

# Evaluación del cambio de cobertura coralina a lo largo de las últimas dos décadas en el Caribe continental Colombiano

Díaz D. Juanita<sup>1,1</sup>

<sup>1</sup>Estudiante de Biología, Facultad de Ciencias, Pontificia Universidad Javeriana

[juanita\\_diaz@javeriana.edu.co](mailto:juanita_diaz@javeriana.edu.co)

**Resumen:** En las últimas décadas se ha venido observando la existencia de factores naturales y factores antropogénicos que afectan negativamente el crecimiento y la recuperación de los corales en el mundo. En Colombia se evidencian constantemente eventos naturales como lo es el del niño y la niña, así como eventos de contaminación, vertimiento de desechos, caza indiscriminada, etc, causados por la población. En este estudio se evidenció en el Caribe Continental Colombiano la tendencia del porcentaje de cobertura sana, enferma y muerta, utilizando datos tomados por otros autores en el transcurso de los últimos 20 años observando disminución en el porcentaje de cobertura sana para la totalidad del Caribe, así como también en zonas específicas que fueron evaluadas y aumento en el porcentaje de cobertura muerta y enferma para la totalidad del Caribe Continental Colombiano. Adicional, se observaron los periodos de tiempo donde existió mayor cambio de coberturas y se correlacionó con el coeficiente de variación entre años y con factores naturales y antropogénicos.

**Palabras clave:** Cobertura coral, Caribe Continental, Coeficiente de variación, coral sano, coral muerto y coral enfermo.

## Introducción

Los arrecifes coralinos, son uno de los ecosistemas más importantes del planeta, ya que en una extensión de apenas unos metros cuadrados se encuentran con regularidad cientos de especies y miles de organismos de diversos grupos taxonómicos, funcionando como sitios de anidación, reproducción y guardería para peces, crustáceos, moluscos, anélidos, celentéreos, esponjas y algas (Garzón-Ferreira, 1997). En relación con su apariencia, se trata de sistemas de relieves submarinos marcados y complejos, que se desarrollan sobre el fondo del mar en aguas luminosas, cálidas y a poca profundidad (comúnmente no más de 50 metros) y son originados principalmente por el crecimiento de corales pétreos (celenterados sésiles de las órdenes Scleractinia, con capacidad para desarrollar estructuras de carbonato de calcio) (Garzón-Ferreira, 1997).

Alrededor del mundo existen miles de islas que han sido construidas casi en su totalidad por el crecimiento de arrecifes coralinos y, así como es la condición de muchas áreas costeras, dependen en buena medida de la presencia de los corales (Garzón-Ferreira, 1997).

Estas estructuras coralinas brindan además una serie de beneficios entre los que se puede destacar el hecho de que son capaces de reducir la energía del oleaje y las mareas, reduciendo el impacto que podrían tener sobre las costas en donde se encuentran, disminuyen la probabilidad de que los sedimentos de las playas y de otras estructuras costeras sean transportados fuera del sistema, haciendo más factible la recuperación natural del mismo, producen una diferencia en la altura de la columna de agua, entre el nivel interno y externo de la laguna arrecifal, provocando corrientes dentro y fuera de ella (mar abierto), lo cual mantiene el flujo de nutrientes, aunque también de contaminantes; se trata de los ecosistemas de mayor productividad biológica del planeta, a pesar de crecer en aguas pobres en nutrientes (Secaira y Acevedo, 2017). Su productividad primaria se estima entre 5 y 20 g c/m<sup>2</sup> cada día, y su potencial pesquero en 9 millones de toneladas de pescados por año (Munro, 1985; Sorokin, 1990).

En Colombia, los arrecifes de coral se encuentran distribuidos en dos macro-regiones, la oceánica y la continental. Para el Pacífico, los corales oceánicos con una extensión total de 14,7 km<sup>2</sup> y una cobertura específica de corales de 0,5 km<sup>2</sup> aproximadamente, están limitados a la isla Malpelo y los continentales

fundamentalmente en Isla Gorgona y Ensenada de Utría, mientras que para el Caribe, los arrecifes oceánicos presentan 2.188,5 km<sup>2</sup> de extensión total con una cobertura de corales real de 825,6 km<sup>2</sup> que están asociados al Archipiélago de San Andrés y Providencia y los continentales con 656,8 km<sup>2</sup> de extensión total y una cobertura real de 264,7 km<sup>2</sup>, asociados al PNN Tayrona, EcoRegión ARCO y Golfo de Urabá principalmente (Díaz 2000).

A pesar de los numerosos estudios que procuran determinar el estado de los arrecifes de coral y la necesidad de desarrollar programas asociados a su conservación, existen factores antropogénicos que afectan significativamente su estado general, a través de actividades como la pesca indiscriminada de especies necesarias para el sostenimiento de la biodiversidad del ecosistema coralino y el uso consecuente de artes de pesca inadecuadas (Garzón-Ferreira, 1997) así como la generación de sustancias contaminantes vertidas al mar, que producen modificaciones en la composición de los nutrientes (nitrógeno y fósforo principalmente) que ocasionarían cambios en la productividad primaria y la diversidad de los ecosistemas costeros (Miller, 1996; Murcia, 2012), como también se identifican agentes naturales adversos que generan daños importantes y pérdida de las coberturas (Garzón-Ferreira, 1997).

Es por ello que es importante analizar, el estado de los corales para proteger, mantener y mejorar la salud de estos ecosistemas tan importantes; para lo cual la evaluación de la cobertura de coral, a partir de estudios in situ complementados con imágenes satelitales toman gran valor, y es por ello que existen diversas investigaciones que han evidenciado el estado de la cobertura de coral en diferentes áreas del Caribe continental Colombiano (Bernal et al., 2012; Díaz et al., 2000; Díaz et al., 2000B; Díaz et al., 2000C; Díaz et al., 1996; Díaz et al., 2012; Domínguez et al., 2010; Ferreira et al., 2004; Forero, 2012; Garzón et al., 2002; González et al., 2010; Hernández, 2009; Invemar, 2009; Invemar, 2010; Vega et al; 2017; Vega et al; 2008; Wilkinson, 2008), sin embargo, la información se encuentra segmentada espacio-temporalmente, por lo que se hace necesario hacer una evaluación a partir de la recopilación de la información del cambio de la cobertura de coral durante los últimos 20 años, con el fin de determinar cómo ha sido la variación de esta en una línea de tiempo sustancial y así evidenciar si existe un cambio en la cobertura de coral en el Caribe continental Colombiano para evaluar el porcentaje de incremento o reducción de corales, así como los años donde se identifica mayor cambio y poder tomar acciones para la protección y recuperación de estos ecosistemas.

## **Materiales y métodos**

Los datos tomados en este estudio fueron recopilados a través de una revisión bibliográfica a través del repositorio de la biblioteca general de la Pontificia Universidad Javeriana y bases de datos como Google Scholar y Researchgate. Principalmente la búsqueda de los artículos se realizó usando el buscador de la Pontificia Universidad Javeriana (PUJ). Para esto se utilizó la siguiente fórmula de búsqueda:

SU (cobertura) AND AB (Colombia) AND SU (Caribe) AND SU (Coral)  
SU (cover) AND AB (Colombia) AND SU (Caribbean) AND SU (Coral reef)  
SU (cobertura) AND AB (Colombia) AND SU (Caribe) AND SU (Coral) OR SU (porcentaje)  
SU (cobertura) AND AB (Colombia) AND SU (Caribe) OR SU (sano) OR SU (muerto) OR SU  
(enfermo)  
SU (cover) AND AB (Colombia) AND SU (Caribbean) AND SU (Coral reef) OR SU (healthy)

Posteriormente, se descartaron los documentos que no contenían la información necesaria y al finalizar se obtuvo un total de 41 documentos, los cuales fueron utilizados para el análisis de este estudio. Seguidamente, se construyó una base de datos que contiene el nombre del artículo, los autores, la fecha de la toma de datos, el método de muestreo y los porcentajes de cobertura coralina (sano, enfermo o muerto, de aquellos que registraron esta información); dichos datos fueron organizados por zonas, y luego graficados en RStudio (R Core Team, 2018) dentro de los rangos de tiempo, con el fin de determinar la

tendencia de cambio de las coberturas. Seguidamente se determinó el coeficiente de variación entre pares de años, tanto para el Caribe Continental, como para cada zona, buscando así la variabilidad expresada en porcentaje, con el fin de identificar los años en los cuales existió mayor cambio de cobertura y poder relacionar una causa natural o antropogénica a este.

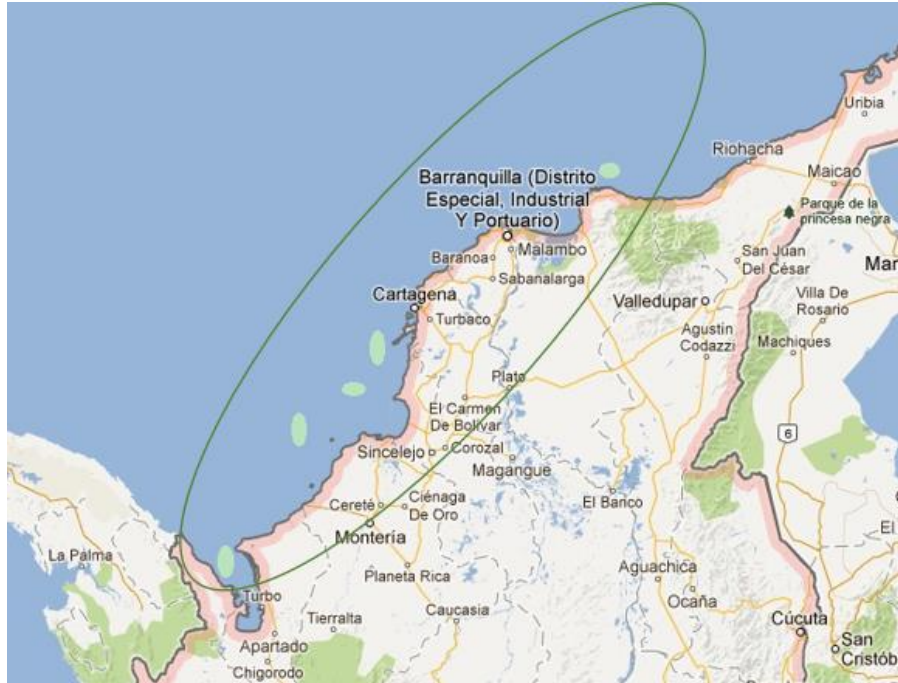
Con el fin de determinar si existen diferencias significativas entre los valores de las coberturas de los diferentes años, para la variable de coral sano se realizó la prueba de Kruskal-Wallis teniendo en cuenta los resultados de las pruebas de normalidad de Shapiro-Wilk y prueba de homogeneidad de varianzas de Bartlett, y para las variables de coral enfermo y muerto se realizó la prueba de Kruskal-Wallis teniendo en cuenta los resultados de las pruebas de normalidad de Shapiro-Wilk y la prueba de homogeneidad de varianzas de Levene, el valor de significancia escogido fue alfa =0.05.

Los 41 estudios tomados para el análisis son los siguientes: (Bernal et al., 2012; Bernal, 2012; CARICOMP, 2002; Casas, 2011; Castro, 2003; Díaz et al., 2000; Díaz et al., 2000B; Díaz et al., 2000C; Díaz et al., 1996; Díaz et al., 2012; Dominguez et al., 2010; Ferreira et al., 2004; Forero, 2012; Garzón et al., 2002; González et al., 2010; Hnvemar, 2006; Invemar, 2007; Invemar, 2009; Invemar, 2010; López et al., 2004; Martínez et al., 2005; Mejía, 2001; Navas et al., 2015; Ospina et al., 2001; Pardo, 2013; Pinzón et al., 1998; Pizarro, 2017; Ramirez et al., 1994; Rodríguez, 2007; Rodríguez et al., 2010; Sarmiento, 2017; Sierra, 2020; Vega, 2008; Vega et al; 2010; Vega et al; 2011; Vega et al; 2017; Vega et al; 2008; Wilkinson, 2008).

Las zonas donde se encontraron datos de cobertura y fueron utilizadas para el total del estudio son las siguientes: Isla Fuerte, Golfo de Urabá, Isla Arena, Bajo Bushnell, Bahía Chengue, Isla del Rosario, Isla San Bernardo, Baru, Varadero, Gayraca, Banco de las Ánimas, Punta Betín, Isla Morro Grande, Granate, Gayraca, Tayrona, Bahía Portete, Banco de salmedina, Bajo Tortugas, Isla Arena y Tierra Bomba.

### **Área de estudio**

El presente estudio abarcó el Caribe Continental Colombiano, en donde se encuentran variedad de ecosistemas como lo son los arrecifes de coral, los cuales en esta zona son mayormente franjeantes o de plataforma y están ubicados primordialmente en ensenadas y bahías, generando pequeños archipiélagos alrededor de la costa (Díaz et al., 2012); presentando 656,8 km<sup>2</sup> de extensión total y una cobertura real de 264,7 km<sup>2</sup>, asociados al PNN Tayrona, EcoRegión ARCO y Golfo de Urabá principalmente (Díaz et al., 2000b). Fueron tomados los datos generales para el Caribe Continental, así como también 5 zonas específicas dentro de este (Figura 1), zonas donde se observaron datos de % de coberturas suficientes para un análisis.

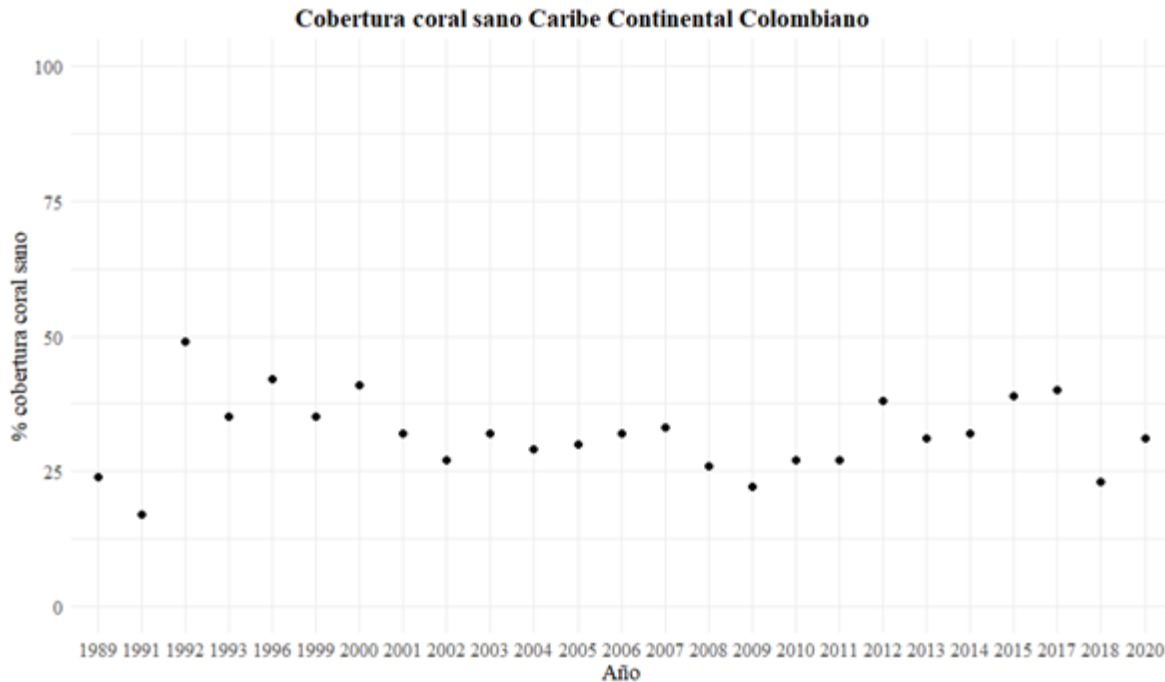


**Figura 1. Mapa del Caribe Continental Colombiano (línea verde), donde se muestran las principales zonas analizadas (óvalos verdes)**

**Resultados y discusión**

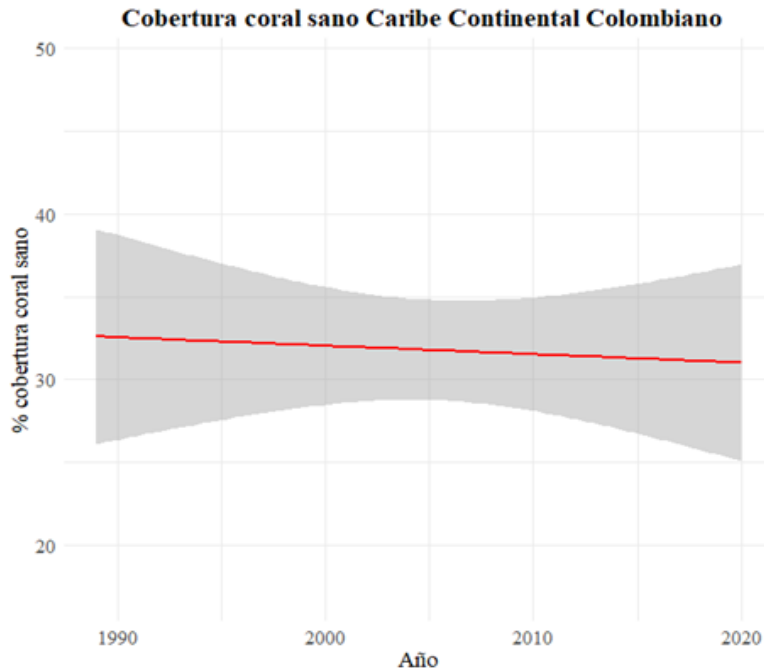
Se obtuvo inicialmente un total de 160 documentos los cuales presentaban 3 o más de los siguientes criterios: coral, cobertura, Colombia, Caribe, porcentaje, sano, muerto o enfermo; luego de la búsqueda se realizó una lectura previa de los resultados de estos artículos para evidenciar si se presentaban los datos requeridos para el estudio, quedando en total 97 documentos de los cuales con la lectura completa de los artículos, fueron descartados 56 documentos, para así retener para el estudio 41 documentos, los cuales fueron útiles para el análisis.

Para la cobertura de **coral sano**, la información analizada en el rango de tiempo 1989 - 2020, evidencia que los datos recolectados para la totalidad del Caribe Continental Colombiano se mantienen entre el 24 y 44 por ciento de cobertura de coral sano (Figura 2).



**Figura 2. Cobertura de coral sano en el Caribe Continental Colombiano. En el eje x se presentan los años donde se observan coberturas sanas para el Caribe, en el eje y se observa el porcentaje de la cobertura de coral sano.**

Sin embargo, se puede observar una tendencia a la disminución de cobertura de coral sano en todo el Caribe Continental Colombiano a lo largo del tiempo (Figura 3), lo cual puede ser debido a tensores naturales y antropogénicos. Dentro de estos tensores, los principales de origen antropogénico son el turismo masivo y desorganizado, la pesca excesiva de organismos marinos, especialmente la pesca con artes inadecuadas como la dinamita, ya que afecta negativamente la cobertura coralina (Martínez et al., 2005), derrames de petróleo o químicos en grandes cantidades en el mar, contaminación de desechos humanos vertidos en el mar, anclajes de embarcaciones y vertimiento de aguas residuales (Vega et al., 2017 y 2008; Díaz et al., 2000; Garzón , 1997; Secaira et al., 2017). A ello debe sumarse el efecto de tensores naturales, entre los que se encuentran principalmente los huracanes, mares de leva, los eventos de la niña y el niño (Vega et al., 2017; Ramirez et al., 1994).



**Figura 3. Línea de tendencia de la cobertura de coral sano en el Caribe Continental Colombiano. En el eje x se presentan los años donde se observaron coberturas sanas de coral, en el eje y se observa el porcentaje de la cobertura de coralsano.**

Los datos de cobertura de coral sano presentaron distribución normal (Shapiro-Wilk; Tabla 9 anexos), también se encontró no homogeneidad de varianzas (prueba de Bartlett -  $p= 0,2 \times 10^{-16}$ ), por lo que se aplicó la prueba de Kruskal-Wallis ( $p= 0,2412$ ) el cual indicio que no existen diferencias significativas entre los años (Tabla 9, ver anexos).

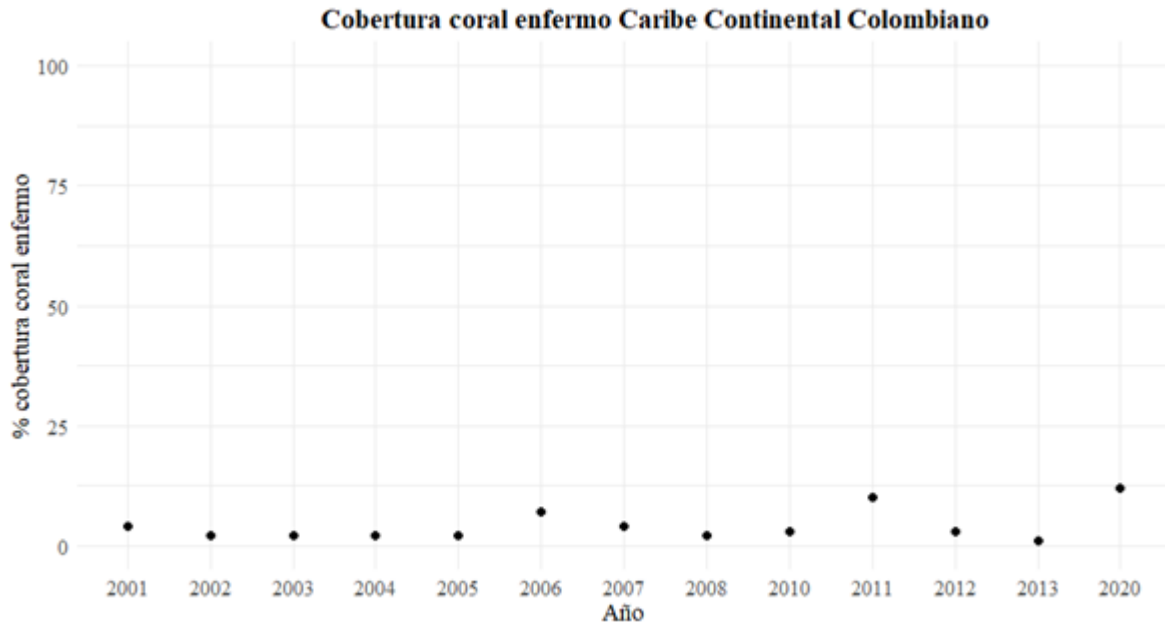
A pesar de observar un aumento de porcentaje de cobertura de coral sano en el coeficiente de variación de 18,1 (Tabla 1, ver anexos) entre el primer y último año de todo el periodo analizado, puede verse que en la última década el estado de los corales en el Caribe presenta deterioro (Figura 3); esto se ve reflejado en la pérdida de cobertura que han sufrido varios corales, lo cual es confirmado por otros estudios (Casas, 2011; Castro, 2003; Díaz et al., 2000; Pizarro, 2017; Ramirez et al., 1994; Wilkinson, 2008). La dirección y la magnitud de cambio de cobertura de coral están en deterioro y aseguran que, si se continúa con esta tendencia, en pocas décadas no solo se hablará de extinción nacional de especies sino también de arrecifes, afectando todo el complejo arrecifal, así como la oferta de bienes y servicios ecosistémicos coralinos y demás ecosistemas que interactúan y se benefician de los corales (Martinez et al., 2005).

En cuanto a las coberturas de **coral enfermo**, en primer lugar, se debe mencionar que los registros encontrados se concentran en la década del 2000, por lo que los periodos anteriores no están representados en las gráficas de las figuras 4 y 5.

Se encontró que los datos recolectados para la totalidad del Caribe Continental Colombiano se mantienen entre el 1 y 12 por ciento de cobertura de coral enfermo (Figura 4), de manera contrastante con la cobertura de coral sano, lo cual puede ser debido a los tenses anteriormente mencionados, ya que si se ve afectado el ambiente en donde estos se encuentran principalmente por desechos vertidos en el mar y cambios abruptos en el clima, se acrecienta la posibilidad de que los corales presenten enfermedades, esto es evidente en estudios como el de Secaira y colaboradores (2017), quienes confirman que al incrementar la temperatura promedio del mar, se ve disminuida la tasa de calcificación de los corales, aumentando la severidad del

blanqueamiento de corales y llevando a una mayor proliferación de enfermedades.

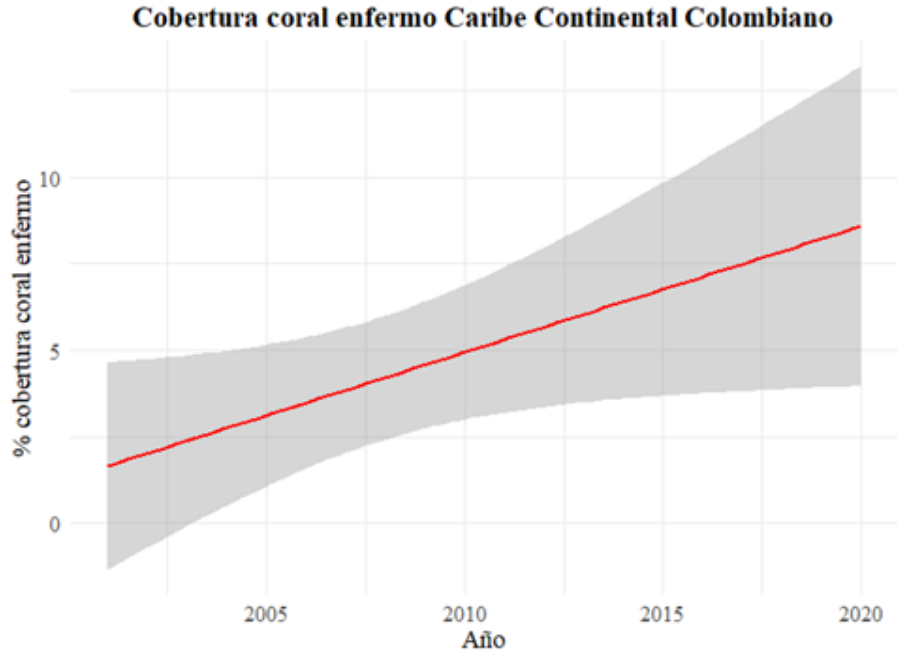
A esto debe sumarse el hecho de que la acidificación del mar ha venido disminuyendo también la tasa de calcificación de los corales y que la contaminación del agua por vertimientos de aguas negras proveniente de ríos cercanos a las costas, afectan negativamente a los arrecifes propiciando el desarrollo de enfermedades bacterianas, fúngicas y virales en los corales (Gil et al., 2009). Por otro lado, se sugiere que los cambios de temperatura, turbidez (sedimentación), ocasionan estrés en los corales bajando las defensas de estos, por lo que los patógenos (bacterias, hongos y virus) pueden proliferar dentro del tejido coralino conllevando a la generación de enfermedades (Mantilla, 2015).



**Figura 4. Cobertura de coral enfermo en el Caribe Continental Colombiano. En el eje x se presentan los años donde se observan coberturas enfermas para el Caribe, en el eje y se observa el porcentaje de la cobertura de coral enfermo.**

Para el año 2006, se observa un pequeño aumento en el porcentaje de cobertura enferma, así como se evidencia en el coeficiente de variación un valor alto entre el año 2005 y 2006 de 82,9 (Tabla 2, ver anexos), lo cual puede ser debido a uno de los eventos del niño más fuertes que ha afectado al Caribe Colombiano, ocurrido en el 2005 (Ramírez et al., 1994; Invemar , 2005; Wilkinson, 2008; Sierra , 2020; Vega et al., 2017), siendo reportado como el evento de mayor estrés térmico en las últimas décadas (Sierra , 2020; Wilkinson, 2008), lo que generó en el Caribe Colombiano un aumento de la temperatura del agua, lo cual a su vez generó afectaciones en los corales, ya que las temperaturas registradas se salen del umbral normal de tolerancia para el coral, creando blanqueamiento y enfermedades consecuentes del aumento de temperatura.

Por otro lado, en la misma figura se evidencia un aumento de la cobertura de coral enfermo para el año 2011 (Figura 4), el cual pudo ser causado por el evento de la niña en el 2010 (Euscátegui et al., 2011; Vega et al., 2017) ya que presentó eventos extremos de precipitación y caudal de ríos, representando uno de los agentes principales de estrés para los corales en la costa continental del Caribe Colombiano (Díaz et al., 2000), lo que generó un desbordamiento en varios Canales como el Canal del Dique y ríos como el Magdalena y el Sinú, entre otros.



**Figura 5. Línea de tendencia de la cobertura de coral enfermo en el Caribe Continental Colombiano. En el eje x se presentan los años donde se observan coberturas enfermas de coral, en el eje y se observa el porcentaje de la cobertura de coralenfermo.**

La turbidez y sedimentación en el agua generada por estos desbordamientos afectan a los corales debido a que promueven blanqueamiento, así como también necrosis en algunas partes del tejido vivo del coral, con lo cual se abren puertas al ingreso y proliferación de patógenos que enferman y pueden llevar a la muerte de las colonias (Vega et al., 2017; Sierra, 2020 y Ramirez et al., 1994; Cortés et al. 1985; Díaz et al., 2000).

Lamentablemente, este tipo de cobertura de coral enfermo muestra una tendencia al aumento (Figura 5), para toda la zona del Caribe Continental Colombiano, lo cual es coherente con el coeficiente de variación el cual indica que entre el primer y el último año se presenta un valor de 77,3 (Tabla 2, ver anexos), así como también observado en la tendencia de disminución de coral sano.

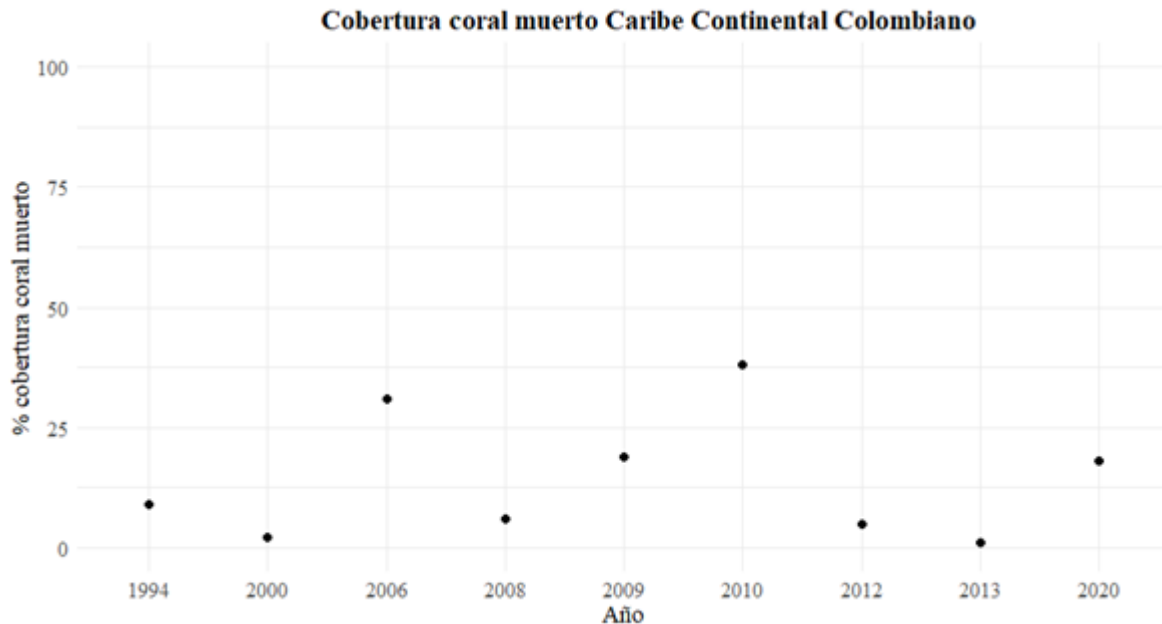
Los datos de la cobertura de coral enfermo presentaron no normalidad, según la prueba de Shapiro-Wilk (Tabla 9, ver anexos). En la Figura 24 (Ver anexos) puede observarse la no homogeneidad de varianzas (prueba de Levene - valor  $p = 0,61 \times 10^{-8}$ ), por lo que se aplicó la prueba de Kruskal-Wallis ( $p = 0,2742$ ), mostrando que no existen diferencias significativas entre los años (Tabla 9, ver anexos).

Para la cobertura de coral muerto, se observa en la figura 6 que los datos recolectados para la totalidad del Caribe Continental Colombiano son pocos, no existiendo registros continuos de esta variable. Esto indica que no se está calculando esta variable la cual es importante ya que se puede mostrar una correlación más clara con la cobertura viva si se tuvieran suficientes datos de la cobertura muerta por año, para así tener con mayor exactitud la tasa de cambio. Sin embargo, con los datos obtenidos se observa un rango de cobertura muerta entre 1 y 38 por ciento.

En la Figura 6 se identifican dos años donde el porcentaje de cobertura muerta aumentó de manera importante; siendo estos el 2006 y 2010; equivalente al coeficiente de variación el cual indica que entre el año 2006 y 2008 se presenta un valor de 97,5 y entre el año 2010 y 2012 un valor de 108,5 (Tabla 3, ver anexos). Años que también se observaron en la cobertura enferma (Figura 4) lo cual puede presentar las



mismas causas que se definieron, como el evento masivo del niño en el 2006, el cual está también reportado por Bocanegra para el IDEAM en el 2014. Este evento como anteriormente se mencionó, generó un aumento abrupto en la temperatura del agua ocasionando blanqueamiento, enfermedades y posteriormente muerte de los corales. Por otro lado, es consecuente el alto porcentaje de cobertura muerta para el año 2010 debido al evento de la niña que ocurrió en este año causando muerte coralina.

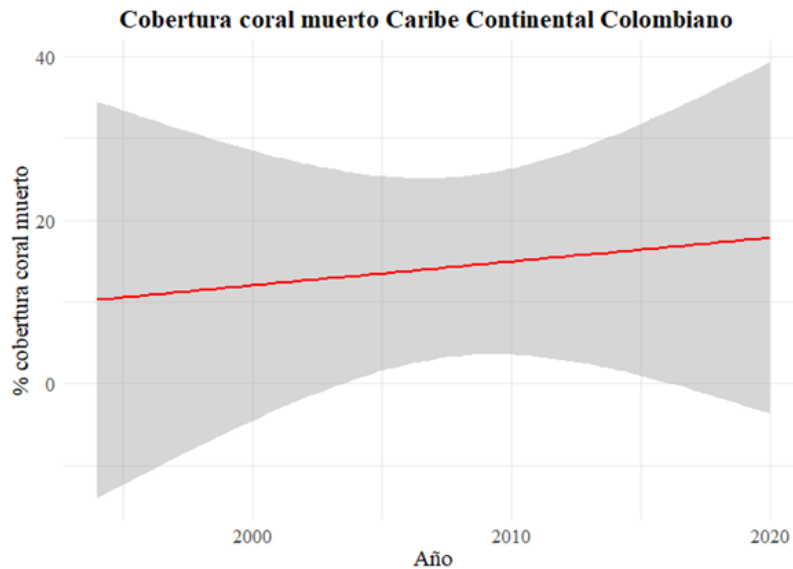


**Figura 6. Cobertura de coral muerto en el Caribe Continental Colombiano. En el eje x se presentan los años donde se observan coberturas muertas para el Caribe, en el eje y se observa el porcentaje de la cobertura de coral Muerto.**

Conformemente a lo anteriormente dicho, es de esperar que la tendencia del porcentaje de cobertura muerta en todo el Caribe Continental Colombiano sea positiva, esto se puede observar en la Figura 7 donde existe una tendencia al aumento de cobertura, contrario a lo identificado en la cobertura de coral sano y acorde a lo observado en la cobertura de coral enfermo. Consecuente con los factores antropogénicos y naturales anteriormente descritos.

Es entonces visible que existe coherencia en los datos observados, ya que mientras el porcentaje de cobertura sana tiende a disminuir, el porcentaje de cobertura muerta y enferma tiende a aumentar (Figura 3, 5 y 7). Esto nos lleva a intuir que en el transcurso de los años el porcentaje de cobertura muerta y enferma será mayor al de la sana, lo cual evidentemente será perjudicial frente a la estabilidad ecosistémica, así como para el reservorio de biodiversidad. Adicionalmente será dañino en cuanto a la pérdida de bienes y servicios ecosistémicos relevantes para las comunidades humanas y para el equilibrio oceánico y terrestre debido a que se pueden ocasionar erosiones en las costas y en varios casos, este ecosistema genera barreras que cumplen con la función de evitar que las olas afecten las costas. Finalmente, se conoce que los corales tienen un papel indirecto pero importante en la fijación del gas carbónico por medio de la construcción de andamiajes de carbonato de calcio (Díaz et al., 2000).

Actualmente ya se observan estas consecuencias, así como lo informa Jaime Garzón (1997) en su estudio titulado “ARRECIFES CORALINOS: ¿UN TESORO CAMINO A LA EXTINCIÓN?”, donde comenta que ya se evidencia la reducción de la cobertura coralina, así como la desaparición de algunos organismos arrecifales importantes, generando cambios importantes en la estructura y función del ecosistema.

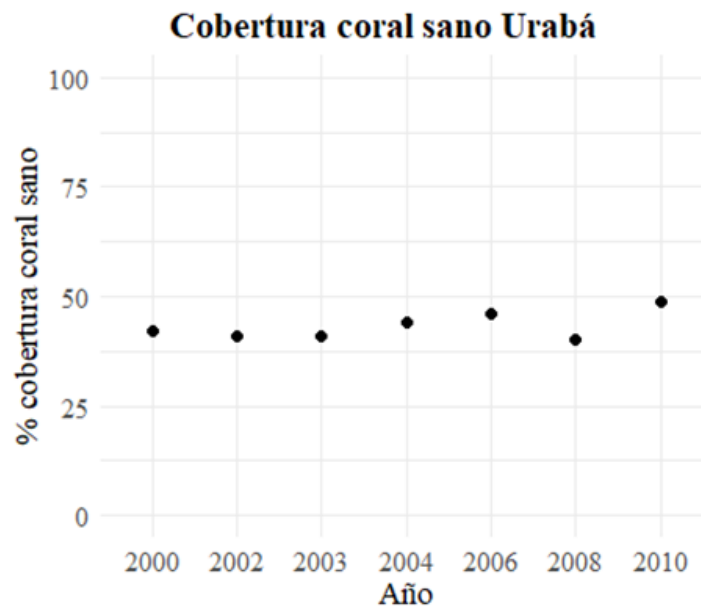


**Figura 7. Línea de tendencia de la cobertura de coral muerto en el Caribe Continental Colombiano. En el eje x se presentan los años donde se observan coberturas muertas de coral, en el eje y se observa el porcentaje de la cobertura de coral muerto.**

Esta cobertura de coral muerto fue no normal, según la prueba de Shapiro-Wilk (Tabla 9, ver anexos). En la figura 25 (Ver anexos), puede observarse la no homogeneidad de varianzas (test de Levene  $p = 0,2 \times 10^{-16}$ ). A partir de esto se aplicó el test de Kruskal-Wallis ( $p = 0,4374$ ), indicando que no existen diferencias significativas entre los años (Tabla 9, ver anexos).

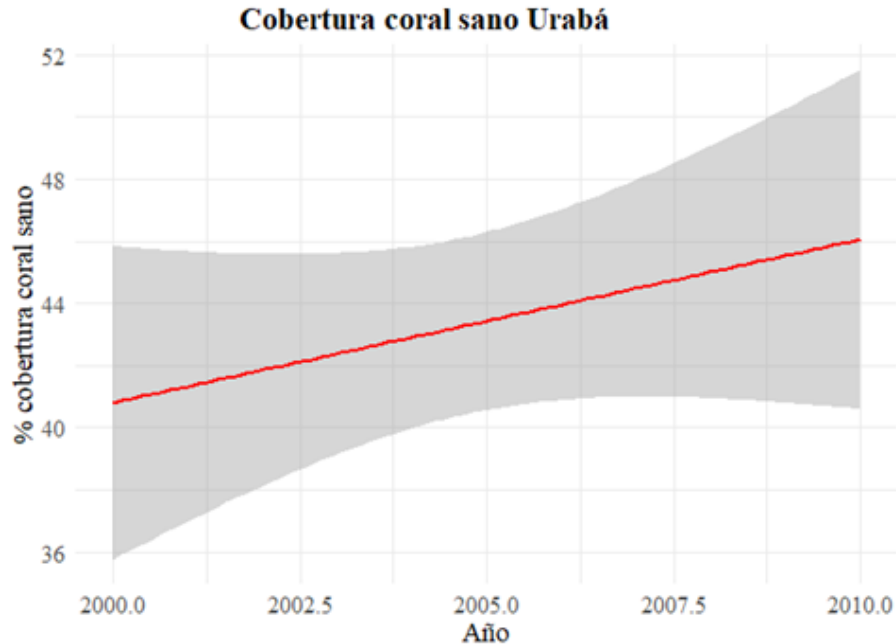
Para las Áreas del Caribe Continental Colombiano, a partir de un volumen de datos suficiente, se analizaron gráficas de puntos y líneas de tendencia con el fin de evidenciar cómo estas se comportan zonalmente. Entre estas se encontraron un total de 5 zonas con suficientes datos.

La primera de ella es el **Golfo de Urabá**, el cual presenta un área de formaciones coralinas de alrededor de 1,0 km<sup>2</sup> en la cual se evidencian parches y tapetes coralinos, así como arrecifes franjeantes (Díaz et al., 2000). Los años de cobertura de coral sano que se tiene reporte para esta zona está entre el 2000 y el 2010, donde se observa una constante en el transcurso del tiempo con valores entre el 40% y el 49% (Figura 8), esto es evidente en la tabla 4 (Ver anexos.) ya que no se observan valores altos del Coeficiente de variación. Esto puede ser debido a que inicialmente se tienen únicamente datos hasta el 2010 y el turismo en esta zona se incrementó solo en el 2014 (ONU DC, 2014), año en el cual no estaba en la mira el proyecto de Puerto Antioquia, lo cual puede indicar que los factores antropogénicos no fueron tan notorios ni determinantes para la zona entre estos años.



**Figura 8. Cobertura de coral sano en Urabá. En el eje x se presentan los años donde se observaron coberturas sanas de coral, en el eje y se observa el porcentaje de la cobertura de coral sano.**

Sin embargo, Diaz y colaboradores (2000) comentan en su investigación realizada, que en términos generales el desarrollo de los arrecifes, la diversidad de los corales y la cubierta de corales vivos en el golfo de Urabá aumentan a lo largo de la costa y predicen que puede ser una mejora general de las condiciones para el crecimiento y el asentamiento de los corales en este lugar de estudio, lo cual coincide con la línea de tendencia que evidencia un valor positivo (Figura 9) pudiendo indicar que los datos encontrados en esta zona tiende a aumentar su porcentaje de cobertura, aclarando que es un aumento relativamente bajo, lo cual es coherente con la tasa de crecimiento de los corales (Hora et al., 2008; García et al., 1996). Por otro lado, se conoce que esta zona es de las más conservadas en el Caribe Colombiano (Garzón et al., 2002).

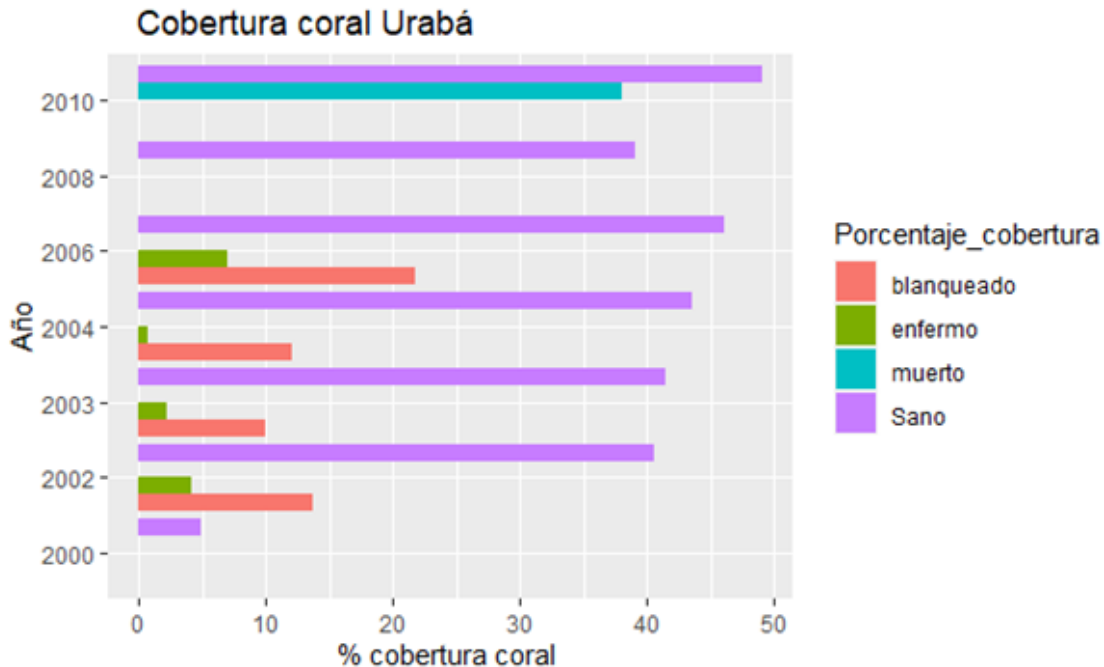


**Figura 9. Línea de tendencia de la cobertura de coral sano en Urabá. En el eje x se presentan los años donde se observaron coberturas sanas de coral, en el eje y se observa el porcentaje de la cobertura de coral sano.**

Con respecto a la cobertura de coral enfermo se reportaron valores entre 1% y 7%, donde se observa una disminución entre el año 2002 y el 2003, pero un aumento considerable para el año 2006, así como también para la cobertura de coral blanqueado (Figura 10), pudiendo ser consecuencia del evento del niño en el 2006.

El único dato obtenido en los documentos sobre el porcentaje de la cobertura muerta se presenta para el año 2010, en donde se evidencia un alto porcentaje de esta cobertura, tendiendo a estar cerca de los porcentajes de cobertura de coral sano, conforme a lo visto anteriormente para este año, posiblemente debido al evento de la niña del 2010.

Teniendo en cuenta lo anteriormente descrito se puede intuir que esta zona presenta un porcentaje de recuperación lenta ya que el porcentaje de cobertura sana se encuentra estable mientras que el porcentaje de cobertura muerta, enferma y blanqueada presenta un aumento considerablemente.

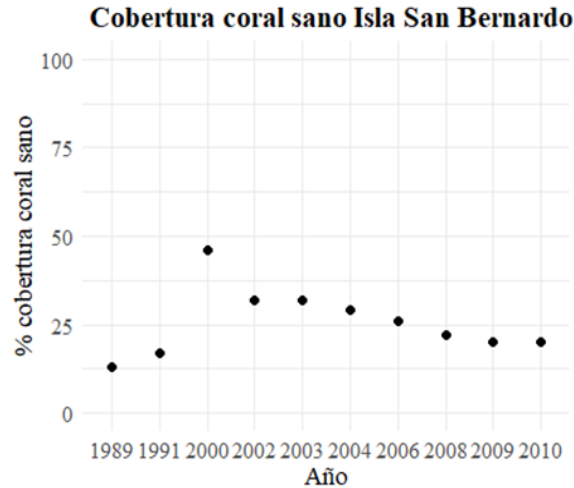


**Figura 10. Coberturas en Urabá. En el eje x se presentan el porcentaje de coberturas (Sano, Muerto, Enfermo y Blanqueado), en el eje y se observan los años donde se tienen estos % de cobertura.**

La segunda zona, el **Archipiélago de San Bernardo** que contiene 9 islas de origen coralino y un islote artificial, constituye una de las principales formaciones arrecifales del Caribe Colombiano y del país (Ramírez et al., 1994), siendo uno de los más extensos sobre el Caribe Continental Colombiano (Díaz et al., 2000).

En esta zona el porcentaje de cobertura de coral sano más bajo que se tiene es para el año 1989 (13%) (Figura 11) pudiendo ser a que se presentó mayor mortalidad de corales en los 80 (Díaz, 1997) probablemente por el fenómeno de la niña reportado para el año 1989, el cual fue considerado como fuerte (Bocanegra, 2014). Mientras que el porcentaje más alto de cobertura se tiene para el año 2000 con 46%.

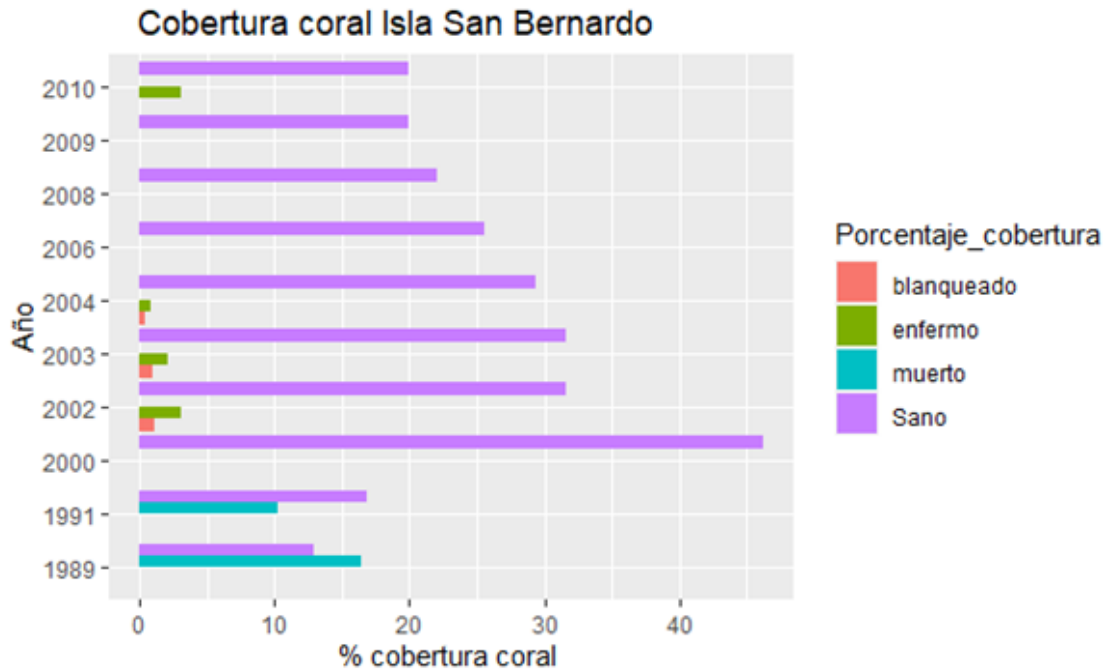
En el año 2000 se presenta un aumento en la cobertura de coral sano, y en el 2002 se genera una tendencia a la disminución manteniéndose hasta el 2010; último año en el que se tienen datos. Entre 1991 y 2000 se evidencia el coeficiente de variación más alto para la zona (Tabla 5, ver anexos) y esto puede deberse inicialmente al método utilizado para el estudio del 2000 ya que se usaron parcelas, a diferencia de los demás estudios donde utilizaron Punto intercepto. Adicionalmente las zonas del estudio fueron escogidas selectivamente, omitiendo localidades donde observaron porcentaje de cobertura mínimas (López et al., 2000).



**Figura 11. Cobertura de coral sano en Isla San Bernardo. En el eje x se presentan los años donde se observan coberturas de coral, en el eje y se observa el porcentaje de la cobertura de coral sano.**

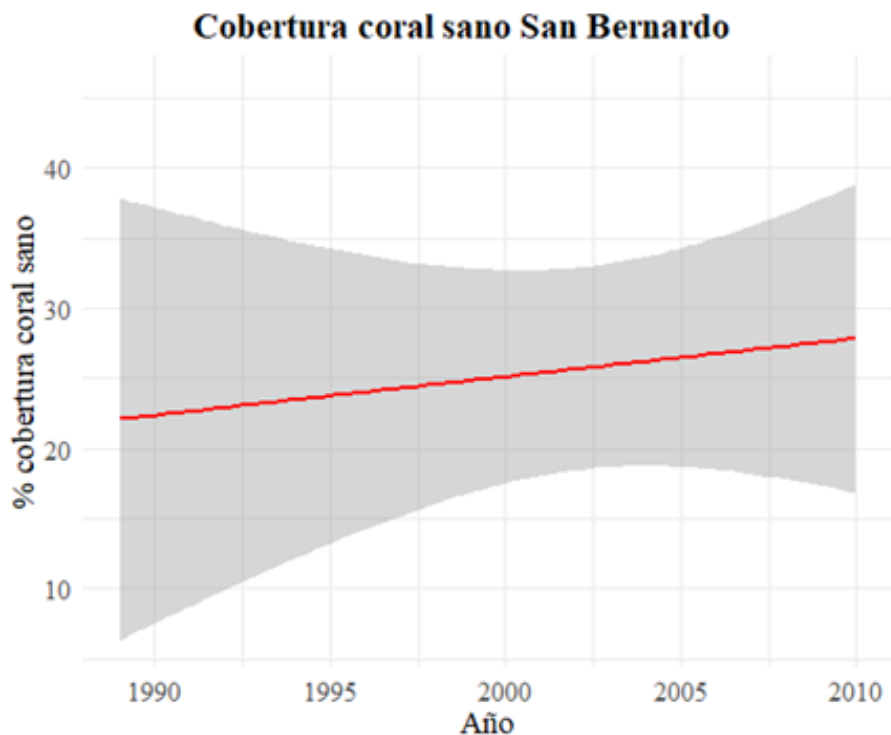
Por otro lado, (Fonseca et al., 2019) mencionan en su trabajo de investigación que para el año 2000 se observa una recuperación en el porcentaje de cobertura en San Bernardo, pero aclaran que no es al mismo ritmo en el que se perdió, siendo coherente con lo mencionado anteriormente, aunque en efecto pudo haberse aumentado el porcentaje de cobertura en esos años (Figura 11), este resultado tuvo probable influencia por la metodología utilizada en el estudio de López y Díaz en el año 2000 más que a una recuperación real de los corales.

Con respecto a la cobertura de coral enfermo, se observa una disminución entre el 2002 y el 2004 (Figura 12) y un aumento en el 2010, el cual puede estar influenciado por el evento de la niña de este mismo año. La cobertura de coral blanqueado disminuyó entre del 2002 y 2004 (Figura 12) correspondiente con el porcentaje de cobertura enferma. Frente al porcentaje de coral muerto únicamente se tienen datos antes del 2000 (Figura 12) en donde se observan valores altos, los cuales pueden deberse al fenómeno de la niña reportado para 1989 (Bocanegra, 2014) pudiendo efectuar sedimentación y precipitación factores que afectan a los corales negativamente en su crecimiento (Díaz et al., 2000).



**Figura 12. Coberturas en Isla San Bernardo. En el eje x se presentan el porcentaje de coberturas (Sano, Muerto, Enfermo y Blanqueado), en el eje y se observan los años donde se tienen estos % de cobertura.**

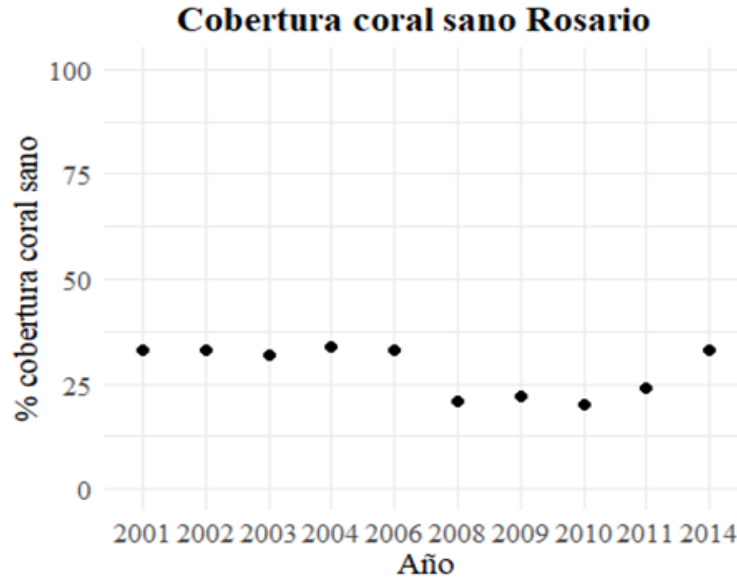
La línea de tendencia en la figura 13 muestra un aumento de la cobertura posiblemente porque no se tiene datos del porcentaje de cobertura entre el 2010 y el 2020 pudiendo generar un cambio en la línea de tendencia real, (Fonseca et al., 2019) informan en su documento que a pesar del aumento de cobertura que se observa hasta el 2010 en San Bernardo, no significa que la situación real mundial, en donde se observa que la dinámica de los arrecifes va en descenso, sea errónea y afirman que debido a los periodos de fenómeno del niño que se han presentado en el territorio durante los últimos años, se ha disminuido el crecimiento de estos y que posiblemente las cifras arrojadas para estos años puede no ser del todo cierta. Sin embargo, se debe tener claro que entidades como el Invemar estar realizando propuestas de recuperación para estas áreas con el fin de tener una tendencia positiva para el porcentaje de cobertura viva y que esto puede estar influyendo en que de positiva la línea de tendencia.



**Figura 13. Línea de tendencia de la cobertura de coral sano en San Bernardo. En el eje x se presentan los años donde se observan coberturas sanas de coral, en el eje y se observa el porcentaje de la cobertura de coral sano.**

La tercera zona es **Islas del Rosario**, la cual está legalmente protegida por ser parte del Parque Nacional Corales del Rosario y San Bernardo; esta presenta un área cobertura de coral de aproximadamente 67,6 km<sup>2</sup> en la que se pueden encontrar tapetes y bancos coralinos, así como arrecifes en barrera y en parche (Díaz et al., 2000). El rango que se tiene de porcentaje sano para Isla de Rosario esta entre el 20% y 34%. Se observa que en el transcurso de los años el porcentaje de cobertura de coral sano en Isla de Rosario se mantiene relativamente constante (Figura 14) pero entre el 2006 y el 2011 existe una disminución de la cobertura, contrario a lo ocurrido en el 2014, año en que se ve una recuperación de la cobertura.



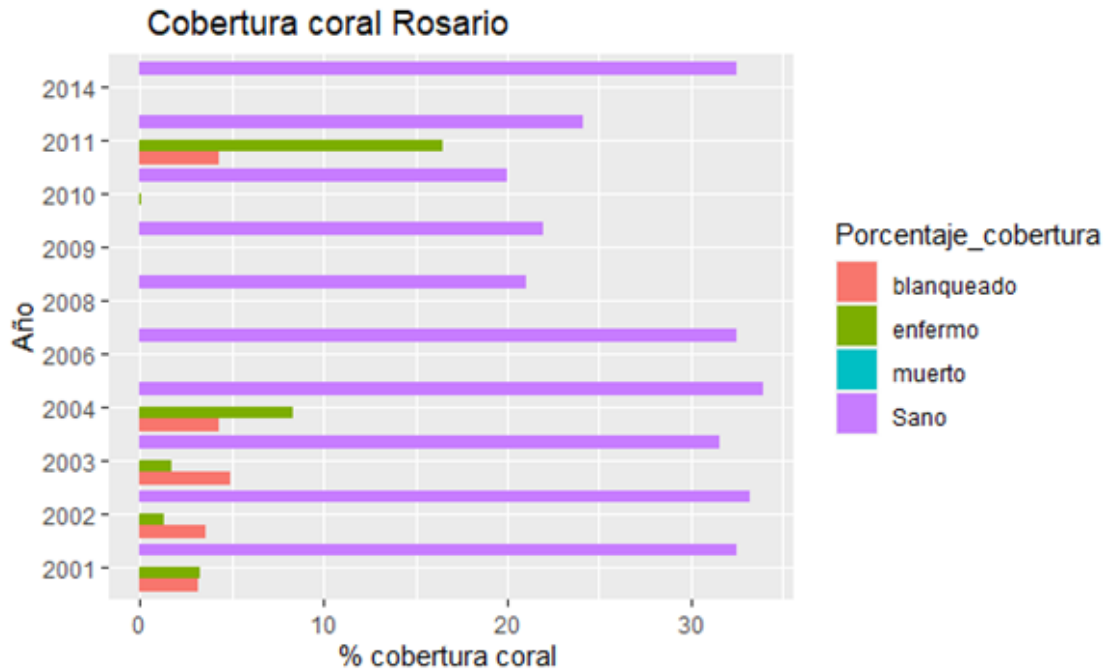


**Figura 14. Cobertura de coral sano en Isla de Rosario. En el eje x se presentan los años donde se observan coberturas sanas, en el eje y se observa el porcentaje de la cobertura de coral sano.**

Entre el año 2006 y 2008 se observa un cambio significativo ya que se pierde un 12% de cobertura (Figura 15), esto es evidente ya que el coeficiente de variación entre 2006 y 2008 es de 30,4 (Tabla 6, ver anexos), lo cual indicaría que existe una alta variabilidad entre los datos y adicionalmente es el valor más alto observado para esta zona; esto puede deberse a que la temperatura superficial del mar y el coeficiente de atenuación  $K_d490$ , registraron valores altos entre el periodo de febrero de 2006 y agosto de 2008, ocurriendo en estos años un evento del Niño y uno de la Niña respectivamente (Vega et al., 2017) y se conoce que la interacción de las altas temperaturas con variables fisicoquímicas es una de las causas del estrés coralino (Coles y Brown, 2003).

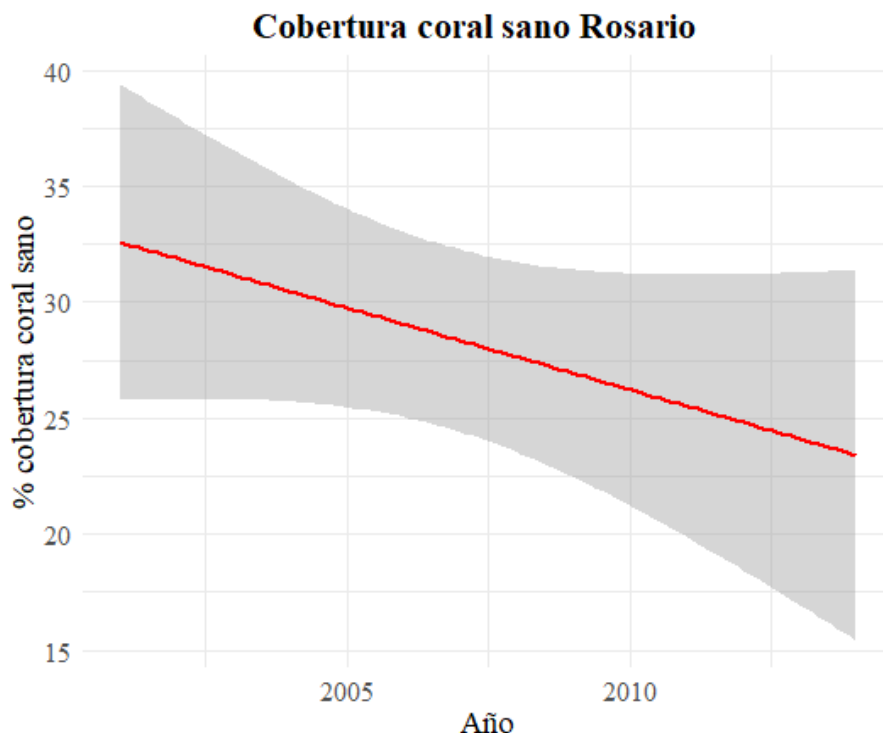
Con respecto a la cobertura de coral enfermo se evidencia un aumento al pasar los años con lo cual se puede inferir que es menos factible un pronto aumento del porcentaje de cobertura sana. De otra parte, la cobertura de coral blanqueado tiende a mantenerse entre 4 y 5% durante el transcurso de los años.

No se encontraron datos de cobertura muerta para el Rosario, siendo este un aspecto negativo al no poder completarse un análisis real de las variables, siendo imprescindible que sean incluidos en próximos estudios los diferentes estados del coral, ya que con estos datos se puede tener una mejor relación entre coberturas y así precisar en mayor exactitud la tendencia de cobertura en la zona.



**Figura 15. Coberturas en Isla del Rosario. En el eje x se presentan el porcentaje de coberturas (Sano, Muerto, Enfermo y Blanqueado), en el eje y se observan los años donde se tienen esto % de cobertura**

De otra parte, se observa una tendencia de pérdida en la cobertura sana en el tiempo (Figura 16) a pesar de existir un aumento de esta en los últimos años; esto puede deberse a los eventos que han ocurrido en el transcurso de los años generando afectaciones graves en las formaciones coralinas, creando así un tasa de recuperación baja, y cómo se mantienen factores antropogénicos como lo son en esta área comúnmente el buceo deportivo, la pesca artesanal, las actividades náuticas y en gran medida el turismo recreativo masivo (Díaz et al., 2000), es de esperarse que la tendencia sea negativa. Esto llega a preocupar teniendo conocimiento previo de que Islas del Rosario hace parte de un área protegida.

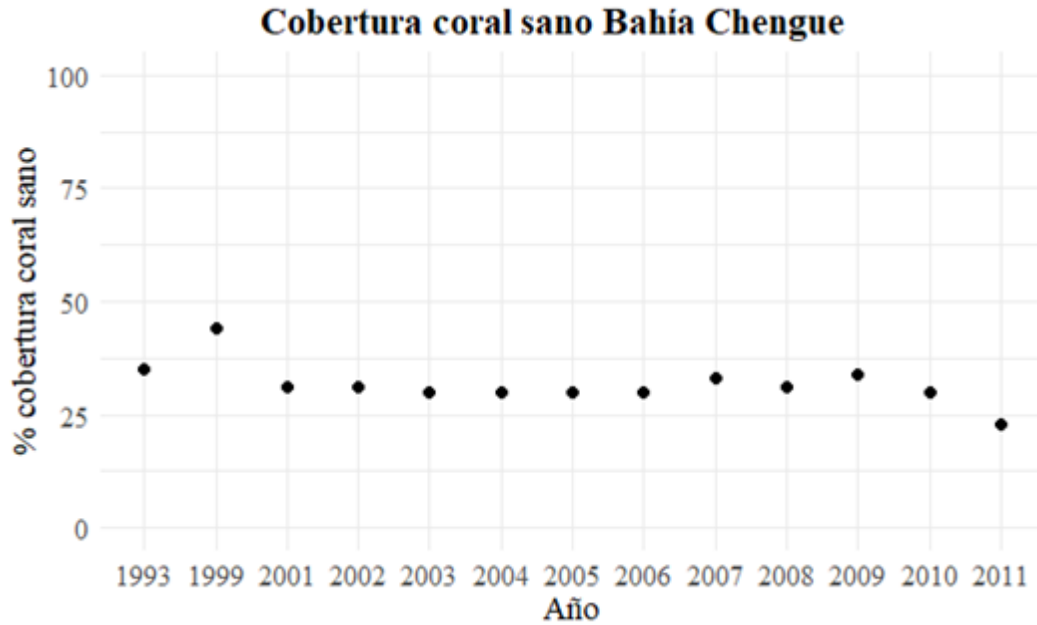


**Figura 16. Línea de tendencia de la cobertura de coral sano en Islas del Rosario. En el eje x se presentan los años donde se observan coberturas sanas de coral, en el eje y se observa el porcentaje de la cobertura de coral sano.**

La cuarta zona es **Bahía Chengue**, perteneciente al Parque Nacional Natural Tayrona, caracterizada por tener una costa rocosa con un relieve inclinado (Díaz et al., 2000). Se conoce que existen corales a lo largo del cinturón rocoso costero de la bahía, pero únicamente en el noreste donde están las zonas protegidas han crecido lo suficiente como para ser considerados verdaderos arrecifes de coral (Garzón, 1998).

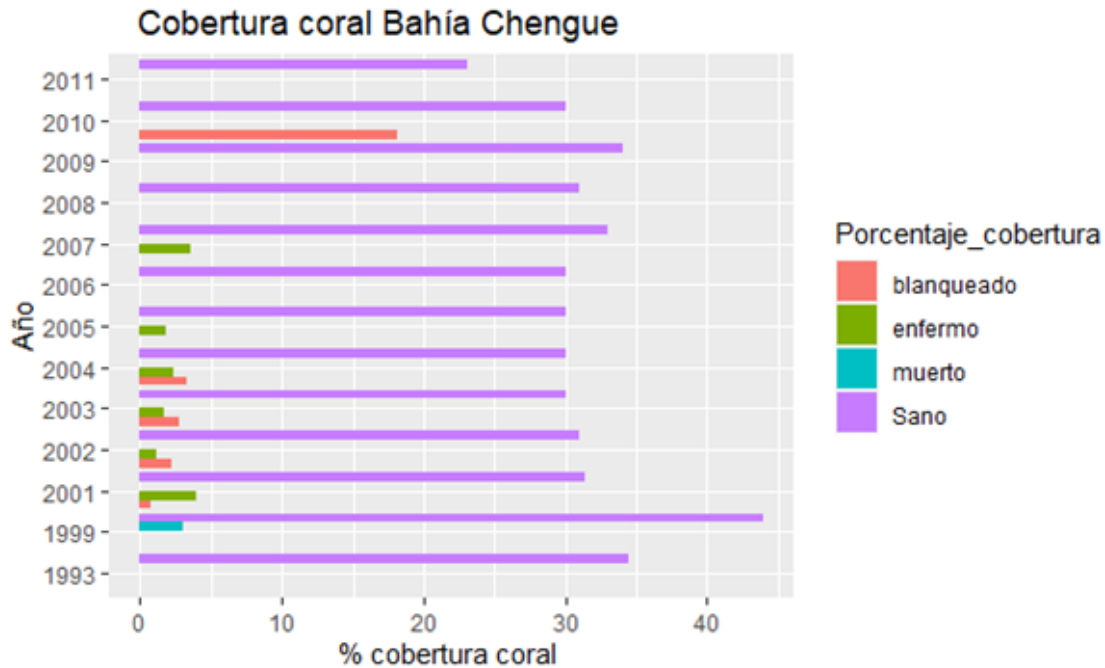
Se observa que en el transcurso de los años el porcentaje de cobertura de coral sano en Bahía Chengue se mantiene relativamente constante entre el 23% y 44% (Figura 17). Sin embargo, se puede visualizar una disminución de cobertura para el año 2010 - 2011, concordante con el coeficiente de variación el cual evidencia uno de los valores más altos entre estos años para Bahía Chengue (18,4) (Tabla 7, ver anexos), pudiendo ser debido a que se presentó uno de los fenómenos de la Niña más fuertes de la última década, entre agosto de 2010 y mayo de 2011 en donde hubo eventos críticos de precipitación (Vega et al., 2017).

De otra parte, se evidencia un valor alto del coeficiente de variación entre 1999 y 2001 de 23,5 (Tabla 7, ver anexos) debido a que se tenía un porcentaje de cobertura de coral para el año 1999 alto viéndose disminuido en un 12% aproximadamente para el año 2001, esto puede ser debido al aumento evidenciado desde 1999 de la cobertura algal (Garzón, et al., 2001) y una disminución reportada en el informe del Estado de los Ambientes Marinos y Costeros en Colombia del año 2002 por Garzón y colaboradores, donde anotan que en el periodo de 1999 - 2001 se presenta una pérdida de cobertura de coral de alrededor de un 12%, así como se observó anteriormente con los datos recopilados.



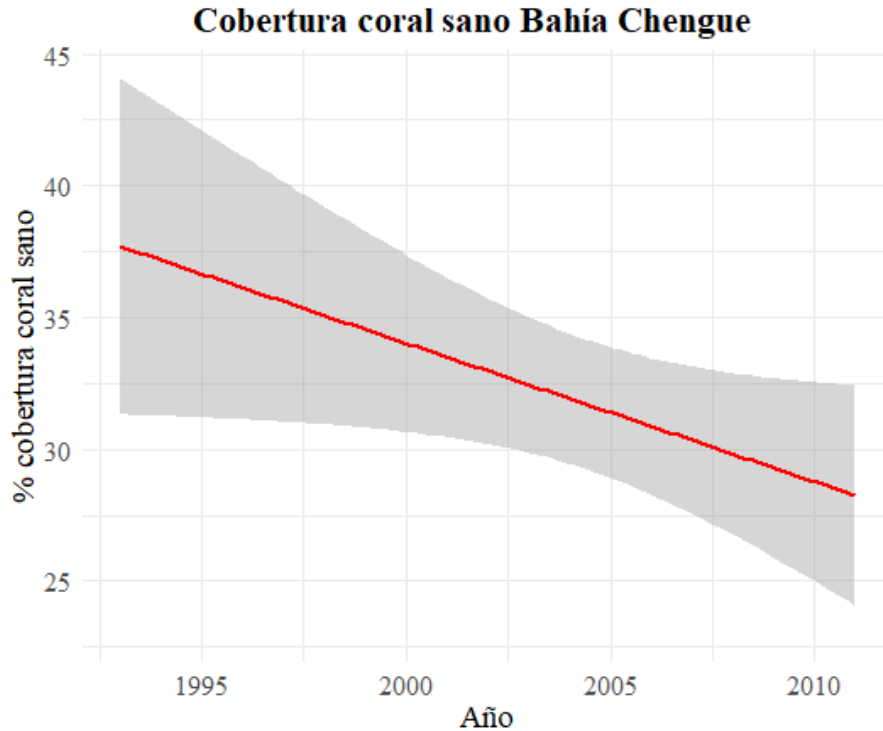
**Figura 17. Cobertura de coral san en Bahía Chengue. En el eje x se presentan los años donde se observan coberturas sanas, en el eje y se observa el porcentaje de la cobertura de coral sano.**

Con respecto a la cobertura de coral enfermo se observan datos constantes durante 2001 a 2007 (Figura 18) en donde el porcentaje de cobertura no cambia drásticamente. Para la cobertura de coral muerto únicamente se tiene el dato de 1999 de 3% (Figura 18). Y para la cobertura de coral blanqueado se observan datos constantes durante 2001 a 2004 pero un aumento evidente para el 2010, pudiendo ser debido a consecuencias del fenómeno del niño ocurrido en el 2009 (Bocanegra, 2017), ya que se sabe que el aumento drástico en la temperatura del mar genera estrés en los corales generando así el blanqueamiento de estos.



**Figura 18. Coberturas en Bahía Chengue. En el eje x se presentan el porcentaje de coberturas (Sano, Muerto, Enfermo y Blanqueado), en el eje y se observan los años donde se tienen estos % de cobertura.**

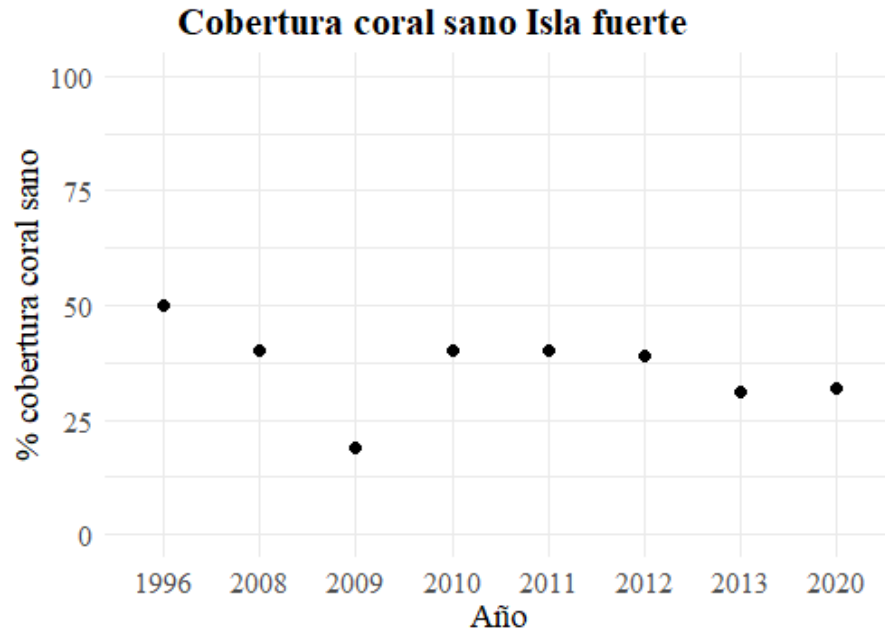
Por otro lado, se observa una pequeña disminución de la cobertura en los últimos años (Figura 17 y 18), conforme con lo que se refleja en la figura 19 donde la línea de tendencia muestra pérdida de la cobertura en el transcurso de los años, evidenciando un coeficiente de variación entre el primer año (1993) y el último año (2011) de 28,0 (Tabla 7, ver anexos) y una pérdida de 12% de cobertura sana y entre el 2010 y el 2011 un valor de 18,4. Lo anterior indica que a futuro la cobertura de Bahía Chengue estaría oscilando entre 25 y 15 % de cobertura sana.



**Figura 19. Línea de tendencia de la cobertura de coral sano en Bahía Chengue. En el eje x se presentan los años donde se observan coberturas sanas de coral, en el eje y se observa el porcentaje de la cobertura de coral sano.**

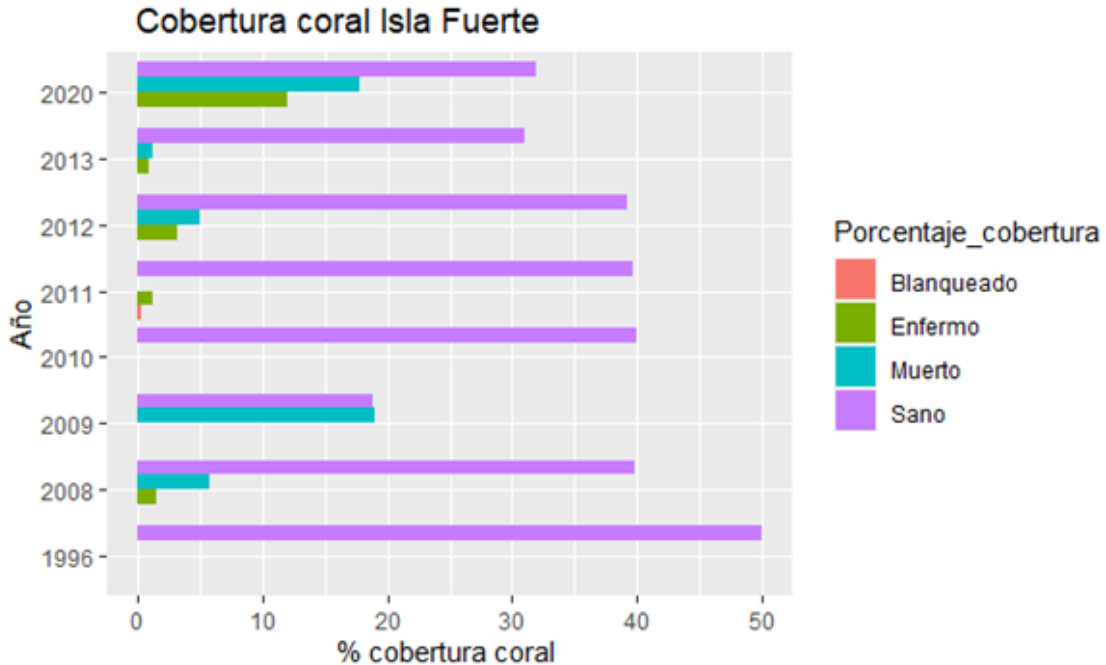
Por último, se observaron los datos de cobertura para **Isla Fuerte**, una plataforma calcárea la cual tiene aproximadamente 16,6 km<sup>2</sup> de formaciones coralina (Díaz et al., 2000). En Isla Fuerte se encuentran bancos coralinos, arrecifes de barrera, borde de parche (Díaz et al., 2000).

El rango de cobertura viva en Isla fuerte se encuentra entre el 19% y 50%. Se observa a medida de los años una pérdida de cobertura en Isla Fuerte; más intensificada para el año 2009 en donde la cobertura sana disminuyó drásticamente (Figura 20); evidenciado también en el coeficiente de variación de 50,8 entre el 2008 y 2009 (tabla 8, ver anexos) rango de años en donde ocurrió la disminución. Este cambio puede deberse principalmente a la forma en la que se tomaron los datos, teniendo en consideración que la metodología realizada fue por medio de transectos continuos y no paralelos (Hernandez, 2009) y adicionalmente las zonas evaluadas pueden ser diferentes. Sin embargo, es coherente que el porcentaje de cobertura de coral sano descendiera un poco debido al evento del niño que ocurrió en el 2009 al igual que el evento de la niña de 2010 (Bocanegra, 2014) aunque no es del todo claro el porqué del alto valor de pérdida que se reportó para este año.



**Figura 20. Cobertura de coral sano en Isla Fuerte. En el eje x se presentan los años donde se observan coberturas sanas, en el eje y se observa la cobertura de coral sano en porcentaje.**

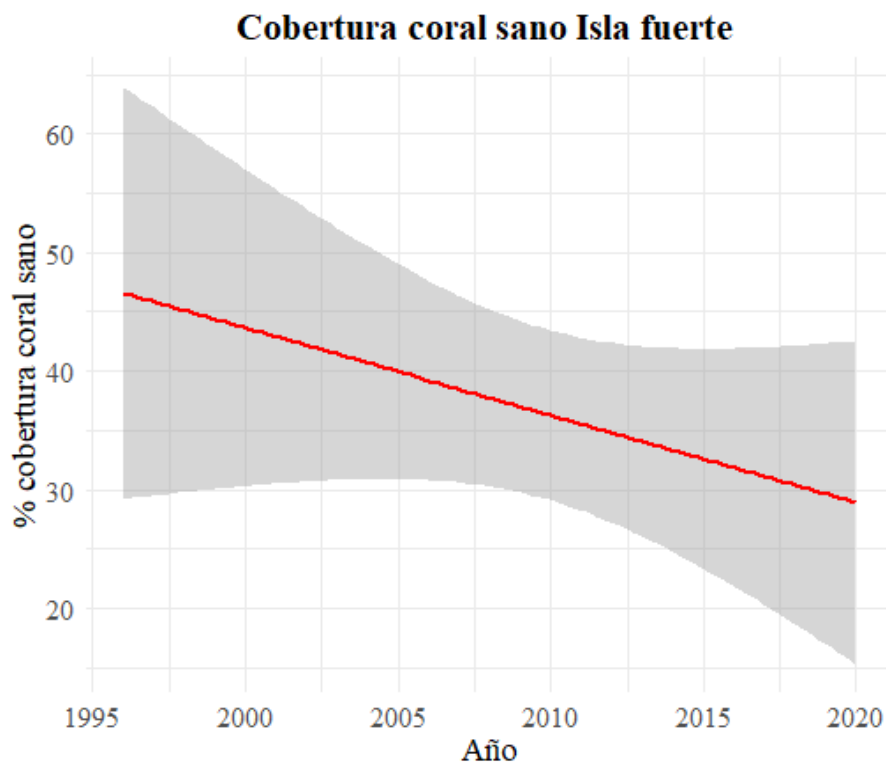
Se observa un aumento en el año 2002 así como el 2020 para el porcentaje de cobertura enferma oscilando entre el 10 y 15% (Figura 21), para este último; de otra parte, la cobertura de coral muerto tiene el valor más alto para el año 2009, año en que ocurrió un evento del niño, sin embargo, se observa para el 2020 un aumento importante de este porcentaje evidenciando un aumento de coberturas muertas y enfermas contrario a lo visto para las sanas.



**Figura 21. Coberturas en Isla Fuerte. En el eje x se presentan el porcentaje de coberturas (Sano Muerto, Enfermo y Blanqueado), en el eje y se observan los años donde se tienen estos % de cobertura.**

Por consiguiente es evidente en la línea de tendencia de la figura 22 la disminución en la cobertura de coral en el tiempo, esto puede ser debido a que Isla Fuerte se encuentra afectada por tensores como la alta sedimentación y altos niveles de nutrientes que provienen del río Sinú (Huertas, 2000), lo cual genera un beneficio al crecimiento de las macroalgas, las cuales rivalizan con los corales por espacio (Casas Figueroa, 2011), y adicional a esto los tensores antrópicos que son reconocidos en Isla Fuerte como lo es la pesca con dinamita y la utilización de anclas en las embarcaciones de la isla, generan un efecto negativo en los corales (Bernal, 2012).





**Figura 22. Línea de tendencia de la cobertura de coral sano en Isla Fuerte. En el eje x se presentan los años donde se observan coberturas sanas de coral, en el eje y se observa el porcentaje de la cobertura de coral sano.**

### Conclusiones y recomendaciones

- Para la totalidad del Caribe Continental Colombiano se observa una tendencia a la disminución del porcentaje de coral sano con el transcurrir de los años; contrario a lo observado en el porcentaje de coral enfermo y muerto que presentan una tendencia al aumento.
- Los años en que se encontró mayor cambio de cobertura y un coeficiente de variación alto fueron 1989, 2006, 2009 y 2010, en los cuales se presentaron tanto factores naturales (ENSO-Fenómeno de Niño/Niña), como antropogénicos.
- Se tiene muy poco conocimiento sobre el porcentaje de coberturas en varias zonas del Caribe Continental Colombiano, así como del porcentaje de cobertura muerto para la totalidad del Caribe, es por eso por lo que se recomienda realizar estudios tanto del porcentaje de cobertura sana como del muerto y del enfermo en varias zonas del Caribe, para poder tener a futuro una tasa de cambio de los corales en el tiempo precisa y así poder tomar acciones eficaces.
- Se debe buscar alternativas que suplan procesos biológicos que particularmente tienen los corales con el fin de evitar la afectación tanto natural como antropogénica y así ayudar a la recuperación y el crecimiento de estos.
- Se recomienda estudiar con mayor profundidad los tensores antropogénicos que están afectando particularmente a los corales por año, tanto para la totalidad del Caribe Continental Colombiano como para cada zona del Caribe, a fin de conocer con mayor certeza las actividades humanas que inciden negativamente en los corales con el fin de mitigar, y evitar con acciones que la línea de tendencia del porcentaje de cobertura sana siga mostrando disminución.
- Es importante crear planes de manejo, tanto a corto como a largo plazo, para permitir que exista mayor tasa de recuperación de los corales y disminuir los efectos negativos de los tensores.

## Agradecimientos

Me gustaría comenzar por darle las gracias a mi director de grado Fabio Guillermo Gómez Delgado de la Pontificia Universidad Javeriana, por acompañarme, guíame y evaluarme siempre con disposición y respeto, haciendo de este un proceso inolvidable y ameno. A la Pontificia Universidad Javeriana por brindarme cinco años de crecimiento tanto personal como profesional. A la facultad de ciencias y sus dirigentes por siempre estar y escuchar a cada uno de sus estudiantes, así como a los profesores que tuve el placer de encontrarme en este recorrido universitario, los cuales me dieron las bases para presentar un documento de esta índole. A Luisa Fernanda Ramirez Riveros, mi madre quien me dio la oportunidad de ser Bióloga y que constantemente me incitaba a seguir y nunca desfallecer; estaré agradecida cada segundo porque me brindó la oportunidad de estudiar lo que me apasionaba. Y a todos los que pasaron por mi vida universitaria y me enseñaron un sin fin de cosas, gracias.

## Bibliografía

Bernal Sastoque, J. D., & Gómez Delgado, F. G. (2012). Evaluación del estado actual de conservación de cuatro parches arrecifales en la zona nor-occidental de isla fuerte, caribe colombiano. [Recurso electrónico]

Bernal, N. (2012). Cobertura arrecifal de Isla Fuerte, en relación con su uso y normativas de manejo, Cartagena, Bolívar, Caribe colombiano. Bogotá: Pontificia Universidad Javeriana.

Bocanegra, J. E. M. (2014). Actualización del componente Meteorológico del modelo institucional del IDEAM sobre el efecto climático de los fenómenos El Niño Y La Niña en Colombia.

CARICOMP. (2002). Status and temporal trends at CARICOMP coral reef sites. In Proc. 9th Int. Coral Reef Symp (Vol. 1).

Casas Figueroa, D. C. (2011). Estado de conservación de la comunidad arrecifal presente en Isla Fuerte-Bolívar (Colombia).

Castro, C. (2003). Cambios en la distribución y estructura de las unidades ecológicas de la bahía de Santa Marta, Caribe colombiano, ocurridos durante las últimas décadas. Trabajo de grado Biol. Mar., Univ. Jorge Tadeo Lozano, Santa Marta.

Cortés, J. N., & Risk, M. J. (1985). A reef under siltation stress: Cahuita, Costa Rica. *Bulletin of Marine Science*, 36(2), 339-356.

Díaz, J. M., Barrios, L. M., Cendales, M. H., Garzón-Ferreira, J., Geister, J., López-Victoria, M., ... & Zapata, F. A. (2000). Áreas coralinas de Colombia. INVEMAR, Serie publicaciones especiales, 5, 176.

Díaz, J. M., Díaz-Pulido, G., & Sanchez, J. (2000C). Distribution and structure of the southernmost Caribbean coral reefs: Golfo de Urabá, Colombia. *Scientia Marina*, 64, 327-336.

Díaz, J. M., Sanchez, J. A., & Díaz-Pulido, G. (1996). Geomorphology and recent reef structures of Isla Fuerte and Bajo Bushnell, Colombian Caribbean continental shelf. *Oceanographic Literature Review*, 11(44), 1269.

Díaz Juan M. & López-Victoria, M. (2000B) Morfología y estructura de las formaciones coralinas del Archipiélago de San Bernardo, Caribe colombiano. *Rev. Acad. Colomb. Cienc.* 24(91): 219-230, 2000. ISSN 0370-3908

Díaz Pulido, G. (1997). *Informe nacional sobre el estado de la biodiversidad en Colombia: ecosistemas*

*marinos y costeros* (No. PDF 952)).

Díaz-Pulido, G., Sánchez, J. A., Sven, Z., Díaz, J. M., & Garzón-Ferreira, J. (2012). Esquemas de distribución espacial en la comunidad bentónica de arrecifes coralinos continentales y oceánicos del Caribe colombiano.

Domínguez, J. G., Gómez, J. C., Ricaurte, C., Mayo, G., Orejarena, J., Díaz, J. M., & Andrade, C. A. (2010). Cobertura de los fondos y paisajes bentónicos asociados a formaciones diapíricas en los Bancos de Salmedina, Plataforma Continental del Caribe Colombiano. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*, 39, 1.

Euscátegui, C., & Hurtado, G. (2011). Análisis del impacto del fenómeno La Niña 2010-2011 en la hidroclimatología del país. *Colombia. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales de Colombia-IDEAM*. Recuperado de <http://www.ideam.gov.co/documents/21021/418818/An%C3%Allis+Impacto+La+Ni%C3%B1a.pdf/640a4a18-4a2a-4a25-b7d5-b3768e0a768a>.

Ferreira, J. G., Bonilla, M. M., & Vásquez, J. M. V. (2004). Condición actual de las formaciones coralinas de *Acropora palmata* y *A. cervicornis* en el Parque Nacional Natural Tayrona (Colombia). *Boletín de investigaciones marinas y costeras*, 33.

Forero Mejía, A. (2012). Estado actual de salud coralina en las comunidades arrecifales en Chengue y Gayraca, dos bahías del Parque Nacional Natural Tayrona, Caribe Colombiano.

Fonseca González, V., & García Bonilla, D. A. (2019). Análisis geográfico de la pérdida de cobertura coralina en el Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo.

Garzón-Ferreira, J., Rodríguez-Ramírez, A., Bejarano-Chavarro, S., Navas-Camacho, R., & Reyes-Nivia, C. (2002). Estado de los arrecifes coralinos. Informe del estado de los ambientes marinos y costeros en Colombia-año, 84-113.

Garzón-Ferreira, J. (1997). Arrecifes Coralinos:¿ Un tesoro camino a la extinción?.

Garzón-Ferreira, J. (1998). Bahía de chengue, parque natural tayrona, Colombia. *CARICOMP-Caribbean coral reef, seagrass and mangrove sites. Coastal region and small island papers*, 3, 115-126.

Garzón Ferreira, J., Rodríguez Ramírez, A., Bejarano Chavarro, S., Navas Camacho, R., & Reyes Nivia, C. (2001). Caracterización de los ambientes marinos y costeros de Colombia. *Informe del estado de los ambientes marinos y costeros en Colombia. INVEMAR*.

Gil-Agudelo, Diego L., Navas-Camacho, Raúl, Rodríguez-Ramírez, Alberto, Reyes-Nivia, María Catalina, Bejarano, Sonia, Garzón-Ferreira, Jaime, & Smith, Garriet W.. (2009). ENFERMEDADES CORALINAS Y SU INVESTIGACIÓN EN LOS ARRECIFES COLOMBIANOS. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras - INVEMAR*, 38(2), 189-224. Retrieved November 23, 2020, from [http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0122-97612009000200010&lng=en&tlng=es](http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0122-97612009000200010&lng=en&tlng=es).

González Rodríguez, C. T. (2010). Análisis ecológico de la estructura y la distribución espacial, de las comunidades coralinas de llanura de la ensenada el aguacate, golfo de Urabá (Colombia).

Hernández Castañeda, E. (2009). Caracterización y zonificación de fondos para el establecimiento de estructuras artificiales, entre 5 parches coralinos, al costado nororiental de isla fuerte, Caribe Colombiano.

Horta-Puga, G, & Carriquiry, JD. (2008). Crecimiento del coral hermatípico *Montastraea cavernosa* en el Sistema Arrecifal Veracruzano. *Ciencias marinas*, 34(1), 107-112. Recuperado en 23 de noviembre de 2020, de [http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0185-38802008000100010&lng=es &tlng=es](http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0185-38802008000100010&lng=es &tlng=es).

INVEMAR. (2004) Informe del Estado de los Ambientes Marinos y Costeros en Colombia: Año 2004. (Serie de Publicaciones periódicas/INVEMAR; No.8) Santa Marta.

INVEMAR. (2005) Informe del Estado de los Ambientes Marinos y Costeros en Colombia: Año 2005. (Serie de publicaciones periódicas/INVEMAR; No.8) Santa Marta. 360 p.

INVEMAR. (2006) Informe del Estado de los Ambientes Marinos y Costeros en Colombia: Año 2007. (Serie de Publicaciones periódicas/INVEMAR; No.8) Santa Marta.

INVEMAR. (2007). Informe del Estado de los Ambientes Marinos y Costeros en Colombia: Año 2006. Serie de Publicaciones Periódicas No. 8. Santa Marta, 378 Pág.

INVEMAR. (2009). Informe del Estado de los Ambientes y Recursos Marinos y Costeros en Colombia: Año 2008. Serie de Publicaciones Periódicas No. 8. Santa Marta, 244p.

INVEMAR. (2010). Informe del Estado de los Ambientes y Recursos Marinos y Costeros en Colombia: Año 2009. Serie de Publicaciones Periódicas No. 8. Santa Marta, XX Pág.

López-Victoria, M., Cantera, J. R., Díaz, J. M., Rozo, D. M., Posada, B. O., & Osorno, A. (2004). Informe del Estado de los Ambientes y Recursos Marinos y Costeros en Colombia. Año 2003. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras INVEMAR, Santa Marta, Colombia.

Mantilla Galindo, M. A. (2015). Descripción de la etiología de las enfermedades coralinas presentes en *siderastrea sidérea* en el arrecife de Punta Cebolleta en Isla Fuerte, caribe colombiano. Pontificia Universidad Javeriana.

Martínez, S., & Acosta, A. (2005). Cambio temporal en la estructura de la comunidad coralina del área de Santa Marta-Parque Nacional Natural Tayrona (Caribe colombiano). *Boletín de investigaciones marinas y costeras*, 34.

Mejía Niño, N. (2001). Efecto e incidencia de las interacciones alga-coral en comunidades coralinas de dos bahías de la región de Santa Marta (Caribe colombiano) con distinto grado de influencia antropogénica.

Miller, Margaret & Hay, Mark. (1996). Coral-Seaweed-Grazer-Nutrient Interactions on Temperate Reefs. *Ecological Monographs*. 66. 10.2307/2963521.

Munro, J.L. and Williams, D.McB. (1985) Assessment and management of coral reef fisheries: biological, environmental and socioeconomic aspects. Proc. 5th int. Coral Reef Cong., Tahiti

Navas-Camacho R y J.D González y D.I Gomez. (2015). Reporte de indicadores de condición tendencia en arrecifes de coral de Colombia: año 2015. Documento técnico para seis áreas marinas protegidas. Invemar. Santa Marta. 39 pág.

Office des Nations unies contre la drogue et le crime (ONUDD) (2014). Los retos del turismo en la construcción de la paz en Colombia. Turismo para la paz en Urabá-Darién”, disponible en:

<https://www.unodc.org/colombia/es/press/2014/septiembre/turismo-para-la-paz-enurabadarien.html>  
(consultado el 23/11/2020)

Ospina Salazar, G. H., & Acero, A. (2001). Informe del estado de los ambientes marinos y costeros en Colombia: año 2001 (No. PDF 954). Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras, Medellín (Colombia).

Pardo Ochoa, A. (2013). Evaluación del estado actual de conservación de cinco parches coralinos en la zona sur occidental de Isla Fuerte Mar Caribe, Colombia. Pontificia Universidad Javeriana

Pinzón, J. H., Perdomo, A. M., & Díaz, J. M. (1998). Isla Arena, una formación coralina saludable en el área de influencia de la pluma del Río Magdalena, plataforma continental del Caribe colombiano.

Pizarro et al. (2017), Unraveling the structure and composition of Varadero Reef, an improbable and imperiled coral reef in the Colombian Caribbean. *PeerJ* 5:e4119; DOI 10.7717/peerj.4119

Ramírez, A., Miranda, D., & Viña, G. (1994). Estructura arrecifal del archipiélago de San Bernardo (Mar Caribe, Colombia), estudio de línea base. *Trianea*, 5, 189-220.

Reguero, B.G. & Secaira Fajardo, Fernando & Acevedo Ramírez, César. (2017). Importancia de los arrecifes de coral y las dunas en la protección costera. 10.13140/RG.2.2.32337.74089.

Rodríguez, D. (2007). Composición y estructura de las comunidades bentónicas asociadas a la unidad ecológica de *Acropora palmata*, y *Acropora cervicornis* Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo (PNNCRSB) Cartagena Colombia (Bachelor's thesis, Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano).

R Core Team. (2018). R: A language and environment for statistical computing.

Rodríguez-Ramírez, A., Reyes-Nivia, M. C., Zea, S., Navas-Camacho, R., Garzón-Ferreira, J., Bejarano, S., ... & Orozco, C. (2010). Recent dynamics and condition of coral reefs in the Colombian Caribbean. *Revista de Biología Tropical*, 58, 107-131.

Sarmiento Segura, A. (2017). Composición de la comunidad arrecifal somera dentro y fuera del área marina protegida Parque Nacional Corales del Rosario y San, Bernardo, Caribe Colombiano (Bachelor's thesis, Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano).

Secaira, F., & Acevedo, C. (2017). Importancia de los arrecifes y dunas en la protección de la costa. Serie técnica. El papel de los sistemas naturales en la dinámica costera en el caribe mexicano y el impacto de las actividades humanas en su condición actual. *The Nature Conservancy, Mexico*.

Sierra Escrigas, S. L. (2020). *Estado actual de las unidades ecológicas de isla arena y caracterización de la comunidad arrecifal mediante el uso de imágenes aéreas* (Bachelor's thesis, Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano).

Sorokin Y. (1990). Aspects of trophic relations, productivity and energy balance in coral-reef ecosystems. *Ecosystems of the world*

Vega Sequeda, J. C. (2008). Formaciones coralinas del área de Santa Marta: estado y patrones de distribución espacial de la comunidad bentónica (Bachelor's thesis, Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano).

Vega, J., Navas, R., Gómez, K., López, T., & Duque, D. (2010). Estado de los ecosistemas marinos y costeros. Informe del estado de los ambientes y recursos marinos y costeros en Colombia: Año 2010, 88-115.

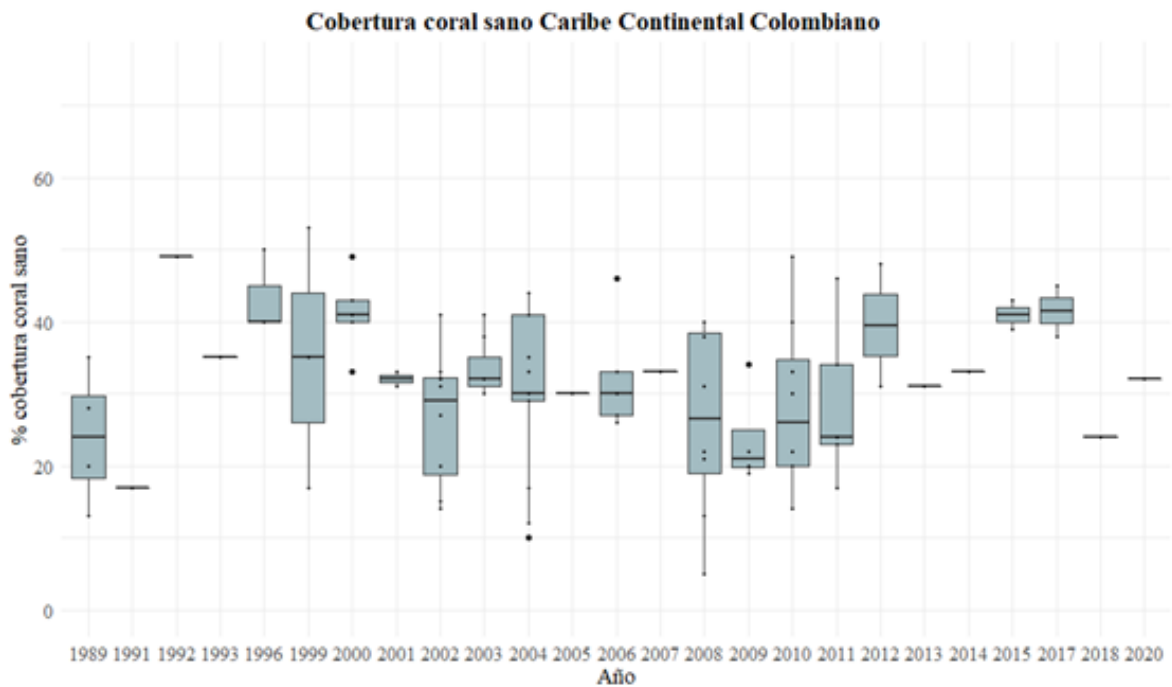
Vega-Sequeda, J., Navas-Camacho, R., Gómez-Campo, K., & López-Londoño, T. (2011). Instalación y evaluación de dos nuevas estaciones de monitoreo de arrecifes coralinos en el Caribe colombiano. Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras-INVEMAR, 40(1), 203-211.

Vega-Sequeda J, Rodriguez-Ramirez A, Reyes-Nivia MC, Navas-Camacho R (2008) Coral formations in Santa Marta area: Status and spatial distribution patterns of the benthic communities. Bol Investig Mar Costeras 37:87–105

Vega-Sequeda, J., Zea, S., & Bernal, G. (2017). Efectos de eventos oceánicos extremos en Formaciones coralinas de Islas del Rosario, Caribe colombiano. *CICIMAR Oceánides*, 32(1), 25-38.

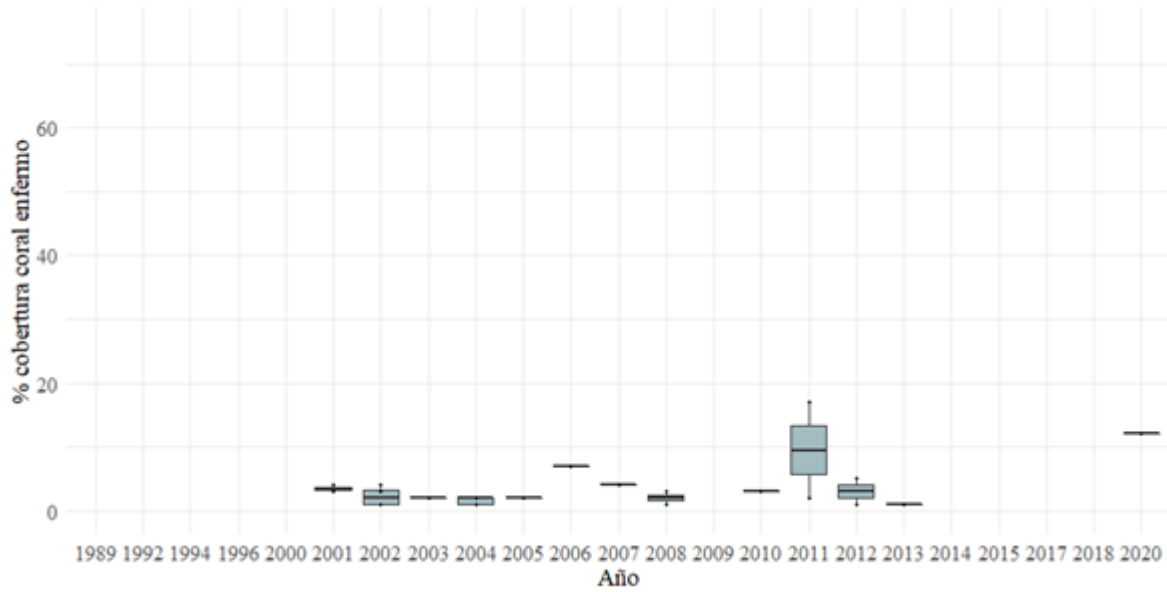
Wilkinson, C. (2008). Status of coral reefs of the world: 2008. Global Coral Reef Monitoring Network and Reef and Rainforest Research Centre, Townsville, Australia, 296 p.

## Anexos



**Figura 23. Boxplot de la cobertura de coral sano en el Caribe Continental Colombiano. En el eje x se presentan los años donde se observan coberturas sanas para el Caribe, en el eje y se observa el porcentaje de la cobertura de coral sano. La línea central de cada caja representa la mediana, los rectángulos representan el 50% de los datos. Las líneas que se identifican fuera del rectángulo hacen referencia a los datos superiores e inferiores.**

### Cobertura coral enfermo Caribe Continental Colombiano



**Figura 24. Boxplot de la cobertura de coral enfermo en el Caribe Continental Colombiano. En el eje x se presentan los años donde se observan coberturas enfermas para el Caribe, en el eje y se observa el porcentaje de la cobertura de coral enfermo. La línea central de cada caja representa la mediana, los rectángulos representan el 50% de los datos. Las líneas que se identifican fuera del rectángulo hacen referencia a los datos superiores e inferiores.**











<b>Lugar</b>	<b>Tabla 8</b> Coeficiente de variación para cobertura sana en Isla Fuerte						
<b>Años</b>	<b>2008</b>	<b>2009</b>	<b>2010</b>	<b>2011</b>	<b>2012</b>	<b>2013</b>	<b>2020</b>
<b>1996</b>	16,1						31,2
<b>2008</b>		50,8					
<b>2009</b>			51,2				
<b>2010</b>				0,5			
<b>2011</b>					0,8		
<b>2012</b>						16,7	
<b>2013</b>							2,1

<b>Tabla 9</b> Tests estadísticos				
	<b>Shapiro-Wilk Test (p-value)</b>	<b>Levene Test (p-value)</b>	<b>Bartlett Test (p-value)</b>	<b>Kruskal-Wallis Test (p-value)</b>
<b>Caribe sano</b>	0,2212	-	0,000000000000000002	0,2412
<b>Caribe enfermo</b>	0,0000004	0,00000006105	-	0,2742
<b>Caribe muerto</b>	0,00000000000000000002	0,00000000000000000002	-	0,4374