



# **Diversidad y sucesión de poliquetos asociados a estructuras autónomas de monitoreo de arrecifes (ARMS) en el Banco de las Ánimas, Caribe colombiano**

**Marggy Juliette Bernal Orozco**

**Universidad Magdalena**

**Facultad de Ciencias Básicas**

**Programa de Biología**

**Santa Marta, Colombia**

**2021**



# **Diversidad y sucesión de poliquetos asociados a estructuras autónomas de monitoreo de arrecifes (ARMS) en el Banco de las Ánimas, Caribe colombiano**

**Marggy Juliette Bernal Orozco**

**Trabajo presentado como requisito parcial para optar al título de:**

**Biólogo**

**Directora: Rocío del Pilar García Urueña, Ph.D.**

**Codirectora: Shanly Carolina Coneo Gómez. M. Sc.**

**Línea de Investigación: Biología Marina**

**Grupo de Investigación:**

**Ecología y Diversidad de Algas Marinas y Arrecifes Coralinos**

**Universidad del Magdalena**

**Facultad de Ciencias Básicas**

**Programa de Biología**

**Santa Marta, Colombia**

**2021**

# Nota de aceptación:

Aprobado por el Consejo de Programa en cumplimiento de los requisitos exigidos por el Acuerdo Superior N° 11 de 2017 y Acuerdo Académico N° 41 de 2017 para optar al título de Biólogo

---

**Jurado**

---

**Jurado**

Santa Marta, \_\_\_\_ de \_\_\_\_ de \_\_\_\_\_

*A Dios, a mi familia y especialmente a la  
memoria de mi tía Nancy Orozco Ortega.*

## **Agradecimientos**

Agradezco a la Universidad del Magdalena por la oportunidad de formarme como profesional. A Fonciencias por la financiación del proyecto “Fauna Críptica del Banco de las Ánimas” en el cual se encuentra enmarcada esta tesis. Al grupo de investigación de Ecología y Diversidad de Algas Marinas y Arrecifes Coralinos por aportar el espacio y los equipos necesarios para la realización del trabajo. A mi directora Rocío del Pilar García Urueña y a mi codirectora Shanly Carolina Coneo Gómez, por transmitirme todos sus conocimientos y por la incansable labor de enseñarme con paciencia y dedicación. Al Profesor Ricardo Dueñas por la colaboración en la identificación taxonómica de los poliquetos, al profesor Luis Gómez Lemos y al Biólogo Marino Israel Caicedo Torrado por su asesoría en la estadística y análisis de los resultados. A las Biólogas Marinas Silvia Sierra Escrigas por la elaboración de las Ilustraciones y el mapa, y a Juliana Barón por colaborar en el análisis de cobertura. En general a todos los compañeros del Grupo de investigación, familia y amigos por su apoyo moral constante. También agradezco muy especialmente al Biólogo William Caicedo Ruíz, que me acompañó durante todo el proceso, me sostuvo en las dificultades y nunca me dejó desistir.

# Contenido

	Pag
RESUMEN .....	IX
ABSTRACT .....	X
1. Introducción .....	1
2. Materiales y Métodos .....	5
2.1. Área de estudio .....	5
2.2. Fase de campo .....	6
2.3. Fase de laboratorio .....	6
2.3.1. Identificación taxonómica .....	6
2.4. Análisis de datos.....	7
3. Resultados.....	9
4. Discusión.....	21
5. Conclusión.....	27
6. Referencias Bibliográficas .....	28

# Lista de Figuras

**Figura 1.** Ubicación del Banco de las Ánimas, sector donde se realizó el montaje de las estructuras de monitoreo de arrecife .....5

**Figura 2.** Estructuras autónomas de monitoreo de arrecifes .....7

**Figura 3.** Abundancia de familias de poliquetos en etapa de colonización.....11

**Figura 4.** Abundancia de géneros de poliquetos en los montajes del 2019.....11

**Figura 5.** Porcentaje de cobertura de poliquetos sésiles en el banco de las Animas, Magdalena, Colombia.....1 ¡Error!  
Marcador no definido.

**Figura 6.** Porcentaje de cobertura de poliquetos móviles en el banco de las Animas, Magdalena, Colombia..... ¡Error! Marcador no definido.

**Figura 7.** Abundancia relativa de familias de poliquetos por mes de muestreo en las ARMS en el Banco de las Ánimas, Magdalena, Colombia..... ¡Error! Marcador no definido.

**Figura 8.** Abundancia relativa de géneros de poliquetos por mes de muestreo en las ARMS en el Banco de las Ánimas 2019. .... ¡Error! Marcador no definido.

**Figura 9.** Abundancia de las familias de poliquetos móviles y sésiles por muestreo en el banco de las Animas, Magdalena, Colombia. .... ¡Error! Marcador no definido.

**Figura 10.** Abundancia de las familias de Poliquetos móviles por muestreo.. ¡Error! Marcador no definido.

**Figura 11.** Porcentaje de abundancia de las familias de Poliquetos sésiles por muestreo en el banco de las Animas, Magdalena, Colombia .....18

**Figura 12.** Cobertura (%) de los principales grupos identificados sobre las ARMS.....**19**

**Figura 13.** Cobertura promedio de los poliquetos sésiles evaluados en las placas individuales.....**19**

# Lista de tablas

**Tabla 1.** Variación de la riqueza y abundancia de las familias, géneros y especies de Poliquetos en las etapas de colonización y muestreos en el banco de las Animas, Magdalena, Colombia. \*Muestreos de Colonización; M=Morfotipo.....¡Error! Marcador no definido.

**Tabla 2.** Índices de diversidad de poliquetos asociados a estructuras ARMS en el banco de las Animas, Magdalena, Colombia.....¡Error! Marcador no definido.7

**Tabla 3.** Análisis de diversidad de muestras sin réplica.....17

**Tabla 4.** Prueba de contrastes de la diversidad en conjunto con la abundancia.....17

**Tabla 5.** Resultados del análisis SIMPER considerando los meses de muestreo (mes 8, mes 10, mes 12 y mes 18), muestra las especies que más contribuyen a la disimilitud entre los meses de muestreo .....17

# Lista de símbolos

<b>Símbolo</b>	<b>Significado</b>
ARMS	Estructuras autónomas de monitoreo de arrecifes
AR	Abundancia Relativa
m	Metro
mm	Milímetro
cm	Centímetro
Ind	Individuo
PNNT	Parque Nacional Natural Tayrona
CGS	Ciénaga Grande de Santa Marta

# Resumen

Los ecosistemas marinos y especialmente los arrecifes de coral han sufrido cambios drásticos debido a múltiples factores que han afectado la biodiversidad y así mismo su dinámica ecológica. Los poliquetos constituyen hasta el 77% de la abundancia relativa de invertebrados arrecifales y su papel ecológico contribuye al buen estado de salud del ecosistema. Para determinar su composición y abundancia y establecer la variación temporal y patrones de sucesión, se instalaron cuatro estructuras autónomas de monitoreo de arrecifes (ARMS) en septiembre de 2017 y dos más en mayo de 2019. Las ARMS instaladas en 2017 fueron retiradas pasados 8, 10, 12 y 18 meses y las instaladas en 2019 al primer y cuarto mes. Los poliquetos se separaron e identificaron hasta la categoría más bajo posible. Se realizaron análisis descriptivos, una prueba de diversidad de muestras sin réplica y posteriormente una prueba de contrastes donde se observó diferencias entre el mes 8 y mes 18. Se realizó una prueba SIMPER para conocer el porcentaje de disimilitud entre muestreos; se estimaron índices ecológicos y se realizó un análisis de cobertura con el programa CPCe. Se encontró un total de 58 especies y la familia con mayor riqueza fue Serpulidae (9 especies). Se evidenciaron cambios en la diversidad entre los meses de muestreo, con la mayor riqueza de especies en el mes 18 (41 especies) y menor en el mes 1 (4 especies). En general, el número de especies por familia aumentó con respecto al tiempo, lo cual es un indicador de etapas tempranas de sucesión, al igual que la abundancia de la familia Serpulidae, considerada bioindicadora de aguas con baja salinidad y contaminación.

**Palabras clave:** Serpulidae, etapas de colonización, ARMS, Sucesión, invertebrados arrecifales.

# Abstract

Marine ecosystems and especially coral reefs have undergone drastic changes due to multiple factors that have affected biodiversity and also its ecological dynamics. Polychaetes constitute up to 77% of the relative abundance of reef invertebrates and their ecological role contributes to the good health of the ecosystem. To determine its composition and abundance and establish the temporal variation and succession patterns, four autonomous reef monitoring structures (ARMS) were installed in September 2017 and two more in May 2019. The ARMS installed in 2017 were removed after 8, 10, 12 and 18 months and those installed in 2019 at the first and fourth month. Polychaetes were separated and identified to the lowest possible taxonomic level. Descriptive analyzes were performed, a sample diversity test without replication and later a contrast test to observe in which months differences were presented. A SIMPER test was performed to know the percentage of dissimilarity between samples; ecological indices were estimated and a coverage analysis was carried out with the CPCe program. A total of 58 species were found and the family with the highest richness was Serpulidae (9 species). Changes in diversity were evidenced between months of sampling; with the highest species richness in month 18 (41 species) and the lowest month 1 (4 species). In general, the number of species per family increased with respect to time, which is an indicator of early stages of succession, as well as the abundance of the Serpulidae family, which is considered a bioindicator of waters with low salinity and pollution.

**Key words:** Serpulidae, colonization stages, ARMS, Succession, reef invertebrates.

# 1. Introducción

Los arrecifes de coral son uno de los ecosistemas con mayor biodiversidad, con una dinámica ecológica compleja y de gran importancia económica (Escobar y Velásquez, 2012). Éstos albergan cerca de una cuarta parte de todas las especies marinas, con estimaciones que sugieren entre 550.000 y 1.330.000 especies (Fisher *et al.*, 2015). Así los arrecifes se han visto afectados por presiones ambientales como el aumento de la temperatura de los océanos y la acidificación oceánica, además son susceptibles a perturbaciones antropogénicas como la sedimentación, contaminación y explotación de sus recursos (Albright *et al.*, 2016). Debido a su importancia como ecosistemas estratégicos, es primordial documentar su dinámica ecológica, así como también su complejidad estructural, distribución espacial y las posibles consecuencias de la pérdida de la riqueza de especies (Chapin *et al.*, 2000; Hubert *et al.*, 2012).

El estudio de la biodiversidad en formaciones coralinas se ha centrado en grupos de interés comercial, así como en taxones cuya identificación está ampliamente documentada, como corales, peces y algunos moluscos. Aunque la mayor diversidad de estos ecosistemas está representada por grupos de invertebrados de tamaño pequeño (ej. poliquetos, moluscos, crustáceos), la dificultad en la extracción y la falta de experiencia taxonómica, ha dificultado su documentación (Roberts *et al.*, 2002).

Una de las metodologías más usadas para evaluar patrones ecológicos de las comunidades de invertebrados marinos son los sistemas de arrecifes artificiales. Estos son estructuras que se instalan sobre el fondo simulando la función de los arrecifes naturales, lo que permite conocer la fauna de pequeños invertebrados que viven en éstos, sin intervenir el hábitat (Gayo-Romero, 1998). Las Estructuras Autónomas de Monitoreo de Arrecifes, ARMS (por sus siglas en inglés) fueron propuestas por la NOAA (Programa de Evaluación y Monitoreo de Arrecifes del Pacífico de la Administración Nacional Oceánica y Atmosférica) y han sido diseñadas para imitar la complejidad de un arrecife de coral y para servir como unidad de recolección de especies colonizadoras (Knowlton *et al.*, 2010). Estas estructuras han aportado información importante de la estructura de las comunidades arrecifales (Danovaro *et al.*, 2016), principalmente en

áreas donde hay formaciones coralinas poco desarrolladas, como es el caso del Banco de las Ánimas en el Caribe colombiano.

Los poliquetos pertenecen al Annelida, el cual comprende aproximadamente 20.000 especies descritas (Brusca *et al.*, 2016). Estos organismos presentan una amplia variedad morfológica y están caracterizados principalmente por la presencia de quetas a lo largo de todo el plan corporal, agrupadas en estructuras pares (notópodos y neurópodos) (Brusca *et al.*, 2016). Su cuerpo está constituido de repeticiones múltiples de segmentos con organización idéntica y generalmente presentan una cutícula de colágeno o quitina y órganos receptores asociados al prostomio y peristomio (primeros dos segmentos corporales) (Purschke *et al.*, 2014). Sus hábitos de vida son predominantemente marinos y habitan desde la zona intermareal (Brusca y Brusca, 2003) hasta grandes profundidades (más de 3000 m) (Cosson-Sarradin *et al.*, 1998). Asimismo, presentan diferentes tipos de alimentación y funciones ecológicas, ya que son uno de los grupos biológicos más diversos y abundantes en los ecosistemas marinos y pueden adaptarse a una gran variedad de hábitats (Díaz-Castañeda y Harris, 2004; Solís-Weiss *et al.*, 2014).

Tradicionalmente los poliquetos han sido ubicados taxonómicamente como una clase dentro del filo Annelida (Brusca y Brusca, 2003). En la actualidad, avances moleculares y filogenéticos han modificado considerablemente la posición filogenética de los poliquetos. Algunos autores como Purschke *et al.* (2014) consideran que estos son un grupo parafilético y que actualmente estarían anidados dentro de dos grandes grupos: Sedentaria y Errantia. En estos dos grupos se encuentran mayormente resueltas las relaciones filogenéticas entre las familias que antes pertenecían a la clase Polychaeta; sin embargo, el nombre “poliqueto” se usará de manera informal, ya que en la actualidad es considerado por algunos autores como un sinónimo de Annelida (Weigert y Bleidorn, 2016).

En el Caribe colombiano Salazar-Vallejo (1996) registró 43 familias distribuidas en 138 géneros y 253 especies de poliquetos con Capitellidae (*Notomatus*), Eunicidae (*Eunice*), Nephtyidae (*Nephtys*), Serpulidae (*Hydroides*) y Cirratulidae (*Cirratulus*) como las familias y géneros más abundantes. Recientemente León *et al.* (2019) estiman 293 especies agrupadas en 230 géneros y 51 familias, con Eunicidae, Syllidae y Nereididae como las

familias más abundantes; se presume además que hay aproximadamente de 500 a 600 especies por describir. Además, Londoño (2017) estima una diversidad de 1100 especies, representada en 69 familias.

Los anélidos son considerados como un componente importante en la fauna de los ambientes bentónicos por su abundancia, representando aproximadamente entre el 36 y 76% del total de individuos y constituyen entre el 25 y 65 % del total de especies presentes en el bentos (Hernández-Alcantara, 2002; Prado-Navarro *et al.*, 2016). Además, son parte esencial en las redes tróficas e importantes bioindicadores de las condiciones ambientales del ecosistema (Díaz-Castañeda *et al.*, 2005). A las funciones ecológicas antes mencionadas, se suman la intervención en el proceso de sedimentación y su papel como conectores entre la meiofauna y macrofauna (Cacabelos *et al.*, 2006). Igualmente intervienen en procesos de recirculación de la materia orgánica y transferencia de energía (Liñero-Arana y Díaz-Díaz, 2011), por ello son utilizados con frecuencia como organismos modelo para analizar el “estado de salud” del ecosistema, ya que éstos reflejan lo que sucede en la comunidad bentónica y ayudan a comprender el cambio que sufren estos ambientes a causa de la contaminación o tensiones ambientales (Díaz-Castañeda y Harris, 2004; Díaz-Castañeda *et al.*, 2005; Dean, 2008; Cuéllar-Mercado *et al.*, 2019).

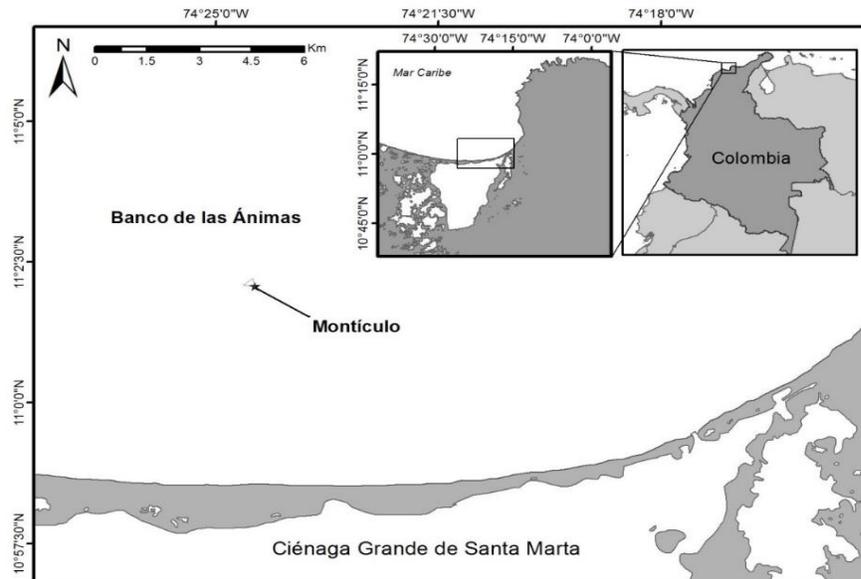
Asimismo, los poliquetos hacen parte de los grupos pioneros que colonizan sustratos en los procesos sucesionales, los cuales pueden ser reiniciados después de una perturbación ambiental (Díaz-Castañeda y Almeda-Jauregui, 1999). Por ello, es necesario entender la sucesión ecológica con el objetivo de predecir los patrones de recuperación y construir estrategias para restaurar los hábitats que ocupan los invertebrados marinos (Antoniadou *et al.*, 2010). Por consiguiente, la sucesión es la forma en que las comunidades cambian con el tiempo y hace referencia al papel relativo de los taxones en etapas de colonización temprana y tardía, incluyendo también las perturbaciones y las características de la historia de vida de los grupos biológicos (Walker, 2005). Es importante estudiar la variación temporal de los poliquetos porque es uno de los grupos taxonómicos más abundante en sistemas de arrecifes artificiales y su estrategia de colonización del sustrato (ocupar la mayor parte del espacio disponible) sirve para evaluar las etapas tempranas de sucesión (Romero-Murillo y Polanía, 2008).

En Colombia, específicamente en la región caribe, el estudio de los poliquetos no ha sido continuo (Londoño, 2017). Además, la información acerca de la variación temporal de poliquetos en sistemas artificiales es de gran interés para conocer la dinámica temporal que se esperaría observar en un arrecife natural. Por lo anterior, el objetivo principal de este trabajo fue determinar la diversidad y abundancia de especies de poliquetos asociados a las estructuras autónomas de monitoreo de arrecifes (ARMS) y estimar la dinámica sucesional en el Banco de las Ánimas (Magdalena, Caribe colombiano).

## 2. Materiales y Métodos

### 2.1. Área de estudio

El Banco de las Ánimas es una formación arrecifal poco desarrollada que cuenta con aproximadamente 25 a 30 m de profundidad y está localizada a 11°16' - 11°19' N, 74°19' - 74°29' W, en el borde de la plataforma continental, aproximadamente a 12 km de distancia al norte de la costa de la Isla de Salamanca, frente a la Ciénaga Grande de Santa Marta – CGS. (Díaz *et al.*, 2000) (Figura 1). En la zona se presentan dos épocas climáticas marcadas, una lluviosa de junio a noviembre y otra seca de diciembre a mayo; durante la época lluviosa se presenta la influencia de los vientos alisios provenientes del noreste con una velocidad media de 6,0 m/s y rango de variación de 0,3 - 12 m/s (Cabrera y Donoso, 1993). La zona tiene una extensión aproximada de 70,5 km<sup>2</sup>, (Díaz *et al.*, 2000). El Banco cuenta con la influencia estacional de aguas continentales que provienen del río Magdalena y de la Ciénaga Grande de Santa Marta, por lo cual presenta poca visibilidad y baja salinidad. Sin embargo, en gran parte del año se presenta una cuña oceánica que aporta un aumento en la salinidad (Díaz *et al.*, 2000).



**Figura 1.** Ubicación del Banco de las Ánimas. Montículo corresponde al sector donde se realizó el montaje de las estructuras de monitoreo ARMS (Elaborado por: Sierra-Escrigas, 2019).

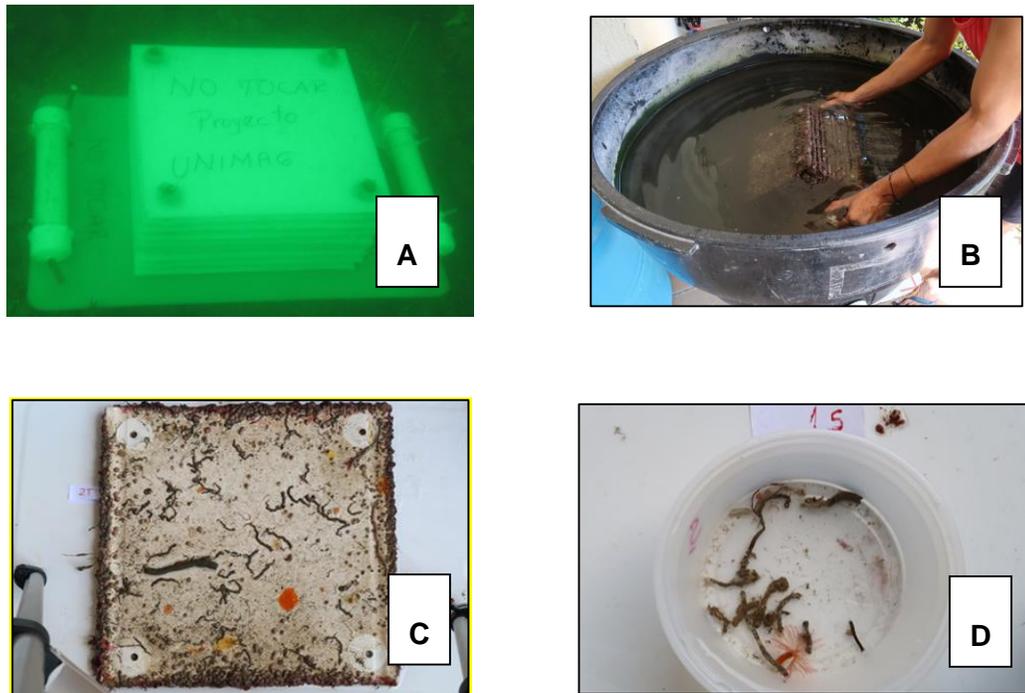
## **2.2. Fase de campo**

Para caracterizar la comunidad de organismos crípticos y su ocurrencia en un arrecife, se construyeron seis ARMS (cuatro en 2017 y dos en 2019) según la metodología descrita por Zimmerman y Martin (2004) y Leray y Knowlton (2015) y se dispusieron aproximadamente a 14 m de profundidad en el sector de Montículo (74°25'W, 11°2'30'N) (Figura 1). Cada estructura consistió en 9 placas de 22,5 cm x 22,5 cm separadas por láminas en cruz y pequeños círculos plásticos sobre una lámina base de 30 x 25 cm (Figura 2A). Las estructuras fueron cuidadosamente retiradas del fondo, depositadas en bolsas plásticas y colocadas en una canasta plástica para ser trasladadas al laboratorio. Las estructuras colocadas en 2017 fueron retiradas pasados 8, 10, 12 y 18 meses, mientras las que se colocaron en 2019 permanecieron 1 y 4 meses con el propósito de estimar la colonización temprana de los poliquetos.

## **2.3. Fase de laboratorio**

### **2.3.1. Identificación taxonómica**

Las ARMS fueron colocadas en tanques de agua de mar filtrada (Figura 2A), ubicadas de forma lateral y sacudidas fuertemente de modo que la fauna móvil quedara depositada en el tanque (Figura 2B). El desarme de las placas, la preservación y la preparación de las muestras siguió el protocolo de Leray y Knowlton (2015). Posteriormente, se separaron las placas y se realizó el registro fotográfico de los organismos de superficie y fondo. El agua del tanque se filtró con tamices de 2 mm, 106 y 500  $\mu\text{m}$  con el objetivo de separar los ejemplares por tamaño. Los organismos fueron narcotizados con Cloruro de Magnesio y posteriormente fijados en Formalina al 10 %. Para su identificación taxonómica. La fauna sésil adherida a cada placa fue removida con un pincel fino y separada por morfoespecies (Figura 2D). La identificación de los poliquetos se realizó con las claves taxonómicas de Fauchald (1975), Salazar-Vallejo *et al.* (1990), Glasby y Fauchald (2000), Beesley *et al.* (2000) y Solís *et al.* (2014). Los ejemplares que no lograron ser identificados hasta la categoría más baja se designaron como morfotipo, estos fueron incluidos en los conteos de abundancia, pero no en los análisis de diversidad.



**Figura 2.** Colocación de las Estructuras autónomas de monitoreo de arrecifes (A), desmontaje de la estructura ARMS (B), registro fotográfico de cada placa (C), separación por morfoespecies (D).

## 2.4. Análisis de datos

Se determinó la abundancia y la riqueza como el número de individuos por especie, género y familia. La abundancia se expresó como frecuencia absoluta (número de individuos) y se calculó la abundancia relativa. Para conocer la riqueza se construyó una tabla de frecuencia de aparición de especies durante los meses de muestreo. La diversidad se analizó con una prueba de muestras sin réplica con los valores de diversidad de Sharon–Winner y posteriormente una prueba de contrastes ( $X^2$ ) para conocer en qué meses se encontraban diferencias significativas de la riqueza en conjunto con la abundancia.

Para estimar el porcentaje de disimilitud entre muestreos, se evaluó qué especies contribuyeron en mayor grado a estas diferencias, realizando una prueba SIMPER empleando la distancia de Bray-Curtis en el programa Primer versión 6.0. Se estimaron

índices ecológicos por medio de la riqueza de Margalef (d), uniformidad de Pielou (J'), diversidad de Shannon-Wiener (H') y dominancia de Simpson (D).

Se analizó la abundancia relativa de las familias de poliquetos móviles y sésiles durante los meses de muestreo de manera conjunta y posteriormente por separado mediante la prueba Kruskal-Wallis, la cual se realizó debido a que no se cumplieron los supuestos de normalidad, homocedasticidad y homogeneidad de varianza (Clarke *et al.*, 2001; Vargas y Zúñiga, 2010).

Para conocer el porcentaje de cobertura de los poliquetos sésiles y para observar el patrón de asentamiento de éstos en las estructuras ARMS y su preferencia por la superficie o el fondo de las placas, se realizó un análisis de cobertura en el programa Coral Point Count (CPCe). Para ello se colocaron 20 puntos sobre cada imagen (superficie superior e inferior) y se realizó la identificación de las especies sobre las cuales recayó cada punto con el propósito de obtener la abundancia relativa (Kohler y Gill, 2006).

### 3.Resultados

Se registró un total de 649 poliquetos, distribuidos en 7 órdenes, 18 familias, 34 géneros y 58 especies (28 como nuevos registros para el Caribe colombiano). La familia con mayor número de especies fue Serpulidae (9 especies). Polynoidae y Syllidae fueron las familias con mayor número de nuevos registros para el Caribe colombiano. Mientras las familias Chrysopetallidae, Poecilochaetidae, Sabellaridae, Onuphidae y Flabelligeridae tuvieron una especie cada una (Tabla 1). Los géneros con mayor número de especies fueron *Hydroides* (3) y *Pseudovermilia* (3) ambos de la familia Serpulidae y *Branchiomma* (4) de la familia Sabellidae.

Se observó un incremento en el número de especies con respecto al tiempo en el que permanecieron las ARMS en el Banco de las Ánimas, para el primer mes se registraron cuatro especies y para el mes 18, 41 especies. Las familias Serpulidae y Sabellidae se registraron en todos los muestreos. Las especies que aparecieron en un solo muestreo fueron *Amphicteis scaphobranchiata* (Moore, 1906) y *Branchiomma coheni* (Tovar-Hernández y Knight-Jones, 2006) en el mes 4, *Thelepus* sp. en el mes 8, *Chloeia entypa*, (Chamberlin, 1919) *Notopygos hispidus* (Potts, 1909), *Thelepus comatus* (Grube, 1859) en el mes 10, *Eurythoe paupera* (Grube, 1856), *Admetella longipedata* (McIntosh, 1885) en el mes 12, y en el mes 18 aparecieron 17 nuevas especies, que no habían sido registrada en los anteriores muestreos (Tabla1).

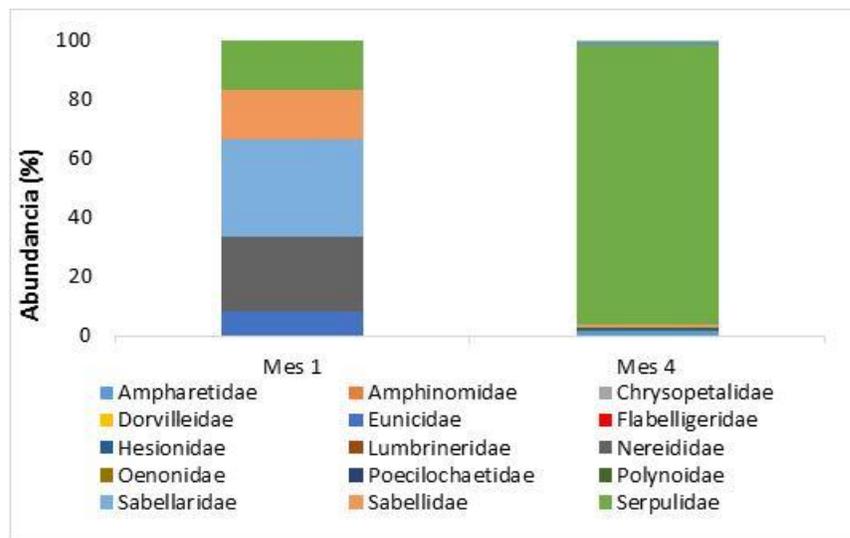
**Tabla 1.** Familias y especie/morfoespecies de poliquetos asociados a las ARMS. \*Nuevo registro para el Caribe colombiano, M: Individuo identificado hasta familia.

FAMILIA	ESPECIE/ MORFOESPECIES	2019		2018			
		Mes 1	Mes 4	Mes 8	Mes 10	Mes 12	Mes 18
Ampharetidae	<i>Amphicteis</i> sp.			X	X	X	X
	<i>Amphicteis scaphobranchiata</i>		X				
Amphinomidae	<i>Chloeia entypa</i> *				X		
	<i>Chloeia pinnata</i> *			X			X
	<i>Eurythoe paupera</i> *					X	
	<i>Notopygos hispidus</i>				X		
Chrisopetalidae	<i>Chrysopetalum occidentale</i> *						X
Dorvilleidae	<i>Dorvillea sociabilis</i>						X
	<i>Dorvillea</i> sp.			X	X	X	X

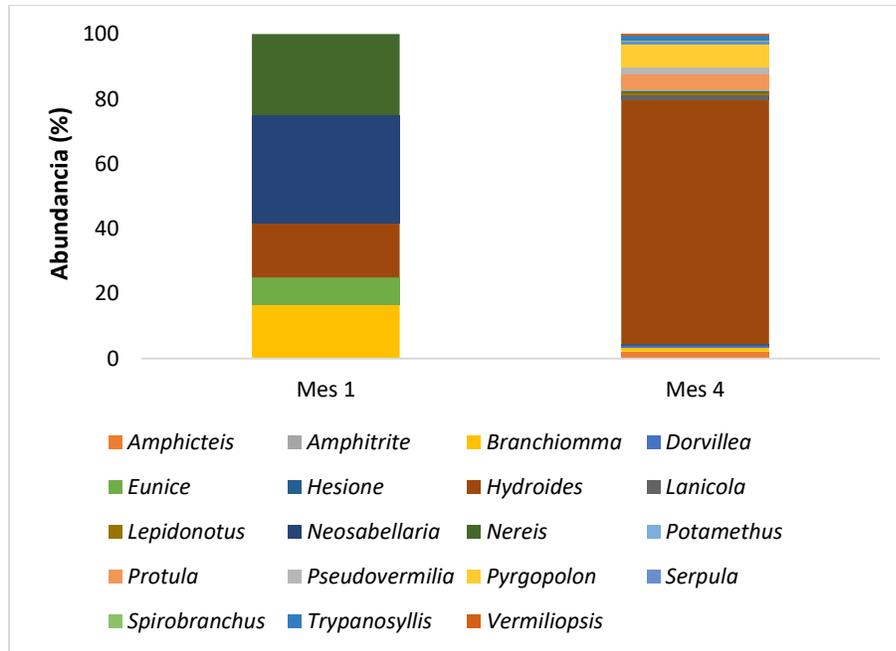
<b>Eunicidae</b>	<i>Eunice</i> sp.	X		X	X	X	X
	<i>Eunice unifrons</i> *						X
<b>Flaberrigeridae</b>	<i>Pherusa neopapillata</i> *				X	X	X
<b>Hesionidae</b>	<i>Hesione picta</i>		X				X
	<i>Oxydromus</i> sp.						X
<b>Nereididae</b>	<i>Nereis riisei</i>	X			X		X
	<i>Nereis</i> sp.						X
<b>Oenonidae</b>	<i>Oenone fulgida</i>					X	X
	<i>Oenone</i> sp.			X	X		X
<b>Onuphidae</b>	M8						X
<b>Poecilochaetidae</b>	<i>Poecilochaetus johnsoni</i>			X	X	X	X
<b>Polynioidae</b>	M15				X		
	<i>Admetella longipedata</i> *					X	
	<i>Chaetacanthus magnificus</i> *				X	X	
	<i>Chaetacanthus pilosus</i> *						X
	<i>Gorgoniapolyne</i> sp.			X		X	
	<i>Harmothoe crucis</i> *			X	X		X
	<i>Lepidonotus</i> cf. <i>clava</i>						X
	M23					X	
M9			X	X	X	X	
<b>Sabellaridae</b>	<i>Neosabellaria cementarium</i>	X				X	
<b>Sabellidae</b>	<i>Acromegalomma mushaense</i> *						X
	<i>Branchiomma curtum</i> *						X
	<i>Branchiomma nigromaculatum</i>	X	X	X			X
	<i>Branchiomma coheni</i>		X				
	<i>Branchiomma</i> sp.			X			X
	M4				X	X	
	<i>Potamethus spathiferus</i> *						X
<b>Serpulidae</b>	<i>Hydroides bispinosa</i> *		X				X
	<i>Hydroides parva</i>		X		X	X	X
	<i>Hydroides deleoni</i> *		X			X	
	<i>Pomatostegus stellatus</i>						X
	<i>Protula tubularia</i> *		X	X			X
	<i>Pseudovermilia fucostriata</i> *						X
	<i>Pseudovermilia holcopleura</i> *						X
	<i>Pseudovermilia occidentalis</i> *		X				X
<i>Pyrgopolon ctenactis</i>		X		X		X	
<b>Sigalionidae</b>	M1			X	X	X	X
	<i>Sthenelabella uniformis</i> *					X	X
	<i>Sthenelais verruculosa</i> *						X
<b>Syllidae</b>	<i>Branchiosyllis exilis</i> *						X
	<i>Trypanosyllis parvidentata</i> *					X	X
	<i>Trypanosyllis prampramensis</i> *		X				X
<b>Terebellidae</b>	<i>Lanicola carus</i>		X	X	X		X
	<i>Neosabellaria cementarium</i> *				X	X	
	<i>Neoamphitrite glasbyi</i> *						X
	<i>Thelepus comatus</i> *				X		
	<i>Thelepus</i> sp.			X			

	<i>Terebella verrilli</i>			X	X	X	
<b>Total</b>		4	12	16	21	21	41

En la valoración de las etapas tempranas de asentamiento de los poliquetos (montaje de 2019), se encontró en el primer mes de muestreo a la familia Sabellaridae como la más abundante con un porcentaje de 33% (9 ind.) y en el cuarto mes a Serpulidae con 94% (318 ind.) (Figura 3). Los géneros con mayor número de individuos fueron *Neosabellaria* (4 ind.) y *Nereis* (3 ind.) en el mes 1 e *Hydroides* (171 ind.) en el mes 4 (Figura 4). La especie más abundante fue *Hydriodes parva* (158 ind.) y además se encontró la presencia de ocho quimeras bioperculares como primer registro para el Caribe colombiano. Del total de los especímenes, 89 no pudieron ser identificados hasta el nivel de género por estar incompletos. En general en esta etapa temprana se encontró baja abundancia y diversidad en el primer muestreo (mes 1), en el muestreo 4 la abundancia y diversidad aumento.

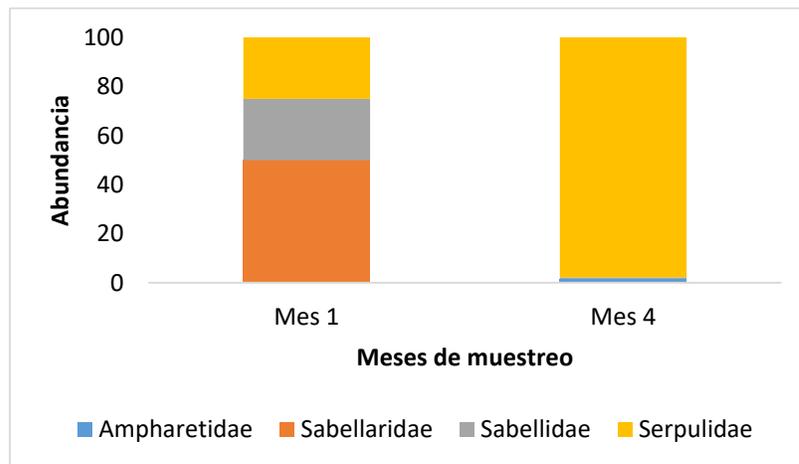


**Figura 3.** Abundancia de familias de poliquetos en la etapa temprana de colonización 2019.

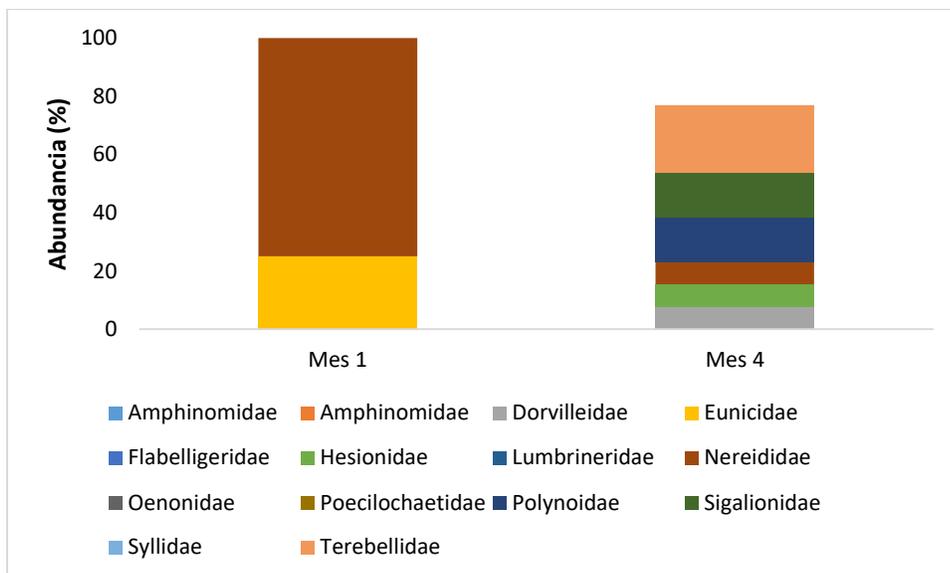


**Figura 4.** Abundancia de géneros de poliquetos en los montajes de 2019.

Entre los poliquetos sésiles se observó un cambio tanto en la abundancia como en la riqueza, del mes uno al cuatro, donde inicialmente se encontraron a las familias Sabellaridae, Sabellidae y Ampharetidae como abundantes, luego predominó la familia Serpulidae (97%) (Figura 5). Los poliquetos móviles presentaron un mayor número de familias (2 en el mes 1 y 6 en el mes 4), con Nereididae como la más abundante al inicio de la colonización y luego en el cuatro mes Terebellidae (Figura 6).



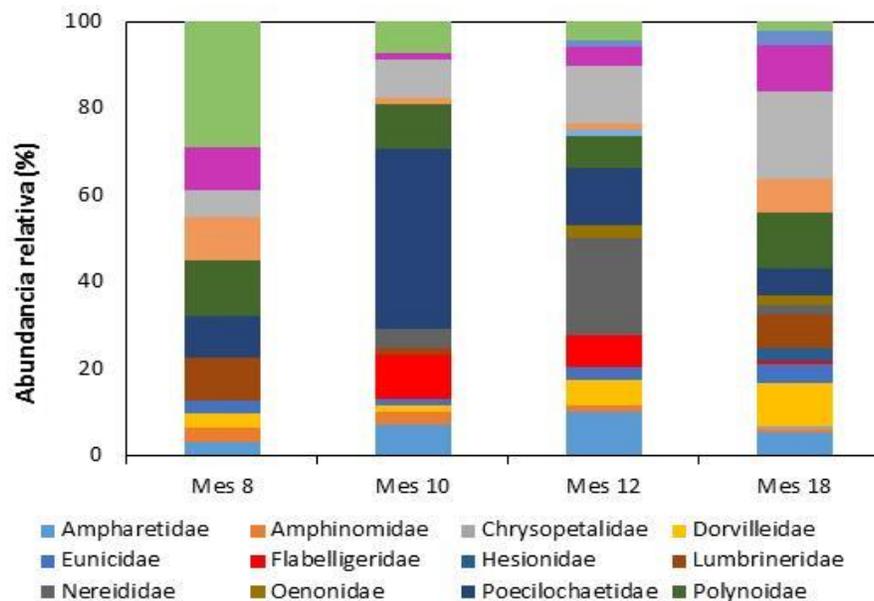
**Figura 5.** Abundancia de familias de poliquetos sésiles en los montajes de 2019.



**Figura 6.** Abundancia de familias de poliquetos móviles en los montajes de 2019.

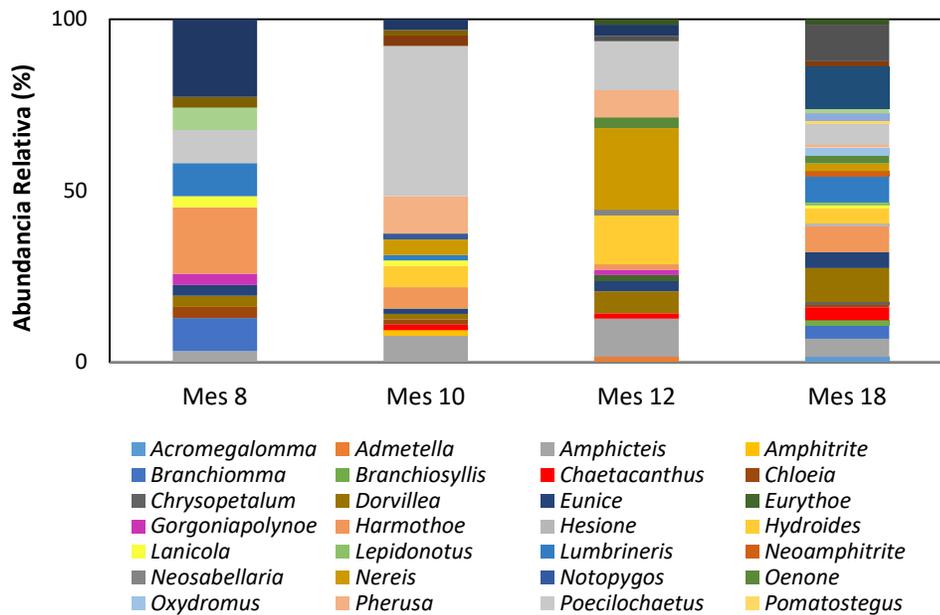
### 3.1. Abundancia de poliquetos en 2018

Cuando se estudiaron los cambios en los poliquetos a partir de las estructuras dejadas entre 8, 10, 12 y 18 meses, se observó como la abundancia relativa aumentó y pasó de 31 individuos (10%) en el mes 8, a 68 (23%) en los meses 10 y 12 y finalizó con 132 individuos en el mes 18 (44%). Con respecto a las familias, la abundancia fue variable con el tiempo, con un aumento de 11 en el mes 8 a 17 en el mes 18. Al inicio la familia más abundante fue Terebellidae (29%), en el siguiente muestreo pasó a ser Poecilochaetidae (41,1%), luego Nereididae (22,6%) en el mes 12 y Serpulidae (20,45%) en el mes 18 (Figura 7).



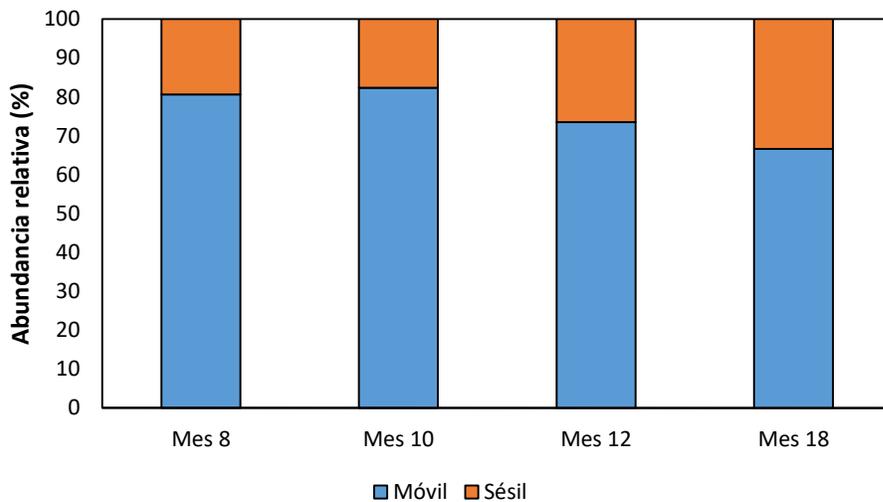
**Figura 7.** Abundancia relativa de familias de poliquetos por mes de muestreo en las ARMS en el Banco de las Ánimas en el año 2018.

A nivel de géneros se encontró alta variabilidad en la abundancia, donde en el mes 8 *Terebella* tuvo el 23% de la abundancia relativa, seguido de *Harmothoe* (19%), para el mes 10 *Poecilochaetus* fue dominante con 42,3%, en el mes 12 *Nereis* con 24% y *Poecilochaetus* e *Hydroides* con 14% y en el mes 18, la abundancia estuvo repartida entre 14 géneros con *Pseudovermillia* (12%) y *Sthenelanella* (10,7%) (Figura 8) como los más frecuentes. Los géneros menos conspicuos fueron *Amphicteis*, *Chloeia*, *Dorvillea*, *Eunice*, *Gorgoniapolynoe*, *Branchiomma*, *Hydroides* y *Lanicola*. En general, la especie más abundante fue *Poecilochaetus johnsoni* (48 ind.) y se observaron 17 especies que fueron exclusivas de un solo muestreo (Tabla 1).

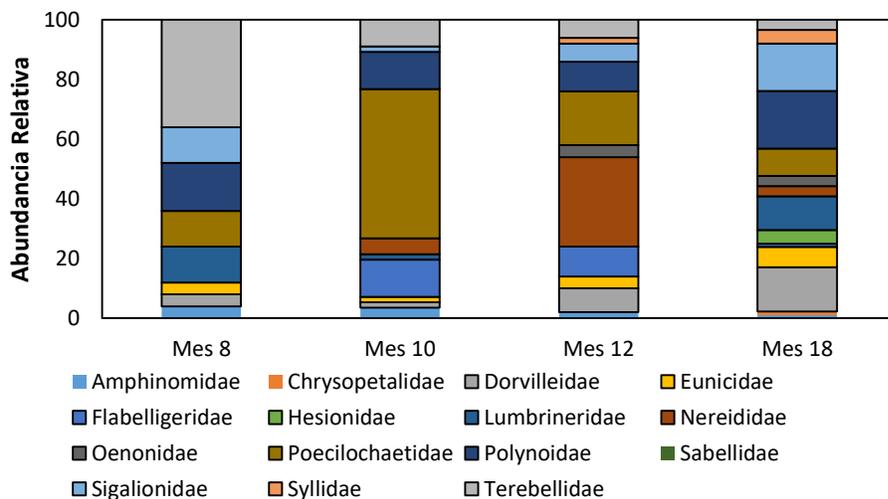


**Figura 8.** Abundancia relativa de géneros de poliquetos por mes de muestreo en las ARMS en el Banco de las Ánimas en el año 2018.

En cuanto a las características de los poliquetos móviles o sésiles, los móviles fueron predominantes en todos los muestreos (entre 66,7% y 82,4%), aunque se observó el aumento gradual de la fauna sésil alcanzando una mayor abundancia pasando de 19,4% en el mes 8 a 33,3% en el mes 18 (Figura 9). Entre los poliquetos móviles se identificaron 15 familias e igualmente se observó un incremento de 8 familias en el primer muestreo a 14 en el último, aunque para cada muestreo varió la familia dominante: Terebellidae 36% en el primer muestreo, Poecilochaetidae 50% en el segundo, Nereididae 30% en el tercero y se encontró una abundancia relativamente similar en el último con Polynoidae 19,32%, Dorvilleidae 14,72% y Sigalionidae 15,90% (Figura 10). La prueba de Kruskal-Wallis no mostró diferencias significativas en la abundancia de familias de poliquetos móviles entre los diferentes muestreos ( $H= 0,95$ ;  $p = 0,240$ ).

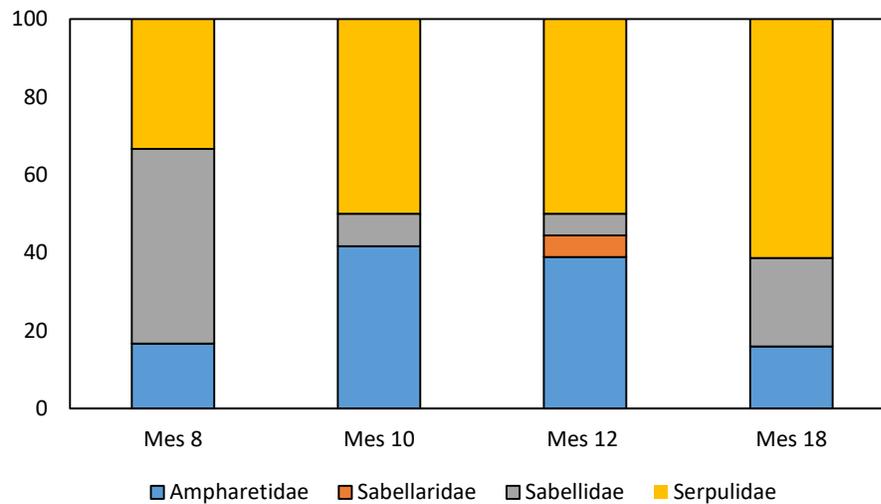


**Figura 9.** Abundancia de las familias de poliquetos móviles y sésiles por muestreo en el año 2018.



**Figura 10.** Abundancia de las familias de poliquetos móviles por muestreo en el año 2018.

Los poliquetos sésiles fueron menos abundantes, con la familia Serpulidae como aquella en la que se encontró un aumento continuo, pasando de 33,3% en el mes 8 a 61,4% al final del estudio. Las familias Sabellidae y Ampharetidae mostraron tendencias inversas. La familia Sabellaridae apareció solo en el mes 12 con una abundancia de 5,56% (Figura 11). La abundancia de familias de poliquetos sésiles no mostró diferencia significativa ( $H = 0,95$ ;  $p = 0,225$ ).



**Figura 11.** Porcentaje de abundancia de las familias de poliquetos sésiles por muestreo en el año 2018.

Los índices ecológicos mostraron una tendencia al aumento con respecto al tiempo de permanencia de las estructuras en el agua. La riqueza de especies (S) pasó de 14 especies en el mes 8 a 37 en el mes 18, así como el número de individuos que incrementó de 31 a 132. La riqueza de Margalef (d) pasó de 3,78 a 7,37 y se evidenció una alta equitatividad (J') entre las especies, con el máximo de 0,89, pero con valores de abundancia muy parecidos en el tiempo. La diversidad de Shannon-Wiener (H') aumentó de 2,34 a 3,23 y se encontró una baja dominancia de especies (D), con valores entre 0,19 en el mes 10, y 0,05 en el mes 18 (Tabla 2). Teniendo en cuenta el análisis de diversidad de muestras sin réplica, se encontró diferencias significativas entre el mes 8 con los demás meses de muestreo, con el menor valor en el mes 10 ( $X^2$ : 2,41) y el mayor en el mes 8 ( $X^2$ : 43,14) (Tabla 3). Por otra parte, se encontraron diferencias significativas entre la diversidad de Shannon-Wiener de la abundancia de poliquetos del Banco de las Ánimas ( $Z$ = 1,96). La mayor diferencia se observó entre los muestreos del mes 8 y el mes 12 ( $Z$  =6,91) y la menor diferencia entre los muestreos del mes 10 al mes 12 ( $Z$ = 1,98) (Tabla 4).

**Tabla 2.** Índices de diversidad de poliquetos asociados a estructuras ARMS.

Mes de muestreo	Riqueza de especies (S)	Número de individuos	Riqueza de Margalef (d)	Equitatividad de Pielou (J')	Diversidad de Shannon-Wiener (H')	Dominancia de Simpson (D)
Mes 8	14	31	3,78	0,88	2,34	0,12
Mes 10	21	68	4,74	0,74	2,27	0,19
Mes 12	23	68	5,21	0,83	2,62	0,10
Mes 18	37	132	7,37	0,89	3,23	0,052

**Tabla 3.** Análisis de diversidad de muestras sin réplica.

	Mes 8	Mes 10	Mes 12	Mes 18	Subtotal
$\chi^2$	43,14	2,41	1,92	17,63	75,59
$\chi^2_{(0,05)(3)}$	11,07				

**Tabla 4.** Prueba de contrastes de la diversidad en conjunto con la abundancia.

Pareja		Z	Diferencias significativas
mes 10	mes 12	1,98	Si
mes 12	mes 18	2,14	Si
mes 8	Mes 12	6,91	Sí
		$Z_{(00)} = 1,96$	

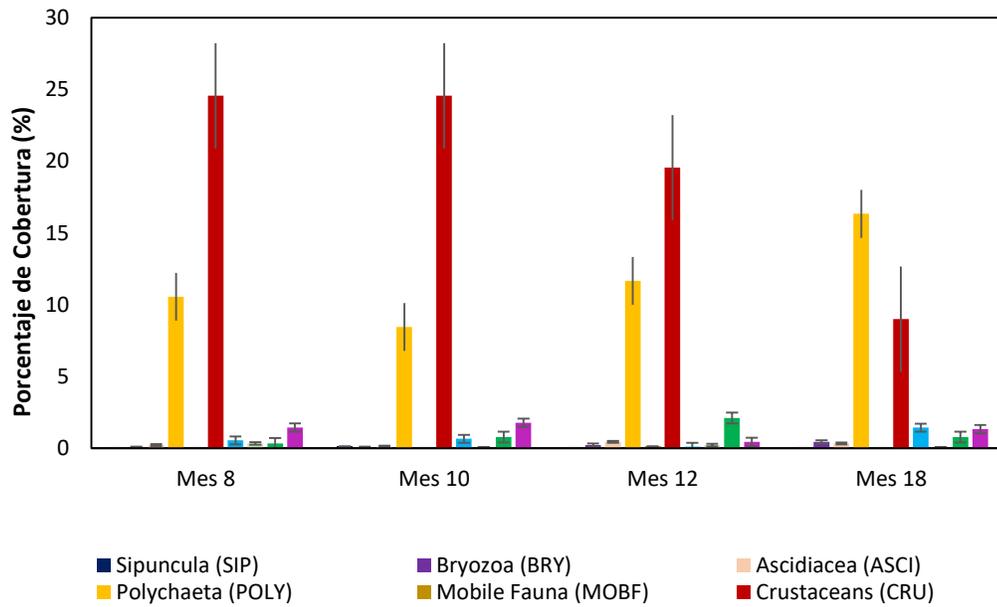
En general, la disimilitud de la fauna entre los meses de muestreos fue mayor al 70%, excepto entre un par de meses, con contribuciones variables oscilando entre 10 a 35%. Posterior a esto mostró que los meses con mayor porcentaje de disimilitud fueron el 8 y el 18 con un 74,07% y la especie con mayor contribución a la disimilitud entre esta categoría fue *Sthenelanelia uniformis* (11,67%). Los meses con menor porcentaje de disimilitud fueron el 10 y el 12 (52,94%) y la especie con mayor porcentaje de contribución entre estos muestreos fue *Poecilochaetus johnsoni* (26,39%) (Tabla 5).

**Tabla 5.** Resultados del análisis SIMPER considerando los meses de muestreo (mes 8, mes 10, mes 12 y mes 18), muestra a las especies que más contribuyen a la disimilitud entre los meses de muestreo.

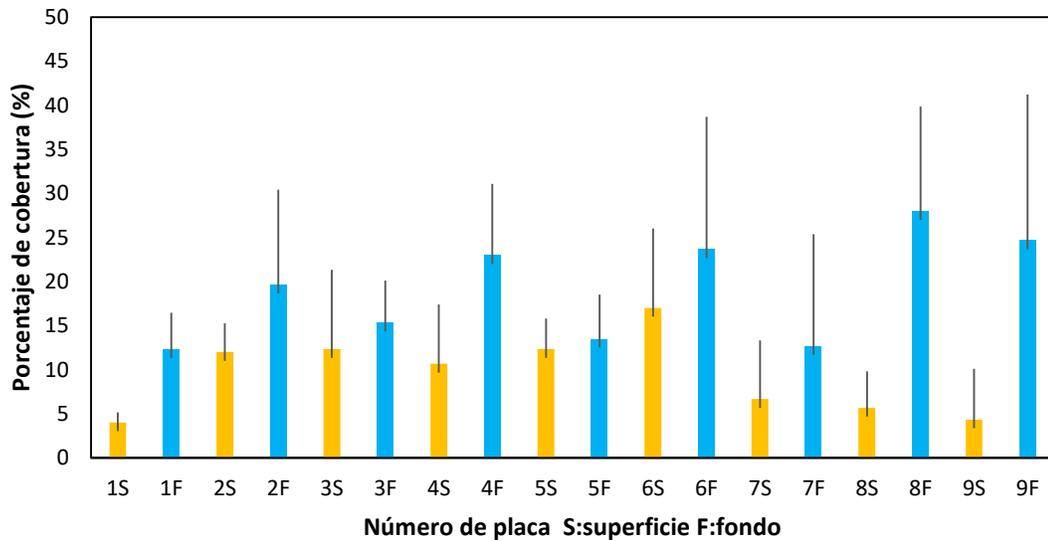
<b>Muestreos</b>	<b>% Disimilitud</b>	<b>Especie</b>	<b>% Contribución</b>
Mes 8 y mes 10	71,72	<i>Poecilochaetus johnsoni</i>	35,21
Mes 8 y mes 12	79,8	<i>Nereis</i> sp.	19
Mes 10 y mes 12	52,94	<i>Poecilochaetus johnsoni</i>	26,39
Mes 10 y mes 18	71	<i>Poecilochaetus johnsoni</i>	14,18
Mes 8 y mes 18	74,07	<i>Stenelanelia uniformis</i>	11,67
Mes 12 y 18	71,86	<i>Nereis</i> sp.	10,49

## **Análisis de cobertura**

El análisis de cobertura de las placas mostró la variación de los principales grupos como crustáceos, poliquetos, moluscos y algas coralináceas. Los poliquetos en general fueron el segundo grupo con mayor porcentaje de cobertura, luego de los crustáceos, los cuales mantuvieron porcentajes estables durante los tres primeros muestreos (24,56 a 19,56%) y disminuyeron en el último (9%). Mientras que los poliquetos tuvieron el comportamiento contrario, variando entre 10,56% y 11,57% durante los tres primeros muestreos con aumentó a 16,33% en el último (Figura 12). Teniendo en cuenta exclusivamente a los poliquetos, de acuerdo a la preferencia por la ubicación del fondo o superficie de las placas, se observó la tendencia a ubicarse en el fondo, con el mayor porcentaje en la placa 4 (26%), mientras en la parte superficial tuvieron valores entre 4 y 14% (Figura 13).



**Figura 12.** Porcentaje de cobertura (%) de los principales grupos identificados sobre las ARMS en el año 2018.



**Figura 13.** Cobertura promedio de los poliquetos sésiles evaluados en las placas individuales en el año 2018.

## 4. Discusión

La valoración realizada sobre los poliquetos asociados a las estructuras ARMS ubicadas en el Banco de las Ánimas, mostró una riqueza de (18 familias, 34 géneros y 58 especies) superior a lo registrado por otros autores para el departamento del Magdalena. Reyes y Campos (1992) obtuvieron 35 especies de poliquetos en la bahía de Chengue; León (2015) en la zona intermareal de la región de Santa Marta registró 10 familias y 9 especies y Lagos *et al.* (2018), 6 familias y 13 especies. En otras regiones como la Isla de San Andrés, Romero-Murillo y Polanía (2008) encontraron 13 familias y 23 especies. Quinceno y Palacio (2008) en la ciénaga de la boquilla en el municipio de San Onofre - Sucre obtuvieron 17 familias y 37 especies. Fernández *et al.* (2016) en el golfo de Urabá en el Caribe colombiano encontraron 11 familias y 26 especies y Gracia *et al.* (2013) 4 familias y 14 especies asociados a plataformas de gas en la Guajira. Según lo que se observó la diversidad de la familia Serpulidae puede estar relacionada con factores tanto físico-químico, como morfológico, debido a que se ha documentado que esta familia se ve favorecida por la baja salinidad (Pieretti *et al.*, 2017). Adicionalmente, al ser organismos sésiles y formar tubos de carbonato de calcio, tiene una menor presión frente a la depredación y así mismo, estos tubos pueden ser ocupado, no solo un organismo, sino por varios individuos que pueden ser de diferentes especies.

Durante las etapas tempranas de colonización (mes 1 a 4) de los poliquetos, se observó un aumento progresivo en la abundancia y riqueza. Los serpúlidos con nueve especies del género *Hydroides* predominaron, especialmente en el mes 4 con un aporte del 94% (318 ind). Esta tendencia es similar para estudios de arrecifes artificiales, donde esta familia es considerada pionera (Gravina *et al.*, 1989) y caracterizada por una rápida colonización (Díaz-Castañeda, 2000; Marzioletti *et al.*, 2009). Por ejemplo, Ardizzone *et al.* (1989) en el Mediterráneo en estudios de sucesión de macroinvertebrados (1–5 meses), registraron 4 especies de poliquetos en el mes 1, 26 especies en el mes 5 y al cabo de 12 meses encontraron un total de 63 especies, con predominio de la familia Serpulidae (48 ind). Por otra parte, Nicoletti *et al.* (2007) encontraron en cuatro meses un total de 109 especies de poliquetos, de las cuales las especies sésiles fueron las más abundantes, tales como *Sabellaria*, *Spinulosa* e *Hydroides*. Díaz-Castañeda (2000) en la costa pacífica de Estados Unidos y México obtuvieron un total de 30 especies de

poliquetos en el mes 1, 108 en el mes 5 y al finalizar su estudio un total de 592 organismos pertenecientes a 23 familias, donde los serpulidos tuvieron un 18,3% del total de individuos. Gravina *et al.* (1989) en la desembocadura del río Tiber en Italia encontraron solo una especie en el primer mes de monitoreo y en el mes cinco 25 especies. Al finalizar el estudio en un período de tres años esta misma familia (serpúlidos) correspondió al 80% de los individuos recolectados (609 ind).

A nivel de género se encontró que *Neosabellaria* (4 ind.) y *Nereis* (3 ind.) en el mes 1 e *Hydroides* (171 ind.) en el mes 4 fueron los más abundantes. Valores superiores a lo encontrado por García y Palacio (2008) quienes luego de 4 meses encontraron al género *Nereis* como el más representativo en el golfo de Urabá, Caribe colombiano. Mientras Soto y Paterson (2010) encontraron en la zona intermareal y sublitoral de la región de Aisén en Chile al género *Aglaophamus* de la familia Nephtyidae en los primeros cinco meses de monitoreo. En cuanto a la especie *Hydroides parva* (158 ind.) que fue la especie más abundante, similar a Bastida y Salazar (2000), quienes obtuvieron 131 individuos de esta especie en el Caribe noroccidental de Cuba, equivalente al 29,1% del total de individuos recolectados en este estudio (450 ind). El género *Hydroides* se caracteriza por aprovechar los microhábitats como un método de protección y alimentación (Zamorano, 2000), lo que le permite actuar como una defensa constante contra la presión de depredación, por consiguiente, incrementa en el número de individuos (Díaz-Díaz *et al.*, 2006), lo cual podría explicar su abundancia.

Con respecto a las especies sésiles, estas aumentaron gradualmente con respecto a las móviles, donde inicialmente se encontró a las familias Sabellaridae, Sabellidae y Ampharetidae como abundantes y posteriormente predominó la familia Serpulidae (97%). Esta última familia durante las etapas de colonización y sucesión de un arrecife son dominantes y su predominancia se puede explicar por el patrón característico de colonización favorecido por la salinidad del agua (Romero-Murillo y Polanía, 2008; Antoniadou *et al.*, 2010)

Teniendo en cuenta la valoración a 18 meses (recolectas a los 8, 10, 12 y 18 meses), se encontró un aumento en la riqueza y abundancia de poliquetos. Observaciones similares a lo mencionado por Antoniadou *et al.* (2014) quienes relacionan 29 especies de poliquetos con la mayor riqueza y abundancia luego de 12 meses, correspondiente a un

aumento del 94% respecto al primer mes de monitoreo, cuando obtuvieron tres especies de poliquetos. Pacheco *et al.* (2011), en las zonas submareales del norte de Chile analizaron 48 paneles circulares de polietileno y observaron como la riqueza de especies fue constante, aunque la abundancia fue aumentando luego de 15 meses con una cobertura total de los paneles y un total de 34 especies de poliquetos. Tavares *et al.* (2018) encontraron en sustratos artificiales ubicados en la costa Norte de Brasil, un total de 10 familias y 521 especies, siendo el mes 12 el de mayor abundancia y riqueza. El incremento en el número de especies (en el Banco de las Ánimas) en los últimos meses puede deberse al ciclo de vida corto y la alta capacidad de colonización de sustratos desprovistos que poseen los poliquetos (Elías *et al.*, 2021).

En las familias de poliquetos móviles se destacaron Poecilochaetidae (*Poecilochaetus*) y Nereididae (*Nereis*) como las familias más representativas. Reyes y Campos (1992) encontraron en arrecifes artificiales del PNNT y la CGS igualmente a la familia Nereididae y al género *Nereis* como el más representativo. Al respecto, Palacio (1978), Ibáñez *et al.* (1984) y Fernández y Londoño-Mesa (2015) coinciden en que al igual que la familia Serpulidae, el género *Nereis* parece estar favorecido por la baja salinidad y asocian su dominancia con la presencia de contaminación general y sustratos con bajo contenido de oxígeno. Adicionalmente, Martínez *et al.* (2014) en el informe técnico de REDCAM (Diagnóstico y Evaluación de la Calidad de Aguas Marinas y Costeras en el Caribe y Pacífico colombiano) – INVEMAR, reportan que la salinidad superficial (0 – 50 m de profundidad) en el departamento del Magdalena oscila en promedio entre 28,72 en época lluviosa y 28,75 en época seca, lo cual es adecuado para el asentamiento en el sustrato del género *Nereis* de la familia Nereididae.

Los índices ecológicos mostraron como la diversidad fue en aumento (H') variando de 2,34 a 3,23. Aunque estos valores son altos, la tendencia es similar a otras investigaciones. Por ejemplo, Cabanillas *et al.* (2016) en el Santuario Nacional de los Manglares de Tumbes en Perú, registran un incremento de 1,43 a 2,52. Navarro *et al.* (2016) en los fondos blandos de la costa occidental de la península de Baja California, México, obtuvieron 1,76 y Sánchez (2006) en el Pacífico colombiano obtuvo entre 0,69 a 1,49. En el Caribe colombiano, Murillo y Polania (2008) encontraron para la medida de diversidad se obtuvo un incremento de 0,38 a 0,74 en un periodo de 188 días en Bahía Honda en la isla de San Andrés. Lo que refleja en este estudio una mayor riqueza de

especies, e indica un papel ecológico importante, al ser los poliquetos depredadores de organismos de la meiofauna (Hutchings, 1998), y a la facilidad y rapidez de colonizar nuevos sustratos (Walker *et al.*, 2007).

Por otra parte, la uniformidad (J') fue la más alta luego de 18 meses (0,89). Valor superior a lo encontrado por Murillo y Polania (2008) en la Isla de San Andrés para la Bahía Hooker con 0,68 y 0,35 en Bahía Honda; o a lo mencionado por Navarro *et al.* (2016) donde obtuvieron 0,87 en la península de Baja California - México. Al ser la uniformidad cercana a 1 en este estudio, refleja que las especies encontradas fueron igualmente abundantes (Moreno *et al.*, 2011); este valor de uniformidad, se puede deber a que la abundancia de las especies en el mes 18 estuvo mejor repartida en comparación con lo meses iniciales donde se presumiría encontrar una mayor dominancia.

La dominancia (D) tuvo su mayor valor en el mes 10 (0,19) y el mínimo en el mes 18 (0,052), se pudo deber a la alta diversidad de especies, indicando que no predominó una especie en especial (Moreno *et al.*, 2011). En cuanto a la riqueza (d) varió de 3,78 a 7,37, lo cual es superior a lo encontrado por Murillo y Polania (2008) quienes encontraron un aumento de 1,99 a 3,14 en la Bahía Hooker y de 0,91 a 3,72 en Bahía Honda en la Isla de San Andrés. Estos valores se pueden explicar por la amplia variedad de estrategias de alimentación y colonización que poseen los poliquetos (Glasby *et al.*, 2000; Fernández y Londoño, 2015), permitiendo a estos organismos tener mayor probabilidad de obtención de recursos, además, de la alta capacidad de colonización por su ciclo de vida corto (Elías *et al.*, 2021). Por otra parte, el análisis SIMPER mostró a la especie *Poecilochaetus johnsoni* con la mayor contribución a los 8 y 10 meses (35,21%), lo cual evidencia un aporte significativo de esta especie al sustrato. Un análisis similar fue realizado por Quirós *et al.* (2013), en el departamento de Córdoba, donde la especie con mayor índice de contribución fue *Platynereis dumerilii* con un aporte del 33,55%, seguida por *Pseudonereis gallapagensis* de la familia Nereididae con un valor de 13,86%.

En cuanto a análisis de cobertura, los poliquetos sésiles fueron el segundo grupo con mayor porcentaje después de los crustáceos. González *et al.* (2017) y Pearman *et al.* (2016) analizaron la cobertura en estructuras ARMS durante un año y encontraron a diferencia de este estudio, que los taxones más abundantes fueron las algas coralinaáceas, los briozoos *Gymnolaemata* y *Stenolaemata* y los cnidarios de los géneros

*Xeniidae*, *Lobophyton* y *Sinularia*, mientras que solo encontraron cuatro especies de poliquetos. A su vez, Pieretti *et al.* (2017) analizaron la diversidad de taxones asociados a estructuras ARMS durante un año en el mar Adriático, caracterizado por recibir un gran aporte de agua dulce y observaron que la composición fue similar a este estudio, al ser los crustáceos el grupo predominante. Si bien la unidad de muestreo fue la misma, las condiciones ecológicas fueron diferentes, pero el común de las áreas es presentar baja salinidad (el Mar Adriático y el Banco de las Ánimas). En cuanto a los poliquetos, al ser uno de los taxa más relevantes en las comunidades bentónicas de fondos blandos en referencia a su abundancia y riqueza, solo superado por crustáceos y moluscos (Lee *et al.*, 2008), este conocimiento se considera importante para caracterizar los distintos hábitats bentónicos (Cañete *et al.*, 2000).

Sobre la preferencia de los poliquetos a encontrarse sobre el fondo de las placas, indica que, al momento del asentamiento, los organismos buscan zonas con sombra o protegidas en las placas ARMS. Esto es posible debido a la protección que brindan los espacios menos expuestos, ya que en arrecifes naturales, los hábitats crípticos brindan refugio contra los depredadores (Mintz *et al.*, 1994). Wendt *et al.* (1989) y Pamintuan *et al.* (1994) proponen que el comportamiento fototáctico negativo de los organismos favorece el asentamiento de las larvas en superficies más sombreadas. Este comportamiento también ha sido descrito para algunas larvas de poliquetos en ambientes naturales, por ejemplo, Hamamoto y Mukai (1999) muestran la preferencia de las larvas de *Neodexiospira brasiliensis* por asentarse en las superficies sombreadas de las hojas de pastos marinos, en lugar de aquellas más expuestas a la luz.

A pesar de que las características de la fauna asociada a las ARMS sugieren que esta comunidad de poliquetos está en una etapa de sucesión temprana, Somaschini *et al.* (1997) estudiaron los procesos sucesionales a largo plazo (10 años) para comunidades de poliquetos y observaron que estas permanecen altamente dinámicas sin estabilizarse en el tiempo. Esto se debe posiblemente a que los procesos de sucesión en ecosistemas marinos son altamente dinámicos y pueden estar sujetos a variables ambientales como cambios en la salinidad, épocas de lluvia, sequía, turbulencias, entre otros (Romero-Murillo y Polanía, 2008). Por otra parte, Reyes y Campos (1992) observaron que en la CGS y parte del PNNT hubo un aumento en la abundancia de las especies asociadas a partir de los periodos de menos salinidad y lluvias prolongadas. No obstante Victoria y

Pérez (1979), argumentan que existen especies tolerantes a los cambios de salinidad como por ejemplo *Neanthes succinea* y *Pachygrapsus gracilis* y autores como Romero-Murillo y Polanía (2008) argumentan que las especies posiblemente se establecen en estos ecosistemas principalmente por la oferta de sustrato y la disponibilidad de recursos alimenticios.

## 5. Conclusiones

La diversidad y abundancia de especies de poliquetos asociados a las estructuras autónomas de monitoreo de arrecifes (ARMS) en el Banco de las Ánimas aumentó con el tiempo, sin estabilizarse, por lo que la dinámica sucesional podría estar en una etapa temprana.

Los resultados de este estudio aportan al conocimiento de la diversidad y dinámica ecológica de estos organismos en el Caribe colombiano, ya que se encontraron 28 nuevos registros. Esto evidencia la falta de estudios taxonómicos de los poliquetos en estos ecosistemas críticos y la necesidad de continuar indagando en sistemas costeros de la región.

La familia Serpulidae fue la más abundante, lo cual refleja su importancia como colonizador de nuevos sustratos y el género con mayor predominio fue *Hydroides*, esto debido a la característica que poseen de colonizar nuevos microhábitats que puedan proveer protección y alimento.

La abundancia de poliquetos del Banco de las Ánimas describe una alta diversidad y riqueza de especies, lo cual evidencia el papel fundamental del grupo en la red trófica del ecosistema y de igual forma, se observó que para cada muestreo el taxon más abundante fue diferente, es decir no hubo predominancia de ningún taxon a lo largo de todo el estudio.

La cobertura de los organismos asociados a las ARMS mostró cómo los poliquetos son uno de los taxones más representativos de las comunidades marinas junto a los moluscos y crustáceos. Por lo tanto, toda iniciativa de continuar con estudios como estos permitirá la formación de conocimiento sobre la biodiversidad marina en nuestra región y especialmente en este grupo.

# Referencias Bibliográficas

- Akesson, B. (1980). The use of certain polychaetes in bioassay studies. *Journal Conseil Permanent International pour l'Exploration de la Mer*, 179, 315- 321.
- Albright, R., Caldeira, L., Hosfelt, J., Kwiatkowski, L., Maclaren, J., Mason, B., Nebuchina, Y., Ninokawa, A., Pongratz, J., y Ricke, K. (2016). Reversal of ocean acidification enhances net coral reef calcification. *Nature*, 531 (7594), 362–365.
- Antoniadou, C., Voultsiadou, E., y Chintiroglou, C. (2010). Benthic colonization and succession on temperate sublittoral rocky cliffs. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 382 (2), 145–153.
- Antoniadou, C. (2014). Succession Patterns of polychaetes on algal - dominated rocky cliffs (Aegean Sea, Eastern Mediterranean). *Marine Ecology*, 35 (3), 281-291.
- Ardizzone, G., Gravina, M., y Belluscio, A. (1989). Temporal development of epibenthic communities on artificial reefs in the central Mediterranean Sea. *Bulletin of Marine Science*, 44(2), 592–608.
- Bastida, J., y Salazar, S. (2002). Serpulidos (Polychaeta: Serpilidae) del Caribe noroccidental: Hydroides y Sérépula. *Revista de Biología Tropical*, 48 (4), 841-858.
- Báez, D., y Ardila, N. (2003). Poliquetos (Annelida: Polychaeta) del Mar Caribe colombiano. *Biota colombiana*, 4(1), 89-109.
- Bailey-Brock, J. (1989). Fouling Community Development on an Artificial Reef in Hawaiian Waters. *Bulletin of Marine Science*, 44(2), 580-591.
- Beesley, P., Ross, G., Glasby, C., y Study, A. (2000). Polychaetes & Allies: The Southern Synthesis. *Csiro Publishing*, 1 - 465.
- Boaventura, D., Moura, A., Leitao, F., Carvalho, S., Curdia, J., Pereira, P., Da Fonseca, L. C., Dos Santos, M., y Monteiro, C. (2006). Macrobenthic colonisation of artificial reefs on the southern coast of Portugal (Ancão, Algarve). *En Marine Biodiversity Springer*, 335–343.

- Bourget, E., DeGuisse, J., y Daigle, G. (1994). Scales of substratum heterogeneity, structural complexity, and the early establishment of a marine epibenthic community. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 181 (1), 31-51.
- Brusca, R., y Brusca, G. (2003). Phylum Annelida: The Segmented Worms. En *Invertebrates* Sinauer Associates, 1-936.
- Brusca, R., Moore, W., y Schuster, M. (2016). *Invertebrates*. Massachusetts: Sinauer Associated. Inc, Publishers, 1-922.
- Cabanillas, R., Advíncula, O., y Gutiérrez., C. (2016). Diversidad de Polychaeta (Annelida) en el intermareal de los esteros del Santuario Nacional los Manglares de Tumbes, Perú. *Revista Peruana de biología*, 23 (2), 117-126.
- Cañete, J., Leighton, G., y Soto. E. (2000). Proposición de un índice de vigilancia ambiental basado en la variabilidad temporal de la abundancia de dos especies de poliquetos bentónicos de Bahía quintero, Chile. *Revista biología marina y oceanográfica*, 35(2), 185 - 194.
- Chapin Iii, F., Zavaleta, E., Eviner, V., Naylor, R., Vitousek, P., Reynolds, H., Hooper, D., Lavorel, S., Sala, O., y Hobbie, S. (2000). Consequences of changing biodiversity. *Nature*, 405 (6783), 234-242.
- Clarke, K., Gorley, R., Somerfield, P., y Warwick, R. (2001). Change in marine communities: An approach to statistical analysis and interpretation. *Primer-E Ltd*, 1-262.
- Cosson-Sarradin, N., Sibuet, M., Paterson, G., y Vangriesheim, A. (1998). Polychaete diversity at tropical Atlantic deep-sea sites: Environmental effects. *Marine Ecology Progress Series*, 165, 173-185.
- Cuéllar-Mercado, D., Hernández-Alcántara, P., y Solís-Weiss, V. (2019). Composition, richness and taxonomic diversity of Polychaete assemblages from La Paz Bay and adjacent oceanic areas of the Southern Gulf of California. *Regional Studies in Marine Science*, 28, 100-576.

- Danovaro, R., Carugati, L., Berzano, M., Cahill, A., Carvalho, S., Chenuil, A., Corinaldesi, C., Cristina, S., David, R., y Dell'Anno, A. (2016). Implementing and innovating marine monitoring approaches for assessing marine environmental status. *Frontiers in Marine Science*, 3(1), 213.
- Dean, H. K. (2008). The use of polychaetes (Annelida) as indicator species of marine pollution: A review. *Revista de Biología Tropical*, 56(4), 11-38.
- Díaz, J., Barrios, L., Cendales, M., Garzón-Ferreira, J., Geister, J., Lopéz-Victoria, M., Ospina, G., Parra-Velandia, F., Pinzón, J., Vargas-Angél, B., Zapata, F., y Zea, S. (2000). Áreas coralinas de Colombia. *Boletín de investigación marinas y costeras*, 5(1), 176.
- Díaz-Castañeda, V. (2000). The early establishment and development of a polychaete community settled on artificial substrata at Todos Santos Bay, Baja California, México. *Bulletin of marine Science*, 67(1), 321-335.
- Díaz-Castañeda, V., y Almeda-Jauregui, C. (1999). Early Benthic Organism Colonization on a Caribbean Coral Reef (Barbados, West Indies): A Plate Experimental Approach. *Marine Ecology*, 20(3-4), 197-220.
- Díaz-Castañeda, V., González, A., y Arellano, E. (2005). Structure and Composition of the Polychaete Community from Bahía San Quintín, Pacific Coast of Baja California, Mexico. *Bulletin Southern California Academy of Sciences*, 104, 75-99.
- Díaz-Castañeda, V., y Harris, L. (2004). Biodiversity and structure of the polychaete fauna from soft bottoms of Bahía Todos Santos, Baja California, Mexico. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 51(6), 827-847.
- Díaz-Díaz, O., Rozbaczylo, N., y Moreno, R. (2006). Mussel beds of *Perumytilus purpuratus* (Lamarck, 1829) (Bivalvia: Mytilidae): A complex of microhabitats for polychaetes in Central Coast of Chile. In: Malchus N., Pons, J. (eds), Abstracts and Posters of the " International Congress on Bivalvia" at the Universitat Autònoma de Barcelona, Spain, 22- 27 July 2006, Organisms diversity and evolution, 06- 16.

- Escobar, D., y Velásquez, J. (2012). Arrecifes coralinos: Biodiversidad asociada y ensamblaje de comunidades. En *Perspectivas en la ecología de arrecifes coralinos* (Sanchez JA; Lopez-Angarita J). Universidad de Los Andes, 53-102.
- Elías, R., Méndez, N., Muniz, P., Cabanillas, R., Gutiérrez-Rojas, C., Rozbacylo, N., Londoño- Mesa, M., Garate, P., Cárdenas- Calle, M., Villamar, P., Laverde-Castillo, J, m Brauko, K., Araki, M., Lana, P., y Diaz- Diaz, O. (2021). Los poliquetos como indicadores biológicos en Latinoamérica y el Caribe. En prensa, *Marine and Fishery Sciences*, 34(1).
- Fauchald, K. (1975). Clave de poliquetos panameños con la inclusión de una clave para todas las familias del mundo. *Boletín del Instituto Oceanográfico. Universidad de Oriente*, 14(1), 71-94.
- Fernández-Rodríguez, V., y Londoño-Mesa, M. (2015). Poliquetos (Annelida: Polychaeta) como indicadores biológicos de contaminación marina: Casos en Colombia. *Gestión y Ambiente*, 18 (1), 189-204.
- Fernández-Rodríguez, V., Londoño-Mesa, M., y Ramírez-Restrepo, J. (2016). Poliquetos de manglar rojo (*Rhizophora mangle*) y su relación con las condiciones acuáticas en el golfo de Urabá, Caribe Colombiano. *Acta Biológica Colombiana*, 21(3), 611.
- Fisher, R., Leary, R., Low-Choy, S., Mengersen, K., Knowlton, N., Brainard, R., y Caley, M. J. (2015). Species richness on coral reefs and the pursuit of convergent global estimates. *Current Biology*, 25 (4), 500-505.
- Flórez, M., y Negreiros, L. (1999). Porcellanid crabs (Crustacea, Decapoda) inhabiting sand reefs built by *Pharagmatopoma lapidosa* (Polychaeta Sabellariidae) at Paranapua Beach, Sao Vicente, SP, Brazil. *Revista Brasileira de Biología*, 59(1), 208-219.
- García, J., y Palacio, J. (2008). Macroinvertebrados asociados a las raíces sumergidas del mangle rojo (*Rhizophora mangle*) en las bahías turbo y en el golfo de Urabá (Caribe colombiano). *Gestión y Ambiente*, 11(3), 55-66.

- Gayo - Romero, J. (1998). Arrecifes artificiales: Estructuras llenas de vida. *Informes de la Construcción*, 50(458), 5-16.
- Glasby, K., y Fauchald, H. (2000). Claves para las familias de Polychaeta. The Southern Synthesis. *Fauna of Australia*, 4(1) 53-61.
- Glasby, K., Hutchings, K., Fauchald, H., Paxton, G., Rouse, C., Watson- Russel, R., y Wilson, R. (2000). Class Polychaeta. In: Beesley, P., Ross, G. & Glasby, K. (eds.) *Polychaetes & Allies: The suthern synthesis*. Fauna of Australia. Polychaeta, Myzostomida, Pogonophora, Echiura, Sipuncula. CSIRO publishing. *Melbourne*. 1 - 296
- Gracia, A., Cruz, N., Borrero, G., Báez, D., y Santodomingo, N. (2013). Invertebrados marinos asociados con las plataformas de gas en La Guajira (Caribe Colombiano). *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*, 42(2), 361-386.
- Gravina, M. F., Ardizzone, G. D., y Belluscio, A. (1989). Polychaetes of an artificial reef in the Central Mediterranean Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 28(2), 161-172.
- Hamamoto, K., y Mukai, H. (1999). Effects of Larval Settlement and Post-Settlement Mortality on the Distribution Pattern and Abundance of the Spirorbid Tube Worm *Neodexiospira brasiliensis* (Grube) (Polychaeta) Living on Seagrass Leaves. *Marine Ecology*, 20(3-4), 251-272.
- Hatcher, A. (1998). Epibenthic colonisation patterns on slabs of stabilised coal-waste in Poole Bay, UK. *Hydrobiologia*, 367(1-3), 153-162.
- Hernández-Alcantara, P. (2002). *Composición y estructura de las comunidades de poliquetos (Annelida: Polychaeta) bénticos de la plataforma continental del Golfo de California*. [Tesis Doctoral]. Facultad de Ciencias, Universidad Autonoma de México. 237pp.
- Hutchings, P. (1998). Biodiversity and functioning of polychaetes in benthic sediments. *Biodiversity and Conservation*, 7(1), 1133-1145.

- Hubert, N., Meyer, C., Bruggemann, H., Guerin, F., Komeno, R., Espiau, B., Causse, R., Williams, J., y Planes, S. (2012). Cryptic diversity in Indo-Pacific coral-reef fishes revealed by DNA-barcoding provides new support to the centre-of-overlap hypothesis. *Plos one*, 7(3), 289-297.
- Knowlton, N., Brainard, R., Fisher, R., Moews, M., Plaisance, L., y Caley, M. (2010). Coral reef biodiversity. *Life in the world's oceans: diversity distribution and abundance*, 65-78.
- Kohler, K., y Gill, S. (2006). Coral Point Count with Excel extensions (CPCe): A Visual Basic program for the determination of coral and substrate coverage using random point count methodology. *Computers & Geosciences*, 32(9), 1259-1269.
- Lagos, A., Leon, M., Quiroga, S., y Martínez, A. (2018). Interstitial annelids from the Caribbean Coast of Colombia. *Revista de Biología Tropical*, 66(2), 658-673.
- León, M. (2015). *Poliquetos meiofaunales (Annelida: Polychaeta) de la zona intermareal de la región* - Tesis de pregrado - Universidad del Magdalena - Santa Marta, Colombia, 1-56.
- Leon, M., Lagos, A., Quiroga, S., Dueñas-Ramírez, P., Leon, M., Lagos, A., Quiroga, S., y Dueñas-Ramírez, P. (2019). Polychaetes from the Caribbean coast of Colombia: An updated checklist and some taxonomic annotations. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 43(169), 646-652.
- Lee, M., Castilla, J., Fernández, M., Clarke, M., Gonzales, C., Hermosilla, C., Rozbaczylo, N. y Valdovinos, C. (2008). Free- living benthic marine invertebrates In Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, 81, 51-67.
- Leray, M., y Knowlton, N. (2015). DNA barcoding and metabarcoding of standardized samples reveal patterns of marine benthic diversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 112(7), 2076-2081.
- Liñero-Arana, I., y Díaz-Díaz, O. (2011). Poliquetos bénticos de Venezuela: Aspectos morfológicos de los poliquetos bénticos, diagnosis y datos biológicos de las familias presentes en la costa venezolana. *Editorial Universitaria*, 162.

- Londoño, M., Polania, J., y Velez, I. (2002). Polychaetes of the mangrove – fouling community at the Colombian Archipelago of San Andres and Old providence, Western Caribbean. *Wetlands Ecology and Management*, 10(3), 227-232.
- Londoño, M. (2017). Poliquetos de Colombia: un reto para la megadiversidad. En *Poliquetos de Sudamérica*. (Díaz-Díaz, O., Bone, D., Rodríguez, C.T., Delgado-Blas, V.H., pp. 71-88). Instituto Oceanografico de Venezuela, 136-160.
- Martínez, A., Acosta, I., Álvarez, E, Arias, F., Garay, J., Rincón, S., Sierra, P., Alonso, D., Espinosa, L., Rueda, M., y Ricaurte, C (2014). Diagnostico y evaluación de la calidad de agua marinas y costeras en el Caribe y Pacifico colombiano. Informe técnico - *Instituto de investigación marinas y costeras José Benito vives de andrés* INVEMAR 111-116.
- Marzialetti, S., Nicoletti, L., y Ardizzone, G. (2009). The polychaete community of the Fregene artificial reef (Tyrrhenian Sea, Italy): A 20-year study (1981–2001). *Zoosymposia*, 2(1), 551-566.
- Mintz, J., Lipcius, R., Eggleston, D., y Seebo, M. (1994). Survival of juvenile Caribbean spiny lobster: Effects of shelter, size, geographic location and conspecific abundance. *Marine Ecology Progress Series*, 112, 255-266.
- Moura, A., Boaventura, D., Cúrdia, J., Santos, M., y Monteiro, C. (2006). Biomass production of early macrobenthic communities at the Faro/Ancão artificial reef (Portugal): Effect of depth and reef layer. *Bulletin of Marine Science*, 78(1), 83-92.
- Moreno, C., Barragán., F., Pineda., E. y Pavón, N. (2011). Reanálisis de la diversidad: alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas. *Revista mexicana de biodiversidad*, 82(4), 1249-1261.
- Navarro, A., Diaz-Castañeda, V., Lejia-Tristan A., y León, J. (2016). Composición y estructura de las comunidades de poliquetos (Annelida) asociadas a fondos blandos de la costa occidental de la península de Baja California, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 87, 74-85.

- Nicoletti, L., Marzialetti, S., Paganelli, D., y Ardizzone, G. (2007). Long-term changes in a benthic assemblage associated with artificial reefs. *Hydrobiologia*, 580(1), 233.
- Pamintuan, I., Aliño, P., Gomez, E., y Rolon, R. (1994). Early Successional Patterns of Invertebrates in Artificial Reefs Established at Clear and Silty Areas in Bolinao, Pangasinan, Northern Philippines. *Bulletin of Marine Science*, 55(2-3), 867-877.
- Pacheco, A., Thiel M., Laudien, J., y Oliva, M. (2011). Succession and seasonal onset of colonization in subtidal hard - bottom communities off northern Chile. *Marine Ecology*, 32(1), 75-87.
- Prado-Navarro, A., Díaz-Castañeda, V., Leija-Tristán, A., y de León-González, J. (2016). Composición y estructura de las comunidades de poliquetos (Annelida) asociadas a fondos blandos de la costa occidental de la península de Baja California, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 87(1), 74-85.
- Pieretti, N., Martire, M., Farina, A., y Danovaro, R. (2017). Marine soundscape as an additional biodiversity monitoring tool: A case study from the Adriatic Sea (Mediterranean Sea). *Ecological indicators*, 83(1), 13-20.
- Pocklington, P., y Wells, P. (1992). Polychaetes key taxa for marine environmental quality monitoring. *Marine Pollution Bulletin*, 24, 593-598.
- Purschke, G., Bleidorn, C., y Struck, T. (2014). Systematics, evolution and phylogeny of Annelida—a morphological perspective. *Memoris of Museum Victoria*, 71, 247-69.
- Quiceno, P., y Palacio, J. (2008). Aporte al conocimiento de los macroinvertebrados asociados a las raíces del mangle (*Rhizophora mangle*) en la ciénaga La Boquilla, municipio de San Onofre, Sucre. *Gestión y Ambiente*, 11(3), 67-78.
- Quirós, J., Dueñas, J., y Hernando., H. (2013). Poliquetos (Annelida: Polychaeta) asociados a algas rojas intermareales de Córdoba, Caribe Colombiano. *Revista biología marina y oceanográfica*, 48(1), 87-98.
- Relini, G., Zamboni, N., Tixi, F., y Torchia, G. (1994). Patterns of sessile macrobenthos community development on an artificial reef in the Gulf of Genoa (northwestern Mediterranean). *Bulletin of Marine Science*, 55(2-3), 745-771.

- Reyes, R., y Campos, N. (1992). Macroinvertebrados colonizadores de raíces de *Rhizophora mangle* en la Bahía de Chengue, Caribe Colombiano. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*, 21(1), 101-116.
- Roberts, C., McClean, C., Veron, J., Hawkins, J., Allen, G., McAllister, D., Mittermeier, C., Schueler, F., Spalding, M., y Wells, F. (2002). Marine biodiversity hotspots and conservation priorities for tropical reefs. *Science*, 295(5558), 1280-1284.
- Romero-Murillo, P. E., y Polanía, J. (2008). Sucesión temprana de la taxocenosis Mollusca-Annelida-Crustacea en raíces sumergidas de mangle rojo en San Andrés Isla, Caribe colombiano. *Revista de biología marina y oceanografía*, 43(1), 63-74.
- Sánchez, N. (2006). Influencia de la heterogeneidad en el ensamblaje de poliquetos (Annelida) asociadas a raíces sumergidas de *Rhizophora mangle* y analisis de su capacidad bioindicadora en playa pinaguita. Bahía de buenaventura. Pacifico colombiano. Tesis de Maestría en Ciencias biológicas, Facultad de ciencias, Universidad de los Andes - Bogotá, 1-81.
- Salazar-Vallejo, S., León-González, J. y Chávez, C. (1990). Poliquetos (Annelida: Polychaeta) de la Bahía de Manzanillo, con una clave ilustrada para las especies de Colima, México. *Revista Biología tropical*, 38(2), 211-229.
- Salazar-Vallejo, S. I. (1996a). Lista de especies y bibliografía de poliquetos (Polychaeta) del Gran Caribe. *Anales del Instituto de Biología. Serie Zoología*, 67(1), 11-50.
- Solís-Weiss, V., Alcántara, P. y Barba, A. (2014). Los anélidos poliquetos del mar profundo en México. En *La frontera final: El océano profundo: México*, 40(1), 175-214.
- Somaschini, A., Ardizzone, G. y Gravina, M. (1997). Long-Term Changes in the Structure of a Polychaete Community on Artificial Habitats. *Bulletin of Marine Science*, 60(2), 460-466.
- Soto, E., y Paterson, L. (2010). Poliquetos bentónicos intermareales y sublitorales de la región de Aisén, Chile. *Revista Anales instituto Patagonia (Chile)*, 32(2), 69-80.

- Tavares, A., Santos, L., Passos, R., Oliveira, V., y Silva, A. (2018). Structure of a Polychaeta community in a mangrove in the Northern coast of Brazil. *Acta Biológica Colombiana*, 23(3), 286-294.
- Tovar, M., Salazar-Silva, P., León, J., Carrera, L., y Salazar, S. (2014). Biodiversity of Polychaeta (Annelida) in México. *Revista Mexicana de biodiversidad*, 85, 190-196.
- Vargas-Abarzúa, E. y Zuñiga-Molinier, L. (2010). Tiempo y sucesión ecológica en Ramón Margalef. *Arbor*, 186(741), 163-171.
- Victoria, C., y Pérez, M. (1979). Los taxa Annelida, Mollusca y Crustácea en las raíces sumergidas del mangle rojo de dos áreas costeras del Caribe colombiano. *Informe del Museo del Mar*, Bogotá, 21, 1-23.
- Walker, L. (2005). Margalef y la sucesión ecológica. *Revista Científica y Técnica de Ecología y Medio ambiente*, 14(1), 66-78.
- Walker, S., Schlacher, T., y Schlacher-Hoenlinger, M. (2007). Spatial heterogeneity of epibenthos on artificial reefs: Fouling communities in the early stages of colonization on an East Australian shipwreck. *Marine Ecology*, 28(4), 435-445.
- Weigert, A., y Bleidorn, C. (2016). Current status of annelid phylogeny. *Organisms Diversity & Evolution*, 16(2), 345-362.
- Wendt, P., Knott, D., y Van Dolah, R. (1989). Community Structure of the Sessile Biota on Five Artificial Reefs of Different Ages. *Bulletin of Marine Science*, 44(3), 1106-1122.
- Zamorano, J. (2000). Fauna asociada a las agregaciones del poliqueto tubícola *Phragmatopoma virgini* Kinberg, en el intermareal rocoso de Mehuin. XX Congreso de Ciencias del mar, Concepción, 1-217.
- Zar, J. (2010). *Biostatistical Analysis*. Prentice Hall, 5 Edition, 944-956.
- Zimmerman, T., y Martin, J. (2004). Artificial Reef Matrix Structures (Arms): An Inexpensive and Effective Method for Collecting Coral Reef-Associated Invertebrates. *Gulf and Caribbean Research*, 16(1), 59-64.

Zrzavý, J., Říha, P., Piálek, L., y Janouškovec, J. (2009). Phylogeny of Annelida (Lophotrochozoa): Total-evidence analysis of morphology and six genes. *BMC Evolutionary Biology*, 9(1), 189.