasimay	26,50		Piscinita	0,15
	Chichibacoa - Punta Huayapain	25,00		Rinconcito	0,04
	Taroita - Pusheo	38,50		Montañita	0,17
	Punta Cañón	28,00		Gumarra	0,56
	Los Cocos	5,00		Arrecifes	0,21
	Media Luna - Jarrajarrarú	12,00		El Cabo	0,29
	Boca del Apure	6,00		El Medio	0,33
	Subtotal	186,00		Boca del Saco	0,65
Media Guajira (n=25)	Cabo de la Vela - Manaure	28,00		Playa Brava	0,80
	Manaure - San Tropel	28,00		Palmarito	0,50
	Mayapo - Boca de la Raya	14,80		Guachaquita	0,70
	Calancala - Caricari	40,00		Cinto	1,20
	Subtotal	110,80		Neguanje	4,00
Baja Guajira (n=19)	Punta Tapia - Dibulla	17,00		Gairaca	1,50
	Dibulla	2,00		Chengue	2,50
	El Sequión	5,00		Concha	4,00
	Caño Lagarto	1,00		Bonito Gordo	0,70
	Corelca	1,50		Subtotal	21,61
	Playa Larga	4,00	Taganga - Tasajera (n=18)	Taganga	2,00
	Río Ancho	1,50		Inca Inca	1,00
	San Salvador	1,00		Rodadero	1,50
	Palomino	4,00		Gaira	0,50
	Los Achotes	1,00		Tahiti	4,00
	Quintana	5,00		Pozos Colorados	5,00
	Don Diego	8,00		Aeropuerto Simón Bolívar	2,00
	Buritaca	7,00		Puerto Zuñiga	1,00
	Valencia	0,10		Don Jaca	1,00
	Guachaca	2,00		Puerto Galeón	0,80
	Mendiguaca	4,50		Los Alcatraces	2,00
	Mata de Plátano	7,00		Drumond - Paparé	5,00
	Subtotal	71,60		Río Córdoba	0,10
	Naranjo	0,50		Costa Verde	1,00
	Cuchicampo	1,60		La Coquera	0,50
	Castilletes	0,21		Ciénaga	3,00
				Pueblo Viejo	2,00

Sector	Playa	Extensión (km)
	Tasajera	7,00
	Subtotal	39,40
VPIS (n=1)	V P Isla Salamanca	70,00
	Santa Verónica	8,00
	Arroyo Grande	12,00
	Bocacanoa	7,00
	Arroyo de Piedra	1,00
B/quilla -	Punta Canoa	5,00
C/gena	Punta Icacó	0,50
(n=10)	La Boquilla	5,00
	La Ceiba, Isla Barú	0,50
	Playa Blanca, Isla Barú	4,30
	La Playeta, Isla Barú	0,50
	Subtotal	43,80
	Isla Rosario	0,19
PNN	Isla Tesoro	0,30
Corales del	Isla Arena	0,04
Rosario y	Punta Noroeste, I Mangle	0,06
San	Costado Norte, I Tintipán	0,66
Bernardo	Punta Mate, I Tintipán	0,27
(n=7)	Punta Sureste, I Palma	0,30
	Subtotal	1,82
	Majagual	0,89
C/gena -	Balsilla	35,75
Cispatá	Punta Seca	1,10
(n=3)	Subtotal	37,74
	Los Tinajones	4,50
	Los Venados	4,90
	San Bernardo del Viento	6,10
	Isla Fuerte	0,30
	Moñitos	16,30
Cispatá -	Rio Cedro	17,70
Damaquiel	Isla Tortuguilla	0,20
(n=11)	P. Caliente - Playeta	19,39
	Sn Juan de Urabá	5,87
	Uvero	5,87
	Damaquiel	2,00
	Subtotal	83,13
	Punta Caimán	0,15
	Pta La Desgracia	1,00
	Bahía Candelaria	0,10
	Tarena	10,00
	Moreno	0,08
	La Candelaria	1,20
	La Selva	0,10
	Titumate	3,20
	Villa Claret	2,00

Sector	Playa	Extensión (km)
	Rio Ciego	0,40
	San Pacho	2,00
	Triganá	0,40
	Playa Sardi	6,00
	Napú	1,00
	Bolita	0,15
	Playeta	1,00
	Goleta	1,00
	Playona	10,00
	Chilingos	0,50
	Acandí	4,00
	Soledad	0,10
	Bahía Pinorroa	1,00
	Playa Amarilla	1,50
	Bahía Rufino	1,00
	Capurganá	1,00
	Zapsturro	1,00
	Cabo Tiburón	1,00
	Subtotal	50,88
	Cayo Serranilla (n=2)	0,85
	Cayo Roncador (n=1)	0,09
	Providencia (n=5)	2,52
	Johnny Cay, Sn Andrés (n=3)	0,83
	Sprat Bay, Sn Andrés (n=1)	1,56
Archipiélago	Rocky Cay, Sn Andrés (n=2)	0,69
SPSC	Sound Bay, Sn Andrés (n=2)	3,06
(n=21)	Sand Cay, Courtown (n=7)	1,52
	Middle Cay, Courtown (n=5)	0,37
	West Cay, Courtown (n=4)	0,33
	Cayo Albuquerque Norte (n=4)	0,26
	Cayo Albuquerque Sur (n=3)	0,77
	Subtotal	12,85
	TOTAL	729,63

La Tabla 18 señala un total de 730 km lineales de playas en el Cribre colombiano que son usadas por las tortugas marinas, sin embargo las playas con otros usuarios incluyendo el turismo quedan por ser estimadas. Un segundo ejemplo que puede ser usado para inferir la extensión de las playas, son las unidades geomorfológicas mencionadas. Con este propósito el área de estas unidades fue calculada (Tabla 19). Si asumimos que el ancho promedio de estas áreas es de 1 km lineal, tendríamos entonces que estas geoformas arenosas tienen una extensión de 789 km lineales en el Caribe colombiano, muy similar a los 730 km lineales de playas estimados como playas importantes para las tortugas marinas. La extensión total real de las playas arenosas, tanto para el Caribe como para el Pacífico, permanece desconocida hasta la fecha.

Tabla 19. Estimación del área (Km²) de las unidades geomorfológicas del Caribe y Pacífico colombiano (Molina *et al.*, 1998) que son compatibles con la definición de playas arenosas importantes para las tortugas marinas (Ceballos, 2002).

Unidad geomorfológico	Litoral Caribe (Área en Km ²)	Litoral Pacífico (Área en Km ²)
Playas	190,0	8,3
Playones con cordones litorales	366,0	562,0
Espigas	19,0	66,9
Yardangs	186,0	0,0
Cuerpos de dunas	28,0	0,0
Total	789,0	637,2

7.4 Estado

El estado de conservación de las playas no se ha estudiado en detalle, sin embargo en el estudio señalado sobre tortugas marinas en el Caribe colombiano, un total de 11 factores fueron hallados como amenazas de las playas. De estos 11 factores 6 están directamente relacionados con el deterioro de las playas, a saber: contaminación por desechos orgánicos (madera y vegetación de deriva), e inorgánicos (plásticos, vidrios, latas), blindaje de la playa (espolones, sacos de arena, muelles), compactación de la arena (por paso de vehículos, ganado, turismo), extracción de arena (para construcción de viviendas) y erosión (Ceballos, 2002). Estas amenazas fueron categorizadas como baja = 1, media = 2 ó alta = 3, en cada playa y luego se estimó el valor final para cada sector dividiendo el valor total entre el número de playas (n). Los valores estimados se presentan en la Tabla 20.

Teniendo en cuenta estas amenazas, las playas de mayor riesgo fueron las ubicadas entre Cispatá y Damaquiel debido a la fuerte erosión, la alta cantidad de desechos orgánicos y la alta compactación de la arena. En un grado de amenaza medio se encontraron las playas de la Alta,

Media y Baja Guajira, cuyos principales riesgos incluyeron la erosión y la alta cantidad de desechos orgánicos como madera de deriva, probablemente arrojada por los ríos provenientes de la Sierra Nevada de Santa Marta. Así mismo, una alta cantidad de madera se presentó en las playas entre Cispatá y Damaquiel, muy influenciadas por los aportes de los ríos Sinú y Atrato. El sector entre Taganga y la Tasajera también posee un grado de amenaza medio, debido a la iluminación artificial, la compactación de la arena y la contaminación del mar por desechos urbanos y la actividad portuaria entre otros.

Tabla 20. Cuantificación de 6 amenazas que deterioran las playas (n = 181) del Caribe colombiano, con escala 0-3, siendo 0 su ausencia y 3 el valor mas alto (Modificado de Ceballos, 2002). Abreviaturas: n = número de playas, PNN = Parque Nacional Natural, VPIS = Vía Parque Isla de Salamanca, SPSC = San Andrés, Providencia y Santa Catalina.

Sectores	n	Desechos orgánicos	Desechos inorgánicos	Blindaje	Compactación de arena	Extracción de arena	Erosión	Total
Alta Guajira	26	1,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,96	7,15
Media Guajira	26	0,85	1,00	0,73	0,77	0,04	1,35	8,19
Baja Guajira	19	1,47	1,00	0,21	0,63	0,00	1,11	8,21
PNN Tayrona	21	1,00	0,57	0,00	0,00	0,00	0,52	4,48
Taganga - Tasajera	18	0,67	0,39	0,33	1,00	0,17	0,83	7,94
VPIS	1	1,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00	6,00
B/quilla - C/gena	10	0,70	1,00	0,00	1,00	0,00	0,70	6,80
PNN Corales	7	1,29	0,00	0,71	0,14	0,29	0,86	3,43
C/gena - Cispatá	3	1,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	5,00
Cispatá - Damaquiel	11	2,09	1,36	0,82	1,73	1,00	2,00	13,73
Golfo Urabá	27	1,74	0,56	0,15	0,56	0,07	0,81	5,15
Archipiélago	12	0,00	0,25	0,00	0,00	0,17	0,92	4,92
TOTAL	181	12,80	7,24	2,96	5,83	1,73	11,06	81,00

Los sectores más conservados fueron el PNN Corales del Rosario y San Bernardo, el PNN Tayrona, y el archipiélago de San Andrés y Providencia, cuyas amenazas más fuertes fueron los desechos orgánicos como restos coralinos y la depredación de tortugas. Otras amenazas podrían identificarse en las diferentes playas si el usuario fuere el hombre en lugar de tortugas marinas, tales como la cantidad de coliformes fecales, olores desagradables, residuos sólidos o el control institucional de vendedores ambulantes (Botero, 2002). El desconocimiento sobre la ubicación, extensión y estado de conservación de las playas del litoral Pacífico es mayor, no contando siquiera con la información presentada en el Caribe.

7.5 Áreas Protegidas

Sobre el litoral Caribe encontramos 8 áreas protegidas entre santuarios de fauna y flora (SFF) y parques nacionales naturales (PNN), y 4 en el litoral Pacífico. En el primer caso encontramos el SFF Los Flamencos, el PNN Tayrona, el SFF Ciénaga Grande de Santa Marta, el Vía Parque Isla de Salamanca, el PNN Corales del Rosario y San Bernardo, el PNN los Katios, y el PNN Old Providence & Mc Bean Lagoon. Sobre el litoral Pacífico, encontramos el PNN Utría, el PNN Sanquianga, el PNN Gorgona y el SFF Malpelo. Del estudio realizado por INVEMAR sobre tortugas marinas, podemos extraer la extensión lineal de playas incluidas en estas áreas protegidas (Tabla 21)

Tabla 21. Extensión lineal (Km) de las playas importantes para las tortugas marinas ubicadas dentro del sistema de Nacional de Áreas Protegidas de Colombia (SINAP). (Fuente: Modificado de Ceballos, 2002). Abreviaturas: PNN = Parque Nacional Natural, ? = información no determinada.

Área protegida (Extensión total en Ha)	Extensión (km) de las playas incluidas en la área	Playas incluidas
CARIBE:		
SFF Los Flamencos (7.000 Ha)	8,5	Desde el Ahumado hasta Caricari en la Media Guajira
PNN Tayrona (15.000 Ha)	21,65	Desde la playa Los Naranjos hasta la playa Bonito Gordo
SFF Ciénaga Grande de Santa Marta (21.000 Ha)	70,00	Una sola playa entre Tasajera y la Ciénaga de Mallorquín
PNN Corales del Rosario y San Bernardo (17.800 Ha)	1,82	Todas las playas potenciales de anidación
PNN Old Providence & Mc Bean Lagoon (995 Ha)	2,53	Cinco playas pequeñas (Córdoba y López, 1997)
PACÍFICO:		
PNN Utría (54.300 Ha)	?	?
PNN Gorgona (61.687 Ha)	?	?

7.6 Recomendaciones

El conocimiento sobre las playas colombianas como ecosistemas vitales para la fauna y flora silvestre, o como áreas de recreación para el turismo han sido pobremente estudiadas. A partir de otros estudios es posible inferir información sobre las playas, sin embargo información sobre

su importancia ecológica y valor ambiental y turístico, así como sobre sus amenazas se hace de vital importancia para su conservación.

7.7 Literatura Citada

- Botero, C. 2002. Índice de calidad ambiental en playas turísticas – ICAPTU. Tesis de grado para optar al título de Ingeniero Ambiental y Sanitario, Universidad de la Salle, Bogotá.
- Ceballos, C. 2002. Distribución de playas de anidación y sus riesgos para la conservación de las tortugas marinas en el caribe colombiano (Sometido al Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras).
- Córdoba J. A. y C. E. López. 1997. Diagnóstico actual de las tortugas marinas, 1996, en el archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina. Tesis. Biólogo Marino y Bióloga con Énfasis en Marina. Universidad Jorge Tadeo Lozano y Universidad del Valle, Facultad de Biología Marina y Facultad de Ciencias. 207 p.
- INVEMAR. 2001. Informe del estado de los ambientes marinos y costeros en Colombia: Año 2001. Ospina-Salazar, G. H. y A. Acero (Eds.). Medellín: Cuartas Impresores, 2002 Serie de Publicaciones Periódicas de INVEMAR, No. 8, 178 p.
- Márquez, C. G. 2002. Ecosistemas marinos. En: Caribe Colombia. Fondo FEN. <http://www.banrep.gov.co/blaavirtual/letra-c/carcol/ecomar1.htm>.
- Molina, L. M., F. Pérez, J. Martínez, J.V. Franco, L. Marín, J. González y J. Carvajal. 1998. Geomorfología y Aspectos Erosivos del Litoral Caribe. Pub. Geol. Esp. INGEOMINAS No. 21. 114 p.
- Restrepo Villegas, J. C. 2001. Geomorfología y Análisis de las Variaciones de la Línea de Costa de la Zona Norte del Golfo de Morrosquillo y el Archipiélago de las Islas de San Bernardo, Caribe Colombiano. Tesis de grado para optar al título de Geólogo, Universidad de Caldas, Manizales.

8 ESTADO DE LOS LITORALES ROCOSOS EN COLOMBIA: ACANTILADOS Y PLAYAS ROCOSAS

Mateo López-Victoria¹, Jaime R. Cantera K.², Juan Manuel Díaz¹, Daniel M. Rozo¹ y Blanca Oliva Posada¹

8.1 Generalidades

Los litorales rocosos son ambientes con características muy particulares que propician el desarrollo de comunidades de organismos que presentan adaptaciones para sostenerse y sobrevivir en superficies verticales, para resistir periodos prolongados de desecación, para soportar cambios fuertes de salinidad y temperatura, y aguantar el fuerte impacto de las olas (Little y Kitching, 1996). Las condiciones de vida en este ecosistema hacen que las comunidades biológicas estén dominadas por especies filogenéticamente relacionadas con los habitantes de las raíces, troncos y follaje de los árboles de manglares. La fauna típica está constituida por gasterópodos de las familias Littorinidae, Neritidae, Trochidae, Muricidae, bivalvos perforadores (Mytilidae, Pholadidae), quitones (moluscos poliplacóforos), crustáceos trepadores (cangrejos de las familias Grapsidae y Xanthidae), y crustaceos de vida sésil (*Balanus* spp. y *Tetraclita* spp.). La flora está constituida básicamente por algas rojas (Rhodophyceae), verdes (Cloroficeae) y pardas (Phaeophyceae). La distribución vertical de los organismos de estas costas sigue patrones muy similares a los modelos de zonificación de organismos que existen en otras partes del mundo y que han sido descritas en obras que hoy constituyen tratados clásicos de la biología marina como los trabajos de Stephenson y Stephenson (1954), Lewis (1964), Pérès y Picard (1964), Vegas (1971), Torunski (1979) y Ficher (1981). De acuerdo con estos autores las costas rocosas pueden dividirse en zonas y cada una de ellas en subzonas (llamadas también horizontes) dependiendo de los factores citados anteriormente.

¹ Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras José Benito Vives de Andr  is – INVEMAR, mateo@invemar.org.co

² Universidad del Valle, Departamento de Biología, jaime.cantera@freplata.org

Los esquemas de zonación se ven modificados por los rangos mareales que, para el caso del Pacífico colombiano, son más amplios que para el Caribe. Independiente de esas variaciones se pueden identificar claramente tres zonas: **supralitoral**, humedecido por el spray marino; **mesolitoral**, cubierto y mojado por las olas durante la marea alta; e **infralitoral**, permanentemente sumergido o sólo excepcionalmente expuesto por periodos de tiempo cortos (Taylor, 1978; Little y Kitching, 1996).

Desde la perspectiva de las comunidades que habitan los acantilados rocosos, los litorales se pueden clasificar en dos grandes grupos que guardan una estrecha relación con su origen geológico (ver capítulo 2). El primero corresponde a aquellos litorales que sufren procesos de abrasión constantes (inestables), con la consecuente remoción de grandes porciones de sustrato, en cuyas superficies se desarrollan comunidades incipientes que son reemplazadas frecuentemente y que no alcanzan los estadios de sucesión avanzados. El segundo corresponde a aquellos litorales que sufren procesos de abrasión y remoción de sustrato a tasas muy bajas, es decir son más estables, y por ende resultan profusamente colonizados por una amplia variedad de organismos que, con el tiempo, alcanzan estadios avanzados de sucesión.

La importancia de los litorales rocosos para el hombre radica principalmente en los organismos que de ellos se obtienen para consumo, como es el caso de varias especies de moluscos, crustáceos, algas y peces. A nivel ecológico son el hábitat exclusivo de muchas especies de invertebrados y algunos peces, y muchas veces se establecen comunidades ricas en especies y abundantes en número de individuos por especie.

8.2 Litorales rocosos del Caribe

En el Caribe colombiano se encuentran litorales rocosos a lo largo de toda la costa continental, en las islas sobre la plataforma continental y en las islas oceánicas del archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina; abarcan una longitud aproximada de 326 km lineales (Figura 44). En términos generales se trata en su mayoría de litorales inestables, siendo la ecorregión Tayrona (TAY) y la subecorregión Capurganá (CAP) de la ecorregión Darién (DAR), las únicas que presentan sustratos rocosos consolidados y estables. Respecto a su estado de conservación o deterioro, así como a las potenciales ofertas de alimento, no se han adelantado estudios a escala nacional hasta la fecha. Actualmente se adelanta un estudio para evaluar el estado de las poblaciones de *Cittarium pica*, que es el principal producto explotado en este tipo de ambiente y que figura en la categoría de vulnerable en el Libro Rojo de Invertebrados Marinos Amenazados de Colombia (Gracia y Díaz, 2002).

8.2.1 Factores Físicos y Condiciones de vida

A diferencia de los acantilados rocosos en el Pacífico, aquellos del Caribe colombiano no se encuentran sometidos en igual magnitud a los efectos producidos por los cambios de marea. Siendo de apenas 50 cm la diferencia para el caso del Caribe, no son muy extensos los sectores del litoral que se ven expuestos a la desecación y las altas temperaturas. De igual forma, las comunidades que allí se establecen, ocupan franjas de amplitudes menores a las del Pacífico, y es posible encontrar reunidos en unos pocos metros cuadrados los organismos del supra, el meso y el infralitoral. Es así como factores tales como oleaje, tipo de sustrato y pendiente, determinan la composición de las comunidades.

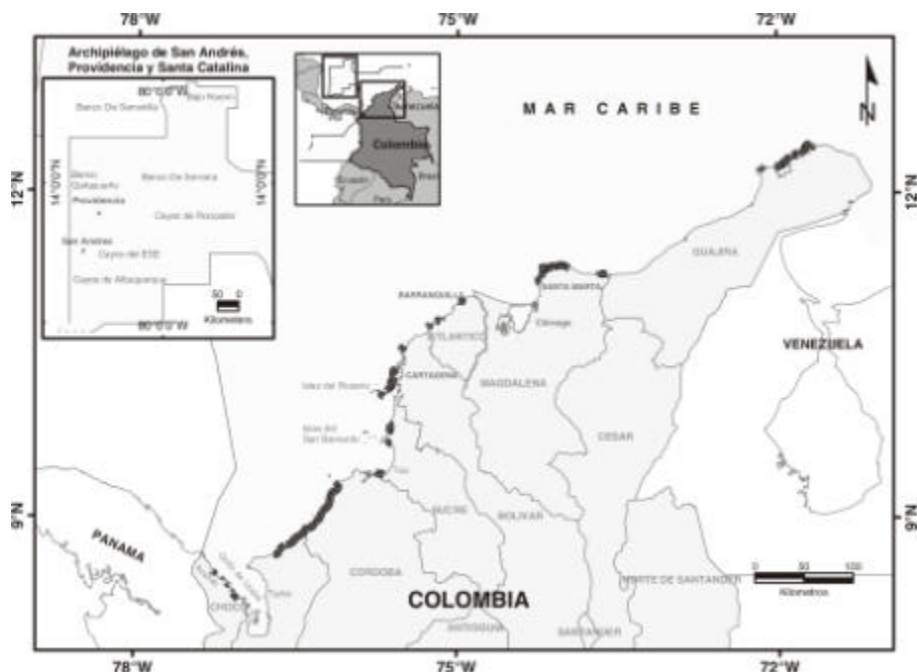


Figura 44. Mapa de la distribución de los acantilados rocosos en el Caribe colombiano. Elaborado en el Laboratorio SI-SIG del INVEMAR a partir de varias fuentes.

Las comunidades de organismos en el Caribe se establecen sobre acantilados rocosos (rocas sedimentarias o metamórficas) y sobre sustratos duros secundarios (como plataformas calcáreas emergidas) principalmente. Los sustratos rocosos más profundos del infralitoral están generalmente colonizados por formaciones coralinas. No obstante lo estrecho de las zonas litorales, se pueden distinguir los tres sectores principales, cada uno caracterizado por una flora

y una fauna típicas (Díaz, 1991). En la **zona supralitoral** se encuentran unos caracoles especialmente adaptados a condiciones extremas de sequedad, y que se alimentan de películas de algas microscópicas que recubren las rocas (p. ej. *Littorina* spp., *Tectarius muricatus*). En el sector inferior del supralitoral, humedecido periódicamente por las olas, hay una mayor diversidad de organismos entre los que se cuentan bivalvos (*Brachidontes*, *Isognomon*), gasterópodos (*Littorina*, *Nerita*), quitones (*Acanthopleura*), y crustáceos (*Grapsus*). Además, algunas algas resistentes a la desecación forman aquí algunos parches. En este sector son usuales los charcos intermareales en donde es frecuente encontrar algunos individuos juveniles de varias especies de peces.

El **mesolitoral** se caracteriza por un crecimiento exuberante de algas (*Ulva*, *Chaetomorpha*, *Ectocarpus*), de las cuales se alimentan una serie de invertebrados como quitones (*Chiton*), gasterópodos (*Diodora*, *Acmaea*, *Cantharus*, *Nitidella*), crustáceos y erizos (*Echinometra*). Además, se encuentran algunos filtradores como balanos, y moluscos depredadores de los géneros *Purpurea* y *Thais*. El amenazado caracol *Cittarium pica* habita principalmente esta zona.

El **infralitoral** se caracteriza por la abundancia de algas (*Sargassum*, *Dictyota*, *Codium*) de alta productividad primaria y rápido crecimiento, que sirven de refugio y sustrato a gran cantidad de herbívoros entre invertebrados y peces. Suele ser una transición hacia las comunidades coralinas que se forman debajo de esta franja.

8.3 Litorales rocosos del Pacífico

Este hábitat, muy importante en la costa Pacífica colombiana, comprende cerca de 636 km lineales (Figura 45), y puede estar constituido por rocas de origen ígneo, depositadas en períodos geológicos antiguos (Secundario o Terciario) por las erupciones volcánicas, y por rocas sedimentarias formadas durante el Terciario por procesos tectónicos y plegamientos durante los últimos miles de años. En general, se puede decir que las rocas volcánicas forman las costas de la zona norte y de las islas de Gorgona (Cantera *et al.*, 1998) y Malpelo (Brando *et al.*, 1992), mientras que las sedimentarias se encuentran en la bahía de Málaga, el istmo de Pichidó, el Golfo de Tortugas y la isla del Gallo en Tumaco. Estos acantilados son formaciones rocosas compactas que presentan una pendiente muy marcada, razón por la cual caen directamente al mar, formando las costas altas. Las playas rocosas son originadas por la erosión de estos acantilados y forman playas de bloques (si tienen un diámetro superior a 10 cm); de cantos rodados (si son inferiores a 10 cm y superiores a 30 mm), y de gravas (si el diámetro varía entre 30 y 2,0 mm).

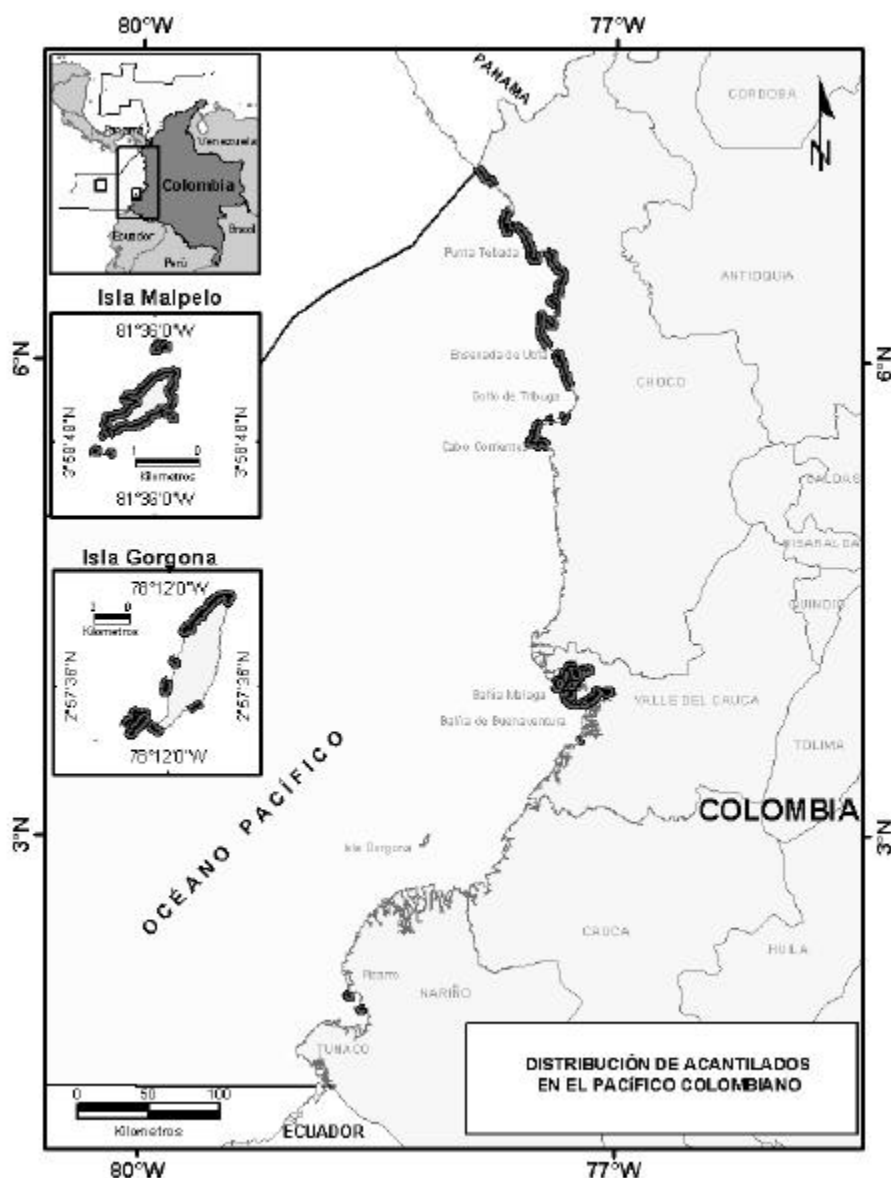


Figura 45. Mapa de la distribución de los acantilados rocosos en el Pacífico colombiano. Elaborado en el Laboratorio SI-SIG del INVEMAR a partir de varias fuentes.

8.3.1 Factores físicos y condiciones de vida

Los movimientos verticales del mar, debidos a las mareas, determinan la cantidad de humedad que recibe cada zona de la costa rocosa ocasionando una distribución vertical desigual (zonación). Las zonas altas de los acantilados o de las playas rocosas permanecen más tiempo sin la influencia del agua marina, mientras que las zonas bajas permanecen más tiempo cubiertas por el agua, estableciéndose, además del gradiente lógico de humedad, gradientes de las otras características asociadas al agua marina y que actúan exclusivamente durante las horas de la pleamar como la salinidad, la temperatura y la acción del oleaje. Durante la bajamar, los seres vivos que habitan la costa rocosa deben resistir el rigor de los factores climáticos (viento, precipitaciones, insolación). La variación mareal también trae modificaciones de carácter biótico como por ejemplo, la llegada de elementos nutritivos disueltos o suspendidos, y depredadores.

La acción de las olas es muy importante porque causa variaciones directas en la composición de las comunidades y en la estructura ecológica. La altura de las olas, la velocidad con que llegan a la zona costera y la fuerza del impacto, junto con la inclinación de la formación rocosa afectada, determinan que la pared rocosa sea afectada por las olas desde unos pocos centímetros donde el oleaje es débil, hasta más de un metro en zonas de oleaje fuerte.

La composición geológica y la dureza de las rocas son también factores muy importantes en las posibilidades de erosión y en la composición de la fauna que habita este ecosistema. La inclinación presenta también fuertes limitaciones interactuando con la fuerza del oleaje: las especies que habitan en superficies verticales y mar agitado poseen adaptaciones importantes para sostenerse, mientras que en zonas menos agitadas o menos inclinadas, no las presentan.

La salinidad y la temperatura, aunque son factores secundarios en las costas rocosas del Pacífico colombiano, no deben ser olvidados puesto que en mareas bajas a ciertas horas del día, la temperatura de las paredes rocosas puede elevarse mucho y alcanzar valores superiores a 30° C, lo cual supone adaptaciones por parte de los habitantes de estas zonas para evitar la desecación. La salinidad también puede variar como consecuencia de las mareas. En mareas bajas, las salinidades pueden aumentarse especialmente en los pozos intermareales por la evaporación si se tienen condiciones de fuerte radiación, o puede disminuirse a casi cero, cuando durante la marea baja se presentan fuertes lluvias. En los charcos intermareales la temperatura puede alcanzar valores cercanos a 40° C y la salinidad a 35.

Las costas rocosas de la zona costera continental e insular del Pacífico colombiano presentan una alta diversidad faunística y florística. Los organismos habitan en franjas muy claras, desde las partes más altas y menos influenciadas por el mar hasta las zonas que reciben continuamente su acción. Para el caso de las costas rocosas del Pacífico colombiano (Cantera, 1991), las principales zonas y las especies que se pueden distinguir en cada una de ellas son:

La **zona supralitoral** es de amplitud variable dependiendo del oleaje, y constituye una transición entre la tierra y el mar. Solamente recibe humedad por la aspersión o vaporización de la ola exclusivamente durante marea alta. El número de especies es bajo, solamente unas especies marinas que poseen buena capacidad de resistir la desecación pueden habitar en ella. Los vegetales más importantes son las cianobacterias, algunas algas verdes, un liquen de coloración negruzca (género: *Verrucaria*), moluscos de la familia Littorinidae, cangrejos Grapsidae e isópodos del género *Ligia*.

La **zona mediolitoral** o **mesolitoral** es cubierta por el agua de mar durante marea alta pero permanece descubierta y expuesta a condiciones aéreas durante la marea baja. Se pueden encontrar dos franjas de acuerdo con los organismos que las habitan: a) zona superior, con balanos del género *Tetraclita*, caracoles de las familias Fissurellidae, Acmaeidae, Siphonariidae y Muricidae, cangrejos de la familia Grapsidae y algunas esponjas; b) zona inferior habitada por bivalvos de las familias Mytilidae (*Brachiodontes*), Isognomonidae y Ostreidae. En muchas partes se encuentra un alga calcárea de coloración rosada (*Lithothamnium*). Además se presentan otros cangrejos de las familias Xanthidae y Grapsidae, y quitones. Si están localizados en zonas de oleaje débil se encuentran grandes bloques rocosos, debajo de los cuales abundan cangrejos Porcellanidae, y otros grupos de moluscos. En estos acantilados el ancho de cada franja es mucho menor comparado con el de las mismas zonas en acantilados expuestos.

En la parte inferior hay una multitud de perforaciones y cavidades hasta el nivel de la marea alta. Estas perforaciones son realizadas por organismos contribuyendo a acelerar los procesos erosivos que se presentan en estos acantilados. Este proceso, denominado **bioerosión**, presenta grandes proporciones en el Pacífico colombiano principalmente en los acantilados formados por rocas sedimentarias.

Las **playas rocosas** son la continuación de un acantilado que ha sufrido erosión y las zonas superiores presentan una composición faunística muy similar a la de ellos. La parte alta de la playa está ocupada por cangrejos Grapsidae y moluscos Littorinidae y Muricidae. La parte inferior de estas playas constituyen uno de los ecosistemas costeros con mayor biodiversidad en el Pacífico colombiano, presentando una fauna de casi todos los grupos de organismos bentónicos marinos, principalmente gasterópodos de las familias Columbidae, Buccinidae, Neritidae, bivalvos de las familias Carditidae y Arcidae, cangrejos de las familias Xanthidae y Porcellanidae, equinodermos (estrellas frágiles y erizos), gusanos planos, poliquetos, briozoarios, esponjas, ascidias e hidrozoarios que pueden habitar sobre, debajo o dentro de cavidades de las rocas como protección contra la desecación y los depredadores.

8.3.2 Bioerosión en el Pacífico colombiano

Los acantilados son erosionados por el hidrodinamismo marino (corrientes, cambios mareales, oleaje) pero la acción del mar puede ser reforzada por algunos organismos, que aceleran la caída y meteorización de las rocas. Este proceso de bioerosión se puede dividir en dos fases: bioabrasión superficial y bioperforación con la participación de una gran variedad de organismos.

El proceso se puede resumir así: Las rocas expuestas a la acción del agua marina son colonizadas por microalgas que forman películas sobre ellas y producen un aumento de humedad y liberación de algunos metabolitos que realizan micro perforaciones en la superficie de la roca. Estas algas sirven de alimento a algunos moluscos (caracoles y quitones) que las raspan causando pequeñas fisuras que aumentan la superficie de contacto con los agentes erosivos y disponiéndolas para el ataque de los bioperforadores.

Este último grupo está constituido por moluscos bivalvos de las familias Pholadidae (con densidades promedio de 2.168 individuos m^{-2}), Petricolidae (1.320 individuos m^{-2}) que perforan las capas de rocas blandas de limolitas. Algunas especies de la familia Mytilidae (género *Lithophaga*) con densidad promedio de 429 individuos m^{-2} , perforan las rocas duras de conglomerados y areniscas. El resultado final de la acción erosiva es considerable y esto significa que en algunas regiones de la costa Pacífica (bahía de Málaga, el norte de la bahía de Buenaventura y la isla del Gallo), los acantilados se erosionen rápidamente, modificando la geomorfología costera y dando lugar continuamente a islas y penínsulas. En un estudio de dos años en los acantilados sedimentarios de las bahías de Buenaventura y Málaga (Cantera *et al.*, 1998), se encontró que las tasas de erosión promedio en acantilados de rocas duras (Isla Palma, bahía de Málaga) es de 4,2 $cm\ año^{-1}$, mientras que en rocas blandas (Isla Cangrejo, bahía de Buenaventura) es de 10,1 $cm\ año^{-1}$.

8.4 Relaciones entre el hombre y los acantilados.

8.4.1 Extracción de recursos

En los acantilados rocosos del Caribe colombiano se realiza una extracción artesanal de recursos, como el caracol *Cittarium pica*, conocido vernacularmente como “burgao” en el área de Santa Marta y “cigua” en el Urabá chocoano, las langostas (*Panulirus* spp.), peces (pargos, meros, chernas), pulpos y en menor medida quitones (*Chiton* spp.). En algunos sitios en donde la presión sobre estos recursos ha sido constante y elevada, como en la región de Santa Marta, las islas de la plataforma continental, el Urabá chocoano y la isla de San Andrés, las poblaciones

han disminuido sensiblemente, y algunas especies se encuentran catalogadas en algún grado de amenaza (ver Bermúdez *et al.*, 2002; Gracia y Díaz, 2002).

Los pobladores de la costa Pacífica colombiana utilizan algunos recursos de los litorales rocosos principalmente ostras y otros moluscos como caracoles littorinidos y muricidos. En zonas rocosas sumergidas explotan langostas, algunos peces como pargos, meros y chernas. Algunos habitantes costeros destruyen masas no despreciables de acantilados utilizando picas o barras agrícolas en busca de individuos de *Upogebia spinifera* (el camarón fantasma), que aparentemente es una excelente carnada para la pesca, principalmente de corvinas y pargos.

8.4.2 Efectos de la destrucción de acantilados a corto plazo

Los habitantes del Pacífico han desarrollado hábitos de vida que los asocian intensamente con zonas bajas y por esta razón son pocos, generalmente colonos de otras partes del país, los que construyen sus viviendas en lo alto de los acantilados. Son principalmente fincas de vacaciones o proyectos de desarrollo turístico los que han utilizado estas formaciones no inundables para las construcciones. Sin embargo, la mayor parte de los poblados cercanos a estas formaciones (Juanchaco, Ladrilleros, La Plata, bahía de Málaga) tienen sus viviendas en la base de los acantilados y a veces se ven obligados a moverlas por las modificaciones costeras que ocurren debido a su destrucción. La zona de hoteles de Juanchaco (una de los principales balnearios localizados en la costa Pacífica colombiana) se encuentra en peligro de ser absorbida por la erosión de los acantilados. Allí, la incidencia del impacto de las olas genera dos tipos de fenómenos: el primero son los deslizamientos del frente del acantilado por socavamiento del nivel inferior del escarpe por la bioerosión y el oleaje, y el segundo el colapso, hundimiento o desplome del borde superior como consecuencia de la ampliación y profundización de la caverna por la participación de los organismos en las partes bajas.

La alta pluviosidad reinante en la zona y las aguas utilizadas por los pobladores y turistas de los servicios de los hoteles que se percolan hacia la zona de los acantilados, principalmente en la zona de Ladrilleros, contribuyen a la degradación de las formaciones rocosas. Estas aguas penetran a lo largo de zonas de debilidad estructural, tales como fracturas y fallas, arrastrando material y produciendo un acelerado movimiento en masa que se suma a la bioerosión y al oleaje (ver también capítulo 2).

Es importante indicar también que aunque la energía de las olas es mucho mayor en la parte externa de la bahía, también se presentan problemas ambientales ligados a la bioerosión de los acantilados de zonas interiores y protegidas. En Isla Alba (interior de la bahía de Buenaventura) se construyó un muro de cemento y una pared de concreto alrededor del acantilado con el fin de evitar su destrucción acelerada, pero en los últimos años, los moluscos litófagos que

perforan las rocas duras han sido capaces de perforar tanto los pilotes del muelle como el muro, disminuyendo la resistencia y poniendo en peligro la estabilidad de la construcción.

Con el fin de evitar desastres, se hace necesario por parte de los gobiernos locales y comités de desastres, trabajar en la planificación y el ordenamiento de futuros asentamientos humanos que se proyecten realizar en los acantilados o en las zonas bajas adyacentes a ellos. La ubicación de viviendas o desarrollos hoteleros sobre terrenos en los bordes de los acantilados genera, además de contaminación y degradación ecológica, un riesgo ecológico y geológico para los habitantes de esas viviendas. Otros aspectos relacionados con los riesgos que corren las poblaciones asentadas en inmediaciones a los acantilados se mencionan en el capítulo 2.

8.4.3 Efectos a largo plazo sobre la línea costera

Con el incremento en la temperatura del planeta y consecuentemente el calentamiento progresivo de la masa de agua de mar, tiende a aumentar el efecto abrasivo sobre la línea costera. Al elevarse el nivel del mar, las zonas alcanzadas por las mareas, que son las que permiten el asentamiento de las larvas de los organismos tanto abrasionadores como perforadores, van a ser mucho mayores aumentando su área de incidencia. Muchas zonas protegidas por salientes rocosas que actúan como rompeolas, haciendo disminuir la energía de las olas, van a tender a desaparecer, puesto que la conjunción de factores abióticos con la instalación y sobrevivencia de los perforadores implicará mayor destrucción. Durante la anomalía térmica del 1997-98, que hizo pensar en la repetición de un Fenómeno del Niño, se pudo constatar que la tasa de bioerosión de los acantilados que se estudiaron aumentó significativamente.

Los resultados obtenidos en ese trabajo permiten predecir que si la altura del nivel del mar continua aumentando en los próximos años, como consecuencia del cambio climático global (Global Change), el proceso de bioerosión va a aumentar su efecto sobre la línea costera, afectando no sólo a los acantilados y a su biodiversidad, todavía poco conocida, sino también a toda la geomorfología costera y también directamente a algunas comunidades humanas y a proyectos de desarrollo, y obligará al hombre a tenerla en cuenta durante la planificación de construcciones sobre las tierras altas que tienen contacto con el borde marino, o en las zonas cercanas a ellas.

8.5 Literatura citada

Bermúdez, A., N. H. Campos y G. R. Navas. 2002. *Panulirus argus*, pp. 113-115, en N. Ardila, G.R. Navas y J.O. Reyes (Eds.) Libro Rojo de Invertebrados Marinos de Colombia. INVEMAR, Ministerio del

- Medio Ambiente. La serie Libros Rojos de Especies Amenazadas de Colombia, Bogotá, Colombia.
- Brando, A., H. Prah von y J. R. Cantera. 1992. MALPELO: Isla Oceánica de Colombia. Banco de Occidente, Cali, 250 p.
- Cantera, J. R. 1991. Etude structurale des mangroves et des peuplements littoraux des deux baies du pacifique colombien (Málaga et Buenaventura). Rapport avec les conditions du milieu et les perturbations anthropiques. These d'Etat Sciences. Université d'Aix-Marseille II. Marseille France, 429 p.
- Cantera, J. R., R. Neira y C. Ricaurte. 1998. Bioerosión en el Pacífico colombiano. Fondo FEN, Tercer Mundo editores.
- Díaz, J. M. 1991. Ecosistemas litorales del Caribe colombiano. En: CORPES Costa Atlántica. Perfil Ambiental del Caribe colombiano.
- Fisher, P. 1981. Bioerosion of basaltic rocks of Costa Rica. *Seckenbergiana maritima*, 13 (1/3): 1-41.
- Gracia, A. y J. M. Díaz. 2002. *Cittarium pica*, pp. 69-70, en N. Ardila, G.R. Navas y J.O. Reyes (Eds.) Libro Rojo de Invertebrados Marinos de Colombia. INVEMAR, Ministerio del Medio Ambiente. La serie Libros Rojos de Especies Amenazadas de Colombia, Bogotá, Colombia.
- Lewis J. B., 1964. The ecology of rocky shores. English Univ. Press, London: 323p.
- Little, C. y J. A. Kitching. 1996. The biology of rocky shores. Oxford University Press, Nueva York, 240 p.
- Pérès J. M. y J. Picard. 1964. Nouveau manuel de bionomie benthique de la mer Méditerranée. Rec. Trav. Sta. mar. Endoume, 47 (31): 1-137.
- Stephenson T. A. y A. Stephenson. 1954. Life between tide marks in North America. 3B. Nova Scotia and Prince Edward island: the geographical features of the region. *J. Ecol.*, 42:46-70.
- Taylor, J. D. 1978. Zonation of rocky intertidal surfaces: 139-148. En: D. R. Stoddart y R. E. Johannes (Eds.). Coral reefs: research methods. UNESCO, Reino Unido, 581 p.
- Torunski, H. 1979. Biological erosion and its significance for the morphogenesis of limestone coasts and for nearshore sedimentation (Northern Adriatic). *Senckenbergiana maritima* 1 (3-6): 195-265.
- Vegas, M. 1971. Introducción a la ecología del bentos marino. Monogr. 9 OEA Washington, 89.

9 ESTADO DE LOS FONDOS BLANDOS EN COLOMBIA

Angela I. Guzmán-Alvis y Néstor E. Ardila¹¹

9.1 ¿Qué son?

Los fondos blandos (arenas, arcillas, cienos, limos) ofrecen alimento y protección a una gran cantidad de animales. Las plantas o animales que habitan el fondo marino se denomina bentos. Estos organismos pueden vivir dentro o encima del sedimento llamándose a los primeros infauna y a los segundos epifauna.

Las comunidades bentónicas (significa fondo) asociadas a este ecosistema, están compuestas por todos los phyla del reino animal. Lalli y Parsons (1997) estiman que el número de especies de animales bentónicos en el mundo es superior a un millón, superando las especies pelágicas de zooplancton (alrededor de 5000), peces (< 20.000) y mamíferos marinos (cerca de 110).

9.2 ¿Qué importancia tienen?

Los organismos bentónicos muestran una amplia diversidad en tamaños, formas de vida, alimentación, comportamiento y además responden rápidamente a las perturbaciones debido a que la mayoría de ellos tienen poca movilidad, ciclos de vida largos, amplia tolerancia al estrés y están íntimamente asociados al sedimento (donde se acumula material orgánico particulado y/o tóxico). Presentan además un estrecho vínculo con la trama alimentaria pelágica, llevando los contaminantes hacia los niveles tróficos superiores, como los peces y el hombre; igualmente son importantes en el reciclamiento de nutrientes en la columna de agua. Por ello las comunidades bentónicas son buenos indicadores de perturbaciones antrópicas y naturales y han sido ampliamente utilizados en programas de monitoreos, evaluación y vigilancia en muchas partes del mundo.

¹¹ INVEMAR, Investigadores Programa de Biodiversidad y Ecosistemas Marinos; aguzman@invemar.org.co

Los organismos bentónicos representan un importante eslabón en el flujo de energía de los productores primarios a los peces y en el reciclamiento de materia orgánica (Crisp, 1984). En las comunidades bentónicas tropicales los poliquetos, crustáceos y moluscos (gasterópodos y bivalvos) forman la base del flujo de energía del bentos hacia muchas especies en la comunidad de peces demersales (Longhurst y Pauly, 1987). Por lo tanto el entendimiento de factores que afectan la producción de los invertebrados bentónicos es muy importante para la comprensión del funcionamiento de los ecosistemas marinos.

La medición de la producción secundaria es fundamental en la dinámica de los ecosistemas porque es una de las principales vías de flujo de energía (Waters, 1977 en Tumbiolo y Downing, 1994). La estimación de la producción secundaria es la base para el manejo racional de los recursos naturales, porque es el primer instrumento en la evaluación del potencial trófico de los componentes de cada ecosistema (Tumbiolo y Downing, 1994).

La escasez de estudios en el Caribe y Pacífico colombiano puede obedecer a varias razones, entre las que se encuentran la dificultad de financiamiento, la dificultad para identificar los grupos de organismos infaunales más abundantes como los poliquetos y los peracáridos, la falta de centros de investigación especializados en taxonomía y sistemática, la lejanía de los grandes centros oceanográficos del mundo a los trópicos y el poco atractivo de estos ambientes.

9.3 ¿Dónde están?

Se encuentran entre el nivel más alto de la marea y las grandes profundidades marinas, es decir entre 0 y 10000 m de profundidad.

Lalli y Parsons (1997) hacen la siguiente división de los hábitats bentónicos de acuerdo con la profundidad:

- Litoral, zona comprendida entre el nivel más alto de la marea y el más bajo.
- Sublitoral o plataforma continental, entre el nivel más bajo de la marea y los 200 m de profundidad.
- Batial o talud continental, entre los 200 y 2000-3000 m de profundidad.
- Abisal, entre 3000 y 6000 m de profundidad.
- Hadal, entre 6000 y 10000 m de profundidad.

Las profundidades mayores a 200 m del océano cubren casi dos terceras partes de la superficie terrestre, siendo el ecosistema más extenso sobre nuestro planeta y también uno de los más rigurosos (Dayton y Hessler, 1972; Rex, 1981). Así mismo, el pobre conocimiento global de estos ambientes, debido a la dificultad de alcanzar los fondos de las grandes profundidades

oceánicas han impedido tener un conocimiento adecuado de la composición y estructura de la fauna de estas profundidades.

Los fondos blandos son predominantes en el mar territorial colombiano, con una extensión estimada de 889.400 km² en el Caribe y Pacífico colombianos, comprendiendo el 99,5% de los ecosistemas submarinos (Figura 46) (Guzmán-Alvis y Solano, 2002).

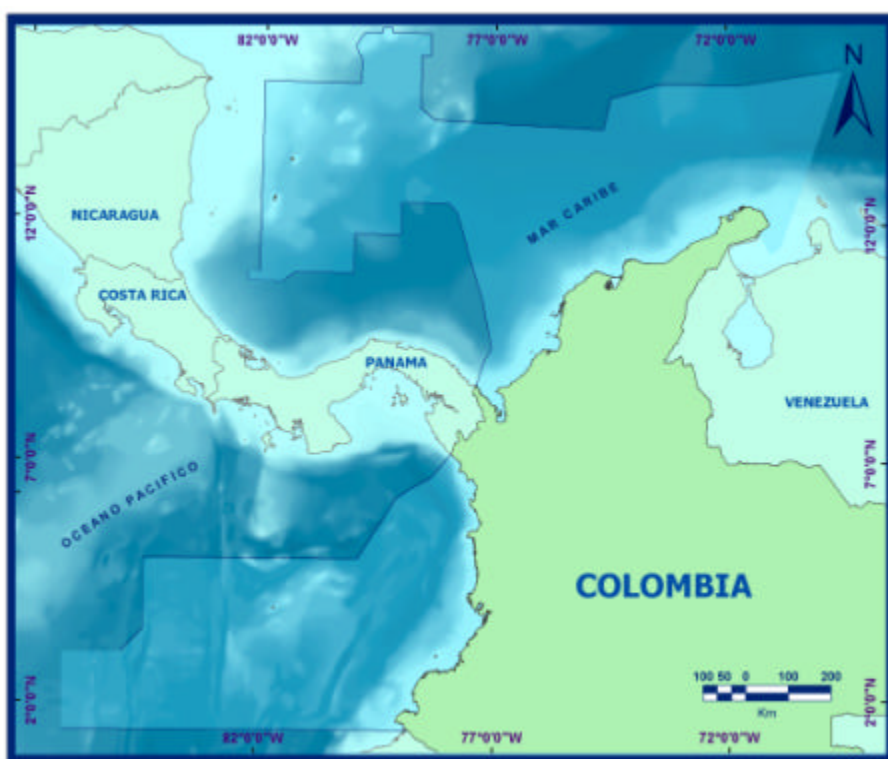


Figura 46. Ubicación de los fondos blandos. Presentan una cobertura geográfica del 99,5% de los fondos marinos colombianos; representados por el polígono en azul claro. (Tomado de Laboratorio SIG-INVEMAR).

9.4 Diagnóstico

9.4.1 Infauna

La mayoría de los estudios de la infauna se han realizado en los primeros 60 m de profundidad de la plataforma, por lo tanto el diagnóstico es sobre esta parte de la plataforma, quedando una gran parte de los fondos blandos por estudiar. Esto se debe al alto costo que tienen los muestreos debido a que se necesitan buques oceanográficos y equipos especiales para alcanzar profundidades mayores a 60 m.

Los poliquetos o gusanos marinos dominan numéricamente la infauna. Las mayores densidades de organismos de la infauna en el Caribe colombiano se encuentran en zonas poco perturbadas como la plataforma del departamento de Bolívar frente a Cartagena, seguidas por Guajira y Magdalena (Figura 47). Sitios con gran actividad antrópica como la Bahía de Cartagena, la Ciénaga de Tesca en Cartagena y el Golfo de Morrosquillo muestran densidades mucho más pequeñas. Sin embargo cuando se analiza la riqueza (expresada como número de familias por área) el comportamiento anterior cambia. La riqueza en el Golfo de Morrosquillo es mayor comparada con la Bahía de Cartagena y la Ciénaga de Tesca; esta última estuvo representada por dos familias únicamente, y en la Bahía de Cartagena por cinco familias (Figura 48). Lo cual significa que a pesar de que en el Golfo de Morrosquillo se presentan las más bajas densidades de organismos, estas están distribuidas en una mayor cantidad de familias, existiendo una más alta diversidad en el Golfo en comparación con la Bahía y la Ciénaga. La contaminación que existe en estos dos últimos ambientes (Garay *et al.*, 2002) hace que, sólo puedan proliferar en estos fondos unas pocas familias. La familia de gusanos marinos Spionidae es la responsable de las densidades encontradas y dentro de ella esta la especie *Streblospio benedicti* la que puede usarse como indicador biológico de contaminación. Este es un buen ejemplo del uso de los organismos de la infauna como indicadores de contaminación.

En el área protegida de la Isla Gorgona, la abundancia y riqueza no son las más altas; siendo el reflejo de variaciones naturales. Sin embargo, estas densidades y riqueza no se pueden extrapolar a otras áreas 'prístinas' dado que dentro de los fondos blandos existe variedad de ambientes; pero es poco lo que se conoce en Colombia.

Al Golfo de Morrosquillo llegan las aguas y sedimentos del río Sinú a través del sistema de ciénagas de su delta, estas descargas son ricas en materia orgánica debido a las actividades agrícolas y de acuicultura de la región (Garay *et al.*, 2002); adicional a este enriquecimiento se encuentra la productividad de los manglares, haciendo que los sedimentos del Golfo tengan muy altos contenidos en materia orgánica y sean muy finos, condiciones que no favorecen el desarrollo de la infauna.

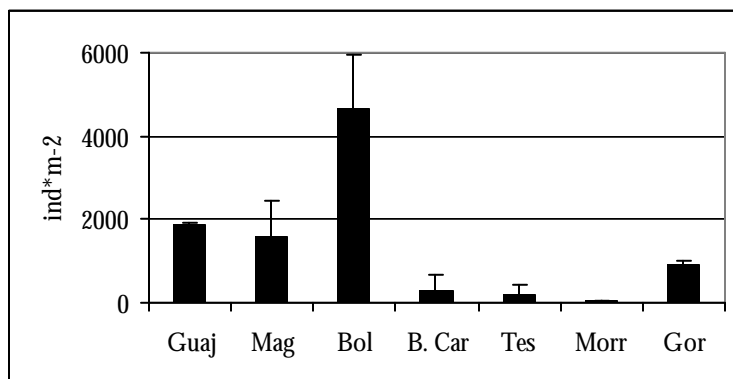


Figura 47. Abundancia promedio de organismos de la infauna en diferentes localidades del Caribe y Pacífico colombiano. Guaj, Guajira; Mag, Magdalena; Bol, Bolivar; B. Car, Bahía de Cartagena; Tes, Ciénaga de Tesca; Morr, Golfo de Morrosquillo; Gor, Isla Gorgona. Las barras representan la desviación estándar.

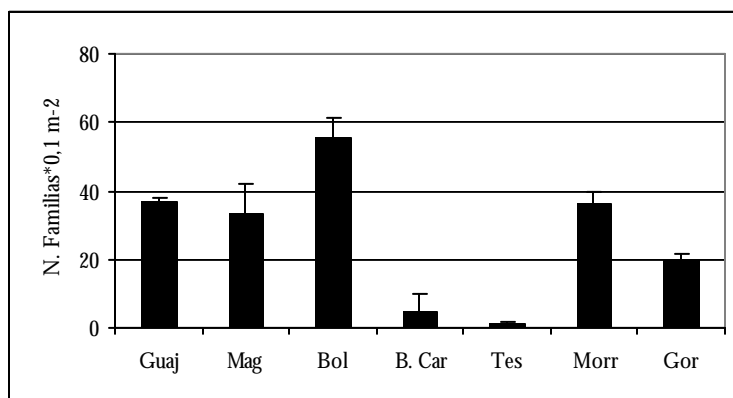


Figura 48. Riqueza promedio de la infauna en diferentes localidades del Caribe y Pacífico colombiano. Guaj, Guajira; Mag, Magdalena; Bol, Bolivar; B. Car, Bahía de Cartagena; Tes, Ciénaga de Tesca; Morr, Golfo de Morrosquillo; Gor, Isla Gorgona. Las barras representan la desviación estándar.

El número y tipo de organismos que conforman una comunidad bentónica esta determinada por factores biológicos y físicos. Entre los factores físicos, el tipo de sedimento es importante para determinar que tipo de comunidad se establecerá en una localidad particular; es así como,

los sedimentos que tienen altos porcentajes de lodo presentan bajas densidades este es el caso de la Bahía de Cartagena, Ciénaga de Tesca y el Golfo de Morrosquillo. Este tipo de sedimento acumula material orgánico, presenta bajos contenidos de oxígeno disuelto produciendo condiciones adversas para los organismos que viven en el sedimento. En la plataforma de Bolívar y la Guajira el porcentaje de las arenas es mayor, donde el agua y el oxígeno pueden circular creando mejores condiciones para que los organismos puedan prosperar. En la Isla Gorgona, el fondo esta conformado por arenas muy gruesas, este tipo de sedimentos generalmente se presenta en ambientes con fuerte oleaje, esto dificulta el establecimiento de los organismos bentónicos.

En las regiones templadas las comunidades infaunales han sido ampliamente estudiadas desde tiempo atrás como indicadores de perturbaciones antrópicas y naturales. Infortunadamente en Colombia existen sólo dos estudios de monitoreo, uno que se lleva a cabo en el Golfo de Morrosquillo y el otro en la Plataforma del Magdalena; ambos financiados por la empresa privada.

En la plataforma del Magdalena, se han realizado muestreos desde 1981 pero no han estado regularmente espaciados en el tiempo (Figura 49). Las menores densidades se presentaron en los años 1982, 1991, 1994 cuando las actividades humanas eran menores con relación a los últimos años; entonces estas menores densidades se pueden explicar por las perturbaciones naturales. En los trópicos, las comunidades bentónicas son afectadas por las descargas de los ríos y la escorrentía continental las cuales son reguladas por la intensidad de las precipitaciones (Alongi, 1998). Los años 1982, 1991 y 1994 fueron más secos en relación con los demás años, presentándose en estos años las menores densidades; en los años 1997 y 1998 las lluvias volvieron a disminuir pero no alcanzaron los bajos niveles de los años 82, 91 y 94, presentando mayores densidades (Figura 49). En 1999 cuando la precipitación fue la más alta, las densidades de organismos presentaron las mayores variaciones. En los años 2001 y 2002 se encontraron densidades más altas en un periodo seco, lo cual nos esta indicando que además de las lluvias existen otros factores tanto físico como biológicos que afectan estas comunidades y que aún existen muchos vacíos de información para poder entender y evaluar este ecosistema.

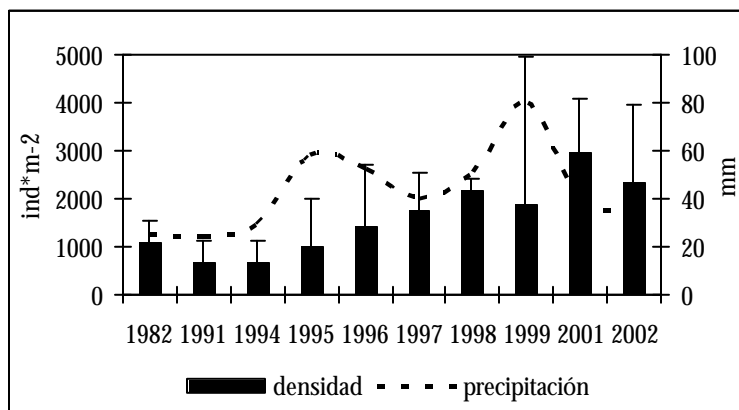


Figura 49. Variaciones temporales en la densidad promedio de los organismos bentónicos en la plataforma del Magdalena y cambios anuales en la precipitación promedio. Los datos de precipitación son del aeropuerto Simón Bolívar. Las líneas verticales corresponden a la desviación estándar de la densidad.

Los valores menores en la riqueza de familias se encontraron en los años 91, 97 y 98 y aparentemente ha venido incrementándose en los últimos años (Figura 50). La escasez de información hace difícil entender y evaluar los impactos de origen natural y antrópico sobre la estructura y función de este ecosistema, haciéndose cada día más difícil debido al rápido deterioro que presentan las zonas costeras.

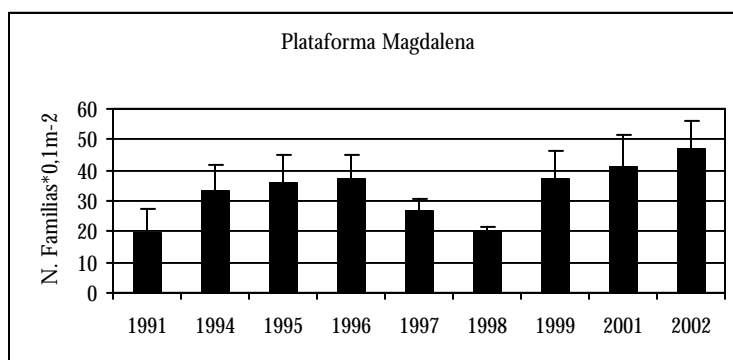


Figura 50. Variaciones temporales en la riqueza en la plataforma del Magdalena.

En el Golfo de Morrosquillo, la densidad presenta una tendencia similar, los años que presentaron menores lluvias tienen menores densidades (Figura 51). Sin embargo, la

información es insuficiente para poder concluir que este podría ser el esquema de las comunidades infaunales del Caribe colombiano.

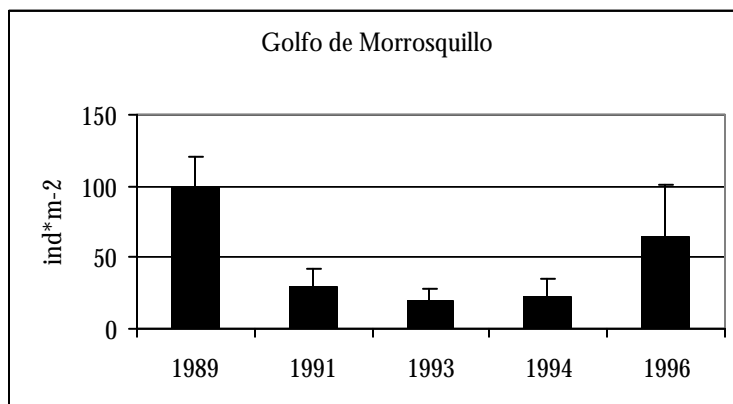


Figura 51. Variaciones temporales de la densidad de los organismos bentónicos en el Golfo de Morrosquillo.

9.4.2 Epifauna de la Plataforma y Talud superior

El conocimiento que se tiene de los organismos marinos en Colombia se centra en unos pocos grupos específicos de aguas someras, en especial del Mar Caribe, como algas, esponjas, corales, moluscos, crustáceos y peces, lo que representa menos del 50% de las especies que se estima para estos ecosistemas tropicales. Este desconocimiento se hace evidente al observar los resultados de las expediciones INVEMAR – MACROFAUNA en el Mar Caribe colombiano entre 1998 y 2000, en las cuales de las más de 700 especies colectadas, aproximadamente 350 son nuevos registros para aguas colombianas y 15 son nuevas especies para la ciencia, incluyendo especímenes de grupos tan abundantes e importantes como moluscos, peces, crustáceos y corales. Los resultados parciales obtenidos hasta ahora para el mar Caribe colombiano, muestran que los ensamblajes de especies y sus abundancias cambian con relación a la profundidad y a la ubicación geográfica, particularmente a lado y lado de la desembocadura del río Magdalena (INVEMAR, 2000; Ardila *et al.*, 2001; Benavides-Serrato *et al.*, 2001; Reyes *et al.*, 2001; Mejía *et al.*, 2001; Bermúdez *et al.*, 2001; Ardila *et al.*, 2002).

Con el fin de complementar el Inventario de la fauna marina colombiana se realizó la expedición INVEMAR MACROFAUNA II, en la cual se efectuaron 84 arrastres de fondo entre 20 y 500 m de profundidad en 42 estaciones a lo largo de la costa Caribe colombiana. En

total se colectaron aproximadamente 27.000 especímenes pertenecientes a 795 especies. De estas, 203 fueron moluscos, 206 peces, 166 crustáceos, 133 equinodermos, 41 corales escleractínios, 16 octocorales y nueve antipatarios (INVEMAR, 2002).

Los análisis preliminares de esta segunda expedición siguen mostrando que las asociaciones cambian con la profundidad así: sobre los 20-70 m se forman varias asociaciones, en los 150 m se presenta otra asociación continua. En el talud superior (300 y 500 m), hay dos asociaciones una sobre los 300 m y otra sobre los 500 m. En el talud superior las asociaciones se segregan claramente al norte y sur del río Magdalena (Ardila *et al.*, 2003; Figura 52).



Figura 52. Asociaciones definidas para la plataforma continental y talud superior. En azul se encuentran las asociaciones de 300 y 500 m de profundidad (talud superior). En rosado la asociación de 150 m y en los demás colores las asociaciones de 20 y 70 m de la plataforma.

En las ecorregiones Guajira, Palomino y Tayrona se encontraron las mayores riquezas específicas y abundancias de organismos de la epifauna para todos los grupos taxonómicos examinados, a excepción de los corales, los cuales fueron más abundantes en la región de Archipiélagos Coralinos (AECO). Así mismo, la ecorregión Magdalena presentó un valor alto en el número de especies para la mayor parte de los taxa. Las regiones en las cuales se encontró una mayor cantidad de especies de distribución restringida fueron Guajira, Tayrona y Archipiélagos Coralinos. La Guajira está asociada a un sistema de surgencia de aguas profundas que parecen favorecer la presencia de fauna de aguas frías y ricas en nutrientes, varias de ellas endémicas de la costa norte de Suramérica. Por otro lado, las ecorregiones Tayrona y Archipiélagos Coralinos presentan una historia geológica relativamente compleja, lo que ha generado zonas con una gran variedad de biótopos, entre las cuales se encuentran algunas formaciones arrecifales tanto someras como profundas (70 - 150 m). Estas últimas albergan una fauna restringida y hasta ahora muy poco conocida para el mar Caribe, y muy relacionada con la de zonas duras en islas y plataforma continental en aguas sub-tropicales y templadas. Las tres ecorregiones deben ser objeto de estudios más detallados que permitan en un futuro asignarles su verdadero estatus ambiental

9.5 ¿Cuáles son los tensores de estos ambientes?

Entre los tensores antrópicos se encuentran las fuentes de contaminación que afectan las zonas costeras colombianas como son las descargas industriales, aguas servidas urbanas, lixiviado de basuras, residuos sólidos (Garay *et al.*, 2002) además se encuentra el material disuelto y particulado que llevan los ríos especialmente los que pasan por centros urbanos y/o áreas agrícolas.

Las descargas de los ríos Magdalena, Sinú y Atrato en el Caribe además de las sustancias contaminantes, llevan una gran cantidad de sedimentos a las áreas marinas, esto crea fondos inestables para el asentamiento y proliferación de los organismos del bentos. En el Pacífico la carga de sedimento puede ser mayor especialmente en los ríos que atraviesan minas de extracción de oro.

Los arrastres de pesca semi-industrial de camarón es otro factor que afecta los organismos del bentos dado que perturban el fondo. Aunque el principal objetivo de explotación de estas embarcaciones de arrastre es el camarón, actualmente y con regularidad, las capturas de peces acompañantes son superiores en biomasa y número de especies (Medina, 2002). En la zona norte del Caribe colombiano, se ha encontrado que la flota de arrastre camaronera es quizá la que ejerce mayor presión pesquera sobre las comunidades de peces demersales y de invertebrados del fondo. La proporción de peces: otros grupos: camarón fue de 9:4:1 en peso para el año 2000; lo que muestra que es poco el camarón que se está encontrando y sacando, lo cual ha conllevado a la explotación de otros grupos (Medina, 2002).

Los arrastres pesqueros modifican la diversidad, estructura de la comunidad, estructura trófica y productividad de las comunidades macrobentónicas. Los arrastres reducen la abundancia de los organismos de mayor tamaño tanto en la epifauna como en la infauna (Schratzberger *et al.*, 2002). La Figura 53 presenta los fondos que están siendo afectados por la pesquería industrial de arrastre. Una evaluación preliminar de la diversidad y riqueza de la epifauna en la plataforma de la Guajira y Palomino en sitios con diferente grado de esfuerzo pesquero se muestra en las Figuras 54 y 55. El área entre Punta Gallinas- Puerto Estrella donde el esfuerzo pesquero es alto, la curva de diversidad corre por encima de las demás curvas de diversidad donde el esfuerzo pesquero es menor (entre el Río Palomino y Punta Carrizal); y la curva de riqueza muestra el comportamiento inverso. Esto sugiere que la diversidad y riqueza son menores en el área de donde el esfuerzo pesquero es mayor. Sin embargo, se requieren muestreos adicionales para determinar en que grado esta afectando los arrastres de pesca la estructura y función de las comunidades macrobentónicas en el tiempo y en el espacio.

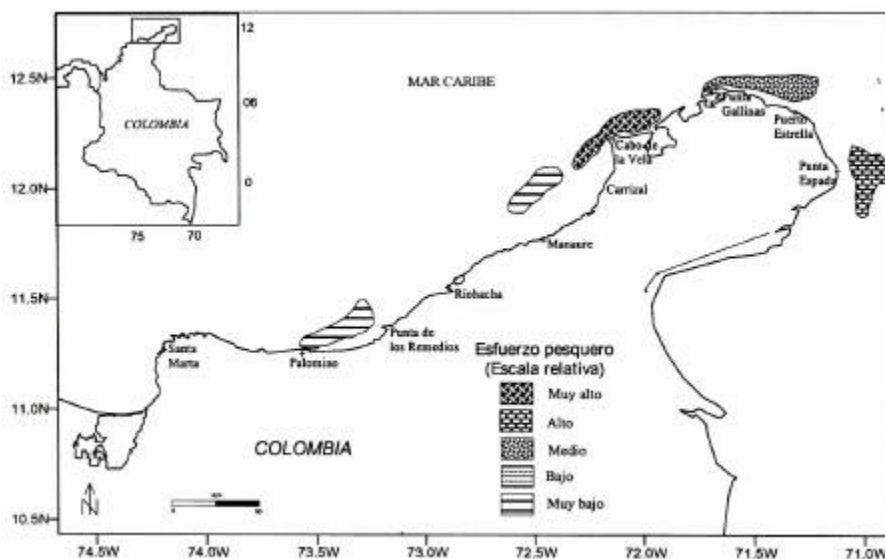


Figura 53. Áreas de arrastre de pesca industrial y esfuerzo pesquero en el área norte del Caribe colombiano, durante el año 2000 (Tomado de Viaña *et al.*, 2002).

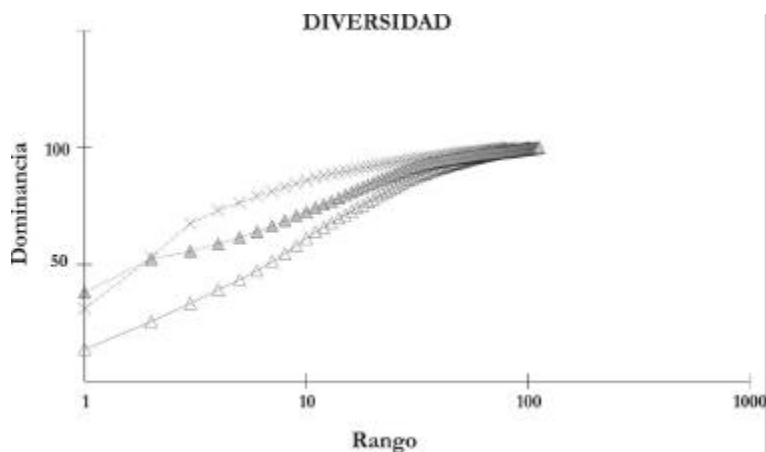


Figura 54. Efecto de los arrastres pesqueros sobre la diversidad de la epifauna en la plataforma de la Guajira y Palomino. X = Guajira 70 m, esfuerzo pesquero alto, ? Guajira y Palomino 70 m esfuerzo pesquero bajo. La información corresponde a los proyectos MACROFAUNA II.

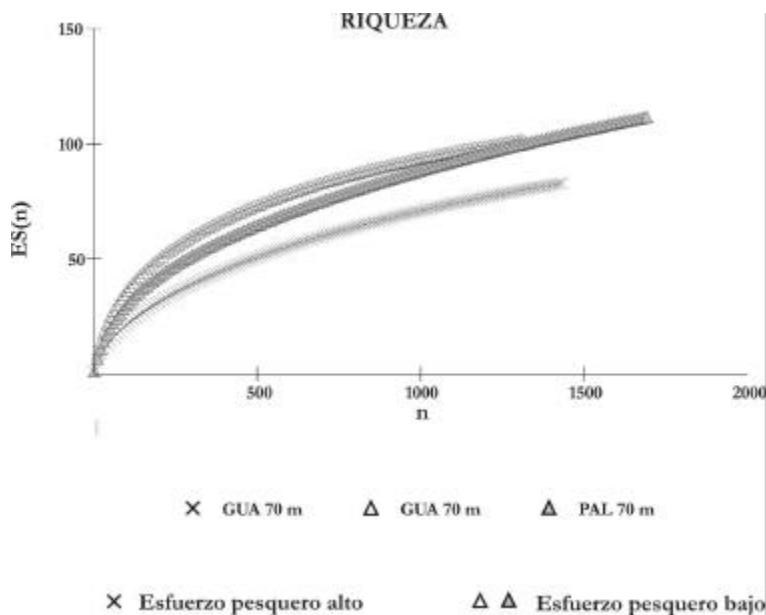


Figura 55. Efecto de los arrastres pesqueros sobre la riqueza de la epifauna en la plataforma de la Guajira (GUA) y Palomino (PAL). ES = Estimado de especies, n = número de individuos. Las estimaciones se hicieron con base en la información colectada por los proyectos MACROFAUNA II; la sectorización del esfuerzo pesquero se basó en el trabajo de Viaña *et al.* (2002).

9.6 Conclusiones y Recomendaciones

Los fondos blandos son el ecosistema marino más extenso pero el menos conocido. Existen áreas como la plataforma del Magdalena y el Golfo de Morrosquillo mejor estudiadas, y por ende de allí deriva el conocimiento actual del bentos en Colombia. Poco se conoce de las comunidades bentónicas en el Pacífico colombiano.

En el Caribe colombiano, áreas como la Bahía de Cartagena y la Ciénaga de Tesca presentan comunidades bentónicas pobremente desarrolladas, sin embargo en la plataforma de Bolívar se encontraron las comunidades mejor desarrolladas en comparación con los otros sitios del Caribe. En la plataforma del Magdalena y Guajira los valores de densidad y riqueza fueron intermedios.

A pesar de que las comunidades bentónicas son buenos indicadores de perturbaciones antrópicas y naturales, son muy pocos los estudios de monitoreo. En la plataforma del Magdalena, los cambios en la densidad y riqueza de los organismos bentónicos en el tiempo parecen estar asociados a cambios en la intensidad de las precipitaciones, sin embargo, falta más información para entender y evaluar este factor y otros físicos y biológicos que actúan sobre la estructura y función de este ecosistema.

Las comunidades bentónicas son buenos indicadores de perturbaciones antrópicas y naturales y deben ser utilizadas en programas de monitoreo, evaluación y vigilancia. El conocimiento de su ecología, factores reguladores de la misma, riqueza y variación espacial y temporal, es prioritario dada la importancia que tienen estos organismos en la cadena trófica como alimento de especies comerciales de peces e invertebrados.

Se requiere evaluar, mediante diseños de muestreo adecuados y diferentes tipos de metodologías (arrastres de fondo, dragados, video y fotografía) el impacto causado sobre las especies y las asociaciones biológicas de los fondos blandos de la plataforma por la actividad de pesca industrial, con el fin de establecer los potenciales efectos de dicha actividad sobre estos ecosistemas estratégicos.

9.7 Literatura Citada

- Alongi, D. M. 1998. Coastal Ecosystem Processes. CRC Press, Boca Raton, Florida, 419 pp.
- Ardila, N.E., A. Gracia y J.M. Díaz. 2001. Inventario, caracterización de asociaciones y zoogeografía de la malacofauna del talud superior (200-500 m) del Caribe colombiano. Memorias IX COLACMAR, San Andrés, Colombia, ISBN 958-701-079-5(65):1-4.

- Ardila, N. E., J. M. Díaz y A. Gracia. 2002. Nuevas evidencias de los esquemas de distribución geográfica de la malacofauna del talud superior (200-500 m) del Caribe colombiano. Resúmenes V Congreso Latinoamericano de Malacología, Sao Paulo, Brasil. (40): 81 p.
- Ardila, N. E., J. M. Díaz, A. Gracia, P. Rachello, P. y E. Arboleda. 2003. Avances en el conocimiento de la malacofauna marina de Colombia (1997-2002). Resúmenes XII Seminario Nacional del Mar, Santa Marta. ST- Oral 19: 131 p.
- Benavides-Serrato, M., G. H. Borrero-Pérez, O. D. Solano y G. R. Navas. 2001. Equinodermos del talud superior del Caribe colombiano. Memorias IX COLACMAR, San Andrés, Colombia, ISBN 958-701-079-5(60):1-7.
- Bermúdez, A., G. Navas, N. Cruz y N. H. Campos. 2001. Aportes al conocimiento de los crustáceos decápodos del Caribe colombiano. Memorias IX COLACMAR, San Andrés, Colombia, ISBN 958-701-079-5 (67):1-4.
- Crisp, D.J. 1984. Energy flow measurements. In: Holme NA, McIntyre AD (eds) *Methods for the study of the marine benthos*. IBP Handbook 16. Blackwell, Oxford, 284-367.
- Dayton, P. K. y R. R. Hessler. 1972. Role of biological disturbance in maintaining diversity in the deep sea. *Deep-Sea Research*, 19: 199-208.
- Garay, J., B. Marín y A. M. Vélez. 2002. Contaminación marino-costera en Colombia, pp: 101-129 En: Ospina-Salazar G.H. y Acero A. (eds). INVEMAR, Informe del estado de los ambientes marinos y costeros en Colombia: año 2001. Medellín: cuartas impresores, 178 p.
- Guzmán-Alvis A y O. D. Solano. 2002. Estado de los fondos blandos de la plataforma continental, pp: 71-75 En: Ospina-Salazar G.H. y Acero A. (eds). INVEMAR, Informe del estado de los ambientes marinos y costeros en Colombia: año 2001. Medellín: cuartas impresores, 178 p.
- INVEMAR. 2000. Caracterización de la macrofauna del Caribe colombiano. Fase 1: Epifauna de la franja superior del talud continental (150-450 m). Informe técnico final. Código 2105-13-079-97. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras INVEMAR. 22 p + 58 anexos.
- INVEMAR 2002. Caracterización y catalogación de la macrofauna marina del Caribe colombiano, Fase 2. Informe técnico final. Código 2105-09-104-01. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras INVEMAR. 14 p. + 61 anexos.
- Lalli, C. M. y T.R. Parsons. 1997. *Biological Oceanography an introduction*. Second edition. The Open University, Oxford, 314 pp.
- Longhurst A.R. y D. Pauly. 1987. *Ecology of tropical oceans*. Academic Press, San Diego, 407 p.
- Medina, J. A. 2002. Ensamblajes de peces demersales explotados por la flota industrial camaronera en la plataforma continental de la Guajira (Caribe colombiano). Tesis Biología Marina, Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. Santa Marta, D.T.C.H., 85p. Anexos A-E.
- Mejía L.S., Acero, A., Roa, A., Saavedra, L. y G.R. Navas. 2001. Ictiofauna colectada por el crucero INVEMAR-MACROFAUNA I en el Caribe colombiano. Memorias IX COLACMAR, San Andrés, Colombia, ISBN 958-701-079-5(66):1-5.
- Rex, M. A. 1981. Community structure in the deep-sea benthos. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 12: 331-353.
- Reyes, J., P. Lattig, y N. Ardila. 2001. Caracterización de la taxocenosis PORIFERA-CNIDARIA-ANNELIDA (POLYCHAETA) del talud superior del Caribe colombiano (200-500 m). Memorias IX COLACMAR, San Andrés, Colombia, ISBN 958-701-079-5(56):1-5.
- Schratzberger, M., T.A. Dinmore y S. Jennings. 2002. Impacts of trawling on the diversity, biomass and structure of meiofauna assemblages. *Mar Biol* 140: 83-93.
- Tumbiolo, M. L. y J. A. Downing. 1994. An empirical model for the prediction of secondary production in marine benthic invertebrate populations. *Mar Ecol Prog Ser* 114:165-174.

Viaña, J., A. Medina, M. Barros y L. Manjarrés. 2002. Evaluación de la ictiofauna demersal extraída por la pesquería industrial de arrastre en el área norte del Caribe colombiano (Enero 2000-Junio 2001). En: INPA-COLCIENCIAS. Informe Técnico Final Proyecto Evaluación de las pesquerías demersales del área norte del Caribe colombiano y parámetros ecológicos, biológico-pesqueros y poblacionales del recurso pargo (Código 3135-09-550-98).

10 LAGUNAS COSTERAS Y ESTUARIOS

Bienvenido Germán Marín Zambrana ¹², Dr. rer. nat

10.1 Conceptos y características

La entrada y salida del agua en sitios de la zona costera con topografía irregular, propicia inundaciones de playas, particularmente en los lugares bajos, como estuarios, bahías resguardadas y lagunas, quedando los materiales suspendidos depositados sobre ellas.

Los litorales marinos y aguas someras en los que se manifiesten los procesos señalados, incluye ambientes de disímiles características, tales como los humedales estuarinos y lagunas costeras.

Los cuerpos de agua en donde desemboca un río al mar y las mareas actúan como regulador biofísico, son denominados **estuarios**. Presentan una salinidad intermedia, ocasionando en muchos casos por la entrada de nutrientes y otros elementos aportados por los sistemas acuáticos, marinos y dulceacuícolas, una alta productividad, tanto primaria como secundaria. Suele formarse una cuenca semicerrada en contacto con el mar abierto, en la cual el agua dulce de los ríos alcanza a contener cantidades mesurables de sal marina (Álvarez, 1997).

Las **lagunas** son definidas como cuerpos permanentes de agua de baja profundidad. Las **ciénagas** por el contrario, son cuerpos de agua originados por la acción de las corrientes de los ríos, que dan lugar a la formación de cuencas mediante la deposición de sedimentos y por la acción erosiva de diferentes agentes (Álvarez, 1997).

Son característicos de los **estuarios** la variabilidad de las condiciones físicas (iluminación, temperatura, turbidez, pH, corriente), químicas (Oxígeno disuelto, minerales, residuos industriales, etc.) y biológicas (densidad de las poblaciones, presencia de plancton, y necton inconstantes, etc.), los que en su conjunto presentan cambios en cuanto a su distribución espacial y temporal (Álvarez, 1997; INVEMAR, 1996 y 1998). Los estuarios se comportan como cubetas mezcladas del agua de los ríos, sirviendo de residencia a una gran variedad de especies.

¹² INVEMAR, Coordinador Línea de investigación, Programa Calidad Ambiental Marina.; bienve@invemar.org.co

La forma y tamaño de los estuarios guarda una estrecha relación con el caudal de los ríos, de la diferencia de elevación de las mareas y de la geología de las formaciones aledañas. En el denominado estuario de cuña salina o estuario positivo, el agua más densa del mar penetra a lo largo del fondo para reemplazar el agua menos salada que se arrastra por la capa superficial. Lo expuesto significa que cuando en el estuario desemboca un río con un aporte significativo, el agua dulce tiende a formar una capa delgada que corre hacia el mar por encima del agua salada, mezclándose a medida que avanza al el mar con cierta cantidad de agua salada de las capas inferiores. Otro tipo de estuario localizado en las áreas de grandes mareas y ríos de escaso caudal, presenta una mayor homogeneidad vertical, siendo casi dulce el agua de la cabecera del estuario que aumentado su salinidad cuanto mas cerca esté de la desembocadura (INVEMAR, 2000).

Como ambiente ecológico los estuarios son complejos y variables. La alta productividad de los estuarios se debe en parte al arrastre de fangos con alto contenido de material orgánico, al material inorgánico suspendido procedente de la erosión de las riberas y al afloramiento de los fondos por la turbulencia provocada por el encuentro de las aguas, contribuyendo a su vez a la reincorporación de material orgánico del fondo, debido a organismos descompuestos y a la regeneración ocasionada por excretas de la fauna (fosfatos, urea, aminoácidos, ácido úrico, etc.).

En el caso de las lagunas toda la cubeta es potencialmente colonizable por macrófitas acuáticas arraigadas (zona litoral), sin una diferenciación entre región litoral y profunda. La dirección del agua va en un solo sentido. Las ciénagas se localizan en depresiones poco profundas y conectadas al río mediante estrechos canales meandriformes. La dirección del flujo del agua va en dos sentidos, de la ciénaga al río y de éste a la ciénaga.

Las ciénagas según la clasificación de Arias (INVEMAR, 2000), pueden dividirse en cuatro tipos: 1) simple y primaria, conectada directamente al río; 2) conjunto o racimo de ciénagas, una primaria y una o más ciénagas secundarias conectadas directa o indirectamente a ésta; 3) ciénaga primaria, conectada indirectamente al río, y 4) ciénaga aislada, sin conexión con el río y alimentada sólo de manera esporádica por desbordes del mismo.

Los estuarios y lagunas costeras brindan importantes servicios ambientales al hombre, siendo entre ellos importantes, la regulación de desequilibrios y perturbaciones (protegen la costa contra tormentas), reciclaje de nutrientes y, hábitats de refugio de diversos organismos que un número considerable reviste interés comercial, pues resultan ser fuente significativa de proteína animal. Dichos ecosistemas por su belleza paisajística y condiciones naturales, son utilizados además como centros de recreación y esparcimiento.

10.2 Principales Estuarios y Lagunas Costeras en la Región Caribe y Pacífico de Colombia.

Se han identificado los principales estuarios y lagunas costeras localizados en los litorales Caribe y Pacífico colombiano (INVEMAR, 2000) (Tabla 22).

En el Caribe continental se encuentran 4 estuarios propiamente dichos, que corresponden a las desembocaduras de los ríos Magdalena, Canal del Dique, Sinú y Atrato y 59 lagunas costeras, las cuales tienen una extensión aproximada de 155.472 ha.

Tabla 22. Estuarios y Lagunas costeras del Caribe y Pacífico colombiano

Región	Zona	Ubicación	Tipo	Localización
CARIBE	1	Golfo de Urabá	Laguna Costera	Bahía Colombia
			Estuario	Bahía Maririo
			Estuario de río	Delta del Atrato
				Delta Mulatos
				Delta San Juan
				Delta Turbo
				Delta Caimán Nuevo
				Delta Necoclí
				Delta Currulao
				Delta Chigorodó
				Delta Guadualito
				Delta León
				Delta Murindó
				Delta Jodega,
PACÍFICO	2	Golfo de Morrosquillo	Estuario	Delta del río Sinú
			Laguna Costera	Bahía de Cispatá
	3	Bahía de Cartagena	Estuario	Bahía de Cartagena
			Laguna Costera	Cholón
				Portonaito
				El Pelao
				Barú
				Vásquez
				Mohán
				Ciénaga Honda
				Ciénaga Coquitos
				Ciénaga Cocón
		Isla Barú		

Región	Zona	Ubicación	Tipo	Localización
PACIFICO	4	Parque N. Natural Corales del Rosario Bolívar	Laguna Costera	Ciénaga de Cocoliso
		Magdalena	Laguna Costera	Ciénaga de la Virgen o de Tesca
			Estuario	Delta Río Magdalena
			Laguna Costera	Ciénaga Grande de Santa Marta
			Laguna Costera	La Atascosa
	5	Isla de Salamanca	Estuario	Cuatro bocas
				Las Piedras
				Poza Verde.
				Delta Río Ranchería
				Delta Río Jerez
PACIFICO	1	Chocó Norte	Estuario	Delta Río Apartadó
	2	Chocó Sur	Estuario de río	Delta Río Catipre
	3	Chocó Sur	Estuario de río	Delta Río Baudó
		Valle del Cauca	Estuario	Delta río San Juan
	4	Cauca	Estuario de río	Bahía Málaga
				Bahía de Buenaventura
				Delta río San Juan de Micay
				Delta Guapi
PACIFICO	4	Nariño	Estuario de río	Delta Patía
			Estuario	Ensenada de Tumaco

Zona 1. En el grupo de lagunas costeras está bahía Colombia, que es un bajo inundable de marismas con vegetación hidrófila y manglares; el estuario de Bahía Maririo, con influencia de agua dulce proveniente de un brazo del río Atrato y el río Leoncito a través del caño Maririo.

Zona 2. En el Golfo de Morrosquillo se ubican el Delta del río Sinú y la Bahía de Cispatá.

Zona 3. En esta zona se encuentra localizada la Bahía de Cartagena con 82 km². de superficie, cual se comporta como un estuario debido al aporte de agua dulce del Canal del Dique; en Isla Barú se encuentran las siguientes lagunas costeras: Cholón, Portonaito, El Pelao, Barú, Vásquez, Mohán, Ciénaga Honda, Ciénaga Coquitos y Ciénaga Cocon; dentro del Parque Nacional Natural Corales del Rosario se encuentra la Ciénaga de Cocoliso. Al noreste de la Bahía de Cartagena se ubica la Ciénaga de la Virgen o de Tesca.

Zona 4. En esta zona se localiza la principal laguna costera del país, la Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM) con una extensión de 450 km². En la Isla de Salamanca se encuentra localizado el sistema de ciénagas la Atascosa, Cuatrobocas, Las Piedras y Poza Verde.

Zona 5. En la desembocadura de río Ranchería se forma un estuario en la época húmeda unos ocho meses al año. También se localizan las desembocaduras de los ríos Jerez, Ancho, Negro y Palomino (Figura 56).

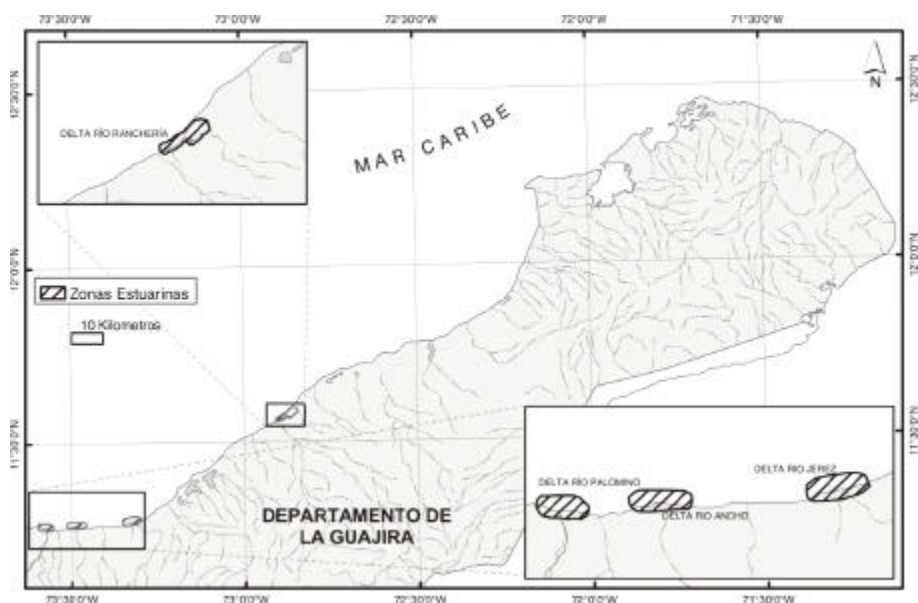


Figura 56. Principales estuarios y lagunas costeras del Departamento de la Guajira

Los principales estuarios y lagunas costeras en la región Pacífico, se localizan en las desembocaduras de los ríos, distribuidos en cuatro zonas.

Zona 1. En el delta de los ríos Jurado y Apartado, cerca de la frontera con Panamá

Zona 2. En la desembocadura de los ríos Catipre y Baudo (Ver Figura 57).

Zona 3. En el delta del río San Juan, la Bahía Málaga y Bahía de Buenaventura (Ver Figuras 57 y 62)

Zona 4. En las desembocaduras o deltas de los ríos San Juan de Micay, Guapi, Patía y Ensenada de Tumaco.



Figura 57. Principales estuarios y lagunas costeras del Departamento del Chocó.

10.3 Estado de la Calidad Ambiental de los Principales Estuarios y Lagunas Costeras Colombianas.

En el documento: “Política de Ordenamiento Integrado y Desarrollo Sostenible de las Zonas Costeras Colombianas” (Steer, 1997), se señala: la zona costera es un recurso, que le confiere un valor adicional respecto a los otros espacios terrestres siendo objeto de grandes apetencias

humanas, enormemente aceleradas en los últimos años como consecuencia del desarrollo agroindustrial, urbano, turístico, demográfico, portuario, situaciones de orden público, etc. siendo actualmente aprovechada en nuestro país de forma indiscriminada y sin una racionalidad. En tal sentido, en los ecosistemas objeto de análisis (estuarios y lagunas costeras), acontecen actividades de diversa índole que originan conflictos sociales y económicos, los cuales en la mayoría de los casos dado el insuficiente ordenamiento e indebido uso, inciden negativamente en la calidad ambiental de estos.

Se conoce que los sistemas estuarinos y lagunas costeras del país al igual que otros ecosistemas marinos, están siendo afectados en diferentes grados por el aumento constante en los niveles de contaminación de las áreas marinas y costeras colombianas, lo cual ha repercutido con mayor fuerza en la toma de conciencia pública, y en consecuencia la implementación de acciones técnicas y de otro tipo por parte de entidades estatales y privadas, con la finalidad de prevenir y controlar la contaminación de los litorales colombianos (Garay *et al.*, 1998; INVEMAR, 1996; MMA, 2000).

Los manglares y lagunas costeras, por ser los ecosistemas ubicados en las desembocaduras de los ríos, son los primeros en recibir el impacto de los contaminantes y sedimentos transportados desde los grandes centros poblacionales, industriales y agrícolas del país. Los manglares tienen una gran capacidad para retener elementos disueltos y suspendidos; sin embargo, en algunas zonas se ha rebasado esta capacidad. A esto se suma la intervención de los bosques y los recursos pesqueros en forma tal que la extensión y calidad de estos ecosistemas se ha visto altamente reducida y deteriorada.

En el Pacífico colombiano se concentra la mayor extensión de manglares del país, las cuales ocupan una franja casi continua y de ancho variable. Aunque en esta costa el impacto sobre el ecosistema ha sido de menores dimensiones, se calcula que hubo una reducción neta del 5% (casi 14.000 ha) de estos manglares entre 1969 y 1996, la mayor parte de la cual se ha dado en el Cauca, como consecuencia de la tala para construcciones, aprovechamiento de madera y desarrollo agropecuario (Vargas, 2002), además de procesos erosivos fluvio-marinos y desalinización de suelos (Garzón-Ferreira *op. cit.*). Los manglares ubicados en las bahías de Buenaventura y Tumaco también enfrentan problemáticas que los han conducido a su deterioro. En la bahía de Buenaventura, debido al alto nivel de intervención por aprovechamiento forestal, la proliferación de asentamientos humanos y la contaminación por residuos líquidos y sólidos, los árboles de mangle son muy bajos y poco desarrollados. En Nariño los manglares han recibido impactos derivados de la explotación para la obtención de taninos, la construcción de piscinas camaroneras, la substitución por cultivos agrícolas de subsistencia y la obtención de leña. Por otra parte, las autoridades locales han emprendido proyectos de recuperación, lo que sumado a la disminución del impacto por el cese del aprovechamiento y la reducción en el mercado de camaroneras ha propiciado una lenta recuperación de este ecosistema.

La eutroficación de los ecosistemas acuáticos costeros es otro problema que está afectando a las lagunas costeras cercanas a los grandes centros poblacionales y las desembocaduras de las principales arterias fluviales, tanto en el Caribe como en el Pacífico colombiano. Se ha reportado presencia elevada de nutrientes y cambios en las poblaciones de especies características en zonas como Riohacha, las ciénagas de Mallorquín, Tesca, Santa Marta, en los manglares aledaños a Turbo, San Andrés y en las aguas interiores de las bahías de Buenaventura y Tumaco.

Con mayor intensidad en el Caribe que en el Pacífico colombiano, los ecosistemas estuarinos y lagunas costeras, son afectados por las actividades desarrolladas por los asentamientos humanos, agrícolas e industriales.

Las descargas de contaminantes en las costas y que impactan los ecosistemas costeros, están relacionados con las siguientes fuentes:

- Fuentes puntuales (industrias y plantas de tratamiento de aguas servidas).
- Esguimientos urbanos no puntuales (esguimiento del agua de lluvia y descargas combinadas por derramamiento).
- Esguimientos no urbanos y no puntuales (esguimiento procedente de cultivos, pastizales y bosques).
- Fuentes caudal arriba (contaminantes que son llevados a la zona costera como parte del caudal del río).
- Regadíos que regresan al caudal (agua de regadío que regresa a un lago, curso de agua o canal).

La compleja interrelación existente entre los ecosistemas marinos, hace necesario señalar algunas de sus principales características, de manera que los argumentos que se expongan, faciliten la comprensión sobre el estado de la calidad ambiental de los estuarios y lagunas costeras de la región Caribe y Pacífico del país.

El deterioro ambiental de algunas áreas de arrecifes coralinos ha alcanzado niveles dramáticos, como sucede con las Islas del Rosario y Santa Marta, estando otras a expensas de un deterioro progresivo. Estos deterioros ambientales se encuentran pobremente cuantificados, lo cual impone la necesidad inminente de desarrollar programas de investigación al respecto.

Debido a que se han realizado pocos estudios sobre los sistemas de pastos marinos en Colombia, es difícil estimar la superficie de estos, aunque es conocido que solo en el Caribe colombiano se presentan praderas de fanerógamas marinas, estando limitada su presencia debido al aporte de agua dulce de los ríos, la turbidez de las aguas, la falta de sustratos adecuados y la alta dinámica costera (Marín, 2000).

Las praderas de pastos marinos se localizan dentro del Golfo de Urabá en la Ensenada de río Negro; en inmediaciones de Isla Fuerte y concentrados en los archipiélagos de San Bernardo, Islas de Rosario, Isla Barú y Bahía Cartagena; en la Ensenada del Rodadero existió un parche de *Thalassia* que desapareció aparentemente por el dragado y relleno de las playas con fines turísticos; parches importantes en la Bahía de Taganga y en las Bahías del Parque Tayrona (INVEMAR, 2000).

Dichas praderas son dañadas por las actividades realizadas en la costa, tales como: construcciones, dragados, turismo, como ocurre en Santa Marta y El Rodadero en donde los dragados para adecuación de playas acabaron virtualmente con el recurso o en San Andrés en donde se arrancan para dejar fondos arenosos atractivos para los turistas.

Colombia posee extensos bosques de manglares en las costas del Caribe y Pacífico, a pesar de que su cobertura arbórea ha disminuido en los últimos años. La intervención del ecosistema de manglar en el litoral Caribe ha sido intensa, particularmente en los departamentos del Magdalena, San Andrés y Providencia y Antioquia. En situación menos drástica se encuentran los manglares de la región Pacífico (INVEMAR 1996 y 2000).

Entre los principales factores que generan impactos sobre el ecosistema de manglar están: cambios en el uso de la tierra, la acuicultura, obras civiles de infraestructura que interrumpen la circulación e intercambio de agua, la tala ilegal y el relleno de terrenos, la explotación indebida del recurso, la actividad turística incontrolada y la contaminación generada por fuentes terrestres.

10.3.1 Región Caribe

De acuerdo a la zonificación expuesta, en la región del Caribe se identifican varios estuarios y lagunas costeras, de los cuales describiremos en términos generales, el estado que presenta la calidad ambiental de los más estudiados.

- **Ciénaga Grande de Santa Marta.**

La Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM) es un sistema estuarino localizado en la costa Caribe colombiana cuyo pasado histórico evidenció fuertes cambios ambientales con aumentos y disminuciones del nivel del mar, los cuales dieron origen al sistema lagunar actualmente inmerso en el delta del río Magdalena. Desde principios del siglo XX el sistema sufrió alteraciones antrópicas, entre las que pueden citarse la construcción de canales a lo largo del río Magdalena y de sus tributarios de la Sierra Nevada de Santa Marta (SNSM), la desecación de ciénagas menores y principalmente la construcción de la carretera Ciénaga-Barranquilla

(periodo 1956–1960). Adicional a estas intervenciones, durante la década de los 60 y principios de los 70, el flujo de agua del río Magdalena hacia el sistema fue interrumpido por la construcción de carreteras, diques y bordos. Éstos últimos, con propósitos de prevenir inundaciones en las zonas agrícolas y ganaderas y para desviar aguas del río con fines de irrigación. (Figura 58).

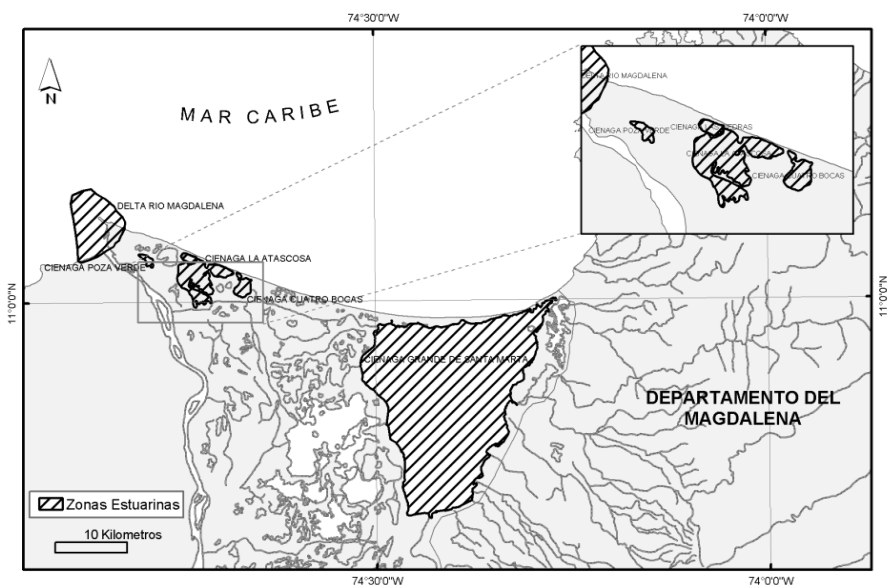


Figura 58. Principales estuarios y lagunas costeras del Departamento del Magdalena

La suma de todo lo anterior trajo como consecuencias impactos negativos en las condiciones ambientales del sistema (p.e. incremento de la salinidad en los suelos de manglar y cuerpos de aguas internos) y derivado de ello en los recursos como bosques de manglar (pérdida de aproximadamente 285,7 km² de bosque a 1995) y la pesca (pérdida de biodiversidad y mortandades masivas de peces). Los efectos sobre los recursos del sistema, han sido igualmente acelerados por una creciente población humana que ha hecho uso indiscriminado de los mismos sin medidas eficaces de regulación y sin vigilancia alguna.

A grandes rasgos se pueden visualizar tres estratos resultantes, más o menos definidos, a) el estuario, la CGSM, medio de aguas salobres, sometida a cambios estacionales de salinidad, hábitat de las especies recurso tradicionales eurihalinas; b) el plano de inundación, en el área influida por la entrada de agua por los caños, ciénaga la Redonda y Salamanca Occidental; áreas al sur-occidente, como el Santuario de Flora Fauna, sometidas al régimen fluvial de inundación

y sequía, con especies de peces dulceacuícolas migratorias y residentes, aunque estenohalinas; y c) un ecotono entre los anteriores, el complejo de Pajarales, que temporalmente se asimila a los otros dos estratos en la salinidad de sus aguas y la presencia de especies dulceacuícolas y/o estuarinas (esteno- y eurihalinas, respectivamente) (INVEMAR, 1999-2002).

El régimen hidrológico ha tenido y continúa teniendo un rol importante en el funcionamiento del sistema lagunar. En tal sentido cabe destacar los siguientes aspectos:

- Las principales fuentes de agua dulce del sistema son los tres ríos de la Sierra Nevada (Fundación, Sevilla y Aracataca) y el río Magdalena a través de los caños que lo conectan con el sistema CGSM-CP. Todas estas fuentes han sufrido cambios importantes en las últimas décadas. En la actualidad la inoperancia de dichos caños, como consecuencia de la falta de un oportuno proceso de remoción de sedimentos, han provocado la disminución de los caudales del río Magdalena hacia el interior del mencionado sistema. Algo similar ha ocurrido con los ríos provenientes de Sierra Nevada, en el que el incremento de la demanda de agua en la zona agrícola de la ecorregión y la sedimentación de sus desembocaduras, también han afectado el régimen hidrológico del sistema, con impactos negativos en los recursos naturales.
- El sistema lagunar ha sufrido un desbalance hídrico que lo ha llevado a: (a) incremento en la salinidad de las aguas y suelos como un indicador de cambio en el sistema; (b) poca circulación de las masas de aguas; (c) disminución de la profundidad del agua; y (d) incremento de la temperatura de las aguas. Por lo tanto, todo lo anterior ha llevado al sistema lagunar a un proceso de poca evolución en su recuperación ambiental.

▪ **Bahía de Cartagena**

La Bahía de Cartagena está localizada en la parte central del Caribe colombiano, departamento de Bolívar (Figura 59). Se considera por definición geológica una Bahía, sin embargo, tiene una significativa fuente de aguas fluviales provenientes del Canal del Dique que aporta aguas del río Magdalena, por lo que califica como estuario.

La bahía de Cartagena, la ciénaga de Tesca y los Caños, Lagos y Lagunas internas de Cartagena, representan los ecosistemas acuáticos más importantes del Distrito de Cartagena, por los usos socioeconómicos que actualmente sustentan, además de su importancia ecológica. El diagnóstico y las salidas del modelo de ecosistema desarrollado por el CIOH (1997), indican un estado de máximo deterioro de las aguas de la Bahía, la Ciénaga y los Caños, debido a la anoxia predominante en la mayor parte del fondo, especialmente en zonas de influencia de descargas de aguas servidas urbanas, industriales, dulceacuícolas, descargas oleosas, lixiviados, etc. Ha habido incremento paulatino de los episodios de eutrofización debido al exceso de nutrientes de

origen antrópico; presencia de tóxicos como algunos metales pesados, hidrocarburos y plaguicidas, tanto en aguas como en los sedimentos y, en muchos casos en organismos de importancia comercial (Garay, 1993).

El Canal del Dique, convertido en un componente del sistema fluvial del río Magdalena, generó los más grandes cambios morfológicos en el recinto de la bahía al introducir elementos sedimentológicos adicionales que muy rápidamente debilitaron la vida coralina en el interior del sistema. La sobrecarga de partículas en suspensión, producto del arrastre fluvial, ocasionó la muerte de las formaciones coralinas del interior de la Bahía; el influjo de aguas de origen continental, un elemento nuevo dentro del contexto, condicionó el comportamiento de la bahía como un estuario típico en donde dominan condiciones de agua de mezcla. La presencia del manglar y los amplios rangos de variación de sus características ambientales, son testimonios concretos del hecho (Garay, 1988).

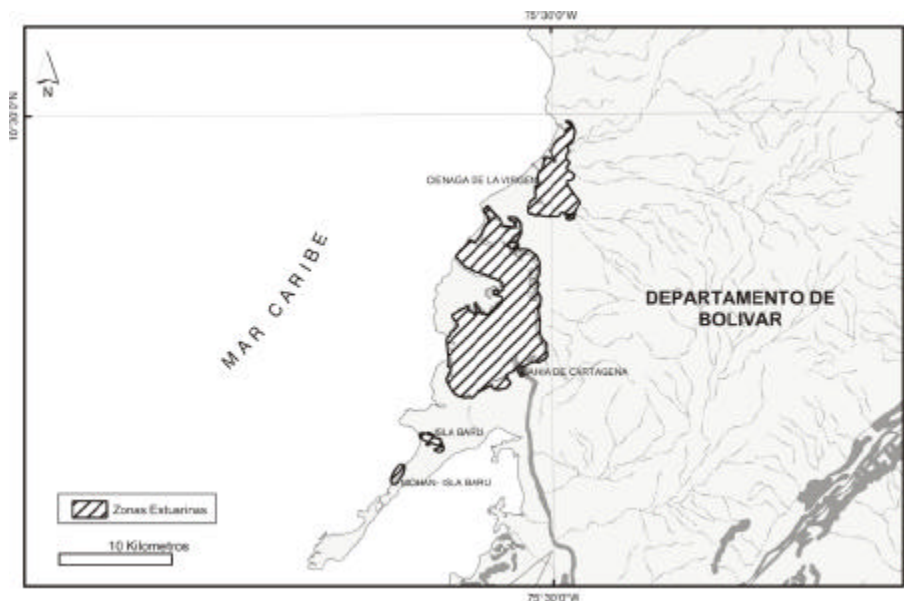


Figura 59. Principales estuarios y lagunas costeras del Departamento de Bolívar.

Las principales fuentes de contaminación directas que afectan la Bahía de Cartagena son:

- Descargas industriales.
- Aguas servidas urbanas.

- Canal del Dique.
- Vertimientos de buques
- Lixiviados de basuras
- Desechos sólidos.

El Canal del Dique ha cambiado profundamente todo el sistema acuático de la Bahía de Cartagena transformándola de una Bahía de arrecifes coralinos con aguas de mar claras, a un estuario con grandes aportes de agua dulce y de materiales en suspensión que alteran estacionalmente la salinidad, la oxigenación y numerosos parámetros físicos y biológicos de la bahía (Garay, 1993). Entre otros efectos, el aumento de la turbidez y la caída de la salinidad han producido la muerte de los arrecifes coralinos, la reducción en la productividad primaria de la Bahía y una sensible disminución de zonas que podrían ser usadas para recreación y baño.

La información histórica consultada, y las evaluaciones realizadas sobre las condiciones ambientales del ecosistema, indican un estado de máximo deterioro de las aguas de la Bahía, debido a la anoxia predominante en la mayor parte del fondo del ecosistema, incremento paulatino de los episodios de eutrofización debido al exceso de nutrientes de origen antrópico, presencia de tóxicos como algunos metales pesados, hidrocarburos y plaguicidas, tanto en aguas como en los sedimentos, y, en muchos casos en organismos de importancia comercial de consumo por la comunidad, tales como algunas especies de peces y bivalvos (Garay, 1988).

Se identifican como sectores críticos en la Bahía, desde el punto de vista de los niveles de contaminación encontrados tanto en organismos, como en sedimentos y aguas; los correspondientes a zonas de influencia de los focos principales de los agentes tensores de la Bahía: los emisarios de aguas negras de la ciudad (incluido el emisario submarino), el Canal del Dique, y los efluentes de la zona industrial de Mamonal. Igualmente en estos sectores se ha constatado que las comunidades bióticas están empobrecidas al presentar relativamente valores menores de abundancia, riqueza específica o diversidad respecto a otros sectores comparables de la Bahía (Garay, 1993).

Se conoce que ha habido pérdida de biodiversidad en algunos sectores de la Bahía, por desaparición de hábitats, fundamentalmente lo relativo a la reducción de extensión de los manglares y fanerógamas marinas, o por alteración extrema de las condiciones ambientales en algún momento, en el caso de las contingencias por agentes tóxicos. Igualmente, se infiere que la pérdida causada por la desaparición de los arrecifes coralinos, sabida la cantidad de especies animales y vegetales que viven asociadas a ellos, es irreparable (Garay, 1993).

▪ **Golfo de Morrosquillo.**

La llanura del Golfo de Morrosquillo se extiende desde los límites con el departamento de Córdoba hasta las ciénagas cercanas al Canal del Dique (Figura 60) (INVEMAR 1996; Barreto, 1998).

En esta zona existen importantes asentamientos humanos como las poblaciones de San Antero, Coveñas y Tolú, que son los asentamientos humanos más representativos del Golfo, con aproximadamente 25000 habitantes, más al norte se encuentra el caserío de Berrugas con 5000 habitantes. En el extremo norte del golfo se encuentra el archipiélago Islas de San Bernardo, compuesto por un conjunto de islas de las cuales las mas importantes son Cabruna, Palma, Mangle, Tintipan, El Islote, Mucura, Maravilla y Ceycén. El Golfo termina en el costado norte con la punta de San Bernardo, separado por un estrecho canal de la isla del Boquerón.

En la zona costera desemboca uno de los principales ríos del Caribe, el río Sinú, otras vertientes mayores son los ríos Cascajo y Pechelín, dentro de las vertientes menores se encuentran los arroyos Pita, Caña Brava, Carbonero y Villeros.

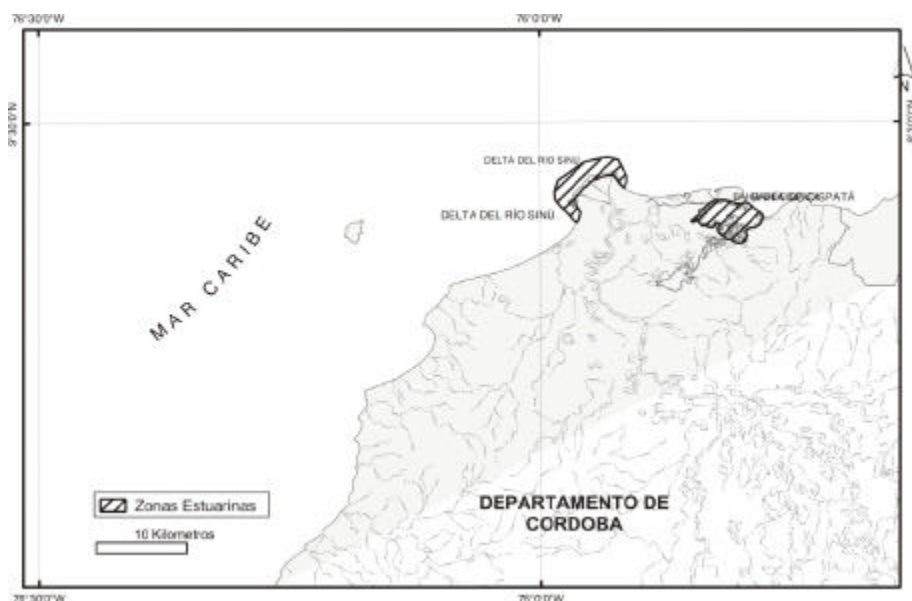


Figura 60. Principales estuarinas y lagunas costeras del Departamento de Córdoba

La problemática de la contaminación en las zonas costeras del Departamento de Córdoba se fundamenta en una contaminación agroindustrial causada por los vertimientos de residuos líquidos y sólidos, localizada en el área de Montelibano, cuenca del Río San Jorge por la

explotación de ferroniquel, una cantera localizada en la Ciénaga de Oro, yacimientos de carbón en Puerto Libertador y explotaciones auríferas en el alto y medio San Jorge. Con respecto a los agroquímicos el uso de pesticidas y fertilizantes con mayor intensidad, se hace en los Distritos de Riego localizados en el medio y bajo Sinú, los cuales vierten sus aguas directamente al Río Sinú sin ningún tipo de tratamiento, de acá al Golfo (INVEMAR, 1996).

Los vertimientos líquidos de industrias alimenticias, frigoríficos y mataderos, localizados en su totalidad en las cabeceras municipales y la contaminación doméstica, causada por aguas servidas, tensoactivos y detergentes, provenientes de los vertimientos de aguas residuales sin ningún tipo de tratamiento y disposición inadecuada de los desechos, son descargados igualmente al Golfo de Morrosquillo.

En la zona costera se presenta una gran actividad turística, que ha incrementado los establecimientos y complejos turísticos, produciendo contaminación por residuos domésticos, basuras y combustibles de las embarcaciones y yates de turismo. Los municipios de la zona costera carecen de alcantarillado y en los pocos municipios que existe es deficiente y en la mayoría de las casas el tratamiento de aguas domésticas se realiza por medio de pozos sépticos o letrinas.

Las condiciones ambientales en el Golfo de Morrosquillo y los recursos naturales que lo conforman, se están degradando a ritmo acelerado como consecuencia de la contaminación, multiplicidad de vertederos, tala de manglar y explotación excesiva de los recursos vegetales y pesqueros. Lo expuesto se evidencia en la situación que presenta la ciénaga de Caimanera, importante ecosistema por su productividad biológica y por ser hábitat de numerosas especies amenazadas, el cual ha afectado entre otros recursos, las áreas de manglar (Castaño, 2001).

▪ **Golfo de Urabá.**

El golfo de Urabá por su ubicación tiene importancia económica y ecológica para la región y en general para el país, pues es utilizado como vía para la exportación e importación de productos, y posee una gran riqueza de ecosistemas frágiles, que requieren de protección y conservación (Figura 61). Existen zonas recreativas y áreas pesqueras que de una u otra forma se benefician de las características de la región.

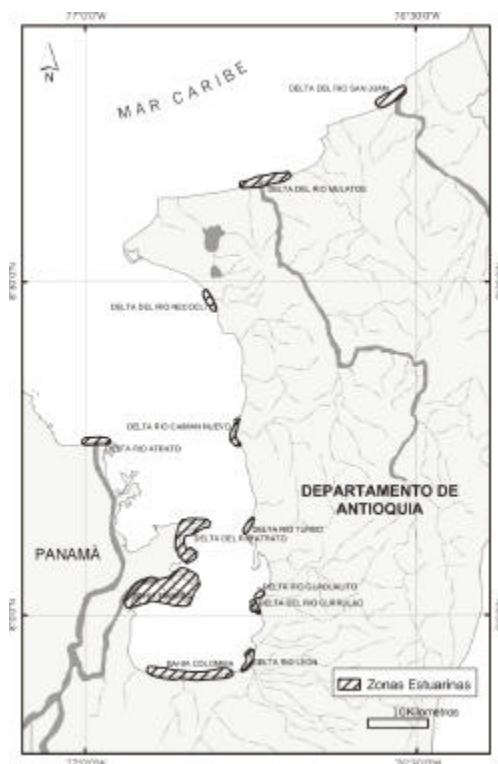


Figura 61. Principales estuarios y lagunas costeras del Departamento de Antioquia.

En el golfo se vierten gran cantidad de contaminantes, tales como aguas residuales domésticas e industriales, afluentes fluviales contaminados y/o actividades costeras puntuales (transporte marítimo y actividades portuarias). Los contaminantes son descargados al medio sin tratamiento, afectando la calidad de los ecosistemas con los que interactúa (INVEMAR, 1996; CORPOURABA, 2000).

Atendiendo a las características de la región y por el tipo de actividad económica que se realiza (fincas bananeras), se presume que a través de los sistemas acuáticos están siendo tributados al Golfo una elevada contaminación de tóxicos químicos, los que unidos a las descargas de efluentes domésticos, trae como resultado el deterioro de los ecosistemas marinos.

La zona en la que se encuentra enclavada el Golfo de Urabá, está influenciada por diferentes procesos como son la erosión y la sedimentación, como consecuencia del arrastre de materiales

que llevan los ríos que desembocan en allí y la deposición de estos materiales debido a las corrientes y el efecto de los vientos en la región.

La mayoría de los ríos atraviesan las áreas agrícolas del eje bananero, acompañados en su paso de los agroquímicos utilizados en el proceso de producción, y finalmente depositados al mezclarse con los sedimentos y aguas en la zona costera.

10.3.2 Región Pacífico

Las principales causas de erosión de la costa Pacífica, están dadas por:

- Subsistencia diferencial de la zona costera, producida por sismos de gran magnitud y por compactación deltáica.
- Probables ascensos del nivel del mar, temporales asociados cambios globales y al fenómeno de El Niño.

En la región Pacífico se distinguen numerosos sistemas estuarinos, de los que se expondrán brevemente las características ambientales sobre salientes de algunos de ellos.

▪ Bahía de Buenaventura.

La bahía de Buenaventura tiene un área aproximada de 16 Km.² y una profundidad promedio de 2 a 10 metros (Figura 62). Dicha Bahía es considerada como un estuario y en ella desembocan varios ríos: El Dagua, Caimán, Limones, Anchicayá y Raposo, además se localizan varios esteros, afluentes y quebradas (EAFIT, 1995).

La bahía se encuentra bordeada en toda su extensión por bosques de manglar. En ella convergen varias actividades, debido a que es una región portuaria y constituye un componente importante de la economía de la región. Se destacan las actividades propiamente portuarias y empresas pesqueras.

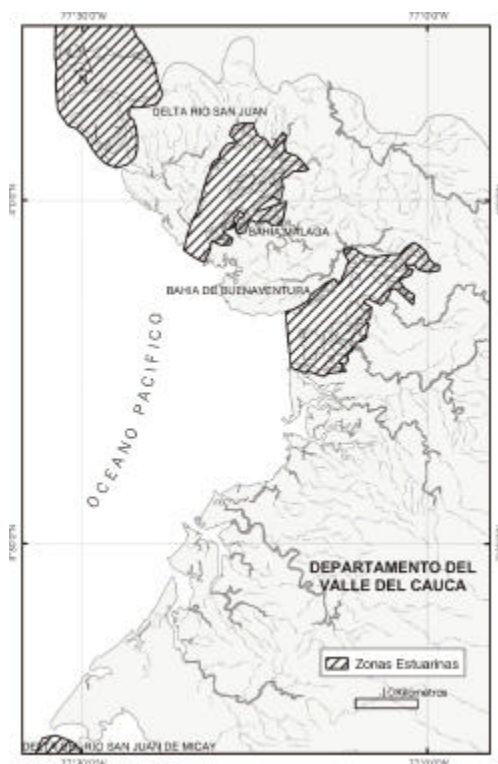


Figura 62. Principales estuarios y lagunas costeras del Departamento del Valle del Cauca.

Además de las actividades portuarias existen empresas pesqueras, madereras, astilleros y almacenamiento de combustibles, los que generan de acuerdo a sus características diferentes tipos de desechos los que contribuyen en conjunto, a las alteraciones que pueda presentar la Bahía, repercutiendo en los organismos que interaccionan con el sistema.

Se estima que los manglares de la Bahía están siendo afectados por factores medioambientales, tales como la humedad, la salinidad, el tipo de sustrato, la energía del oleaje y la vegetación que les sirve de alimento.

Los usos humanos indiscriminados del manglar han conducido a procesos de deterioro que se evidencian en la pérdida de la biodiversidad. El establecimiento y crecimiento de centros urbanos costeros (Buenaventura y Tumaco) ha deteriorado el entorno de los manglares. La deposición de sedimentos degrada la vegetación por el taponamiento de sus raíces y puede impedir los flujos de agua dulce. Muchas áreas de este ecosistema han sido utilizadas como

basureros, y sitios de descarga de desechos industriales y derrames de hidrocarburos (Garay, 2001).

▪ **Ensenada de Tumaco.**

La Ensenada de Tumaco, se encuentra localizada al sur del departamento de Nariño (Figura 63).

La zona costera del municipio de Tumaco se caracteriza por la alta dinámica de sus procesos naturales. El área de su litoral está limitada por la configuración de su entorno físico: cobertura de manglar, la influencia marina sobre esteros y ríos, así como también zonas intermareales (CCCP, 2000).



Figura 63. Principales estuarios y lagunas costeras del Departamento del Nariño.

La precipitación en la zona costera de la región, los aportes sedimentológicos fluviales continentales, la dinámica marina y la constitución geológica del suelo producen, una constante variación morfodinámica del litoral conformando áreas inestables, dada la ocurrencia de procesos costeros tales como erosión, deslizamientos, inundación y licuefacción (CCCP, 1997).

En Tumaco confluyen diversas variables estando entre las principales, la gran biodiversidad y características físicas terrestres, marítimas y meteorológicas, con una incidencia notable de los aspectos socioeconómicos, en los que las amenazas y riesgos tanto naturales como antropogénicos ejercen una marcada influencia en el contexto general del desarrollo de la zona (CCCP, 1997).

En el caso del Departamento de Nariño, la Ensenada de Tumaco esta siendo afectada por diversos contaminantes generados por fuentes localizadas en la zona costera, los cuales tributan materia orgánica y residuos sólidos e hidrocarburos del petróleo, entre otros. La explotación de oro de aluvión en los ríos Mira, Patia, Tapaje, Telembi, Magui e Iscunade, contribuye al deterioro de la calidad ambiental de la costa Nariñense (INVEMAR, 2002).

Las especies vegetales que hacen parte del manglar, se han utilizado para satisfacer diferentes necesidades que las comunidades deben suplir en su cotidianidad, pero que en la mayoría de los casos originan problemas, por las prácticas utilizadas en el aprovechamiento. Los usos más importantes que se le da a la madera del mangle en la costa Pacífica son entre otros: construcción, pilotes, leña, carbón vegetal, postes para cercas, madera para pulpa. En forma general las especies vegetales asociadas al manglar se utilizan para la obtención de madera para leña, varas y la corteza en tiras para amarrar los diferentes aditamentos utilizados en las faenas diarias de pesca y para asegurar los canastos en el transporte de estos (INVEMAR, 2002).

La desembocadura del río Guapi, como todos los estuarios, se caracteriza por estar fuertemente influenciada por la acción de las mareas (Figura 64). Existen en la zona especies marinas de interés comercial que penetran en el río y sus bocanas. El sustrato de la ribera es estable, predominan el mangle negro (*Avicennia germinans*), salvo en las bocanas donde alterna con el mangle rojo (CCCP, 1992).

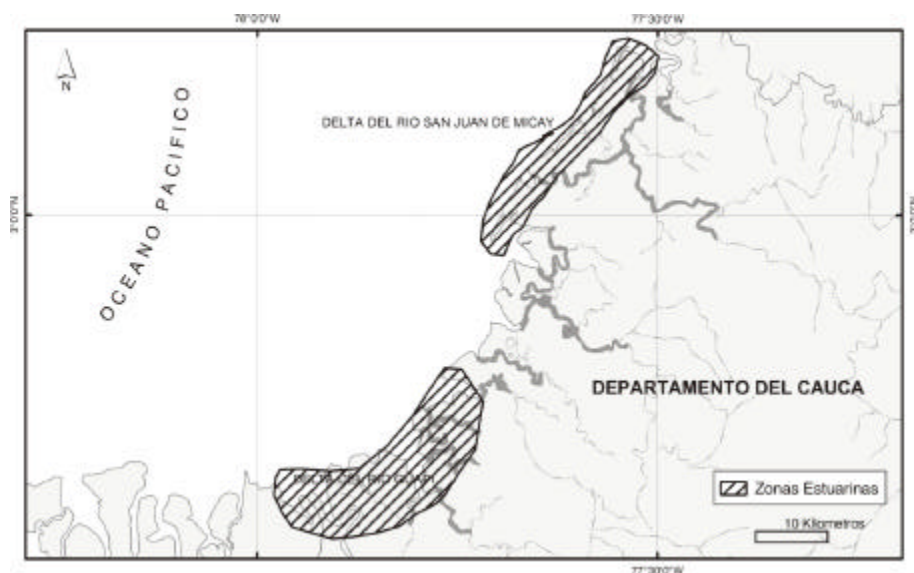


Figura 64. Principales estuarios y lagunas costeras del Departamento del Cauca.

10.4 Tensores e Impactos

Los ríos arrastran consigo considerables cantidades de material provenientes de sus vertientes los cuales transportan al mar, trayendo esto como consecuencia que en las cercanías de las costas, las aguas marinas contengan un alto porcentaje de materiales no sedimentados, en suspensión (Lasserre, 1982)

La sedimentación y la variación del nivel de la marisma, condiciona los cambios que van determinando la característica de la zona costera en cuestión, y de igual forma de las plantas y de los animales de esa zona. En la medida que el agua de mar se evapora, si no existe un aporte de aguas dulces que lo equilibre, el suelo tiende a salinizarse con consecuencias negativas para el ecosistema. El flujo y reflujo alterna la inundación y desagüe de la marisma, lo que permite airear las capas fangosas de la marisma y posibilitar el intercambio de nutrientes y detritos (Álvarez, 1997).

El cambio climático global ha afectado también la situación local debido a la influencia de los eventos el Niño y la Niña, provocando el primero sequías prolongadas y el segundo lluvias intensas e inundaciones. Tales fenómenos climáticos han incidido en el comportamiento del

régimen hidrológico. Los cambios observados derivados del monitoreo realizado en estos años, ponen de manifiesto que éstos no se reducen simplemente a dos escenarios de condiciones opuestas, caños cerrados (antes de las obras) y caños abiertos (después de las obras). Estas condiciones fueron moduladas por el cambio climático, de modo que puede hablarse de varios escenarios entre 1998 y 2002: luego de las obras, el sistema pasó a condiciones de baja salinidad (1999-2000) a alta salinidad (2001-2002). La falta de mantenimiento de los caños no permitió que las obras hidráulicas con que cuenta el sistema, lograran mitigar el efecto del clima sobre el sistema lagunar en periodos que resultaron críticos.

La sedimentación junto a los altos valores de salinidad de las aguas y suelos del sistema lagunar, condicionan en alto grado la rehabilitación del sistema, estando ambos estrechamente relacionados con el régimen hidrológico. Se está produciendo de forma creciente la sedimentación de las ciénagas. La profundidad de la columna de agua cada vez es menor, el calentamiento del agua es mayor, disminuyendo por tanto la capacidad de retener el oxígeno con afectación para los recursos pesqueros, aumentando la frecuencia de los eventos de mortandades de peces por anoxia. Se necesita recuperar las profundidades que el sistema requiere para que la dinámica de sus aguas, permita la recuperación de los recursos naturales, es decir la recuperación de las condiciones ambientales de la CGSM, lo cual no se logrará, si no se adoptan medidas para reducir el ingreso de sedimentos al sistema lagunar a través de las vías acuáticas que alimentan sus aguas.

Los diferentes procesos que acontecen en la ecorregión CGSM, influenciados por eventos naturales y actividades antrópicas, han repercutido en la calidad ambiental de dicha ecorregión, en consecuencia, la calidad química y sanitaria de las aguas del sistema lagunar, ha sido reflejo del comportamiento del régimen hidrológico, antes y después de la apertura de los caños. Las magnitudes de las variables fisicoquímicas y los niveles de concentración de los contaminantes sanitarios y químicos, tanto los indicadores de contaminación fecal, como los tóxicos químicos, entre ellos los plaguicidas organoclorados y metales pesados, a partir de la entrada en funcionamiento de los canales de comunicación del río Magdalena con el complejo lagunar, han mostrado una marcada variación espacial y temporal, con valores promedios menores a los existentes antes de la puesta en operación de los mencionados caños, sin manifiesta repercusión en los recursos naturales, a excepción del aporte de sedimentos e incremento de la salinidad en aguas y suelos, como resultado del irregular funcionamiento de los caños, lo cual ha contribuido al deterioro de la calidad ambiental de la ecorregión. Existe un aporte de coliformes fecales con impactos localizados cerca de los asentamientos palafíticos, pero con poca distribución y repercusión a nivel de todo el complejo

La mortalidad masiva de los bosques de manglar ocurrida en la CGSM por efecto de la interrupción de los flujos hídricos e incremento en la salinidad alcanzó su mayor extensión (285 Km²) en el año 1995, sin embargo a partir de la reapertura de los caños que aportan agua dulce del río Magdalena se registraron cambios en la cobertura de esta vegetación. Así la recuperación de la vegetación ha estado estrechamente relacionada al restablecimiento de los flujos hídricos

por la reapertura de los caños (entre los años 1996 y 1998) y a las altas precipitaciones registradas durante 1999, que causaron una reducción significativa en la salinidad de aguas y suelos del sistema. Con base en las estimaciones realizadas a partir de imágenes satelitales, se proyecta que de mantenerse condiciones hidrológicas adecuadas y óptimos niveles de salinidad, las áreas de manglar se incrementarían a 370 Km² para el año 2010.

10.5 Consideraciones Generales

En general, las zonas costeras mayormente impactadas en Colombia corresponden a los cuerpos de agua de Cartagena en el Caribe, y a la bahía de Buenaventura en el Pacífico. En estas áreas, la contaminación microbiológica es alta, como consecuencia de las descargas de aguas negras a través del alcantarillado sanitario, los emisarios de emergencia y los que se hacen en forma directa sin ningún tratamiento. La conjugación de las descargas y el régimen de circulación de corrientes, favorecen la permanencia de Coliformes en niveles no permisibles en algunos sectores del Caribe y Pacífico colombiano. De igual forma, las descargas han llevado a los cuerpos de agua adyacentes a la eutrofización, la sedimentación acelerada y el deterioro ambiental generalizado.

Aunque los efectos que ejercen estas cargas de contaminantes sobre los organismos y poblaciones marinas se conocen poco, a nivel ecosistémico es notoria la disminución de la calidad en arrecifes, praderas marinas, manglares y playas, ocasionada tanto por fenómenos naturales como por impactos de las actividades y poblaciones humanas. Se evidencia la necesidad de profundizar en el conocimiento de la problemática ambiental del Golfo de Urabá, que permita disponer de argumentos para el control y vigilancia de la calidad ambiental de sus ecosistemas marinos.

Resulta importante profundizar en el conocimiento sobre el estado y características de ecosistemas tan importantes como son los estuarios y lagunas costeras, y parejo a ello formular e implementar estrategias para su protección y conservación. Deben organizarse redes que permitan el uso y manejo de la información ambiental que se tiene sobre la calidad ambiental de los ecosistemas marinos y costeros colombianos, para el manejo, supervisión y atención a los problemas sociales, económicos y culturales derivados del deterioro y desatención de los ecosistemas costeros y de los recursos naturales que les están asociados. Es preciso el diseño e implementación de planes de prevención que coadyuven a la protección y conservación de los ecosistemas marinos colombianos.

10.6 Literatura Citada

- Álvarez, F. 1997. Introducción a la ecología del Mar. Editorial Mejoras. Ltda. Apartado No. 1340. Barranquilla.
- Barreto, M., Becerra, R., Benavides J., Cardoso E., Hernández H., Marín, L., Posada, B., Salvatierra, C., Sierra, P., & Villa A. Diagnostico ambiental del Golfo de Morrosquillo. Una aplicación de sensores remotos y SIG como contribución al manejo integrado de zonas costeras. Curso AGS-6 (1998-1999).
- Castaño, M. C. 2001. Influencia de las descargas sobre variables fisicoquímicas y propuesta de su manejo y control en aguas superficiales del Golfo de Morrosquillo. Caribe colombiano. Tesis de Grado. Invemar. Documento en preparación.
- CCCP, 1992. Estudio de la influencia de la marea en el río Guapi. Boletín Científico. No. 3. Situación de riesgo en la Ensenada de Tumaco.
- CCCP, 2000. Anuario Científico. 1984-2000. Ministerio de Defensa Nacional. Dirección General Marítima.
- CORPOURABA, 2000. Diagnostico de la contaminación continental y su influencia en el Golfo de Urabá. Informe.
- EAFIT, 1995. Estudio del Delta del río San Juan Bahías de Málaga y Buenaventura y Pacifico colombiano. Tomo I. COLCIENCIAS.
- Garay, J. A.; L. A. Castro; C. Ospina. 1988. Vigilancia de la contaminación por hidrocarburos derivados del petróleo en el litoral Caribe colombiano- Bahía Cispata hasta Castilletes. Memorias VI Seminario Nacional de Ciencias y Tecnologías del Mar., Bogotá, Col. 275-281
- INVEMAR, 1996. Memorias Primer Taller. Programa de Monitoreo de la Contaminación en la Costa Caribe y Océano Pacifico de Colombia. Santa Marta 26-28 de Agosto 1996.
- INVEMAR, 1998. Informe proyecto B-PIN. Diagnostico y evaluación de la calidad química y sanitaria de las aguas marinas del Caribe y Pacifico.
- INVEMAR, 1999-2002. Informes Técnicos Finales. Monitoreo de las condiciones ambientales y los cambios estructurales y funcionales de las comunidades vegetales y de los recursos pesqueros durante la rehabilitación de la Ciénaga Grande de Santa Marta. INVEMAR-MMA-BID-CORPAMAG.
- Lasserre P. & Postma Hank. Oceanologica Acta. Vol. Special Supplement Au VOL.4 . DECEMBER 1982
- Steer, R, 1997. Política Nacional de Ordenamiento Integrado y Desarrollo Sostenible de las Zonas Costeras.

CAPITULO III

DIVERSIDAD DE ESPECIES

11 DIVERSIDAD DE ESPECIES MARINAS EN COLOMBIA

Nadia Santodomingo¹³ y Mario Rueda¹⁴

11.1 Diagnóstico de Especies Amenazadas

Durante las últimas décadas se ha observado la drástica disminución de muchas de las especies silvestres de nuestro país, al punto que algunas de ellas se encuentran a punto de desaparecer hoy en día. En consecuencia con esta problemática y con el fin de brindar información básica para la conservación y manejo sostenible, el Ministerio del Medio Ambiente inició desde 1996 la producción de los “Libros Rojos de Especies Amenazadas de Colombia”. Desde entonces, investigadores expertos de los diferentes Insitutos de investigación acogieron esta iniciativa con éxito y en el año 2002 se publicaron los primeros siete libros rojos, de los cuales cuatro incluyen especies marinas y costeras: los libros rojos de Invertebrados (Ardila *et al.*, 2002) y Peces Marinos (Mejía y Acero, 2002), editados por el Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras INVEMAR con apoyo del Instituto de Ciencias Naturales (ICN), el de Tortugas (Castaño-Mora, 2002) y el de Aves (Renjifo *et al.*, 2002) realizados por el ICN y el Instituto Humboldt, respectivamente.

Para cada una de las 96 especies listadas, se elaboraron fichas donde se explican las características más importantes de la especie, su distribución, posibles medidas de conservación, y se identificó su grado de amenaza según las categorías diseñadas por la UICN para tal fin. A continuación se definen las categorías y se presentan las especies marinas y costeras que fueron incluidas en cada una de ellas (ver Tablas 23 y 24):

Extinto (EX): cuando no hay duda alguna de que el último individuo del taxón ha muerto. De las especies marinas registradas en Colombia, no se ha identificado ninguna como extinta.

¹³ INVEMAR, Investigador Programa Biodiversidad y Ecosistemas marinos BEM.

¹⁴ INVEMAR, Investigador, Programa Valoración y Aprovechamiento de Recursos Marinos y Costeros- INVEMAR

Extinto en estado silvestre (EW): cuando sólo sobrevive en cultivo, en cautiverio o como población naturalizada fuera de su distribución original. En este grupo tampoco se ubicó a ninguna de las especies.

En Peligro Crítico (CR): cuando enfrenta un riesgo extremadamente alto de extinción en estado silvestre en el futuro inmediato. En esta categoría se catalogaron nueve especies: el coral cuernos de ciervo, los peces peine, sierra y mero guasa, las tortugas gogo, carey y canal, y de las aves, figuran el colibrí cienaguero y el verderón de San Andrés. En el caso del coral, el calentamiento global y la incidencia de la enfermedad de la banda blanca han sido las causas de las mortandades masivas en todo el Caribe. Por otro lado, los peces y las tortugas incluidas en esta categoría, han sido sobreexplotados con fines artesanales o por la calidad de su carne; la fragmentación y destrucción de los manglares, hábitat del colibrí cienaguero y el verderón de San Andrés, parece ser el principal problema que enfrentan las poblaciones remanentes de estas aves.

En Peligro (EN): cuando no estando “en peligro crítico” enfrenta un alto riesgo de extinción o deterioro poblacional en estado silvestre en el futuro cercano. 12 especies marinas se incluyeron en esta categoría: El coral cuernos alce, seis peces comercialmente explotados (sábalo, chivo cabezón, lebranche, pargo pluma, cherna y pejeperco), las tortugas caguama, verde, prieta y la tortuga de río, y la gaviota rabihorcada. Es importante mencionar, que el chivo cabezón y la tortuga de río son especies endémicas de Colombia, haciendo urgente la toma de medidas que minimicen los riesgos que enfrentan.

Vulnerable (VU): cuando la mejor evidencia disponible indica que enfrenta un moderado riesgo de extinción o deterioro poblacional a mediano plazo. De las 51 especies incluidas en esta categoría, cinco son corales, 14 moluscos, siete crustáceos, 19 peces, la tortuga swanka y cinco aves. Los moluscos han sido tradicionalmente apreciados por la belleza de sus conchas y la calidad de su carne, especialmente el caracol pala que también se encuentra protegido en el apéndice II de CITES. Así mismo, los crustáceos y peces incluidos aquí son comercialmente explotados y cabe resaltar que cuatro de las especies de peces son endémicas de Colombia. Aunque el alcatraz de nazca y los flamencos están protegidos en los parques nacionales de Malpelo y Flamencos, respectivamente, resultaron vulnerables debido a que sus poblaciones son pequeñas y con un hábitat bastante restringido, y en el caso particular de los flamencos, porque son perseguidos por comerciantes de fauna silvestre.

Casi Amenazado (NT): cuando ha sido evaluado según los criterios y no los satisface para las categorías CR, EN o VU, pero está cercano a calificar como VU en un futuro cercano. En este grupo se ubicaron al pargo cebao y al pájaro carpintero de Guayaquil.

Preocupación menor (LC): cuando habiendo sido evaluado, no cumple ninguno de los criterios que definen las categorías anteriores. Equivale a fuera de peligro. A pesar de que las corales *Agaricia tenuifolia* y *Porites porites*, han sufrido un deterioro continuo durante los últimos

años, sus grandes coberturas y su amplio rango de distribución han favorecido a que estas especies no se encuentren aún incluidas en ninguna de las categorías de amenaza.

Datos insuficientes (DD): cuando la información disponible es inadecuada para hacer una evaluación, directa o indirecta, de su riesgo de extinción con base en la distribución y/o el estado de la población. Durante la preparación de los libros fue importante incluir al pulpo de bandas del Atlántico, erizo negro, tiburón ballena, atún ojón y otras 13 especies más porque cumplen con alguna función ecológica importante en el ecosistema o se sabe que se explotan comercialmente, pero se carece de datos suficiente para ubicarlos en alguna de las otras categorías.

En cuanto a los datos por ecorregiones, es notorio que las del Caribe presentan un mayor número de especies amenazadas que las del Pacífico, debido en parte a que allí se concentra una población más alta con el consecuente aumento en la presión de pesca y alteración del ecosistema, y adicionalmente porque esta región ha sido objeto de un mayor número de estudios.

Aunque los listados publicados en los libros rojos son el resultado de la suma de esfuerzos de diversas personas y entidades, es apenas el primer paso para dar a conocer a la comunidad las especies marinas que se encuentran seriamente amenazadas. Es claro que, siendo esta lista aun insuficiente, se debe continuar con el trabajo de evaluación de las poblaciones explotadas y de las especies endémicas de nuestros mares territoriales, y a partir de esta información, establecer planes de manejo que minimicen las amenazas de origen antropogénico y a su vez permitan la explotación racional de los recursos marinos en Colombia.

11.2 Especies Introducidas - Impactos.

La introducción de organismos en los sistemas acuáticos se constituye en uno de los factores que han acelerado el grado de amenaza de especies nativas y por consiguiente la pérdida de biodiversidad (Whitfield, 1999; Simberloff, 2000). Sin embargo, en el presente siglo dada la necesidad por la consecución de mayor alimento e ingresos, su práctica se ha intensificado y en muchos casos las metas fijadas parecen no conseguirse, aportando más problemas que soluciones. Las experiencias conocidas en sistemas como los Grandes Lagos africanos (Welcomme, 1988), mostraron que la introducción de especies sin previos estudios, desencadenaron procesos ecológicos (competencia y depredación) que terminaron por poner en amenaza y extinguir especies nativas, además de generar efectos socioeconómicos inciertos en las comunidades humanas que dependen de los recursos.

Colombia no escapa a este problema y en este sentido la acuicultura desarrollada especialmente con ciclidos (Mojarra Lora) en granjas en la cuenca de los ríos y el poblamiento con la misma especie en lagunas de la cuenca del Magdalena (Rodríguez, 1981), han conducido a la introducción accidental e intencional, respectivamente. No existe en la actualidad información publicada en Colombia sobre el impacto de especies introducidas, debido a la escasez de monitoreos intensivos sobre la estructura de las comunidades de organismos. No obstante, existen listados de especies introducidas que destacan familias como Salmonidae, Cyprinidae y Cichlidae entre otras (Lever, 1996), llegando a reportar la presencia de 96 especies de peces introducidas en Colombia (Alvarado y Gutiérrez, 2002). Por otra parte, el INVEMAR cuenta con series de datos de pesquerías clave como la Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM) y la Zona Deltaica Estuarina del Río Sinú (ZDERS), las cuales suministran una oportunidad valiosa para identificar los efectos potenciales de la introducción accidental de peces dada la intervención humana en estos sistemas.

11.2.1 El caso de la Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM)

Una comparación de los desembarques de la pesca artesanal realizados entre enero de 1994 y diciembre de 2002 (Figura 65), muestra cómo las especies *Oreochromis niloticus* (Tilapia o Mojarra Lora como se le denomina localmente), *Colossoma macropomum* (Cachama) y *Trichogaster pectoralis* (Gurami o Terapia como se le denomina localmente) aparecieron en el ecosistema en cantidades importantes desde 1999, cuando se encontraban en pleno funcionamiento los canales que transportaron agua dulce desde el Río Magdalena. Aunque la Mojarra Lora y la Terapia aparecieron marginalmente en las capturas comerciales desde finales de 1995, su aporte a éstas fue preponderante en el año 2000 cuando por ejemplo la Mojarra Lora alcanzó 815 ton en junio del mismo año. Consistente con el cese del funcionamiento de las obras hidráulicas (disminución significativa del aporte de agua dulce), las capturas de estas especies han declinado durante el año 2002, especialmente Mojarra Lora y Cachama.

Las abundancias de las especies introducidas respecto al total de especies entre 1994 y 2002 se muestran en la Figura 66. Mientras la proporción de Cachama y Terapia en la abundancia total fue muy baja, la Mojarra Lora llegó a constituir el 54 y 57% de la abundancia total en 2000 y 2001, respectivamente. Por tanto en estos años esta especie excedió el punto de referencia límite del 10% respecto a la abundancia total (ver capítulo 13). Lo anterior suministra evidencia sólida de cambios en la dominancia de las capturas comerciales respecto a años anteriores cuando dominaban especies nativas como *Mugil incilis*, *Eugerres plumieri* y *Cathorops spixii*. Asumiendo que las capturas comerciales reflejan la estructura de la comunidad íctica, se establece que la introducción de la Mojarra Lora durante los años 2000 y 2001 produjo cambios drásticos en la comunidad de peces en la CGSM.

Tabla 23. Listado de especies marinas y costeras amenazadas del Caribe colombiano. Las categorías de amenaza son: CR, en peligro crítico; EN, en peligro; VU, vulnerable; NC, casi amenazada; LC, en bajo riesgo; DD, datos insuficientes. La distribución de la especie se presenta por las eco-regiones definidas en el Plan Nacional de Investigación en Biodiversidad Marina PNIBM (INVEMAR, 2000): SAN, archipiélago de San Andrés y Providencia; GUA, Guajira; PAL, Palomino; TAY, Tayrona; MAG, Magdalena; ARCO, archipiélagos coralinos de San Bernardo e Islas del Rosario; MOR, golfo de Morrosquillo; DAR, Darién.

Grupo	Especie	Nombre común	Cat	ECORREGIÓN							
				SAN	GUA	PAL	TAY	MAG	ARCO	MOR	DAR
Corales	<i>Gorgonia ventalina</i>	Abanico de mar	VU	X			X		X		
	<i>Acropora palmata</i>	Coral cuernos de alce	EN	X			X		X		X
	<i>Acropora cervicornis</i>	Coral cuernos de ciervo	CR	X	X		X	X	X		X
	<i>Acropora prolifera</i>		VU	X			X	X	X		
	<i>Stephanocoenia intersepta</i>		VU	X	X		X		X		X
	<i>Mussa angulosa</i>		VU	X			X		X		X
	<i>Eusmilia fastigiata</i>		VU	X			X		X		X
	<i>Agaricia tenuifolia</i>	Coral hojas de lechuga	LC	X			X		X		X
	<i>Porites porites</i>	Coral de dedos	LC	X	X		X	X	X		X
Moluscos	<i>Cittarium pica</i>	Burgao	VU	X	X		X	X			X
	<i>Strombus gigas</i>	Caracol de pala	VU	X	X	X	X	X	X	X	X
	<i>Cypraea surinamensis</i>		VU				X		X		
	<i>Muracyprea mus</i>	Caracol porcelana	VU		X						
	<i>Cassia flammea</i>	Casco flameante	VU	X	X		X		X	X	
	<i>Cassia madagascariensis</i>	Casco imperial	VU	X	X		X		X	X	
	<i>Cassia tuberosa</i>	Casco real	VU	X			X		X	X	
	<i>Charonia variegata</i>	Tritón atlántico	VU	X	X		X		X	X	
	<i>Anachis coseli</i>		VU		X			X			
	<i>Polymesoda arctata</i>	Guacuco de marjal, almeja	VU		X	X		X		X	X
	<i>Ancilla glabrata</i>		DD		X		X				
	<i>Olivella ankei</i>		DD				X				
	<i>Pachybatron tayrona</i>		DD				X				
	<i>Tellina magna</i>		DD	X			X				
	<i>Octopus zonatus</i>	Pulpo de bandas del Atlántico	DD							X	X
Crust	<i>Litopenaeus schmitti</i>	Camarón blanco, langostino	VU		X	X	X	X	X	X	X
	<i>Panulirus argus</i>	Langosta espinosa, spiny lobster	VU	X	X	X	X	X	X		

Grupo	Especie	Nombre común	Cat	ECORREGION							
				SAN	GUA	PAL	TAY	MAG	ARCO	MOR	DAR
Equino- demos	<i>Mithrax spinosissimus</i>	Cangrejo rey del Caribe	VU						X		
	<i>Carpilius corallinus</i>	Cangrejo de coral, cangrejo reina, cangrejo común	VU	X					X		
	<i>Cardisoma guanhumi</i>	Cangrejo azul de tierra, pollo de tierra, c. azul manglero	VU		X		X	X	X		X
	<i>Oreaster reticulatus</i>	Estrella cojín	LC	X	X		X	X	X		
	<i>Diadema antillarum</i>	Erizo negro	DD	X			X		X		X
	<i>Ophiothrix synoecina*</i>		DD				X				
	<i>Ginglymostoma cirratum</i>	Tiburón gato, pejabobo, nodriza	VU	X		X	X	X	X	X	X
	<i>Carcharhinus limbatus</i>	Tollo aletinegro, tiburón macuira	VU		X	X	X	X	X	X	X
	<i>Pristis pectinata</i>	Pez peine, pejepeine, guacapá	CR				X	X		X	X
	<i>Pristis perotteti</i>	Pez sierra	CR					X		X	
Pece	<i>Tarpon atlanticus</i>	Sábalo, tarpón	EN	X	X	X	X	X	X	X	X
	<i>Ariopsis bonillai*</i>	Bagre, chivo cabezón	EN					X		X	X
	<i>Arius proops</i>	Bagre, chivo mozo	VU		X			X		X	
	<i>Saccogaster melanomycter*</i>		VU				X				
	<i>Batrachoides manglae</i>	Guasa lagunar, sapo lagunero	VU		X	X		X			
	<i>Mugil liza</i>	Lebranche	EN	X	X			X		X	X
	<i>Gambusia aestiputeus*</i>		VU	X							
	<i>Hippocampus erectus</i>	Caballito de mar	VU		X			X	X	X	X
	<i>Hippocampus reidi</i>	C. de mar hocico largo	VU	X	X		X	X	X		X
	<i>Centropomus undecimalis</i>	Robalo blanco, robalo	VU	X	X	X	X	X	X	X	X
	<i>Epinephelus itajara</i>	Mero guasa	CR	X	X		X	X	X	X	X
	<i>Epinephelus striatus</i>	Cherna, mero criollo	EN	X	X	X	X	X	X	X	X
	<i>Hypoplectrus providencianus</i>	Masked hamlet	VU	X							
	<i>Mycteroperca cidi</i>	Cherna blanca	VU				X				
	<i>Lutjanus cyanopterus</i>	Pargo dientón, p. cubera, p. tabardillo	VU	X	X		X	X	X	X	X
	<i>Eugerres plumieri</i>	Mojarra rayada	VU	X	X		X	X	X	X	X
	<i>Anisotremus moricandi</i>	Burrito rayado	VU				X	X			
	<i>Lachnolaimus maximus</i>	Pargo pluma	EN	X	X	X	X	X	X	X	
	<i>Scarus guacamaia</i>	Lora, loro guacamayo	VU	X	X		X	X	X		

Grupo	Especie	Nombre común	Cat	ECORREGION						
				SAN	GUA	PAL	TAY	MAG	ARCO	MOR DAR
Tortugas	<i>Emblemariopsis tayrona</i> *		VU		X		X		X	
	<i>Priolepis robinsi</i> *		VU				X			
	<i>Balistes vetula</i>	Pejepuerco, cahúa, oldwife	EN	X	X		X	X	X	X
	<i>Lutjanus analis</i>	Pargo cebao, p. palmero, p. criollo	NT	X	X	X	X	X	X	X
	<i>Rhincodon typus</i>	Tiburón ballena	DD	X			X			X
	<i>Carcharhinus plumbeus</i>	Tiburón trozo, t. pardo	LC				X	X	X	
	<i>Dermatolepis inermis</i>	Mero mármol	DD				X			
	<i>Epinephelus nigritus</i>	Mero negro	DD					X		
	<i>Epinephelus niveatus</i>	Mero gallina, cherna pintada	DD	X	X	X	X	X	X	X
	<i>Pagrus pagrus</i>	Pargo, sargo piedra	DD		X			X		
	<i>Thunnus obesus</i>	Atún ojón, a. ojo gordo, patudo	DD	X						
	<i>Xiphias gladius</i>	Pez espada	DD	X						
	<i>Caretta caretta</i>	Gogo, caguama, cabezona, parape	CR	X	X	X	X	X	X	
	<i>Eretmochelys imbricata</i>	Carey, tortuga carey, kurira	CR	X	X	X	X	X	X	X
Tortugas	<i>Dermochelys coriacea</i>	Cardó, tortuga canal, caná, cachepa, bufeedora, barriguda, jachep	CR		X	X	X			X
	<i>Chelonia mydas</i>	Tortuga verde, t. blanca, moro, yauc, sáwairn	EN		X	X	X	X	X	X
	<i>Kinosternon scorpioides albogulare</i>	Swanka	VU	X						
	<i>Lepidochelys olivacea</i>	Caguama, t. amarilla, cabezote, aítppise	EN		X	X	X	X	X	X
	<i>Podocnemys lewyana</i> *	Tortuga, tortuga de río	EN				X	X		
Aves	<i>Phoenicopterus ruber</i>	Flamenco	VU		X	X				
	<i>Chauna chavaria</i>	Chavarría	VU					X		X
	<i>Lepidopygia lilliae</i>	Colibri cienaguero	CR			X	X	X		
	<i>Vireo caribaeus</i>	Verderón de San Andrés	CR	X						
	<i>Molothrus armenti</i> *	Chamón del Caribe, Yolofo Torito, Torito	VU					X		

Grupo	Especie	Nombre común	Cat	ECORREGIONES								
				PAN	BAU	BUE	NAY	SAQ	TUM	GOR	MAL	PAO
Aves	<i>Dermochelys coriacea</i>	Cardó, tortuga canal, caná, cachepa, bufeadora, barriguda, jachep	CR	X								
	<i>Chelonia agassizii</i>	Caguama, t. prieta, t. negra	EN						X			
	<i>Sula granti</i>	Alcatraz de nazca	VU								X	
	<i>Aramides wolfi</i>	Chilacoa café, gallito de agua pardo	VU		X	X	X	X	X			
	<i>Creagrus furcatus</i>	Gaviota rabihorcada, g. cola de golondrina	EN								X	
	<i>Campephilus गयाquilensis</i>	Carpintero de Guayaquil	NT					X	X			

Desde el punto de vista económico, el escenario no es el esperado (Figura 67). Si bien las capturas de Mojarra Lora fueron mayores a las de Mojarra rayada y Lisa durante el año 2000 y aún mayores que las reportadas por estas especies en 1994 y 1995 (antes de las obras hidráulicas), el valor económico de las capturas de Mojarra Lora nunca alcanzó los niveles de las especies nativas en 1994 y 1995. En efecto, los valores por kilogramo de las capturas de peces mostraron que la Mojarra rayada con 1,24 \$US kg⁻¹ y la Lisa con 0,40 \$US kg⁻¹ en 1995, fueron mayores que los valores obtenidos por la Mojarra Lora en 2000 (0,26 \$US kg⁻¹). Esto enfatiza el papel ambiguo que la introducción de especies tiene en los aspectos socioeconómicos de la pesquería, ya que aún generando mayores capturas para los pescadores, éstas no compensan los ingresos económicos obtenidos con especies nativas en el pasado, debido a la diferencia en precios de la especie introducida y cualquiera de las especies nativas dominantes. Esta situación se mantiene para las condiciones imperantes durante el año 2002.

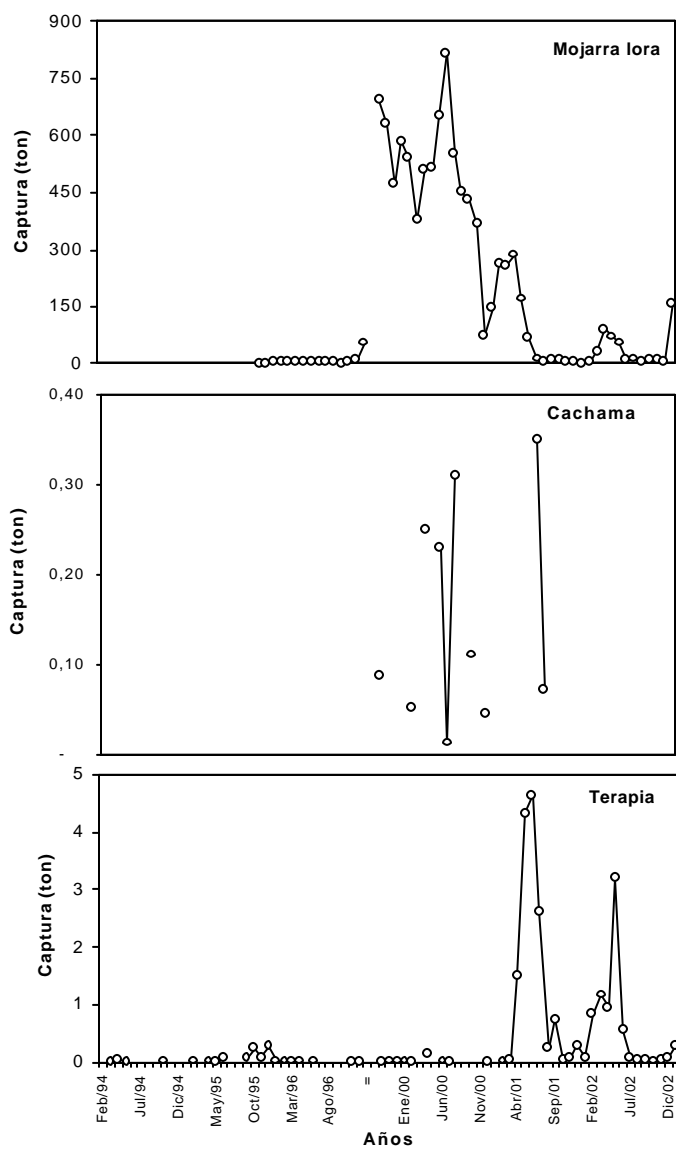


Figura 65. Variación mensual de las capturas comerciales de especies introducidas accidentalmente en la CGSM desde enero de 1994 a diciembre de 2002.

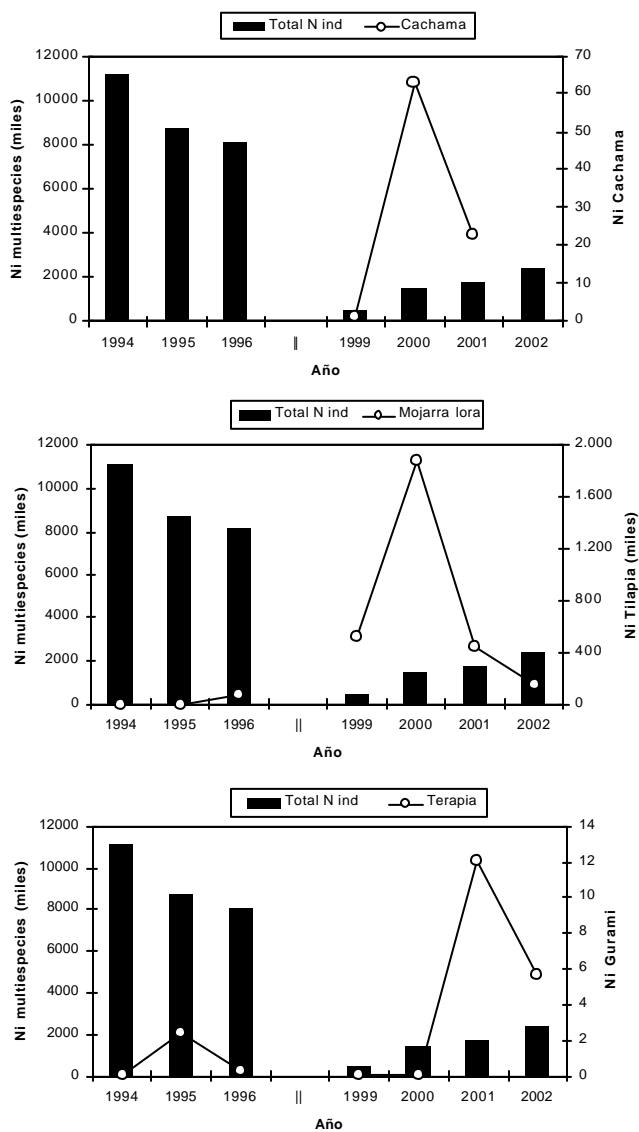


Figura 66. Variación anual de la abundancia de especies totales y especies introducidas accidentalmente en la CGSM desde 1994 hasta diciembre de 2002.

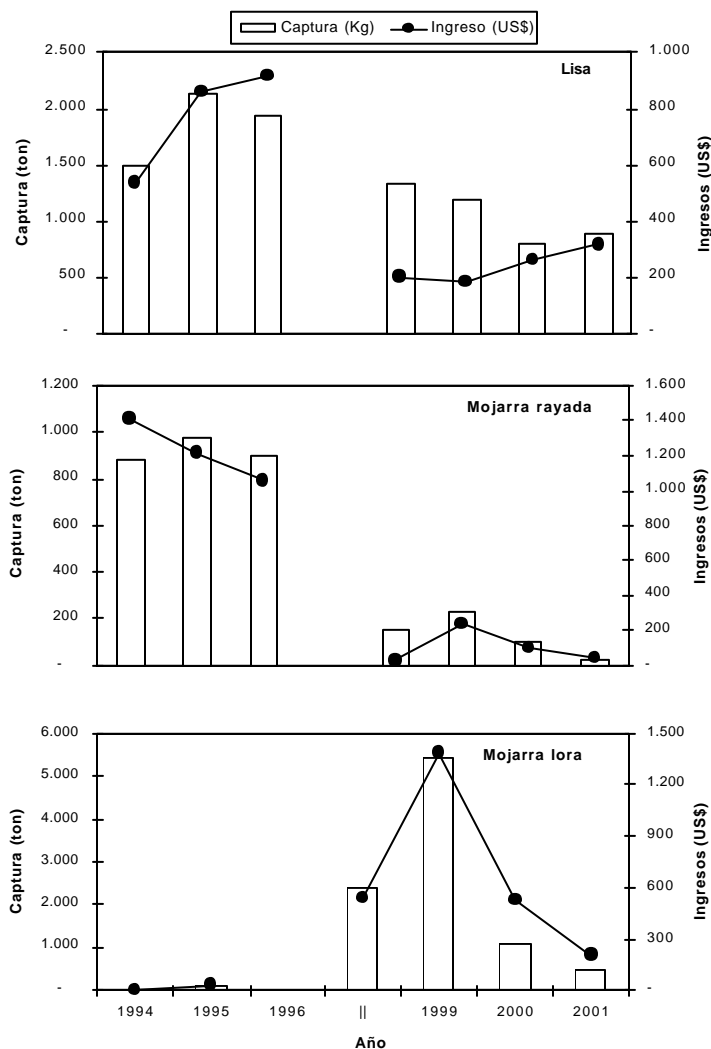


Figura 67. Variación anual de las capturas e ingresos en dólares para las especies nativas (Mojarra rayada y Lisa) y para la especie introducida accidentalmente (Mojarra Lora) en la CGSM.

11.2.2 El caso de la Zona Deltaica Estuarina del Río Sinú (ZDERS)

En esta área se ejerce una pesquería igualmente artesanal con características estuarino-costeras que alberga una amplia diversidad de especies que generan ingresos a comunidades humanas locales, además de abastecer centros urbanos cercanos. El INVEMAR ha realizado monitoreos de la actividad pesquera en este sitio desde 2001, detectando la presencia de *O. niloticus* (Figura 68a), cuya captura muestra ir en aumento. El efecto de la introducción accidental de la Mojarra Lora en este sistema es aún leve, ya que la proporción de Mojarra Lora respecto a la abundancia total de especies es 3% en 2001 y 4% en 2002 (Figura 68b).

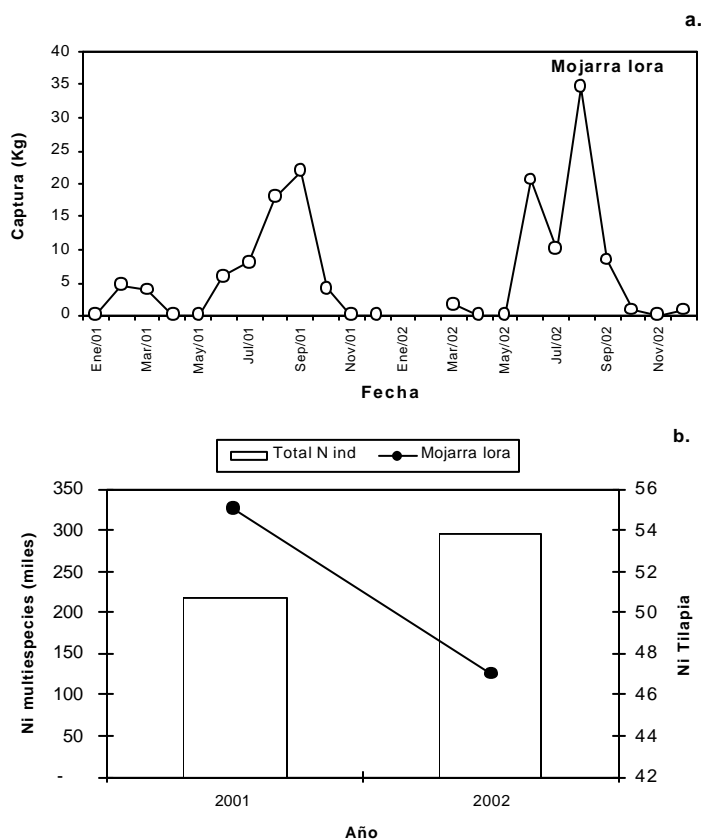


Figura 68. (a) Variación mensual de las capturas de la especie introducida accidentalmente (Mojarra Lora) en la ZDERS. (b) Variación anual de la abundancia de especies totales y la especie introducida (Mojarra Lora) en la ZDERS.

11.3 Efectos en la biodiversidad debidos a la pesca (captura incidental).

Las especies capturadas en las actividades pesqueras, pueden ser divididas en dos grupos principales: las especies objetivo e incidentales (Hall, 1996). Las primeras corresponden a aquellas especies a las que se dirige la captura, debido a su alto valor en el mercado (p.e. camarones). No obstante, parte de la captura incidental también incluye especies de importancia comercial y especies descartadas (devueltas al mar) por su tamaño pequeño, mala condición o simplemente porque no tienen valor comercial (Hall, 1996). Debido a la co-ocurrencia de especies objetivo e incidentales, altos niveles de esfuerzo de pesca ejercidos sobre las especies objetivo, ponen en riesgo la permanencia de poblaciones de especies incidentales, las cuales constituyen en muchas ocasiones un porcentaje alto de la captura total. Esta situación se constituye en uno de los efectos de la pesca más preocupantes en los últimos 20 años, siendo la pesca incidental con redes de arrastre dirigidas a la captura de camarón un problema progresivo en el ámbito global debido al aumento de la flota arrastrera (Blaber *et al.*, 2000). Los efectos de la pesca de arrastre han adquirido la dimensión de ecosistémicos, en la medida que no sólo afecta la rentabilidad de una pesquería, sino también afecta la biodiversidad marina y la estructura de hábitats bentónicos (Watling y Norse 1998; Tegner y Dayton 1999).

La pesca industrial de arrastre en Colombia es realizada en ambos océanos, siendo el recurso objetivo el camarón de aguas someras (profundidad de 15 a 50 brazas). Algunos estudios puntuales en Colombia para el Caribe han reportado valores de la proporción peces/camarón de 10:1 (Osorio, 1986) y 12:1 (Mora, 1989), lo cual implicaría un fuerte impacto de las redes de arrastre en la biodiversidad. Recientes estudios basados en muestreos directos en faenas de arrastre de la flota industrial del área norte del Caribe (Viaña *et al.*, 2002; Medina, 2002), determinaron que el total de descartes de especies ícticas con respecto a la captura total es de 74,1 % (+/- 5,8%). Dicho descarte está conformado por especies no comerciales, juveniles de especies comerciales e individuos maltratados por la operación de pesca. Un análisis espacial del descarte (Figura 69), arrojó que no hubo diferencias significativas entre sectores geográficos ($F_{2,48} = 1,93$; $P > 0,05$), enfatizando la homogeneidad del impacto en todo el área.

Los anteriores trabajos también permitieron determinar parte del efecto ecosistémico de las redes de arrastre en el Caribe colombiano, ya que las capturas incluyeron además grupos de organismos no ícticos (Tabla 25). Entre estos grupos, cabe destacar los relativos altos porcentajes de captura para Estrellas (10,8%) y Esponjas (11,9%), así como la amplia diversidad de organismos retenidos por estos artes de pesca. Todo lo anterior constituye evidencia para determinar el efecto de las redes de arrastre en la biodiversidad y en las propias poblaciones de peces que son objetivo de captura de otras pesquerías (principalmente artesanales).

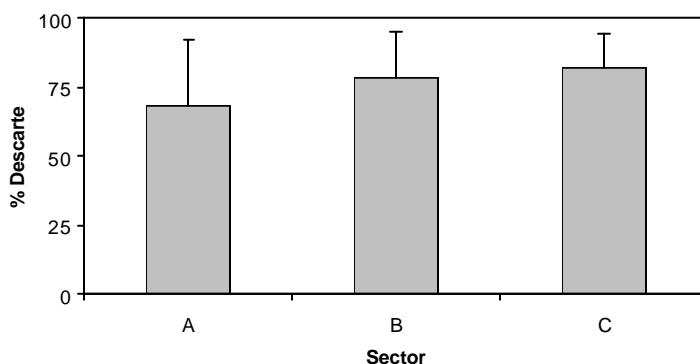


Figura 69. Variación espacial de los descartes promedio (+DS) de peces discriminados por sectores geográficos (A: Palomino-Riohacha; B: Riohacha-Cabo de la Vela; C: Cabo de la Vela-Punta Espada). Datos tomados de Medina (2002).

Tabla 25. Capturas en peso y proporción respecto a la captura total de los grupos no ícticos retenidos en 51 lances de faenas comerciales de la flota industrial arrastrera del Caribe colombiano. Datos tomados de Medina (2002).

Nombre común	Grupo	Captura (kg)	%
Anémonas	Actinarios	6,8	0,1
Algas	Algas	140,9	1,8
Estrellas	Asteroideas y Ophiuros	832,9	10,8
Bivalvos	Bivalvos	122	1,6
Cangrejos	Brachyuros	2848,4	36,8
Erizos	Equinoideos	206,5	2,7
Caracoles	Gasterópodos	517,6	6,7
Caracoles blandos	Gorgonáceos	102,6	1,3
Pepinos	Holotúridos	30	0,4
Corales pétreos	Madreporarios	6,1	0,1
Pulpos	Octópodos	27,6	0,4
Esponjas	Poríferos	922,5	11,9
Medusas	Sciphozoarios	16,8	0,2
Cigarras	Scylláridos	1	0
Mantis	Squillidos	30,6	0,4
Calamares	Teuthoideos	279,4	3,6

No solo la pesca industrial genera impactos sobre la biodiversidad. También las pesquerías artesanales tienen fuerte efecto sobre las comunidades de peces, cuando artes no selectivos son usados en forma intensiva. Rueda y Defeo (2003) estimaron que la captura incidental del boliche (arte intensamente usado en la CGSM entre 1985 y 1999) fue 62% de la captura total (Figura 70). La captura objetivo (38%) involucró las especies de mayor importancia comercial *E. plumieri*, *M. incilis* y *C. spixii*, mientras que la captura incidental agrupó a 38 especies de tamaños pequeños, pero de valor en el mercado. Esta situación ilustra la grave amenaza que sobre la biodiversidad ocurre en pesquerías artesanales, las cuales buscan capturar el mayor número de especies que aunque de escaso valor económico, producen ingresos económicos que acumulados llegan a ser importantes para los pescadores.

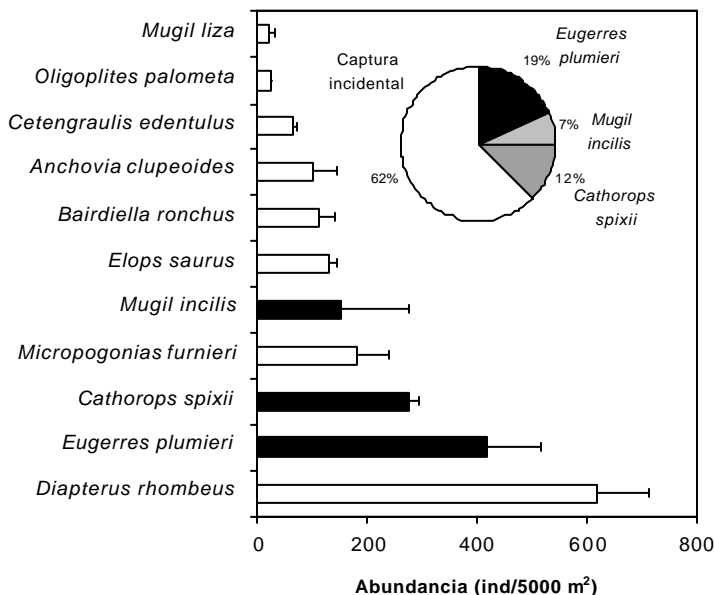


Figura 70. El pastel representa la composición porcentual de las capturas obtenidas con boliche en la CGSM, destacando la captura incidental. Composición de la abundancia relativa de especies de peces retenidas por el boliche. Las barras negras indican las especies objetivo y las barras blancas corresponden a las principales especies capturadas incidentalmente. Figura modificada de Rueda y Defeo (2003).

11.4 Literatura Citada

- Alvarado, H. y F. Gutiérrez, 2002. Especies hidrobiológicas introducidas y trasplantadas, y su distribución en Colombia. Ministerio del Medio Ambiente-RAMSAR-Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca. Bogotá. 180p.
- Blaber, S.J.M., D.P. Cyrus, J.J. Albaret, Ching Chong Ving, J.W. Day, M. Elliott, M.S. Fonseca, D.E. Hoss, J. Orensanz, I.C. Potter y W. Silvert. 2000. Effects of fishing on the structure and functioning of estuarine and nearshore ecosystems. *ICES Journal of Marine Science* 57, 590-602.
- Castaño-Mora, O.V. (Ed.). 2002. Libro rojo de reptiles de Colombia. Instituto de Ciencias Naturales – Universidad Nacional de Colombia, Ministerio del Medio Ambiente, Conservación Internacional Colombia. La serie Libros Rojos de Especies Amenazadas de Colombia. Bogotá, Colombia.
- Hall, M.A., 1996. On bycatches. *Rev. Fish Biol. Fish.* 6, 319–352.
- Lever, C. 1996. *Naturalized Fishes of the World*. San Diego: Academic Press.
- Mejía, L.S. y A. Acero. 2002. Libro rojo de peces marinos de Colombia. INVEMAR, Instituto de Ciencias Naturales – Universidad Nacional de Colombia, Ministerio del Medio Ambiente. La serie Libros Rojos de Especies Amenazadas de Colombia. Bogotá, Colombia.
- Medina, J.A., 2002. Ensamblajes de peces demersales explotados por la flota industrial camaronera en la plataforma continental de la Guajira, Caribe colombiano. Tesis Biólogo Marino U. Jorge Tadeo Lozano. 80p.
- Mora, J., 1989. Observaciones sobre la pesca industrial del camarón en la península de la Guajira. Inf Téc.INDERENA. Cartagena.
- Osorio, D., 1986. Estimaciones de las capturas de camarón y fauna acompañante, en el Caribe colombiano durante el 6 – 12 de junio de 1986. Informe Técnico. Centro de Investigaciones pesqueras. INDERENA. Cartagena. 41 p.
- Renjifo, L.M., A.M. Franco-Maya, J.D. Amaya-Espinel, G.H. Kattan y B. López-Lanús (eds.). 2002. Libro rojo de Aves de Colombia. Serie Libros Rojos de Especies Amenazadas de Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt y Ministerio del Medio Ambiente. Bogotá, Colombia.
- Rodríguez, D.G., 1981. Declaración del efecto ambiental para el cultivo de *Mojarra Lora nilotica* en el Sistema Magdalénico. Centro de Investigación Piscícola de Repelón. Mimeo. Bogotá, 30p.
- Rueda, M. y O. Defeo, 2003. Linking fishery management and conservation in a tropical estuarine lagoon: Biological and physical effects of an artisanal fishing gear. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 56:1-9.
- Simberloff, D. 2000. Introduced species: the threat to biodiversity and what can be done. in: www.actionbioscience.org/biodiversity/simberloff.html
- Tegner, M.J. y P.K. Dayton, 1999. Ecosystem effects of fishing. *Trends in Ecology & Evolution* 14, 261-262.
- Viaña, J.E., J.A. Medina, M. Barros y L.M. Manjarrés, 2002. Evaluación de la ictiofauna demersal extraída por la pesquería industrial de arrastre en el área norte del Caribe colombiano. Informe INPA-COLCIENCIAS.
- Watling, L. y E.A. Norse, 1998. Effects of mobile fishing gear on marine benthos. *Conservation Biology* 12, 1178-1179.
- Welcomme, R.L., 1988. International introductions of inland aquatic species. FAO fisheries technical paper 294. Rome: food and agriculture organization of the united nations-FAO.
- Whitfield, A.K., 1999. Ichthyofaunal assemblages in estuaries: a South African case study. *Rev. Fish Biol. Fisheries*. 9, 151-186.

CAPITULO IV

RECURSOS SOMETIDOS A EXPLOTACIÓN

12 ESTADO DE LOS RECURSOS SOMETIDOS A EXPLOTACION EN COLOMBIA

Mario Rueda, Jacobo Blanco, Juan Carlos Narváez-B., Efraín Viloria, Federico Newmark y Marisol Santos¹⁵

12.1 Pesquerías

Es bien conocido que Colombia pudiera tener en la pesca un renglón importante de la economía nacional, en virtud de los recursos potenciales que han existido en los Océanos Atlántico y Pacífico. No obstante, el país nunca ha dirigido la atención necesaria a esta actividad económica con excepciones de los recursos atún y camarón, concentrándose más bien en los recursos agrícolas. Hechos como el acontecido en la década del 70, en donde la aún naciente industria pesquera recibió un duro golpe cuando el Gobierno Nacional autorizó la importación de productos pesqueros de los países del Pacto Andino, son muestras de las pocas condiciones favorables para el desarrollo de la pesquería en Colombia (Beltrán y Villaneda, 2000). Aunada a esta situación, está el irregular y actualmente casi nulo seguimiento de la actividad pesquera, así como su escaso control y vigilancia. Tal desconocimiento, es condición suficiente para no saber con certidumbre el estado de los recursos pesqueros en Colombia, oscilando entre estar sub-explotados o al borde del colapso. Este informe, ha enfrentado tal situación y en consecuencia hace un esfuerzo por ir más allá de lo descriptivo con base en la mejor evidencia existente procedente de las estadísticas pesqueras oficiales de Colombia (INPA, 2003) y los monitoreos de pesquerías artesanales clave adelantados por el INVEMAR.

La comparación temporal de los rendimientos pesqueros sin discriminar entre flotas industrial y artesanal, muestra que a pesar del incremento relativo que tuvo la captura en el Caribe en 1998 (25.706 ton), ésta fue apenas la tercera parte de lo capturado en el Pacífico para el mismo año (80.071 ton). En 1999, las capturas del Caribe cayeron a la mitad de lo pescado en el año anterior y ascendieron levemente para 2000 (19.954 ton). Las capturas del Pacífico se han mantenido alrededor de las 80.000 toneladas anuales (Figura 71) tendencia que continúa en aumento en 2001 (106.700 ton) y 2002, aunque con ciertas variaciones por grupos de especies (Figuras 72 y 74).

¹⁵ Investigadores, Programa Valoración y Aprovechamiento de Recursos Marinos y Costeros- INVEMAR

12.1.1 Pesca industrial y artesanal del Océano Pacífico (producción y estado de explotación)

Mientras que en el Pacífico las capturas de sierras, pargos y tiburones redujeron su participación en 2001 y muestran tendencia a la baja, los atunes y otros peces (ranfaña) muestran una tendencia al aumento (Figuras 72 y 73). Los pequeños pelágicos, como la carduma, se mantienen sin mayor variación de un año al siguiente, de forma similar a lo que ocurría en años anteriores a 1999, cuando hubo un descenso drástico del 46% en la extracción.

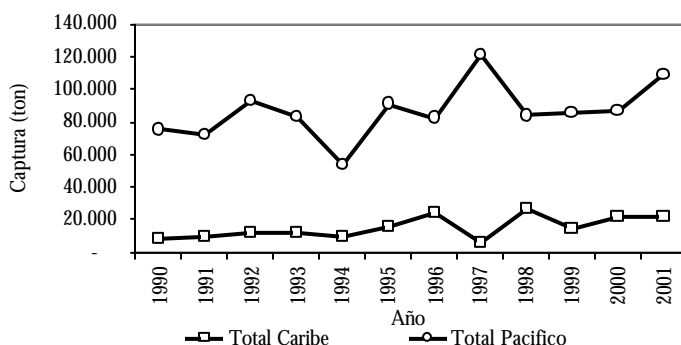


Figura 71. Producción pesquera industrial y artesanal en el Caribe y Pacífico colombiano (1990-2001). Tomado de servicio nacional de estadísticas pesqueras del INPA (<http://www.inpa.gov.co/inpa.nsf>).

En lo que respecta a los crustáceos, las langostas mantienen sus niveles de captura bajos (<10 ton) (Figura 74). Un recurso que mostró un notorio incremento en su extracción fueron las jaibas que de 37 ton en 2000, pasaron a 716 ton en 2001. Sin embargo, recursos de alto precio y demanda como los langostinos muestran una reducción notable, cayendo de 2.686 ton en 1999 a 4 ton en 2001.

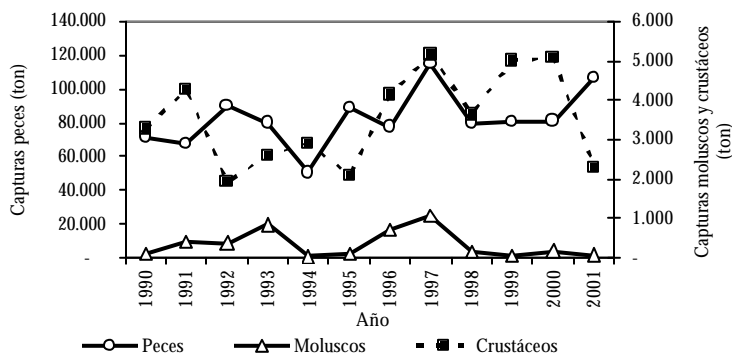


Figura 72. Producción pesquera industrial y artesanal en el Pacífico colombiano por grupo de especies (1990-2001). Tomado de servicio nacional de estadísticas pesqueras del INPA (<http://www.inpa.gov.co/inpa.nsf>).

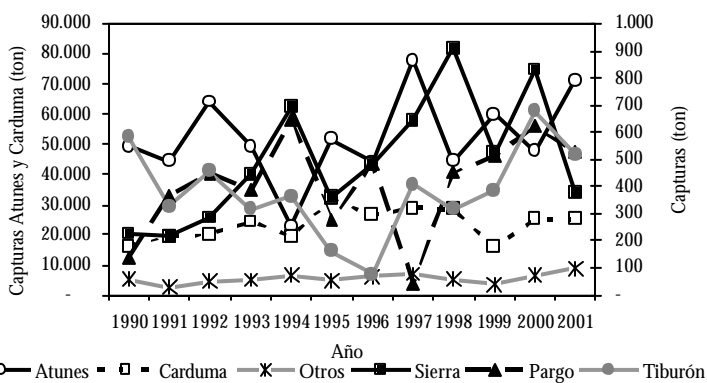


Figura 73. Producción pesquera industrial y artesanal de peces en el Pacífico colombiano (1990-2001). Tomado de servicio nacional de estadísticas pesqueras del INPA (<http://www.inpa.gov.co/inpa.nsf>).

Tendencia similar a los langostinos, presentan los camarones que en 2000 mostraron valores desembarcados superiores a los observados en la década anterior (3.826 ton), para caer a menos de la mitad (1.575 ton) en 2001. Esta tendencia ha provocado que los armadores piensen en alternativas con otras especies utilizando embarcaciones multipropósito, para compensar las pérdidas por las bajas capturas del recurso camarón.

Los moluscos (pianguas, almejas, calamares, caracoles), si bien mostraron sus mejores niveles de captura en los años 1996 y 1997 (Figuras 72 y 75) prácticamente todos mostraron una franca disminución para 1999, seguida por un incremento en 2000 y nuevamente una caída para 2001. Destaca el caso de la piangua, cuando cae de 864 ton en 1997 a sólo 6,8 ton en 2001. También es crítico el caso del calamar que de un máximo de 295 ton en 1996, llegó a apenas 76 ton en 2001 (Figura 75), probablemente debido más a inconvenientes del mercado que a la abundancia del recurso. Por último, aunque las almejas no han sido un renglón de importancia, es notable su caída de 10 ton en 2000 a sólo 1 ton en 2001. Esta situación parece reflejar la generalidad de la depresión en la extracción de recursos pesqueros del Pacífico colombiano en los últimos años, aspecto que amerita una pronta atención por medio de investigación y monitoreos regulares de la actividad pesquera.

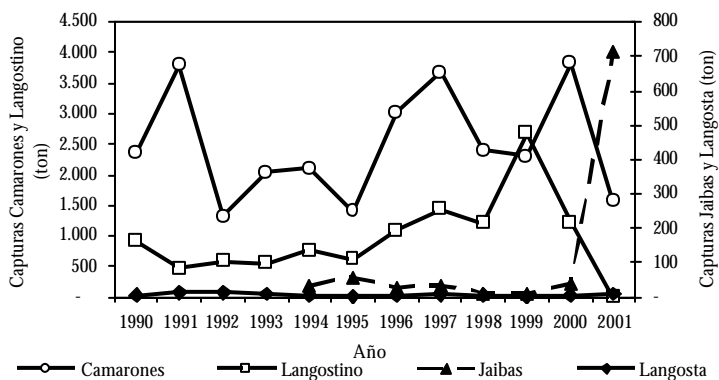


Figura 74. Producción pesquera industrial y artesanal de crustáceos en el Pacífico colombiano (1990-2001). Tomado de servicio nacional de estadísticas pesqueras del INPA (<http://www.inpa.gov.co/inpa.nsf>).

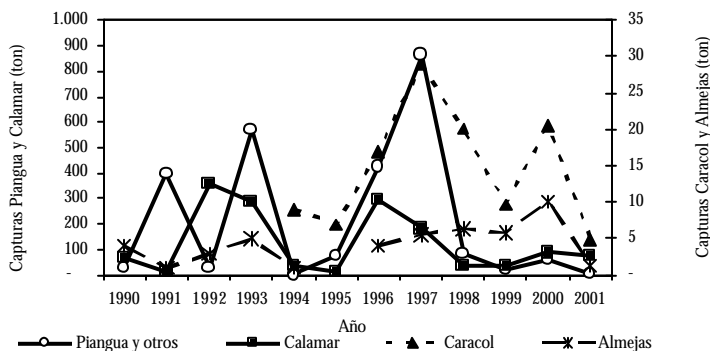


Figura 75. Producción pesquera industrial y artesanal de moluscos en el Pacífico colombiano (1990-2001). Tomado de servicio nacional de estadísticas pesqueras del INPA (<http://www.inpa.gov.co/inpa.nsf>).

12.1.2 Pesca industrial y artesanal del Océano Atlántico (producción y estado de explotación).

El mejor año en captura de pescado en el Caribe lo fue 1998, con 25.700 toneladas desembarcadas, de las que el 90% correspondió a atunes (23.207) (Figuras 76 y 77). Para finales de siglo, los valores de captura cayeron prácticamente a la mitad obviamente liderados por las capturas de atún, que mantienen su proporción. Sin embargo, ya en 2000 se observó una recuperación, principalmente en el atún, que en 2001 llegó a las 22.142 ton. Otras especies de valor, como cojinúas y jureles muestran fluctuaciones importantes de un año a otro, pero sin superar las 600 ton anuales. Algo similar puede decirse de los pargos, que aunque tienen buena demanda en el mercado, sus capturas no son muy abundantes y al parecer su tendencia es permanecer también en 2002 alrededor de las 600 ton anuales. Las mojarra y corvinas, no han vuelto a lograr niveles de captura como los que tuvieron a comienzos de los 90's, sino que han mostrado una franca tendencia a la baja.

Otro tanto puede decirse de especies como los chivos y bagres que pasaron de unas 500 ton anuales a sólo 10 ton en 1999, con leve recuperación de 19 ton en 2000, no obstante, la tendencia en 2001 sigue siendo deprimida. A partir de los bajos niveles de 1997, las carites y sierras han mostrado una lenta recuperación en las capturas, pero sin superar todavía las 120 ton anuales. Los tiburones siguen con tendencia a la disminución sin dar señales de recuperación en los años venideros. De las demás especies que forman parte de la captura miscelánea del Caribe colombiano, a excepción de los meros en 1999, todas muestran una aguda reducción en las capturas, con valores que no superan las 50 ton anuales en los primeros años de la década de 2000.

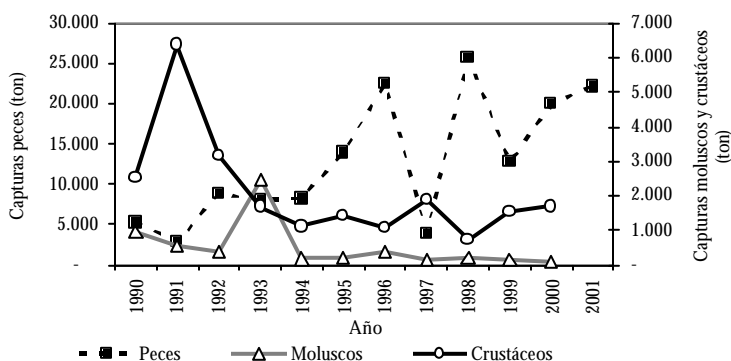


Figura 76. Producción pesquera industrial y artesanal en el Caribe colombiano (1990-2001). Tomado de servicio nacional de estadísticas pesqueras del INPA (<http://www.inpa.gov.co/inpa.nsf>).

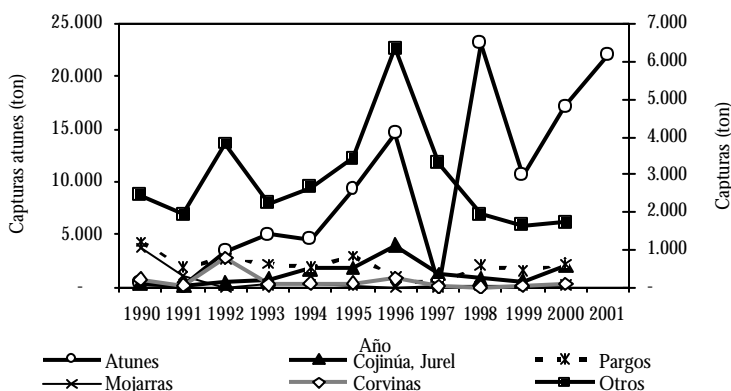


Figura 77. Producción pesquera industrial y artesanal de peces en el Caribe colombiano (1990-2001). Tomado de servicio nacional de estadísticas pesqueras del INPA (<http://www.inpa.gov.co/inpa.nsf>).

Una comparación de los grupos de especies (Figura 76) muestra una disminución del 74% de moluscos desde 1991 que se mantiene en 2000. Como ocurre con los atunes en las capturas de pescado, son los camarones y langostinos los que marcan la pauta en la extracción de crustáceos conformando el 84% del total. Por tal razón, cualquier variación en estos recursos influye en el total del grupo (Figuras 76 y 78). Las langostas no han vuelto a superar el nivel de 400 ton

anuales desde 1995 y las jaibas apenas están consolidando su posición, con valores menores a 50 ton anuales. Se espera que según aumente la demanda internacional en el Caribe, se tengan los incentivos para aumentar su producción. Del registro histórico (Figura 79) se nota que en los 90's los moluscos sólo tuvieron un año destacado, 1993, cuando en conjunto llegaron a 2.484 ton. A partir de allí, la producción ha venido mostrando también una severa disminución en el Caribe. En 1993 los recursos que más contribuyeron al total del grupo fueron las vieiras o scallops (50%) y las almejas (41%). Los caracoles han reducido su participación, de 329 ton anuales en 1996 a sólo 74 ton en 2000. Las ostras, que a principios de la década de los 90 todavía tenían figuración, ya no cuentan debido a su drástica reducción, principalmente en la Ciénaga Grande de Santa Marta a partir de 1996.

Aunque es evidente la falta de información detallada y precisa sobre la extracción de recursos pesqueros en ambos océanos, la situación de disminución en general es severa y preocupante. De persistir la falta de monitoreos pesqueros en Colombia, no habría posibilidad de conocer el estado de los recursos pesqueros en forma representativa, salvo casos puntuales que adelanta el INVEMAR en algunas pesquerías artesanales clave.

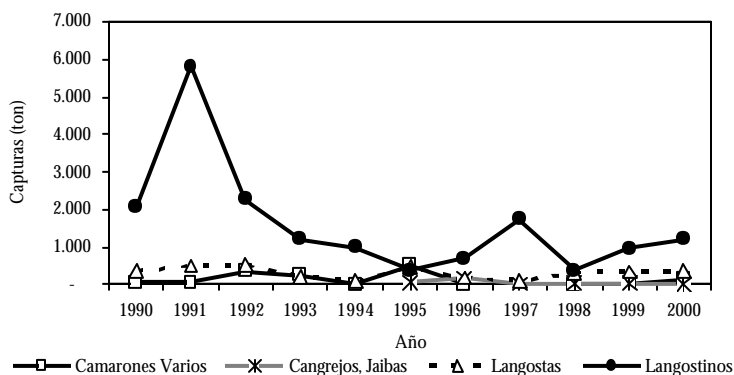


Figura 78. Producción pesquera industrial y artesanal de crustáceos en el Caribe colombiano (1990-2000). Tomado de servicio nacional de estadísticas pesqueras del INPA (<http://www.inpa.gov.co/inpa.nsf>).

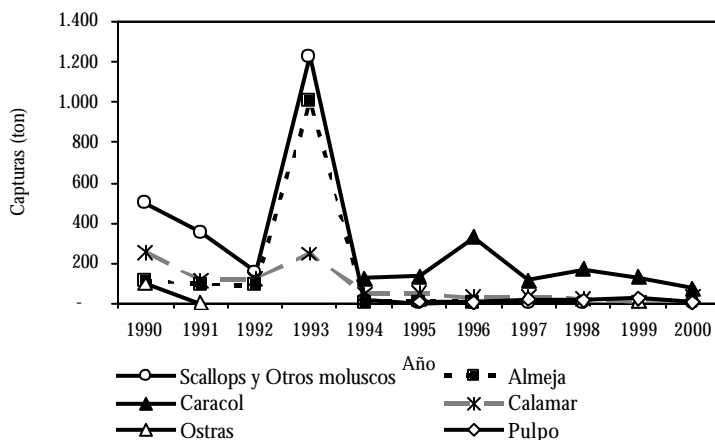


Figura 79. Producción pesquera industrial y artesanal de moluscos en el Caribe colombiano (1990-2000). Tomado de servicio nacional de estadísticas pesqueras del INPA (<http://www.inpa.gov.co/inpa.nsf>).

12.1.3 Pesquerías artesanales clave en Colombia

▪ La Ciénaga Grande de Santa Marta

Producción pesquera: las capturas de los grupos de especies (Figura 80), mostraron un panorama diferente: mientras que los peces declinaron en 2001 y 2002 a niveles de 3.400 ton con respecto al año 2000 (7.700 ton), en el último año apareció el molusco *Melongena melongena* (111 kg) mientras que los crustáceos mostraron niveles constantes de producción entre años (700 ton). La composición por especies de las capturas incluyendo peces y crustáceos mostró que aunque la riqueza de especies fue similar, la distribución de la abundancia entre especies difirió entre años (Figura 81). Esto se corroboró calculando el índice de diversidad de Shannon, el cual fue 1,4 en 2000, 2,3 en 2001 y 2,6 en 2002. Este gradiente en la diversidad, habla de la pérdida de biodiversidad durante el año 2000 en la CGSM, dada por la dominancia de la Mojarra Lora en la comunidad. Para el 2002, si bien las capturas son bajas comparadas con años precedentes, existe mayor participación de especies en las capturas comerciales. Usando la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) como un índice de abundancia y comparando los valores obtenidos de dos artes con poder de pesca diferente, se obtuvo que la abundancia de multiespecies de peces en la CGSM ha disminuido en forma significativa entre años (Figura 82). Esto fue consistente tanto para la atarraya ($F_{2,132} = 8,983$; $P < 0,05$), como para el trasmallo ($F_{2,132} = 9,23$; $P < 0,05$), lo cual confiere confiabilidad a esta afirmación.

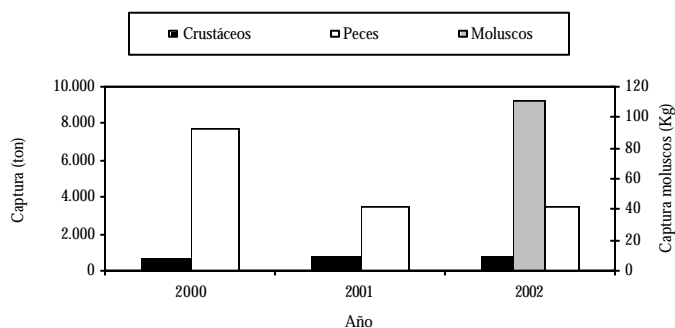


Figura 80. Variación anual de las capturas comerciales en la CGSM discriminadas por grupos de especies.

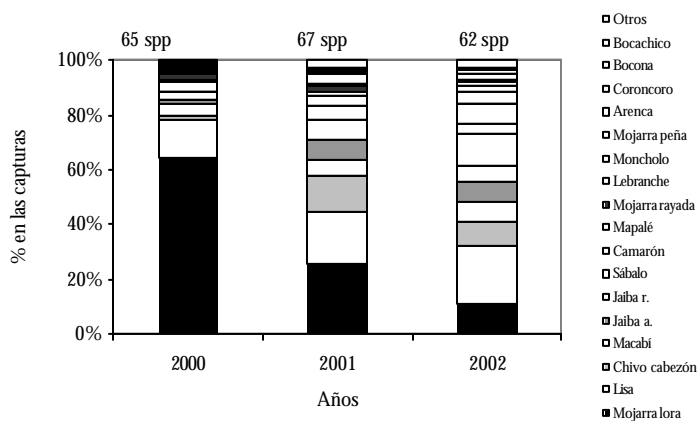


Figura 81. Composición por especies de las capturas comerciales entre años para la CGSM.

Estado de explotación: tal como se explica en el capítulo de indicadores, para evaluar el estado del recurso en la CGSM, se usaron como indicadores pesqueros: (I) la captura multiespecífica promedio y (II) las tallas medias de captura de las principales especies (ver capítulo 13). No obstante, se adiciona en este capítulo la evaluación del estado de la pesquería con base en un indicador bioeconómico (los ingresos económicos percibidos por la pesca). Para cada uno de los casos existe un punto de referencia límite (PRL) o condición no deseada, sobre el cual se evalúa la probabilidad de excederlo para saber el riesgo de sobre-explotación.

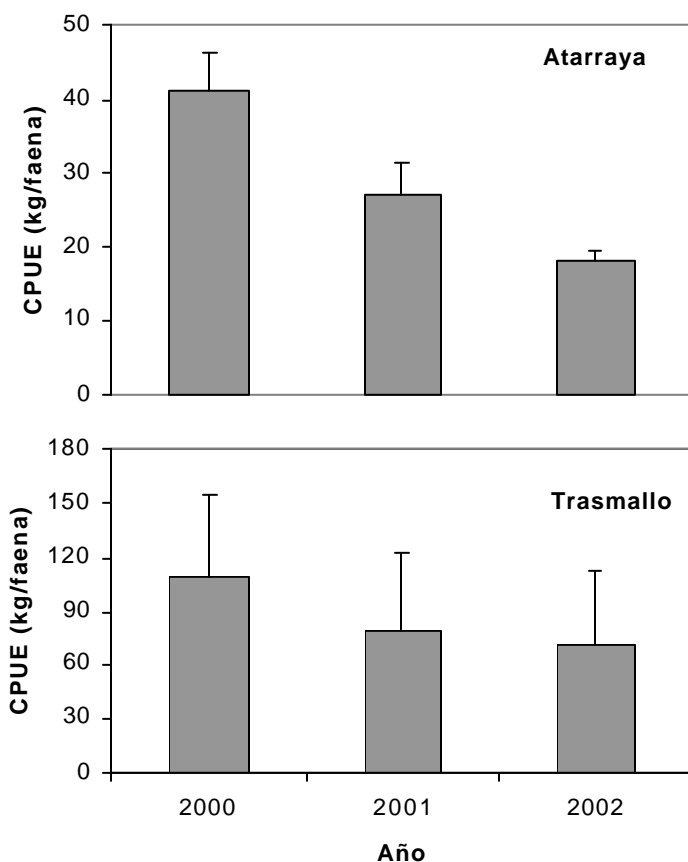


Figura 82. Variación anual de la CPUE promedio (+EE) de multispecies de peces para la atarraya y el trasmallo en la CGSM.

- Captura multispecífica de peces promedio. El PRL en este caso se estimó en 400 ton, valor por encima del cual las capturas de multispecies ponen en peligro la sostenibilidad del recurso. El análisis de riesgo mostró que el recurso íctico tuvo altas probabilidades de sobre-explotación (Figura 83) en términos de captura media anual para el año 2000 (probabilidad = 0,83), mientras para 2001 y 2002, el riesgo fue medio (probabilidades de 0,37 y 0,35). Esto indica que el recurso íctico en la CGSM está sobre-explotado y que son urgentes medidas de manejo pesquero para alcanzar niveles óptimos de captura. Dichas

medidas deben contemplar una combinación de regulaciones aplicadas en forma simultánea como restricción del esfuerzo de pesca, control de la selectividad de artes de pesca y el establecimiento de vedas espacio-temporales.

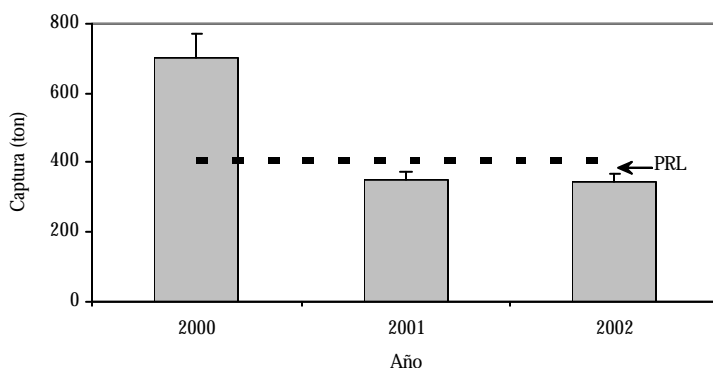


Figura 83. Variación anual de la captura promedio (+EE) multispecífica y su ubicación respecto al punto de referencia límite (PRL) en la CGSM. Valores por encima del PRL están en un área no deseada.

- Tallas medias de captura. El PRL en este caso fue la talla media de madurez sexual para cada especie, valor por debajo del cual la talla media de captura indica riesgo de sobre-explotación en términos de sobre-pesca en reclutamiento. Para el Bocachico, *Prochilodus magdalenae* (Figura 84), el riesgo de sobre-explotación bajo aumentó del año 2000 (probabilidad = 0,15) a valores medios en los años 2001 (probabilidad = 0,48) y 2002 (probabilidad = 0,51), no obstante las tallas medias de captura siempre estuvieron por encima del PRL. Para el Chivo Cabezón, *Ariopsis bonillai* las probabilidades de exceder el PRL fueron altas en todos los casos (probabilidades > 0,65), tal como ilustra la ubicación de la talla media de captura siempre por debajo del PRL (Figura 84). La Lisa *M. incilis* también presentó riesgo de sobre-explotación, aunque las probabilidades fueron medias con respecto a la anterior especie (probabilidades entre 0,49 y 0,51). *Cathorops sp* siempre presentó tallas medias de captura por debajo de la TMM, entonces el riesgo de sobre-explotación fue alto en 2000 (probabilidad = 0,62) y medio en los años restantes (probabilidades de 0,49 y 0,52) (Figura 84). La Mojarra Lora, *O. niloticus* mostró para cada año probabilidades medias de sobre-explotación (probabilidades entre 0,43 y 0,48), dado que su talla media de captura siempre estuvo por encima de la TMM (Figura 84). Aunque la talla media de captura de la Mojarra rayada, *E. plumieri* siempre estuvo por encima de la TMM, esta especie tuvo probabilidades medias de sobre-explotación (probabilidades entre 0,47 y 0,49), dada la variabilidad de este indicador (Figura 84).

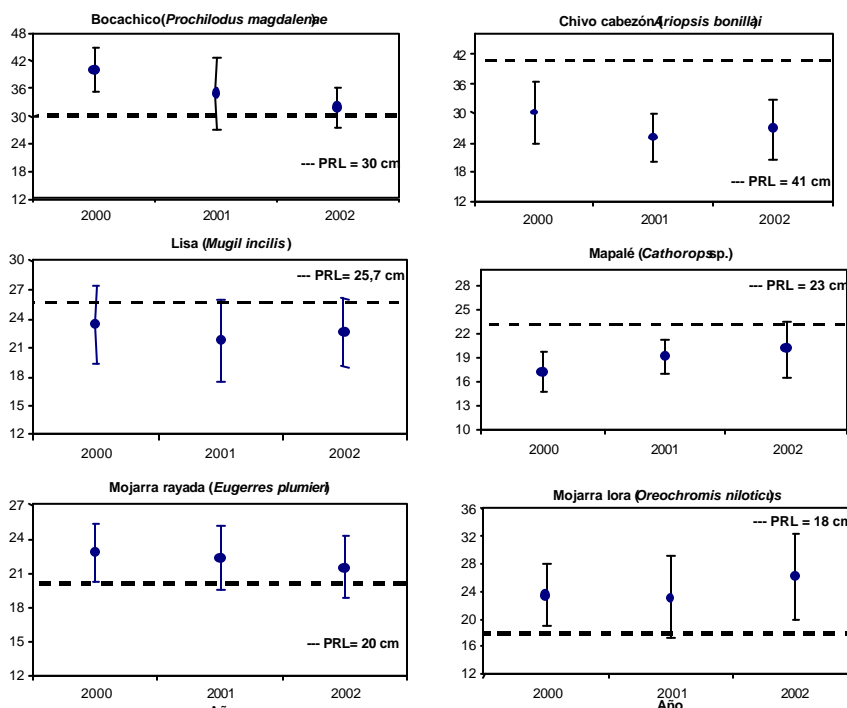


Figura 84. Variación anual de las tallas medias de captura para las principales especies ícticas de la CGSM y su ubicación con respecto al PRL (talla media de madurez sexual).

- **Ingresos económicos.** En este caso hubo dos PRLs: los costos variables (CV) y una renta umbral equivalente al salario mínimo vigente (Q), cuyos valores se compararon con los ingresos totales (IT) percibidos por la pesca. El análisis de riesgo mostró que para cada uno de los años hubo probabilidades bajas de obtener pérdidas económicas ($p(IT < CV) < 0,08$). Para el otro escenario, las probabilidades de obtener una renta menor al salario mínimo fueron medias ($p(IT < Q)$ 0,46 y 0,42) en 2000 y 2001, respectivamente; mientras que para 2002 la probabilidad fue alta ($p(IT < Q) = 0,61$). Esto implicó que la pesca en la CGSM presenta muy bajas probabilidades de obtener ganancias económicas superiores al salario mínimo (Figura 85).

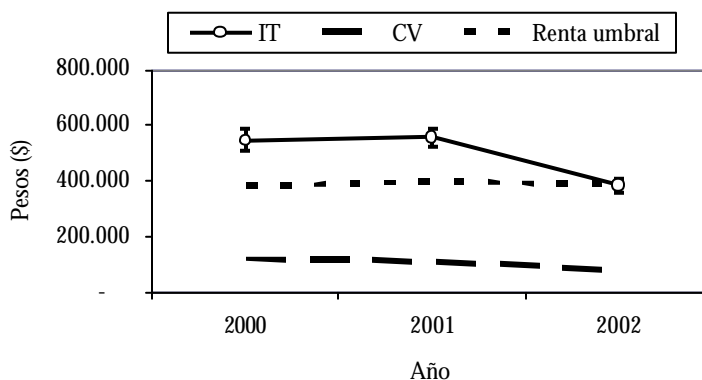


Figura 85. Variación anual de los ingresos económicos (IT) por pescador en la CGSM y su ubicación con respecto a los costos variables (CV) y una renta umbral, equivalente al salario mínimo vigente en el País.

▪ La Zona Deltaica Estuarina del Río Sinú (ZDERS)

Producción pesquera: las capturas de los grupos de especies (Figura 86), indicaron un leve aumento de las capturas de peces y crustáceos entre 2001 y 2002, mientras los moluscos tendieron a disminuir. La composición por especies (peces, crustáceos y moluscos) de las capturas mostró que aunque la riqueza de especies disminuyó, la distribución de la abundancia entre especies fue similar entre años (Figura 87). La CPUE de atarrayas y trasmallos mostró resultados opuestos entre los dos artes. Mientras que la abundancia de peces aumentó con la atarraya (Figura 88: $F_{1,18} = 5,05$; $P < 0,05$), con el trasmallo permaneció igual entre años (Figura 88: $F_{1,18} = 3,8$; $P > 0,05$). Esto indica que no existe certeza sobre la abundancia íctica en la ZDRS, ya que el poder de pesca diferencial entre artes está afectando las estimaciones.

Estado de explotación:

- Captura multiespecífica promedio. El análisis de riesgo mostró que el recurso íctico tuvo alta probabilidad de exceder el PRL (20 ton) en 2002 (probabilidad = 0,65), mientras que en el año 2001 dicha probabilidad fue baja (probabilidad = 0,22). Esto indica que el recurso está en riesgo de sobre-explotación, siendo necesarias el establecimiento de medidas de manejo pesquero (Figura 89).

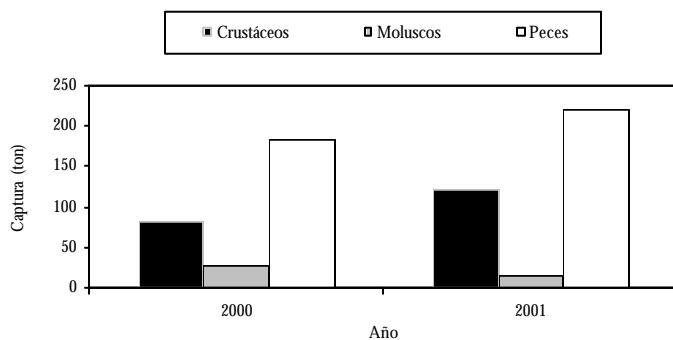


Figura 86. Variación anual de las capturas comerciales en la ZDERS discriminadas por grupos de especies.

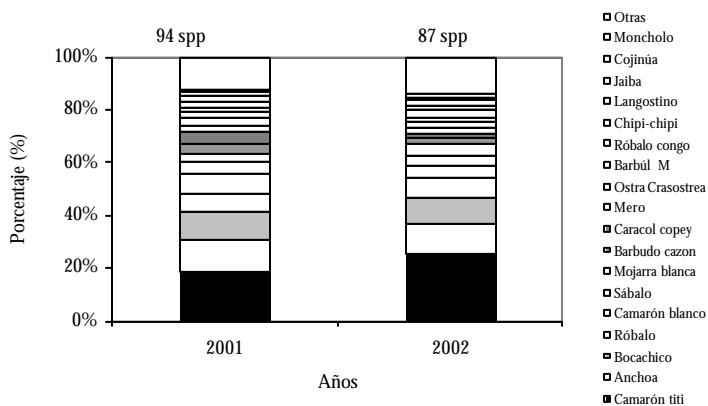


Figura 87. Composición por especies de las capturas comerciales entre años para la ZDERS.

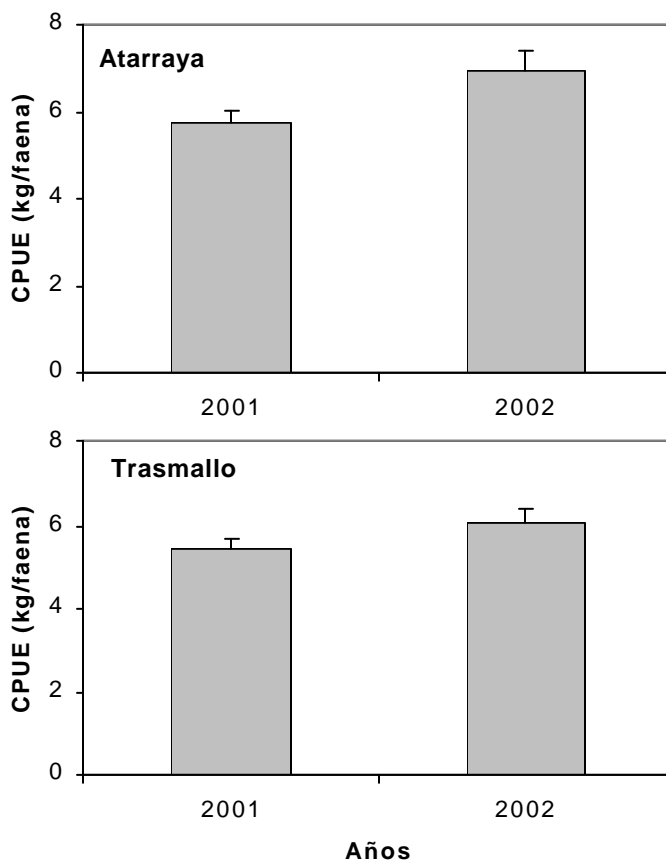


Figura 88. Variación anual de la CPUE promedio (+EE) de multiespecies de peces con atarraya y trasmallo en la ZDERS.

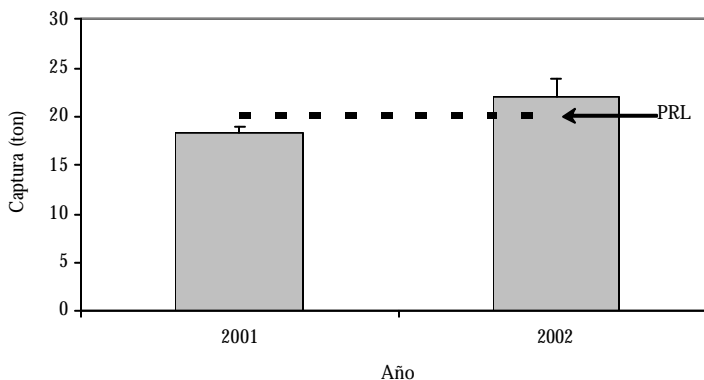


Figura 89. Variación anual de la captura promedio (+EE) multispecífica y su ubicación respecto al PRL en la ZDERS.

- **Tallas medias de captura.** Para *P. magdalenae* (Figura 90), el riesgo de sobreexplotación fue medio tanto en el año 2001 (probabilidad = 0,58) como en 2002 (probabilidad = 0,48), dado que las tallas medias de captura estuvieron por debajo del PRL. Para *A. bonillai* las probabilidades de exceder el PRL fueron altas en ambos casos (probabilidades de 0,60) (Figura 90). *M. incilis* presentó riesgo medio de sobre-explotación (probabilidades de 0,43 y 0,51 en 2001 y 2002, respectivamente; Figura 90). El sábalo, *Tarpon atlanticus* siempre presentó tallas medias de captura muy por debajo de la TMM, entonces el riesgo de sobre-explotación fue muy alto en ambos años (probabilidades > 0,90; Figura 90). El róbalo, *Centropomus undecimalis* mostró para cada año probabilidades muy altas de sobre-explotación (probabilidades > 0,78) dada la baja talla media de captura (Figura 90). Aunque la talla media de captura de la Mojarra Rayada, *E. plumieri* estuvo por encima de la TMM, esta especie presentó probabilidades medias de sobre-explotación (probabilidades de 0,58 y 0,44 en 2001 y 2002; Figura 90).
- **Ingresos económicos.** El análisis de riesgo mostró que en ambos años hubo probabilidades muy bajas de obtener pérdidas económicas $p(IT < CV) < 0,09$; mientras que las probabilidades de obtener una renta menor al salario mínimo fueron altas ($p(IT < Q)$ de 0,80 y 0,64 en 2001 y 2002). Esto implicó que la mayor parte de los pescadores en la ZDERS trabajan en intentar cubrir al menos sus costos de operación (Figura 91).

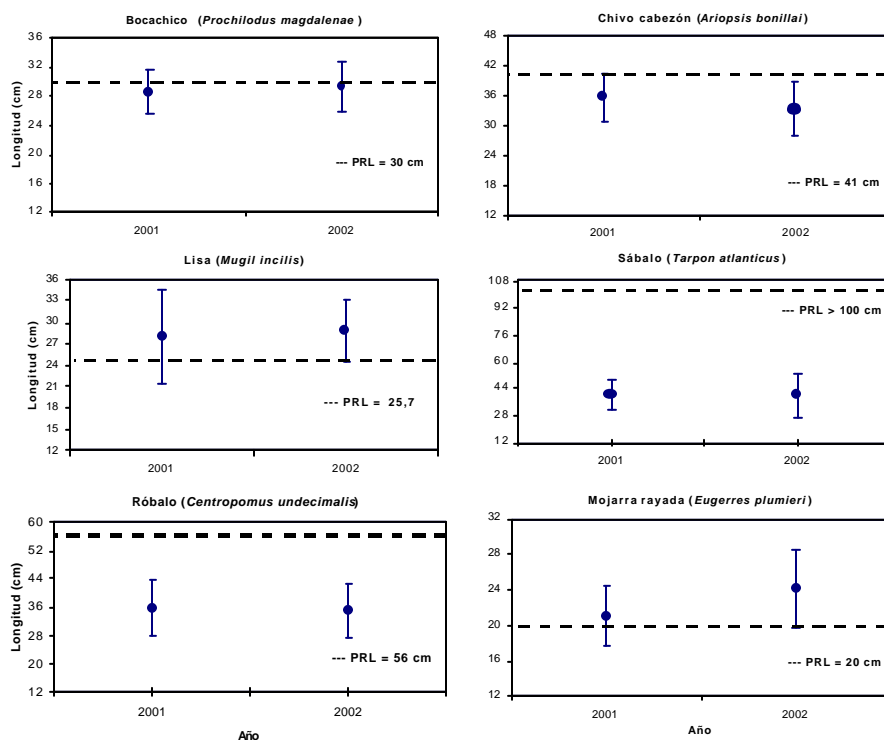


Figura 90. Variación anual de las tallas medias de captura para las principales especies ícticas de la ZDRS y su ubicación con respecto al PRL (talla media de madurez sexual).

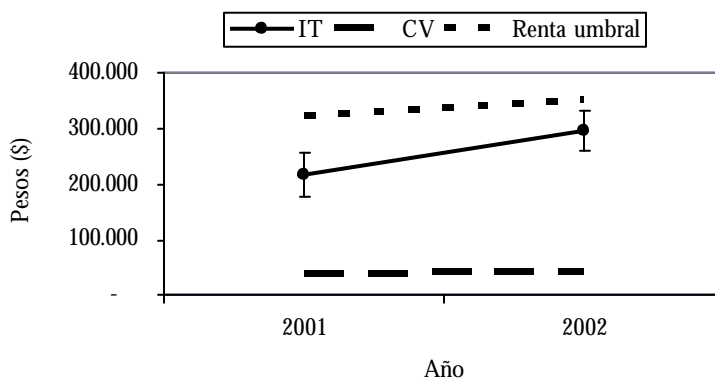


Figura 91. Variación anual de los ingresos económicos (IT) percibidos por la pesca en la ZDERS y su ubicación con respecto a los costos variables (CV) y una renta umbral.

12.2 Acuicultura Marina y Estuarina en Colombia.

12.2.1 Especies cultivadas

La acuicultura ha experimentado en las últimas décadas un desarrollo bastante rápido. La producción de semilla y las cosechas se han beneficiado de innovaciones tecnológicas y aumentado las densidades de cultivo, así como el área de espejo de agua dedicada a la acuicultura. Las tecnologías ya incorporadas son las de los camarones del género *Litopenaeus*, -principalmente *L. vannamei* y en el campo de los moluscos marinos, la ostra de mangle (*Crassostrea rhizophorae*). También en ambos litorales se realizan evaluaciones experimentales para incluir otras especies en la producción. En el Pacífico se destacan el mejillón (*Mytella guyanensis*), la piangüa (*Anadara sp*) y pargo lunarejo (*Lutjanus gutatus*). En el Caribe surgen los Scallops (*Pectinidae*), el róbalo (*Centropomus sp*), el pargo palmero (*Lutjanus analis*) y el mero guasa (*Epinephelus itagara*), mientras en lagunas costeras, el sábalo (*Tarpon atlanticus*) y el híbrido rojo de la Mojarra Lora (*Oreochromis sp.*), son especies promisorias.

Otras especies que antes no eran de consumo, pero que ya se están aprovechando a nivel piloto son: madreperla (*Pteria colymbus*), ostra perlífera (*Pinctada imbricata*), concha de nacar (*Pinna carnea*) y pectínidos, como *Nodipecten nudosus* y *Argopecten nucleus* (INVEMAR, 1999; 2003).

12.2.2 Producción Acuícola

A diferencia de los peces cultivados en agua dulce, el cultivo de especies marinas y estuarinas todavía no ocupa un lugar destacado en el sector. Fundamentalmente la producción acuícola marino-costera está representada por los camarones, que para 2001 alcanzaron 11.493 toneladas y se estima para 2002 una producción de cerca de 15.600 ton (Perry, 2002). La Figura 92 muestra como ha sido el desarrollo de la actividad camaronicultura del país y el área ocupada por granjas dedicadas a dicha actividad, notándose un incremento sostenido desde 1997, hasta el presente.

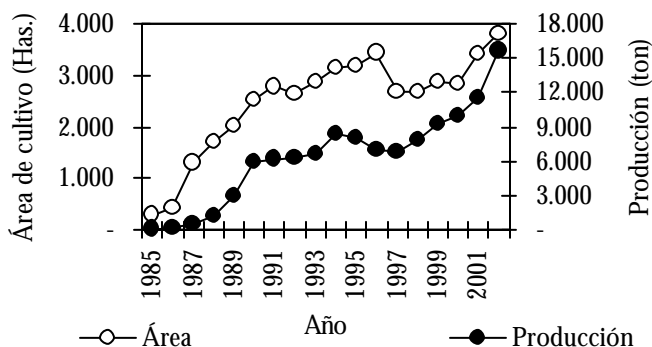


Figura 92. Área de cultivo y producción de camarón en Colombia (1985 – 2002).

La comparación entre la producción de camarón y el área de espejo de agua usada para cultivo (Figura 93), mostró una relación significativa ($r^2 = 0,92$; $P < 0,05$). La tendencia de la producción ya no es lineal, sino claramente potencial, seguramente debida al aumento de las densidades de cultivo, gracias a la introducción de mejoras tecnológicas. La variación histórica de la producción de camarón va de la mano con las exportaciones de este producto, principalmente dirigido a los mercados externos (Figura 94). Los valores de crecimiento mayores fueron en 1988, siendo 1991-1992 años de disminución severa tanto en producción como en exportaciones. Desde 1994 los incrementos han experimentado fluctuaciones y ya actualmente se muestra una tendencia al aumento, aunque no tan rápida como la observada a fines de los años 80s.

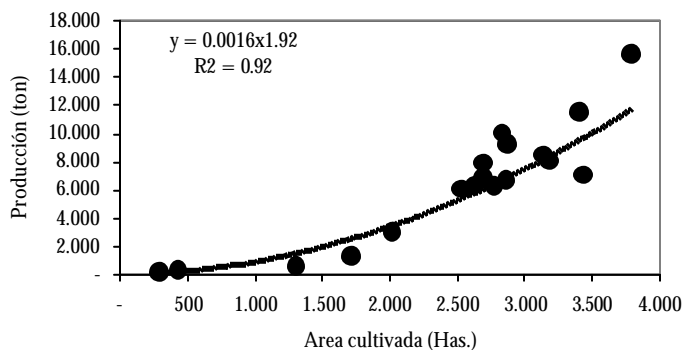


Figura 93. Tendencia de la producción de camarón con respecto al área de cultivo.

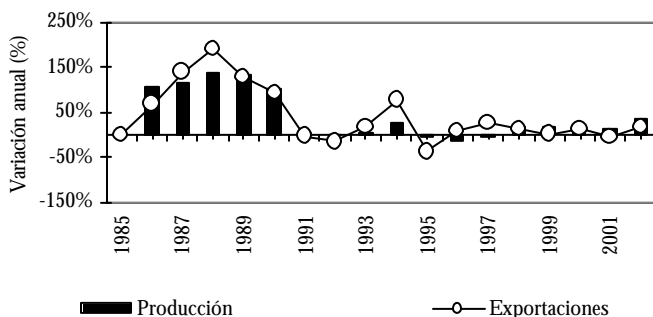


Figura 94. Variación histórica del crecimiento anual (%) de la producción y de las exportaciones de camarón cultivado.

12.2.3 Efectos Potenciales de la Acuicultura sobre los Ecosistemas.

En sólo dos décadas la acuicultura aumentó seis veces su aporte al crecimiento del sector. Para 2002, el área de espejo de agua dedicado únicamente a la camaronicultura, llegó a ser casi 13 veces lo que era en 1985 (Perry, 2002). En el caso del Pacífico colombiano, es claro que algunas de las áreas de espejo de agua utilizadas para cultivos eran previamente silvestres, y que al darles un uso acuícola para incorporarlas al sector productivo se priva de ellas al medio natural. La situación en el Caribe colombiano es diferente, pues la mayoría de las áreas cultivadas corresponden a antiguas fincas dedicadas a la ganadería y al cultivo de arroz, así como salitrales

que colindan con las franjas del manglar en la Isla del Cobado y sectores de Galerazamba. Dada la experiencia de cultivo en las dos costas bajo diferentes condiciones ambientales, los camaricultores son conscientes que la multiplicación de áreas para cultivo pudiera representar un riesgo ambiental, sobre todo si se trata de áreas delicadas, como los ecosistemas de manglar que cumplen una función natural de guarderías para juveniles de peces y otros organismos (Blaber *et. al.*, 2000). Sin embargo, la magnitud del impacto debe ser evaluada mediante investigación. Gracias a campañas de concientización organizadas por ACUANAL, los camaricultores colombianos en general han evitado el uso de terrenos de manglar para hacer estanques de cultivo, pues entre otras cosas fuera de causar un grave impacto ambiental, el cultivo no resulta rentable.

También debe ser investigado el impacto de los efluentes de las granjas camaroneras, que incluyen desechos de los estanques y del procesamiento de los camarones cosechados. Estos podrían incrementar los valores normales de DBO, fosfatos, compuestos nitrogenados y sólidos suspendidos totales, desencadenando perturbaciones en las relaciones tróficas de los ecosistemas afectados. No obstante, hay que destacar que en el país ya existen empresas que han instalado biofiltros de manglar de aproximadamente 250 ha, donde se han valorado las entradas y salidas de nutrientes, con el propósito de mitigar los impactos de dichos efluentes sobre los ecosistemas.

Otros impactos potenciales los constituyen los cultivos de peces en corrales dentro de sistemas lagunares costeros. Adicionalmente, la captura de juveniles para alimentar especies carnívoras como los sábalos, plantea un impacto en la cadena trófica de los peces. Las especies de cultivo que aparentemente causan menor impacto, son los bivalvos, debido a que no hay adiciones de alimento o nutrientes al medio de cultivo y los desechos de la actividad son relativamente muy pocos, siendo reconocidos como ejemplos de “producción limpia”, con buenas perspectivas en los “mercados verdes”. Sin embargo, estos cultivos apenas comienzan a escala comercial (Investigación Piloto liderada por INVEMAR, en aguas del Parque Tayrona).

12.2.4 Localización de las áreas de cultivo.

La alta demanda y atractivo precio del camarón en los países industrializados ha permitido el desarrollo de la camaricultura a escala industrial. Las principales granjas camaroneras están localizadas en Bolívar, Sucre, Atlántico, Córdoba y Nariño, aunque también existen proyectos artesanales. El desarrollo local de la investigación y de la tecnología ha posicionado internacionalmente a la camaricultura colombiana, que desde 1996 exporta post-larvas de camarón mejoradas genéticamente a cultivadores en Centroamérica. Los cultivos de moluscos todavía no son significativos en cuanto a producción, aunque sí en cuanto a desarrollo de la tecnología. Los principales proyectos se localizan el litoral Pacífico (piangüa), y de otros bivalvos en el Caribe (Parque Tayrona), donde se involucra a las comunidades de pescadores

locales a pequeña escala. También los cultivos de peces, como róbalo y sábalo han tenido un desarrollo artesanal en aguas estuarinas como en la Ciénaga Grande de Santa Marta.

12.3 Bioprospección.

La bioprospección entendida como la búsqueda de organismos o productos derivados, con potencial uso en salud, alimentación, industria y medio ambiente (Melgarejo *et al.*, 2002a), resulta útil para descubrir, conocer, cultivar, manejar y aprovechar plantas, animales y microorganismos obteniendo productos de calidad. En algunos casos también se puede llegar a la comercialización de los productos obtenidos, lo cual permite generar nuevos ingresos (Melgarejo, *et al.*, 2002b). En el Caribe y Pacífico colombiano existe una gran biodiversidad específica de organismos marinos que han arrojado resultados positivos como fuente de nuevas sustancias químicas. Las bacterias, hongos, esponjas, octocorales, tunicados y algas son los grupos marinos con mayor cantidad y variedad de compuestos químicos con potencial farmacológico. Los usos posibles van desde compuestos antibacteriales, hasta pinturas que eviten el establecimiento de organismos marinos sobre estructuras sumergidas, pasando por anticancerígenos, cardiotónicos, antiinflamatorios, antivirales, antitumorales, anticoagulantes, inmunomoduladores y neurotóxicos, e incluyendo toxinas para investigación.

Aunque el camino para producir medicamentos es largo, es necesario continuar con la fase de exploración e investigación, que lleve a un censo del potencial de biodiversidad de productos naturales del país, y que le dé valor agregado por conocimiento. Los estudios de bioprospección en el área marina se desarrollan en áreas como fitorremediación, búsqueda de productos bioactivos particularmente en esponjas, algas y corales, y cultivo de organismos marinos como poliquetos y bivalvos (Tablas 26 y 27).

La investigación en bioprospección marina se encuentra en su origen, existiendo actualmente siete grupos de investigación en el país. Los grupos de investigación que están trabajando en el área de organismos marinos en Colombia en su mayoría (4) trabajan con entidades del Estado y universidades de las cuales reciben apoyo financiero. Estos grupos (el INVEMAR, la Universidad de Antioquia, la Universidad Nacional de Colombia y la Universidad del Valle) han mostrado ser muy productivos. Parte de la investigación existente se enfoca a la caracterización de la biodiversidad, identificación de los compuestos y de los organismos promisorios sin pasar a la de investigación aplicada. Una tercera etapa debería involucrar la comercialización con fines de alcanzar convenios con las empresas para iniciar la producción a escala industrial de los productos. Como resultado, el estado de la explotación de recursos destinados a la producción de sustancias naturales es incipiente. Avances en el área de la bioprospección constituyen el Plan Nacional en Bioprospección Continental y Marina, el diagnóstico del estado actual de la bioprospección en Colombia y una cartilla llamada "Herramientas para la Bioprospección".

Tabla 26. Tipo de productos naturales extraídos de organismos marinos.

Compuesto	Fuente	Referencia
Esterol (24S)-Saringosterol	Esponja <i>Xestospongia muta</i>	Catalán <i>et al.</i> , 1983
Esterol 3'-O-sulfato del 24-O-(a-arabinofuranosil)-5-a-colestan-3b-6a, 8, 15a, 24-pentanol	Estrella <i>Oreaster reticulatus</i>	Segura de Correa <i>et al.</i> , 1983
Terpeno (+)-curcufenol	Esponja <i>Didiscus oxeata</i>	Duque <i>et al.</i> , 1988
Acidos grasos 13, 15-dimetilnonadecanoico y 8, 12, 16-trimetilheptadecanoico	Esponja <i>Agelas schimdti</i>	González, 1994
Alqueno sulfatado 1-sulfato de 4,8-dimetil-3-noneno	Estrella quebradiza <i>Ophiocoma echinata</i>	Rocattagliata <i>et al.</i> , 1997
Acidos grasos (5Z, 9Z)-22-metiltricosadienoico y 2.11-dimetiloctadecanoico	Esponja <i>Ircinia felix</i>	Martínez <i>et al.</i> , 1997a
Furanosesterterpenos (8Z, 13Z, 18R, 20Z)-strobilinina, (7Z, 13Z, 18R, 20Z)-felixinina, (7E, 12E, 18R, 20Z)-variabilina y 11 ésteres variabilínicos de ácidos grasos	Esponjas <i>Ircinia felix</i> , <i>Ircinia strobilina</i> e <i>Ircinia campana</i>	Martínez <i>et al.</i> , 1997b
Caliculaglicósidos A, B y C	Octocoral gorgonáceo <i>Eunicea</i> sp.	Cobar <i>et al.</i> , 1997

Tabla 27. Organismos marinos estudiados en bioprospección.

Fuente	Utilidad	Referencia
<i>Rhizophora mangle</i> y <i>Avicennia germinans</i>	Fitorremediación	Melgarejo, <i>et al.</i> , 2002a
<i>Neantes (nereis) succinea</i> y <i>Marphysa sanguinea</i>	Alimento para camarones	Melgarejo, <i>et al.</i> , 2002a
<i>Liropecten nodosus</i> y <i>Argopecten nucleus</i>	Alimentación	Melgarejo, <i>et al.</i> , 2002a
<i>Pinctada imbricata</i>	Ostra perliera	Melgarejo, <i>et al.</i> , 2002a
Esponjas del género <i>Ircinia</i>	Esteroides	Melgarejo, <i>et al.</i> , 2002a
<i>Pseudopterogorgia elisabethae</i>	Antiinflamatorios	Melgarejo, <i>et al.</i> , 2002a
Algas	Fitocoloides	Melgarejo, <i>et al.</i> , 2002a
Octocorales	Esteroles	Birchal y Cárdenas, 1982
<i>Echinometra lucunter</i>	Esteroles	Duque <i>et al.</i> , 1983.
<i>Echinaster sentus</i>	Esteroles	Segura de Correa y Duque, 1989
<i>Monanthus ciocalyptoides</i>	Antimicrobiano	Muñoz Chiquillo y Sarmiento Ravello, 1993
<i>Plakinastrella onkodes</i>	Antimicrobiano	Díaz y Cárdenas, 1993
<i>Raspaxilla</i> sp.	Antimicrobiano	Pinto, 1993
<i>Xestospongia proxima</i>	Antimicrobiano	Gordillo y Santamaría, 1993
<i>Acarnus innominatus</i>	Antibacteriano	Rivero y Noy, 1992
<i>Ulosa ruetzleri</i>	Antimicrobiano	Linares y Novoa, 1995

12.4 Literatura Citada

- Beltrán, C.S. y A.A. Villaneda, 2000. Perfil de la pesca y la acuicultura en Colombia. Santafé de Bogotá: Instituto Nacional de Pesca y Acuicultura INPA, 26p.
- Birchal, M. y L. Cárdenas. 1982. Estudio de los componentes presentes en mayor proporción de las fracciones de esteril ésteres y esteroides libres en tres especies de octocorales colombianos. Tesis Profesional, Química, Univ. Nacional, Bogotá, 98 p.
- Blaber, S.J.M., D.P. Cyrus, J.J. Albaret, Ching Chong Ving, J.W. Day, M. Elliott, M.S. Fonseca, D.E. Hoss, J. Orensanz, I.C. Potter y W. Silvert, 2000. Effects of fishing on the structure and functioning of estuarine and nearshore ecosystems. *ICES Journal of Marine Science* 57, 590-602.
- Catalán, C., W.C.M.C. Kokke, C. Duque y C. Djerassi. 1983. Synthesis of (24R) and (24S)-5,28-stigmastadien-3 β -ol snf determination of their 24-hydroxyanalogues, the saringosterols. *J. Org. Chem.* 48: 5207-5214.
- Cobar, O.M., A.D. Rodríguez, O.L. Padilla y J.A. Sánchez. 1997. The calyculaglycosides: Dilophol-type diterpene glycosides exhibiting antiinflammatory activity from the Caribbean gorgonian *Eunicea* sp. *J. Org. Chem.* 62(21): 7183-7188.
- Díaz, S. y S. Cárdenas. 1993. Análisis químico y antimicrobiano de algunos extractos de la esponja marina *Plakinastrella onkodes*. Tesis Lic. Educación - Química, Univ. Distrital Francisco José de Caldas, Bogotá, 62 p.
- Duque, C., S. Zea, J. de Silvestri, A. Calderón y A. Medina. 1988. Actividad biológica vs. composición química del extracto clorofórmico de la esponja marina *Didiscus oxeata* Rev. Col. Quím. 17(1-2): 39-46.
- Duque, C., A. Bernal, R. de Correa, M. Morisaki y M. Ikekawa. 1983. Free sterols of the sea urchin *Echinometra lucunter*. *Chem. Pharm. Bull.* 31(4): 1366-1369.
- González, O.L. 1994. Ácidos grasos de fosfolípidos aislados de la esponja marina *Agelas schmidtii*. Tesis profesional, Química, Univ. Nacional, Bogotá, 117 p.
- Gordillo, E. y M. Santamaría. 1993. Análisis químico de sustancias con actividad antimicrobiana de la esponja marina *Xestospongia proxima*. Tesis Lic. Educación - Química, Univ. Distrital Francisco José de Caldas, Bogotá, 66 p.
- INPA. 2003. Servicio nacional de estadísticas pesqueras del INPA (<http://www.inpa.gov.co/inpa.nsf>).
- INVEMAR. 1999. Diagnóstico y evaluación de la factibilidad biológica, técnica y económica del cultivo experimental de bivalvos de interés comercial en el Caribe colombiano. INVEMAR-BID-BPIN-CIM. Santa Marta. 227p + anexos.
- INVEMAR. 2003. Validación y desarrollo de un cultivo piloto de bivalvos en la región de Santa Marta, Caribe colombiano. INVEMAR-ECOFONDO (Conv. Pr-11-Ong-11). Santa Marta.
- Linares, G.I. y C.P. Novoa. 1995. Estudio preliminar de la actividad antimicrobiana de algunos extractos de la esponja marina *Ulosa ruetzleri*. Tesis Lic. Educación - Química, Universidad Distrital Francisco José de Caldas, Bogotá, 59 p.
- Martínez, A., C. Duque y Y. Fujimoto. 1997a. Novel fatty acid esters of (7E, 12E, 18R, 20Z) - variabilin from the marine sponge *Ircinia felix*. *Lipids* 32(5): 565-569.
- Martínez, A., C. Duque, N. Sato y Y. Fujimoto. 1997b. (8Z,13Z,20Z) -Strobilin and (7Z,13Z,20Z)-Felixinin: new furano-sesterterpene tetrone acids from marine sponges of the genus *Ircinia*. *Chem Pharm. Bull.* 45(1): 181-184.
- Melgarejo, L. M., J. Sánchez, C. Reyes, F. Newmark y M. Santos-Acevedo. 2002a. Plan Nacional en bioprospección continental y marina (propuesta técnica). Bogotá. 122 p. (Serie de Documentos Generales INVEMAR No.11).

- Melgarejo, L. M., J. Sánchez, A. Chaparro, F. Newmark, M. Santos-Acevedo, C. Burbano y C. Reyes. 2002b. Aproximación al estado actual de la bioprospección en Colombia. Bogotá. 334 p. (Serie de Documentos Generales INVEMAR No.10).
- Muñoz Chiquillo, D.A. y C.A. Sarmiento Ravello. 1993. Análisis químico preliminar y antimicrobiano de la esponja marina *Monanthus ciocalyptoides*. Tesis Lic. Educación - Química, Univ. Distrital Francisco José de Caldas, Bogotá, 67 p.
- Perry R., S., 2002. Estudio de competitividad de la camaricultura colombiana. Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural, ACUANAL. Bogotá. 141p.
- Pinto, R.E. 1993. Contribución al análisis químico y antimicrobiano de algunos extractos de la esponja *Raspaxilla* sp. Tesis Lic. Educación - Química, Univ. Distrital Francisco José de Caldas, Bogotá, 50 p.
- Rivero, B. y J.M. Noy. 1992. Estudio preliminar de algunos extractos de la esponja marina *Acarnus innominatus*. Tesis Lic. Educación - Química, Univ. Distrital Francisco José de Caldas, Bogotá, 86 p.
- Segura de Correa, R. y C. Duque. 1989. Esteroles libres de la estrella marina *Echinaster sentus*. Rev. Col. Quim. 18(1-2): 17-26.
- Segura de Correa, R., R. Riccio, L. Minale y C. Duque. 1983. Starfish saponins part 21. Steroidal glycosides from the starfish *Oreaster reticulatus*. J. Nat. Prod. 48: 751-755.

CAPITULO V

INTRODUCCIÓN A LOS INDICADORES AMBIENTALES DE ESTADO DE LOS RECURSOS MARINOS

13 INTRODUCCIÓN A LOS INDICADORES AMBIENTALES DE ESTADO DE LOS RECURSOS MARINOS Y COSTEROS

Dorys Yaneth Rodríguez, Armando Gonzalez, Bienvenido Marin,

Blanca Posada¹⁶, Mario Rueda¹⁷ y Jesús Garay¹⁸

13.1 Introducción

En el marco del Plan Nacional de Desarrollo propuesto por el actual Gobierno, que enfatiza la unificación de los sistemas internos de información del Estado, y comprometido con el desarrollo del Sistema de Información Ambiental para Colombia (SIAC), el Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras INVEMAR a cargo de la investigación ambiental básica y aplicada de los ecosistemas marinos, costeros y oceánicos, así como de los recursos marinos renovables, se ha dado a la tarea de implementar el sistema de Gestión de Indicadores Ambientales Marinos y Costeros (SIGEIN) como herramienta útil para producir y divulgar información científica confiable, precisa y oportuna que apoye los procesos de planificación, gestión y manejo ambiental de las zonas marinas y costeras del País.

En el marco de SIGEIN, se pretende mediante un sistema de indicadores, estructurar, orientar y perfeccionar el proceso de toma de datos, así como mejorar y hacer eficaz el proceso de intercambio, difusión y comunicación de información ambiental para facilitar la toma de decisiones gubernamentales. Entendiendo que un Indicador es una expresión cuantitativa de una información que tiene sentido en un marco de explicación (Jackson *et al.* 2002), se han generado indicadores simples y complejos, dirigidos a dar respuesta a preguntas del tipo: ¿Que recursos marinos y costeros posee el país?, ¿Donde se encuentran ubicados dichos recursos? En

¹⁶ INVEMAR, Investigadores Proyecto Línea base – djrc@invemar.org.co

¹⁷ INVEMAR, Investigador Programa de Valoración y Aprovechamiento de Recursos VAR

¹⁸ INVEMAR, Subdirector científico

que estado de desarrollo y conservación se encuentran? Que actividades o eventos naturales están impactando positiva o negativamente los recursos? Que uso le da el hombre a los recursos marinos en Colombia? Cual es el valor natural y social de los recursos marinos y costeros?, entre otros.

La elegibilidad de los indicadores se fundamenta en cuatro aspectos:

- Relevancia conceptual y Política: Un indicador debe responder a preguntas acerca del estado o riesgo ecológico de los recursos y del medio ambiente marino, concerniente al manejo o conservación de los mismos, y será potente en la medida que lo refleje.
- Factibilidad de implementación: Un indicador será viable en la medida en que sea sostenible financieramente en el tiempo, de manera que la relación costo beneficio y costo efectividad sea baja. Desde el punto de vista técnico, un indicador será considerado si la adaptación en monitoreos a largo plazo es factible y practica. Por tanto, los métodos de muestreo y las variables a medir deben ser factibles, apropiadas y eficientes en cuanto a logística y costos. Contando con metodologías, escalas de aplicación, unidades de muestreo, periodicidad de muestreo y sitios de monitoreo, estandarizados.
- Sensibilidad: Son incluidos aquellos indicadores que cuenten con series históricas que permitan determinar su variabilidad de respuesta, y contar con la capacidad de discriminar entre la variabilidad causada por los errores metodológicos, la variabilidad natural y los efectos de las actividades antrópicas.
- Interpretación y Utilidad: Un indicador debe estar dado en términos de brindar información insumo para generar pautas de manejo, útil para los usuarios de la información a nivel nacional, regional o local. Debe permitir la integración intersectorial y explicar realidades locales en función de realidades regionales.

Para facilitar la comprensión de este sistema de indicadores, es factible asumir el marco ordenador del modelo de indicadores de Estado, Presión, Respuesta (PER), desarrollado por la OECD en 1994. Este marco organiza de manera progresiva las acciones humanas que ocasionan presión sobre los recursos naturales, que a su vez llevan a un cambio de estado del medio ambiente, al cual la sociedad responde con medidas de acción para reducir o mitigar impactos ambientales significativos. De esta manera los indicadores pueden ser de tres tipos:

- Indicadores de Estado, que se refieren a medidas de condición de los ambientes marinos.

- Indicadores de Presión, que son medidas de las presiones de origen antrópico o natural, a que son o han sido sometidos los recursos y que genera procesos de deterioro sistemático de las condiciones de existencia.
- Indicadores de Respuesta, que son medidas de las acciones políticas que se han venido implementando en dirección a proteger los recursos de las presiones adversas que se vienen presentando, y a propender por una adecuada atenuación de estas presiones y la recuperación de los daños ya causados.

Uno de los elementos claves en el diseño del sistema de indicadores es la definición del nivel de organización biológica, y su relación con la escala geográfica de trabajo. Con base en los modelos de ecología del paisaje, se propone estudiar el ambiente, desde la perspectiva de un paisaje regional que contiene ecosistemas de las comunidades (Noss, 1990). Se adopta la definición de paisaje como “una superficie de terreno heterogénea compuesta por un conjunto de ecosistemas que se repite de forma similar en ella” (Forman y Gordon, 1986) y el concepto ecosistema como una unidad funcional materializada en un territorio o una porción de espacio geográfico definido, la cual se caracteriza por presentar una homogeneidad en sus condiciones biofísicos y antrópicas que se identifica como la confluencia de una asociación de geoformas, substratos, comunidades, biotas y usos antrópicos específicos (Chávez y Arango, 1997).

De acuerdo a lo anterior, los ambientes marino y costero serán agrupados de la siguiente manera (ver Figura 95)

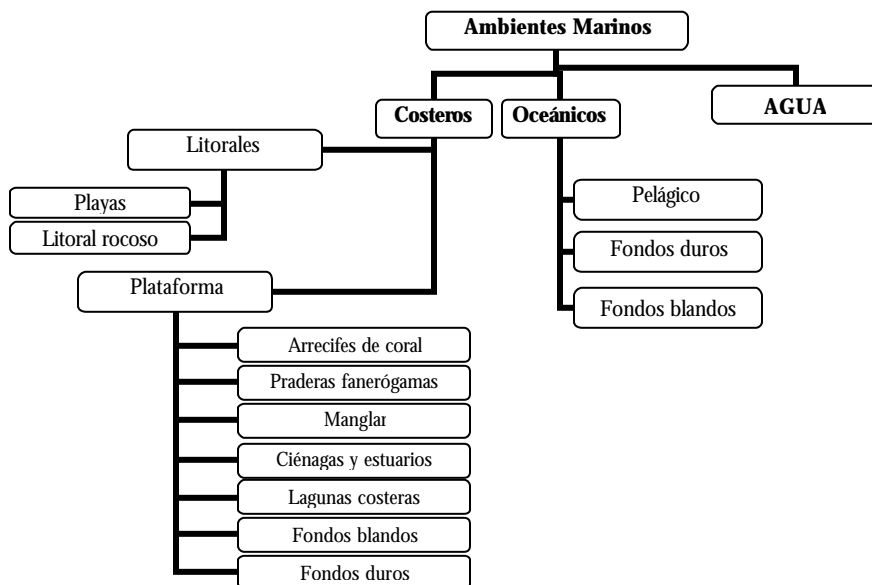


Figura 95. Esquema de ambientes marinos y costeros. Tomado de taller interno Programa de Biodiversidad y Ecosistemas Marinos-(BEM-INVEMAR, 2002).

Bajo este esquema de análisis, el sistema de indicadores esta en capacidad de brindar respuestas a cuatro niveles jerárquicos en el espacio y escala geográfica: Unidades Paisajísticas (fragmentación del ecosistema), Paisaje regional (Ecorregión o Unidades de manejo ambiental UMA), Litoral (Pacífico y Caribe) y a nivel nacional.

13.2 Indicadores de Estado

Entendiendo Estado, como “la condición de un ambiente marino en un tiempo dado, en términos de su extensión, estructura, salud y funcionamiento” (BEM-INVEMAR, 2002); los indicadores de estado de los ecosistemas marinos resuelven a dos escalas geográficas, preguntas relacionadas con:

A escala General (A nivel de Paisaje, 1:100.000)

- Composición del Paisaje marino. refiriéndose a la identidad, distribución, riqueza, proporciones de tipos de ecosistemas marinos (hábitat), conjuntos de paisaje, patrones colectivos de la distribución de ecosistemas, entre otros.
- Extensión. Entendida como la cobertura (área) de los ecosistemas marinos desde el punto de vista de paisaje, cuantificada mediante imágenes satelitales Landsat TM.

A escala detallada (A nivel de ecosistema, 1:25.000):

- Estructura: Se refiere a la composición, riqueza, diversidad, abundancia, biomasa y frecuencia (dominancia) en un ecosistema de comunidades, poblaciones, especies, seleccionada como indicador.
- Salud: Se define como la suma de condiciones físicas de un organismo en un momento determinado, explicadas por el bienestar (muerto o saludable), condiciones de deterioro, es decir estados intermedios o de respuesta del ambiente ante estímulos naturales o antropogénicos, tales como invasiones, enfermedades, bioerosión, agresiones, mortalidades parciales, entre otros (Peters, 1997).
- Función: Comprende los procesos ecológicos y evolutivos al interior de los ecosistemas, propios de su biología tales como, productividad, flujos de materia y energía en intercambio con otros ecosistemas, relaciones tróficas, entre otros.

La valoración de estos indicadores se realizará anualmente arrojando resultados comparables a escala nacional, regional y local. Se aplica a áreas de referencia y control, elegidas con base en su representatividad en cobertura y desarrollo de los ecosistemas marinos presentes, a saber:

- Arrecifes coralinos: Islas del Rosario, Archipiélago de San Bernardo, Archipiélago de San Andrés y Providencia.
- Praderas de pastos marinos: Departamento de la Guajira, Archipiélago de San Bernardo, Archipiélago de San Andrés y Providencia
- Manglares: En el Caribe en: Ciénaga Grande de Santa Marta, Golfo de Morrosquillo, Ciénaga de la Virgen (Bolívar), Bahía de Cispatá y Golfo de Urabá. En el Pacífico en los Departamentos del: Choco, Valle del Cauca, Cauca y Nariño.
- Humedales: Ciénaga Grande de Santa Marta, Bahía de Cispatá y Ciénaga de la Virgen.

- Playas: En las zonas de interés

13.2.1 Indicador de Extensión

Determina la extensión actual (área) de los principales ecosistemas marinos y costeros a partir del análisis de imágenes Landsat ETM 7; con la posibilidad de cuantificar la pérdida o ganancia de un ecosistema en el tiempo, así como de identificar las áreas más probables del mismo.

▪ Ecosistemas emergidos

Previo a la estimación de la extensión de los ecosistemas emergidos, las seis bandas de la imagen Landsat ETM serán reducidas a tres mediante la transformación de Taselled Cap, con un claro sentido físico que representan el brillo de la imagen (albedo), el verdor y la humedad.

A partir de estas nuevas bandas, la extensión de los bosques de manglar será estimada mediante el Índice de vegetación (NDVI), que se basa en la relación entre la alta reflectividad de la vegetación en la banda 4 de Landsat y la baja reflectividad en la banda 3, explicada por la ecuación:

$$NDVI = \frac{r_4 - r_3}{r_4 + r_3}$$

De esta manera se asume que cuanto mayor sea la diferencia entre ambas bandas mayor es el porcentaje de cobertura vegetal y más sana es la vegetación.

▪ Ecosistemas sumergidos

Previo a la estimación de la extensión de los ecosistemas marinos se deberá corregir la imágenes mediante el Índice de Atenuación Columna de Agua (IACA), que se refiere a la posibilidad de eliminar la influencia de la columna de agua en los valores de reflectividad espectral de los ecosistemas marinos sumergidos, mediante la ecuación:

$$IACA = Ln(Tm_1 - L_{s1}) - K[Ln(Tm_2 - L_{s2})]$$

Donde Tm_1 y Tm_2 son los valores de reflectividad en las banda 1 y 2 de la imagen Landsat ETM. L_{s1} y L_{s2} son la media de las observaciones sobre la columna de agua. K es una constante que se estima para el Caribe Colombiano en 0.74 para imágenes Landsat ETM.

Luego de eliminada la influencia de la columna de agua, la extensión de los ecosistemas de coral y praderas de fanerógamas será cuantificada mediante el Índice de Coral desarrollado por Bour *et al* en 1996, que consiste en realizar un transformación matemática con base en observaciones sobre la imagen de las zonas con cobertura de coral para calcular un cambio en la densidad de los mismos, mediante la formula:

$$CI = K \ell \frac{(Tm_1 - K_1)^2}{d_1^2} - \frac{(Tm_2 - K_2)^2}{d_2^2}$$

Donde: Tm_1 y Tm_2 son los valores de DN en las bandas 1 y 2 atenuadas en la columna de agua en las imágenes Landsat ETM. K_1 y K_2 son los valores de referencia (DN) observados para corales en las bandas TM_1 y TM_2 atenuadas en la columna de agua. δ_1^2 y δ_2^2 son las varianzas de los valores de DN respecto al valor de referencia.

13.2.2 Indicador de Densidad y Vigor

Consiste en calcular la densidad y el vigor de los ecosistemas marinos y costeros en imágenes Landsat ETM, como el cambio con relación a una línea base inicial, en la proporción entre la representatividad de la clase i de un ecosistema, estimado por los respectivos índices de cobertura (NDVI, CÍc, CÍf), relativo al área total más probable del ecosistema, explicado para el caso de bosques de manglar por la siguiente ecuación:

$$NDVI = \frac{\sum_{i=1}^n NVI_i * AP_i X_i}{ATotal}$$

Donde: $NDVI_i$: Índice de vegetación para cada clase i sobre el área de bosque de manglar. Pix_i : Área para cada clase i sobre el área de bosque de manglar. $ATotal$: Área total del bosque de manglar.

Este indicador permite cuantificar la pérdida o ganancia en densidad de un ecosistema en tiempo dado, y evaluar el estado de cada ecosistema en términos de la relación entre la cobertura de las áreas sanas respecto al área total por ecosistema. El principal limitante de este indicador es la necesidad de realizar las mediciones de validación en campo, para calibrar la clasificación de las imágenes, de tal forma que sea posible discriminar si las diferencias en densidad o vigor, se deben a diferencias en cobertura o a diferencias en la composición del ecosistema en estudio.

13.2.3 Indicador de Fragmentación

Este Indicador determinar el grado de fragmentación de los principales ecosistemas marinos y costeros como la división de un hábitat continuo en parches más pequeños y aislados, que trae como consecuencia la reducción del área total del hábitat, el aislamiento y hasta la extinción local o regional de las especies (ECOTONO, 1996). El índice de fragmentación elegido (Steenmans y Pinborg, 2000) se fundamenta en el análisis comparativo de la existencia de conexión entre y dentro las áreas naturales y las áreas no naturales o intervenidas por actividades humanas, determinando el grado de fragmentación como la proporción entre las áreas sensibles a ser fragmentadas que no están conectadas vs la conectadas. Este resultado permite determinar el grado de deterioro de un ecosistema marino dado por la pérdida de conectividad.

Este indicador será calculado siguiendo la metodología propuesta por Steenmans y Pinborg (2000). Inicialmente el mapa temático de extensión de ecosistemas debe ser reclasificado en áreas naturales y no naturales o intervenidas, y remuestreado en píxel de 250 m. Luego se delimita una grilla sobre el área mas probable de cuadrículas de 2 km², al interior de las cuales debe determinar los complejos o unidades de paisaje naturales conectadas y las no conectadas que se encuentran en cada cuadrícula. Mediante el filtro PEPPSALT se cuantifica la existencia de conexión o no entre píxeles, y se calcula el índice de fragmentación empleando la fórmula:

$$IF = \frac{F * 16}{C * \sum a}$$

Donde: IF: índice de fragmentación. F: es la frecuencia dada por el número de píxeles sensitivos, o unidades de paisaje conectadas en cada celda grilla. C: cuenta media es decir el tamaño promedio de las clases (cluster) en km². a: suma de área total de todos los píxeles clasificadas como naturales. 16: corresponde al número de píxel (250 m/píxel) por grilla 4*4 igual a 1 km².

El índice fragmentación oscila entre valores de 0.01 en casos de fragmentación mínima y valores mayores a 100 en caso de fragmentación extrema, clasificando el ecosistema según la escala relativa de fragmentación propuesta por Steenmans y Pinborg (2000) (Tabla 28):

Tabla 28. Escala de valoración del indicador de fragmentación (IF) (Steenmans y Pinborg, 2000).

Tipo de Fragmentación	Mínima	Poca	Media	Moderada	Fuerte	Extrema
-----------------------	--------	------	-------	----------	--------	---------

Valor de IF	<0.01	0.01 a 0.1	0.1 a 1	1 a 10	10 a 100	>100
-------------	-------	------------	---------	--------	----------	------

Una de las limitaciones de este indicador es que el grado de incertidumbre esta determinado por el proceso de validación de la clasificación de los complejos o unidades de paisaje naturales o intervenidas por acción antrópica.

13.2.4 Indicadores de Estado de Conservación

El estado de conservación de los ecosistemas marinos será evaluado mediante el Índice de Integridad Biológica (IBI) desarrollado por Karr en 1986. El IBI es una aproximación multimétrica que permite calificar la salud ecológica de un ecosistema, entendida como la capacidad de un ecosistema para soportar y mantener balanceada, integrada y adaptada una comunidad de organismos, con una composición y diversidad de especies, así como una organización funcional comparable a las comunidades que habitan en ecosistemas sin perturbaciones de origen antrópico (Karr, 1991). De esta forma, se considera que un sistema es biológicamente saludable cuando su potencial inherente es realizable, su condición es estable, su capacidad de resiliencia se mantiene, y requiere el mínimo de esfuerzo externo para mantenerse (Karr, 1993).

En este contexto, el estado de los ecosistemas marinos será calificado a partir de la relación cualitativa de variables indicador de la estructura, salud y funcionamiento. Las variables indicador, son variables simples o índices, que califican el cambio o perturbación de un ecosistema en relación al efecto de un tensor determinado, es decir prueban la relación causa-efecto entre la condición de un ecosistema y la influencia de las actividades humanas. Cada variable indicador es calificada respecto a lo observado en un sitio de referencia es decir sin o poco intervenido por el hombre, asignando el puntaje de 5 a aquellas áreas con valores significativamente similares a los observados en los sitios de referencia, el puntaje de 1 a aquellos lugares donde el valor estimado para la variable en cuestión difiera significativamente de lo observado en el sitio de referencia y 3 a sitios con valores intermedios.

El IBI corresponde a la sumatoria de los puntajes dados a cada variable indicador por atributo. De tal manera que el valor mínimo corresponde al número de variables indicador, que en este caso coincide en 6 para los tres ecosistemas, multiplicado por 1 (6), y el valor máximo al número de variables por 5 (30). En este rango se establece arbitrariamente una escala de calificación en términos de deterioro de un ecosistema o localidad, tipo semáforo (Tabla 29):

Tabla 29. Valores de IBI y escala de de deterioro asociado.

Nivel de deterioro	Alto	Medio	Bajo
--------------------	------	-------	------

Valor IBI	6 a 13	14 a 26	>27
Color	Rojo	Amarillo	Verde

La aplicación del índice de integridad biológica tiene tres puntos críticos: 1) la selección de un sitio de referencia, es decir sin o con poca intervención de las actividades humanas. 2) El desarrollo de criterio de puntuación con base en curvas de funcionamiento, es decir, en el rango natural de variación de las variables consideradas en relación con sitios afectados por actividades humanas y sitios no afectados. Y 3) La falta de estudios de investigación acerca de la causa-efecto de gran parte de las variable indicador seleccionadas relativo al efecto de las actividades humanas.

▪ Indicador de Estado de Conservación de Áreas Coralinas

Este indicador permite evaluar el estado de las áreas coralinas, a partir de la integración de variables indicador de estructura, salud y función de las formaciones coralinas, que son estos organismos los principales constructores del andamiaje arrecifal y por ende, los principales responsables de la estructura tridimensional de estos ambientes.

Dentro de las variables incluidas se cuenta con algunas de gran aceptación por parte de la comunidad científica, además de un uso frecuente, lo que asegura la comparabilidad de los datos y facilita el proceso de validación en campo (Tabla 30). Las metodologías detalladas para medir la mayoría de variables que se describen en el protocolo correspondiente (INVEMAR, 2003) y en el Manual de Métodos del SIMAC (ver Garzón-Ferreira *et al*, 2002). A continuación se describe brevemente cada variable, su métrica, escala de valoración y puntaje correspondiente en el IBIC.

Tabla 30. Variables indicador, métrica, escala de valoración y puntaje correspondiente en el IBIC

Atributo	Variable	Métrica	Escala de valoración	Valor IBIC
Estructura	Cobertura de coral vivo (CVI)	Número de eslabones de tejido coralino vivo con respecto al total de eslabones sobre sustrato duro, en cada transecto de cada estación	$x = 10\%$	1
			$10\% < x = 50\%$	3
			$> 50\%$	5
	Composición (C)	Número de especies de coral en cada transecto de cada estación	$x = 20\%$	1
			$20\% < x = 60\%$	3
			$> 60\%$	5

Atributo	Variable	Métrica	Escala de valoración	Valor IBIC
Salud	Rugosidad del sustrato (RS)	Longitud de la cadena en relación a la distancia que cubre	1	1
			2 a 5	3
			más de 5	5
	Enfermedades (E)	Número de enfermedades que afecta los corales y frecuencia de cada una en cada transecto de cada estación	presencia de al menos una enfermedad con frecuencia promedio superior a 3	1
			presencia de una sola enfermedad con frecuencia promedio por debajo de 3	3
			ausencia de enfermedades	5
	Condiciones de deterioro de origen humano (CDh)	Número de condiciones de deterioro de origen humano y su frecuencia en cada transecto de cada estación	presencia de al menos una condición de deterioro con frecuencia promedio superior a 3	1
			presencia de una sola condición de deterioro con frecuencia promedio por debajo de 3	3
			ausencia de condiciones de deterioro	5
			ausencia de reclutas	1
Función	Reclutamiento (Re)	Presencia y cantidad de reclutas en cada transecto de cada estación	presencia de reclutas en al menos el 70% de las estaciones	3
			presencia de reclutas en más del 70% del as estaciones	5

▪ Indicador de Estado de Conservación de Pastos Marinos

Consiste en la aplicación del índice de integridad biológica IBI a praderas de pastos marinos (fanerógamas) en particular a las praderas de *Thalassia testudinum* en razón a: 1) es la especie de fanerógamas mas abundante y ampliamente distribuida en Colombia, 2) es la especie mas susceptibles a los cambios que se suceden en el medio ambiente por causas naturales, pues

invierte mucha energía en sus tejidos no fotosintéticos (raíces y rizomas) y 3) es la especie mas vulnerable al impacto del hombre..

Este indicador informa sobre el estado o condición en el que se encuentran las diferentes praderas de pastos marinos de Colombia en un momento dado, a partir de la integración de las variables biomasa y área foliar como indicadores de la estructura; condiciones de deterioro y carga de epifitos indicadores de la salud, y productividad y tasa de renovación como indicadores del funcionamiento de las praderas (Tabla 31). Las metodologías detalladas para el registro en campo de las variables incluidas en el IBIF se encuentran descritas en el protocolo (INVEMAR, 2003) y en el manual de métodos de CARICOMP (CARICOMP, 2001).

Uno de los limitantes para la aplicabilidad de este indicador es la gran fluctuación estacional en los parámetros estructurales de las praderas de fanerógamas, razón por la cual debe sugerirse el monitoreo de ellos durante la misma época climática. Aunado a lo anterior, el escaso conocimiento sobre signos de deterioro, enfermedades, así como de la capacidad de carga de epifitos en praderas de *T. testudinum*, comprometen una objetiva definición del grado de deterioro de las praderas por perturbación antrópica.

Tabla 31. Variables indicador, métrica, escala de valoración y puntaje correspondiente en el IBIF.

Atributo	Variable indicador	Métrica	Rango de variación	Puntaje IBIF
Estructura	Biomasa	$B = d * b * h$ d: densidad de vástagos (# vast/m ²) h: No Hojas por vástago (# hojas/vástago)	$B \leq 50\%$	1
		b: Biomasa de cada hoja (g/hoja)	$10\% \leq B \leq 50\%$	3
			Disminución $B \leq 10\%$	5
	Area foliar	$Af = A * L$	Disminución del $Af = 50\%$ y disminución de la tasa de cambio b^{**}	1
		$A = a + bL$ L: Longitud de la hoja (cm) A: Ancho de la hoja (mm) b: tasa de cambio	Disminución del A_f en un 30% y disminución de b^{**}	3
			Se mantiene el A_f y b igual al año anterior.	5
Salud	Carga de epifitos	Proporción del área cubierta por epifitos (%) de la longitud total de la hoja	$Ae = 75\%$	1
			$25\% \leq Ae < 75\%$	3
			$Ae < 5\%$	5

Atributo	Variable indicador	Métrica	Rango de variación	Puntaje IBIF
Función	Condiciones de deterioro	Peso de epifitos en relación a la biomasa foliar.	Aumento en Ce < 30%,	1
			10% ≤ Ce ≤ 30%	3
			Disminución Ce < 10%	5
		Mortalidad	Presencia de al menos una condición de deterioro con frecuencia promedio superior a 30%	1
		Invasiones		
		Agresión por organismos móviles	Presencia de una sola condición de deterioro con frecuencia promedio por debajo de 30%	3
		Agresión por organismos sésiles		
		Signos de deterioro	Ausencia de condiciones de deterioro	5
		Signos causados por factores físicos		
	Productividad	$Pd = \frac{W_{hn} + W_{hv}}{\#d} * \frac{\#V_t}{\#V_m}$	Disminuye P ≤ 40%	1
		Whv es el peso de la fracción que crecieron las hojas viejas. #d es el numero de días y #Vt es el numero de vástagos total por cuadrante y #Vm es el numero de vástago muestreados por cuadrante.	10% P ≤ 40%	3
			Aumenta	5
Tasa de renovación	de	Proporción de la producción de biomasa nueva, respecto a la total de la planta (%).	Aumenta P ≤ 60%	1
			10% < Tr < 60%	3
		$Tr = \frac{\overline{Pd}}{(W_1 + W_2 + W_3)} * 10$	No aumenta	5

** El rango de variación no se ha establecido.

▪ Indicador de Estado de Conservación de Bosques de Manglar

Consiste en la aplicación del índice de integridad biológica IBI para evaluar el estado de los bosques de manglar, denominado como IBI_M. Este indicador informa sobre el estado o condición en la que se encuentran los diferentes bosques de manglar de Colombia en un momento dado, a partir de la integración de variables estructurales, de salud y funcionamiento, tales como: el índice de Valor de Importancia (IVI) el cual permite evaluar la estructura a nivel de la comunidad de un bosque y el índice de complejidad de Holdridge (ICH), que integran variables estructurales de la tridimensional de cada árbol. Para evaluar la salud de los rodales se considera la frecuencia e intensidad (numero de árboles afectados) de las condiciones de deterioro incluyendo las enfermedades más reconocidas como de gran afectación para los árboles de manglar. Como agentes de deterioro se incluye la salinidad del agua intersticial (S.I.) de los suelos sobre los que se desarrollan los árboles y la tala del bosque, agentes que en el tiempo son determinantes de la estructura del bosque de manglar. Finalmente, se considera el reclutamiento de juveniles en un área determinada, especialmente los individuos con DAP inferior a 2,5 cm, como indicador de funcionamiento (Tabla 31).

Tabla 32. Variables indicador, métrica, escala de valoración y puntaje correspondiente en el IBI_M.

Atributo	Variable indicador	Métrica	Rango de variación	Puntaje IBIF
	Indice de valor biológico (IVI)	$IVI = F + D + d$	$IVI \leq 100$	1
		Numero de árboles (d), frecuencia de aparición (f) y dominancia (D) de la <i>i-ésima</i> especie de manglar en cada parcela de cada estación	$100 \leq IVI \leq 250$	3
			$IVI \leq 300$	5
Estructura	Indice de Complejidad de Holdridge (ICH)	$ICH = \frac{h * a * d * s}{1000}$ Altura (h), área basal (a), densidad de árboles (d) y número de especies (s) de manglar en cada parcela de cada estación.	**	
Salud	Enfermedades (E)	Número de enfermedades que afecta los árboles y frecuencia de cada una en cada parcela de cada estación	Presencia de al menos una enfermedad con frecuencia superior al 30%	1

Atributo	Variable indicador	Métrica	Rango de variación	Puntaje IBIF
			Presencia de una sola enfermedad con frecuencia promedio inferior al 30%	3
			Ausencia de enfermedades	5
			SI≤55	1
			25<SI≤55	3
			SI<25	5
	Condiciones de deterioro de origen natural y humano (CD)	Salinidad Intersticial		
		Número de condiciones de deterioro de origen natural y humano, y su frecuencia en cada parcela de cada estación	X≤75%	1
			50%≤X<75%	3
			X> 50%	5
Función	Reclutamiento (Re)	Presencia y cantidad de reclutas en cada parcela de cada estación	0	1
			4-6 ind.	3
			>10 ind.	5

** Rango sin establecer

13.2.5 Indicador de Calidad de Agua Marina (ICAM)

Este indicador describe el estado de un cuerpo de agua marino o estuarino con relación a las condiciones ambientales que propician la preservación de la flora y la fauna, así como el uso de los cuerpos de agua para la recreación. El indicador esta conformado por dos tipos de variables: fisicoquímicas que describen la calidad ambiental a partir de sus condiciones naturales y un segundo grupo de variables, contaminantes y microbiológicas, que representan las alteraciones de dicha calidad por actividades antrópicas, a saber:

- Variables Fisicoquímicas: que describen la calidad ambiental a partir de sus condiciones naturales Oxígeno Disuelto(OD), Otorfosfatos (PO₄), Nitritos NO₃ y Nitratos NO₂, Salinidad (SAL), pH y Sólidos Suspendidos Totales (SST)
- Variables Contaminantes: Demanda Bioquímica de Oxígeno a los cinco días (DBO₅), Coliformes Fécals (CFS), Coliformes Totales (CTT), Metales pesados (Pb, Cd y Cr), Hidrocarburos Disueltos y Disperso (HDD) y Plaguicidas Organoclorados Totales (OCT)

El ICAM esta concebido como la relación lineal entre estos dos conjuntos de variables, explicado por la ecuación:

$$ICAM = \sum_{i=1}^n (Q_{fq} \times F_i) - \sum_{i=1}^n (Q_{ct} \times F_i)$$

Donde F_i : son los pesos específicos asignados a cada parámetro. Q_{fq} y Q_{ct} corresponden a los coeficientes de calidad para las variables fisicoquímicas y contaminantes respectivamente, estimados en función de la concentración de cada variable relacionada en curvas de funcionamiento. Estas curvas de funcionamiento, oscilan entre 0 y 100 (Tabla 33), y son establecidas de acuerdo al tipo de cuerpo de agua, discriminando entre aguas marinas y estuarinas, en particular para las variables fisicoquímicas y la DBO5.

Tabla 33. Rango de Calificación de variables indicador del ICAM en las curvas de funcionamiento.

Descriptor	Malo	Regular	Bueno	Excelente
V. Fisicoquímicas	75 – 100	50 – 74	25 – 51	0.0 – 24
V. Contaminantes	0.0 – 25	26 – 50	51 – 75	76 – 100
Color	Rojo	Naranja	Amarillo	Verde

A partir de este esquema matemático general se derivan el indicador de calidad de aguas para preservar la flora y la fauna (ICAM_{PFF}), y el indicador de calidad de agua para su uso con fines recreativos. El ICAM oscila entre 0 y 100, describiendo el estado del agua en escala tipo semáforo (Tabla 34).

Tabla 34. Escala de calificación de la calidad de Agua y valores de ICAM

Descriptor	Malo	Regular	Bueno	Excelente
Rango ICAM (%)	0.0 – 25	26 – 50	51 – 75	76 – 100
Color	Rojo	Naranja	Amarillo	Verde

- **Indicador de Calidad Ambiental de las Aguas Marinas y Estuarinas para la Preservación de Flora y Fauna (ICAM_{PFF})**

El ICAM_{PPF} indica el estado del agua marina o estuarina como ambiente para el desarrollo de la flora y fauna. En el esquema matemático de ICAM varía los factores de ponderación (f) de acuerdo tipo de agua, a saber:

Aguas marinas:

$$\text{ICAM}_{\text{PPFM}} = 0.21\text{OD} + 0.18\text{SST} + 0.17\text{PO}_4 + 0.16\text{NI} + 0.15\text{PH} + 0.13\text{SAL} - (0.2\text{HDD} + 0.19\text{DBO} + 0.18\text{CFS} + 0.15\text{CTT} + 0.14\text{OCT} + 0.14\text{MET})$$

Aguas Estuarinas

$$\text{ICAM}_{\text{PPFE}} = 0.21\text{OD} + 0.18\text{PO}_4 + 0.17\text{NI} + 0.16\text{SAL} + 0.15\text{PH} + 0.13\text{SST} - (0.2\text{DBO} + 0.19\text{CCT} + 0.18\text{CFS} + 0.15\text{HDD} + 0.14\text{OCT} + 0.14\text{MET})$$

▪ Indicador de Calidad Ambiental de las Aguas Marinas y Estuarinas para la Recreación, Actividades náuticas y Playas (ICAM_{RAP})

Este indicador describe el estado de un cuerpo de agua marino o estuarino con relación a las condiciones ambientales que propician un ambiente saludable para la recreación, actividades náuticas y playas. Dentro de éste Indicador juega un papel muy importante el índice de microorganismos de origen fecal en una masa de agua marina o costera, calificando no solo la calidad microbiológica del agua y sino el riesgo sanitario que representa el uso de un cuerpo de agua para la recreación, actividades náuticas y playas.

Se obtienen pues, dos indicadores para recreación, actividades náuticas y playas, los cuales son calculados como se describen a continuación:

Aguas Marinas:

$$\text{ICAM}_{\text{RAPM}} = 0.20\text{SST} + 0.18\text{OD} + 0.17\text{SAL} + 0.16\text{PH} + 0.15\text{PO}_4 + 0.14\text{NI} - (0.21\text{CFS} + 0.19\text{CCT} + 0.17\text{DBO} + 0.16\text{HDD} + 0.14\text{OCT} + 0.13\text{MET})$$

Aguas Estuarinas

$$\text{ICAM}_{\text{RAPE}} = 0.21\text{SST} + 0.19\text{OD} + 0.17\text{PO}_4 + 0.16\text{NI} + 0.14\text{SAL} + 0.13\text{PH} - (0.21\text{CTT} + 0.19\text{DBO} + 0.17\text{CFS} + 0.16\text{HDD} + 0.14\text{OCT} + 0.13\text{MET})$$

13.3 Indicadores de Valoración y Aprovechamiento de Recursos Marinos

Se propone como indicadores de valoración y aprovechamiento de recursos marinos aquellos relacionados con el estado de productividad y explotación pesquera, como lo son la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) y la talla media de captura, respectivamente.

Para evaluar estos indicadores se plantea el análisis completo, tomando en cuenta la incertidumbre para cuantificar el riesgo (probabilidad) de que éste exceda un punto de referencia límite (PRL) o estado no deseado. Este proceso en los casos en que se disponga información, será realizado usando técnicas de simulación de Monte Carlo. Estas técnicas con base en un modelo que define al indicador, incluyen la incertidumbre de sus parámetros y variables para aleatoriamente cuantificar el riesgo de exceder un punto de referencia límite previamente especificado. De esta manera se puede determinar el estado del recurso bajo estudio.

En el momento en que se disponga de información suficiente para el resto de indicadores definidos de valoración y aprovechamiento de recursos marinos, la idea es diseñar un sistema de manejo basado en puntos de referencia límites pre-establecidos. Por ejemplo para una pesquería dada, si uno o más puntos de referencia límite son excedidos a tal punto que el riesgo de sobre-explotación sea alto (luz roja), el número de luces rojas implicará una severidad progresiva de respuestas de manejo hasta que el indicador haya tomado un valor de riesgo bajo o nulo. La Figura 96 muestra el sistema de manejo hipotético propuesto para el caso de la pesquería de la CGSM.

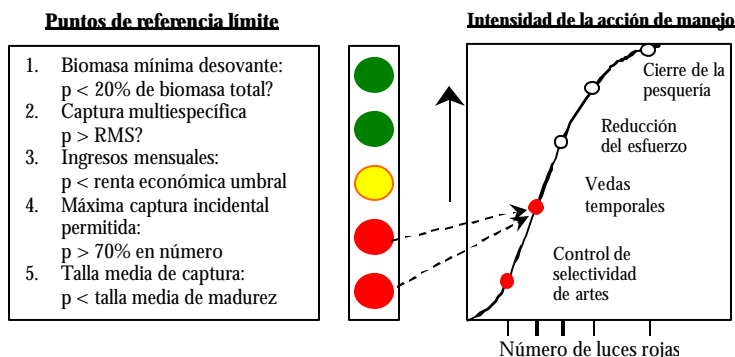


Figura 96. Sistema de manejo hipotético basado en indicadores pesqueros para la CGSM. RMS: rendimiento máximo sostenible; p: probabilidad.

Cabe resaltar, que la implementación de estos indicadores esta sujeta a contar con datos continuos producto de monitoreos biológicos y estadísticas pesqueras Para que el INVEMAR pueda generar esta información, se propone la colección de estadísticas pesqueras en sitios “clave” que son aquellos sitios que concentran la mayor actividad pesquera artesanal e industrial, a saber:

Caribe

- Pesquerías artesanales: Ciénaga Grande de Santa Marta y el Delta Estuarino de Río Sinú.
- Pesquerías Industrial: Cartagena

Pacífico

- Pesquerías artesanales: Sanquianga y Utría
- Pesquerías Industrial: Buenaventura

Además de lo anterior, se hace necesario realizar prospecciones pesqueras programadas a través de cruceros semestrales realizados con el B/I Ancón, que aportarán información complementaria independiente de la pesquería, sobre el estado de las poblaciones sometidas a explotación.

13.3.1 Captura por Unidad de esfuerzo

Este indicador describe la cantidad de recurso pesquero en peso capturado por especie (o total), en un tiempo, área y con un tipo de arte de pesca determinado, en función del esfuerzo invertido en la extracción. La captura por unidad de esfuerzo (CPUE) de multiespecies de peces es un índice de abundancia relativa que se calcula como el cociente entre la captura (Kg) y el esfuerzo de pesca (número de faenas), discriminado por artes de pesca usados con mayor frecuencia. Permite estimar la sostenibilidad de la actividad pesquera y los niveles probables de extracción, de modo que se puedan tomar decisiones sobre aumento de pescadores, aumento de artes de pesca, aumento del poder de pesca e introducción de mejoras técnicas de pesca.

A partir de la captura multiespecífica de peces promedio, se evalúa el riesgo de exceder PRLs los cuales representan condiciones límites por encima de las cuales las capturas medias anuales no garantizan la sostenibilidad del recurso a los niveles actuales de presión pesquera. Estos

valores serán calculados empíricamente por área de referencia, tomando en cuenta las capturas multiespecíficas de años previos y aproximaciones del máximo rendimiento sostenible que relaciona las capturas y el esfuerzo de pesca en función de la capacidad de carga del sistema y la tasa intrínseca de crecimiento poblacional (Hilborn y Walters, 1992). Producto de este análisis se cuantifica las probabilidades de sobre-explotación en términos de la CPUE, cuya escala va de 0 a 1, estableciendo diferentes escenarios de riesgo definidos arbitrariamente en una escala tipo semáforo (Tabla 35).

Tabla 35. Probabilidades de exceder PRLs y escala de riesgo asociado.

Nivel de Riesgo	Alto	Medio	Bajo
Probabilidades	0.60 - 1.00	0.26 – 0.59	0.01 – 0.25
Color	Rojo	amarillo	Verde

13.3.2 Talla Media de Captura

Este indicador describe el estado de explotación de los recursos marinos, a partir del análisis comparativo de la talla media de captura respecto a la talla media de madurez de las principales especies por área de referencia. En este caso el PRL para cada especie de interés es la talla media de madurez sexual (TMM). Aquellos casos en que haya altas probabilidades de que la talla media de captura esté por debajo de la TMM, la especie estará en riesgo de sobre-explotación en términos de sobre-pesca en reclutamiento. Es decir, los individuos de ciertas especies tienen escasas posibilidades de reproducirse a niveles adecuados para la permanencia de la población.

La talla media de captura se calcula a partir del análisis de frecuencia de la composición de tallas para las artes de pesca más representativos, a saber:

$$Tmc = \frac{\sum_{i=1}^n T_i * n_i}{N}$$

Donde T_i es la marca de clase del intervalo i de talla, n_i el número de ejemplares incluidos en este intervalo y N es el número total de ejemplares muestreados.

13.4 Indicadores de Presión Natural

13.4.1 Nivel Relativo del Mar

Este indicador describe la variación de la altura relativa del mar con relación a un sector del litoral. La variación del nivel relativo del mar (mm año^{-1}) es un fenómeno natural que afecta la posición y la morfología de las costas, con consecuencias directas, tales como, inundación, erosión y salinización de los suelos.

Para este indicador se coleccionará información de dos tipos: mediciones continuas obtenidas con un mareógrafo y datos de altimetría por satélite (Topex Poseidon) cada 10 días. En la estimación del nivel relativo del mar además de considerar el cambio en el nivel del mar, se valorará las fluctuaciones del sustrato a partir de información secundaria. El análisis del indicador incluye consideraciones acerca del cambio climático, los parámetros tectónicos globales y locales, y las acciones antrópicas a nivel global y local, principales parámetros que actúan sobre el nivel relativo del mar.

13.4.2 Indicador de dinámica de la Línea de Costa

Indica la variación o dinámica de la línea de costa, que es el límite entre tierra y mar, como consecuencia de la sedimentación o erosión producidas por cambios en el nivel del mar, la dinámica marina, las acciones bióticas y antrópicas, así como por las características geológicas del litoral. Aunque la variación de la línea de la costa es un fenómeno natural, el retroceso tierra adentro de la línea de costa por procesos erosivos puede afectar de manera directa e importante los procesos sucesionales de los ecosistemas, modifica el nivel de referencia (Nivel medio del mar), y además afecta las construcciones humanas (rutas, casas), esto ultimo con implicaciones en términos de la propiedad, usos de la tierra, planificación y ordenamiento del territorio.

Este indicador será cuantificado anualmente como el desplazamiento de la línea de costa (m año^{-1}), la superficie de áreas inundadas ($\text{m}^2 \text{ año}^{-1}$) o los balances sedimentarios y los volúmenes de sedimentos desplazados o erosionados ($\text{m}^3 \text{ año}^{-1}$). La información será compilada a dos niveles: 1) en campo a partir de mediciones topográficas y batimétricas en perfiles perpendiculares a la línea de costa, complementada con una descripción morfológica, que comprende aspectos como: posición de la línea media de la playa o de la duna litoral, posición del límite de la vegetación, estado de la costa en cuanto a erosión o sedimentación y balance sedimentario. Y 2) Imágenes satelitales o fotos aéreas.

13.4.3 Indicador de Cambio en el Nivel Freático e Intrusión Salina

Indica el cambio en el nivel freático y la salinización de los suelos, con implicaciones en el estado del agua subterránea y de los suelos en los municipios costeros. Este indicador genera información preliminar acerca de la calidad y cantidad de las aguas subterráneas disponible para los municipios costeros, así como la calidad del suelo para cultivos y la construcción.

Las variables a considerar son la profundidad del nivel freático respecto al nivel del suelo (cm) y las variables fisicoquímicas del indicador de calidad de las aguas (ICAM) para las aguas contenidas en pozos. Se propone el análisis comparativo entre los datos promedio obtenidos por INVEMAR y los datos medidos trimestralmente por INGEOMINAS.

Los limitantes para medir el nivel freático y la calidad de las aguas freáticas serían la falta de pozos en la zona costera y la dificultad para diferenciar entre las dos capas de agua: freática y marina.

13.5 Recomendaciones

Es importar optar una mirada crítica ante este documento, toda vez que se considera una primera aproximación a los indicadores de ecosistemas marinos y costeros, la mayoría de ellos propuestos empíricamente (excepto ICAM), sin contar con datos históricos o secuencias que permitan desde el punto de vista estadístico, evaluar las variables como indicadores dentro del marco conceptual planteado.

Respecto a esta consideración, se recomienda para la implementación de los indicadores de estado incluidos en este documento, desarrollar en los casos en que se cuente con datos históricos, un proceso de evaluación y/o calibración de las variables indicador, orientado a elaborar curvas de funcionamiento y a establecer puntos de referencia límite (PRL), en correspondencia al efecto por causa del impacto de actividades humanas sobre los ecosistemas marinos considerados. Seguidamente, es preciso plantear un análisis de incertidumbre para cuantificar el riesgo (probabilidad) de que el valor encontrado en un tiempo dado exceda dicho PRL o estado no deseado previamente establecido.

Por otro lado, quedan otros indicadores de presión o estado de explotación de recursos marinos, como es el caso del indicador de Ingresos económicos, que consiste en el análisis de probabilidad de obtener pérdidas económicas para cada año, en relación al salario mínimo.

Para complementar esta aproximación de indicadores bajo el marco ordenador PER es necesario proponer indicadores de respuesta, como medida de la gestión y pauta para el direccionamiento de las Políticas Nacionales.

13.6 Literatura Citada

- Bour, W., Dupont, S., and Joannot, P. 1996. Establishing a SPOT thematic neo-channel for the study of hard-to-access lagoon environments. Example of application on the growth areas of the New Caledonian reefs. *Geocarto International*, 11, 29–39.
- Chávez y Arango, 1997. Chávez y Arango (eds), 1997. Informe Nacional sobre el estado de la biodiversidad 1997. Colombia. Instituto Alexander von Humboldt, PNUMA, MMA. Bogotá.
- CARICOMP. 2001. Methods manual, levels 1 and 2. Manual of methods for mapping and monitoring of physical and biological parameters in the coastal zone of the Caribbean. <http://isis.uwimona.edu.jm/centres/cms/caricomp/methodsmanual.htm>
- ECOTONO. 1996 Fragmentación y metapoblaciones. Centro para la biología de la conservación. Invierno (1996).2
- Forman, R. y M. Gordon. 1986. Landscape ecology. John Wiley & Sons, New York.
- Garzón-Ferreira et al, 2002-Garzón-Ferreira, J., M. C. Reyes-Nivia y A. Rodríguez-Ramírez, 2002. Manual de métodos del Sistema Nacional de Monitoreo de Arrecifes Coralinos en Colombia-SIMAC
- Hilborn y Walters, 1992. Quantitative fisheries stock assessment. Choice, dynamics and uncertainty. Chapman & Hall, New York.
- INVERMAR. 2002. Taller de indicadores de estado de conservación de ecosistemas marinos y costeros. Programa de Biodiversidad y Ecosistemas marinos BEM. Agosto 2002.
- INVERMAR. 2003. Anexo III. Protocolos y estándares. Proyecto “Diseño y Operación del Sistema de Información Ambiental, la Línea Base y el Sistema Nacional de Monitoreo Ambiental para Colombia”. Informe final.
- Jackson, L; J. Kurtz and W. Fisher. 2000. Evaluation guidelines for ecological indicators. U.S. Environmental Protection Agency.
- Karr, J. 1991. Biology Integrity: a long-neglected aspect of water resource management. *Ecological application* 1(1):66-84 p
- , 1993. Measuring Biological Integrity: Lesson from streams. 83-105 p. In: Woodley, S.; J. Kay and G. Francis (Eds). *Ecological integrity and the management of ecosystems*. St. Lucie Press. Canada. 220 p.
- Organisation for Economic Cooperation and Development (OECD). 1994. Environmental Indicators. OECD Core Set, Paris.
- Noss, R. 1990 Indicators for monitoring biodiversity: A Hierarchical Approach. *Conservation Biology*. Vol 4(4): 355-363
- Peters, E. 1997. Diseases of coral reef organism. En Birkeland, C (Ed). *Life and death of coral reefs*. Chapman & Hall, New York:114-139.
- Steenmans C. y U. Pinborg. 2000. En: <http://www.europa.eu.int/comm/agriculture/publi/landscape/ch5.htm>