

MEGAINVERTEBRADOS DE FONDOS BLANDOS EN ECOSISTEMAS DE AGUAS PROFUNDAS (PRÍSTINO) Y SOMERAS (ALTERADO) EN EL CARIBE COLOMBIANO



TESIS DOCTORAL



Daniel Giovanni Pérez Ferro



UNIVERSIDAD DE BOGOTÁ JORGE TADEO LOZANO



2021



**MEGAINVERTEBRADOS DE FONDOS BLANDOS EN
ECOSISTEMAS DE AGUAS PROFUNDAS (PRÍSTINO) Y
SOMERAS (ALTERADO) EN EL CARIBE COLOMBIANO**

Daniel Giovanni Pérez Ferro

**UNIVERSIDAD DE BOGOTA JORGE TADEO LOZANO
FACULTAD DE CIENCIAS NATURALES E INGENIERIA
PROGRAMA DE DOCTORADO EN CIENCIAS DEL MAR
2021**

**MEGAINVERTEBRADOS DE FONDOS BLANDOS EN
ECOSISTEMAS DE AGUAS PROFUNDAS (PRÍSTINO) Y
SOMERAS (ALTERADO) EN EL CARIBE COLOMBIANO**

Daniel Giovanni Pérez Ferro

Tesis para optar al título de Doctor en Ciencias del Mar

Director

Ph.D. Jorge Paramo Granados

Profesor Titular Universidad del Magdalena

Director Grupo de Investigación Ciencia y Tecnología Pesquera Tropical (CITEPT)

Codirector

Ph.D. Andrés Franco Herrera

Vicerrector Académico

Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano

Asesor

Prof. Dr. Matthias Wolff

Department Leader Theoretical Ecology and Modelling

Leibniz Center for Tropical Marine Ecology (ZMT)

Prof. Universidad de Bremen, Alemania

**UNIVERSIDAD DE BOGOTA JORGE TADEO LOZANO
FACULTAD DE CIENCIAS NATURALES E INGENIERIA
PROGRAMA DE DOCTORADO EN CIENCIAS DEL MAR
2021**

DEDICATORIA

**A Dios,
a mis padres Arnoldo y Dora,
a mi esposa Diana,
a mis hijos Nicolas y Mathias,
A mi hermana Adriana y
sobrinos Maria Paula y Santiago,
gracias por compañía,
apoyo, comprensión y amor.**

**Agradezco que estemos juntos
en estos días extraños
por los que pasa la humanidad,
aunque haya momentos difíciles,
siempre han estado conmigo y
yo siempre estaré con ustedes.
Los amo mucho.**



AGRADECIMIENTOS

Agradezco a mi familia, mi esposa y mis hijos por su apoyo y comprensión durante esta etapa de mi vida. A mis directores Jorge Paramo y Andrés Franco-Herrera por sus enseñanzas, confianza y apoyo, para llevar a cabo mis estudios de Doctorado y realizar esta investigación, a mis asesores Mathias Wolff y Mariela Canales, por su incondicional apoyo, pertinentes aportes y direccionamiento para la realización de este documento. A Marcela Grijalba-Bendeck y Alejandro Espinoza-Tenorio por sus aportes para uno de los capítulos. Al programa de Doctorado en Ciencias del Mar, a la Facultad de Ciencias Naturales e Ingeniería y a la Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, donde tuve gratas experiencias de formación. A los grupos de investigación: Dinámica y Manejo de Ecosistemas Marino-Costeros (DIMARCO) de la Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano (Colombia) y Ciencia y Tecnología Pesquera Tropical (CITEPT) de la Universidad del Magdalena (Colombia), por su acogida y compromisos en cada uno de los proyectos realizados, donde estuvo enmarcada esta investigación. Al Leibniz-Zentrum für Marine Tropenökologie (ZMT) de Alemania, por recibirme durante mi pasantía doctoral, donde además de grata experiencia de vivencia y aprendizaje, conocí e interactué con investigadores reconocidos mundialmente como Daniel Pauly y Rainer Froese. Al personal de la Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano de la sede Santa Marta, quienes me colaboraron durante mis estudios y trabajo en laboratorio. A los estudiantes de Biología Marina y de Ingeniería Pesquera, quienes desarrollaron sus prácticas, pasantías y trabajos de grado en el marco de la presente tesis doctoral. A los tripulantes de las embarcaciones de pesca, Adriatic y Alexandrine por su colaboración en las salidas de campo y recolección de muestras. Al CEMarin por el apoyo para la participación en eventos científicos. A las entidades que financiaron los proyectos de donde se obtuvieron los datos, Minciencias (Colciencias), AUNAP, Gobernación del Magdalena, Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Universidad del Magdalena. A Minciencias (Colciencias) por los recursos financieros otorgados para el desarrollo de los estudios de doctorado que provienen de las becas para doctorados nacionales de Colciencias, Convocatoria No. 647, y a Colfuturo por la administración de dichos recursos.

CONTENIDO

RESUMEN.....	11
ABSTRACT.....	13
1 INTRODUCCIÓN GENERAL.....	15
1.1 Hipótesis.....	23
1.2 Objetivos.....	24
1.2.1 Objetivo General.....	24
1.2.2 Objetivos específicos.....	24
1.3 Área de estudio.....	24
1.4 Aspectos metodológicos.....	26
1.4.1 Muestreos.....	26
1.4.2 Procesamiento y análisis de datos.....	28
1.5 Bibliografía.....	33
2 CONTRIBUCIÓN DE PUBLICACIONES.....	40
2.1 Artículos científicos y capítulos de libro.....	40
2.2 Artículo aceptado.....	40
2.3 Presentaciones en eventos.....	40
2.4 Video.....	42
2.5 Dirección o asesoría de estudiantes.....	42
3 CAPITULO 1. DISTRIBUTION, ABUNDANCE AND FISHING POTENTIAL OF MEGA-INVERTEBRATES IN THE SUB-EUPHOTIC ZONE (150-535 M) IN THE COLOMBIAN CARIBBEAN.....	43
3.1 Abstract.....	44
3.2 Introduction.....	44
3.3 Materials and methods.....	47
3.3.1 Study area.....	47
3.3.2 Sampling.....	48
3.3.3 Processing and analysis of samples.....	49
3.3.4 Analysis state of assemblages and their spatial patterns (ABC approach).....	50
3.4 Results.....	51
3.4.1 General description of species assemblage.....	51
3.4.2 Differences in assemblages with depth.....	54
3.4.3 Difference in assemblage structure between the northern and southern zone.....	56
3.4.4 Size differences between depth strata and zones.....	59
3.4.5 ABC-Plots, W statistics and disturbance level.....	59
3.5 Discussion.....	61
3.5.1 Depth range and bathymetric concentration of species.....	61
3.5.2 Assemblage differences with depth.....	62
3.5.3 Geographical pattern.....	63
3.6 Acknowledgments.....	66
3.7 Funding.....	66
3.8 References.....	66
3.9 Appendix A. Supplementary data.....	72
4 CAPITULO 2. ESTADOS DE LAS COMUNIDADES DE MEGAINVERTEBRADOS DE FONDOS BLANDOS EN ECOSISTEMAS DE AGUAS PROFUNDAS (PRÍSTINO) Y SOMERAS (ALTERADO) EN EL CARIBE COLOMBIANO: UN ENFOQUE BASADO EN INDICADORES ECOLÓGICOS	79
4.1 Resumen.....	80
4.2 Abstract.....	80
4.3 Introducción.....	81
4.4 Materiales y métodos.....	85
4.4.1 Área de estudio.....	85
4.4.2 Muestreo.....	86

4.4.3	Procesamiento y análisis de muestras.....	88
4.5	<i>Resultados</i>	92
4.5.1	Análisis de espectros de tamaño, curvas de abundancia y biomasa (ABC)	92
4.5.2	Distribución espacial de los índices diversidad.....	97
4.5.3	Estimación y distribución de la biomasa	101
1.1.1	Relación con las variables abióticas.....	103
4.6	<i>Discusión</i>	107
4.6.1	Análisis del espectro de tamaño, curvas de abundancia y biomasa (ABC).....	107
4.6.2	Distribución espacial de los índices diversidad.....	110
4.6.3	Estimación y distribución de la biomasa	111
4.6.4	Relación con las variables abióticas.....	112
4.7	<i>Conclusiones</i>	113
4.8	<i>Bibliografía</i>	114
4.9	<i>Material suplementario</i>	120
5	CAPITULO 3. CONSERVATION STRATEGIES FOR POTENTIAL NEW DEEP-SEA CRUSTACEAN FISHERIES IN THE COLOMBIAN CARIBBEAN UNDER AN ECOSYSTEM APPROACH.....	129
5.1	<i>Abstract</i>	130
5.2	<i>Introduction</i>	130
5.3	<i>Materials and methods</i>	132
5.4	<i>Potential new crustacean fishery in the colombian caribbean</i>	132
5.5	<i>Potential fishery target species</i>	134
5.5.1	The giant red shrimp (<i>Aristaeomorpha foliacea</i>).....	134
5.5.2	The royal red deep shrimp (<i>Pleoticus robustus</i>)	134
5.5.3	The pink speckled shrimp (<i>Penaeopsis serrata</i>)	135
5.5.4	The Caribbean lobster (<i>Metanephrops binghami</i>)	137
5.6	<i>Monitoring the ecological status of resources and ecosystem</i>	137
5.7	<i>Bycatch reduction</i>	142
5.8	<i>Spatial management through marine protected areas</i>	143
5.9	<i>Conclusions</i>	146
5.10	<i>Acknowledgments</i>	147
5.11	<i>References</i>	147
6	CAPITULO 4. COMPOSICIÓN Y DISTRIBUCIÓN DE LOS CRUSTÁCEOS DE PROFUNDIDAD CAPTURADOS CON NASAS EN EL ÁREA MARINA DEL DEPARTAMENTO DEL MAGDALENA CARIBE COLOMBIANO	153
6.1	<i>Resumen</i>	154
6.2	<i>Abstract</i>	155
6.3	<i>Introducción</i>	156
6.4	<i>Metodología</i>	157
6.5	<i>Resultados</i>	158
6.6	<i>Discusión</i>	161
6.7	<i>Agradecimientos</i>	164
6.8	<i>Bibliografía</i>	164
7	CAPITULO 5. ESPECIES POTENCIALES DE AGUAS PROFUNDAS PARA LA PESCA ARTESANAL EN EL ÁREA MARINA DEL DEPARTAMENTO DEL MAGDALENA, CARIBE COLOMBIANO.....	167
7.1	<i>Cartilla de divulgación publicada por la Universidad del Magdalena – Grupo de investigación Ciencia y Tecnología Pesquera Tropical (CITEPT). 2017. 15 p. ISBN: 978-959-48-2075-4</i>	168
7.2	<i>Descripción tipo de una posible pesquería artesanal tecnificada para aguas profundas en el Caribe colombiano.....</i>	186
7.2.1	Embarcación pesquera artesanal de altura	186
7.2.2	Embarcación tipo Parguera	187
7.2.3	Embarcación tipo nasera	188
7.2.4	Equipos de Pesca	189
7.2.5	Artes de pesca	190

8	DISCUSIÓN GENERAL.....	193
8.1	<i>¿Cuál es el estado actual de los megainvertebrados bentónicos en el mar Caribe de Colombia?</i>	193
8.1.1	Grupo dominante:	193
8.1.2	Especies más importantes en abundancia y biomasa:	193
8.1.3	Espectros de tamaño y método ABC (Curvas de Abundancia y Biomasa)	194
8.1.4	Diversidad	195
8.1.5	Abundancia y biomasa.....	196
8.1.6	Relación con las variables abióticas.....	196
8.2	<i>¿Revela la estructura y composición de la comunidad de megainvertebrados bentónicos de aguas someras signos de recuperación de los recursos colapsados?</i>	197
8.3	<i>¿Qué indicadores biológicos y pesqueros deben considerarse en la formulación de una estrategia de manejo para el potencial aprovechamiento sostenible de megainvertebrados de aguas profundas en el Caribe colombiano?</i>	198
8.3.1	Biomasa total de las especies estudiadas.....	199
8.3.2	Método ABC de comparación de abundancia y biomasa	200
8.3.3	Espectro de tamaños	200
8.3.4	Nivel trófico medio de las especies explotadas por la pesquería	201
8.3.5	La proporción de peces depredadores	201
8.3.6	Proporción de poblaciones subexplotadas y moderadamente explotadas.....	201
8.3.7	La tasa media de recambio de especies	202
8.3.8	Recíproco del coeficiente de variación de la biomasa total	202
8.4	<i>¿Podrían ser aprovechados los recursos de aguas profundas de manera sostenible por una pesquería artesanal tecnificada?</i>	202
8.5	<i>Bibliografía de la discusión general</i>	204
9	CONCLUSIONES.....	210
10	RECOMENDACIONES.....	212

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1-1. Área de estudio con las estaciones de muestreo de los megainvertebrados en el Caribe colombiano (los círculos representan las estaciones de aguas profundas; los triángulos representan las estaciones de aguas someras).	26
Figure 3-1. Study area showing deep sea mega-invertebrate sampling stations in the Colombian Caribbean.	48
Figure 3-2. Boxplot showing the bathymetric distribution of deep sea mega-invertebrates in the Colombian Caribbean. In parentheses the number of individuals (n)	55
Figure 3-3. Rank order of species found (log-series model) for the biomass data along with their regressions, by depth stratum for the deep sea mega-invertebrate assemblages of the Colombian Caribbean I = 150 – 300 m, II = 300–400 m, III = 400–535 m.	56
Figure 3-4. Rank order of species found (log-series model) for the biomass data along with their regressions, by northern and southern zone for each depth stratum of the deep sea mega-invertebrate assemblages of the Colombian Caribbean. I = 150–300 m, II = 300–400 m, III = 400–535 m.	57
Figure 3-5. a. Cluster analysis using the Bray–Curtis similarity index between hauls and depth strata in the mega-invertebrate assemblages of the Colombian Caribbean. b. Non-metric multidimensional scaling (NMDS) plot for the mega-invertebrates assemblages of the Colombian Caribbean. 35% similarity in both cases.	58
Figure 3-6. Abundance and biomass curves (ABC) of the deep sea mega-invertebrates of the Colombian Caribbean.	60
Figure 3-7. W statistical (ABC curves) spatial distribution for the deep sea mega-invertebrate assemblages of the Colombian Caribbean.	61
Figura 4-1. Área de estudio con las estaciones de muestreo de los megainvertebrados en el Caribe colombiano (los círculos representan las estaciones de aguas profundas; los triángulos representan las estaciones de aguas someras).	87
Figura 4-2. Espectros de tamaño de abundancia de los megainvertebrados del Caribe colombiano por áreas geográficas con filtros (solo individuos $x < 100$ g en aguas profundas [izquierda] y < 60 g en aguas someras [derecha]).	93
Figura 4-3. Espectros de tamaño de abundancia de los megainvertebrados del Caribe colombiano de aguas profundas (izquierda) por estratos de profundidad (I= 100-200 m; II = 200-300m; III= 300-400m; IV= 400-500m; V= 500-600m; solo individuos < 100 g PT) y curvas (ABC) de abundancia (rombos y líneas azules) y biomasa (círculos y líneas verdes) para los mismos estratos de profundidad (derecha).	94
Figura 4-4. Espectros de tamaño de abundancia de los megainvertebrados del Caribe colombiano de aguas someras (izquierda) por zona y distancia de la costa (solo individuos < 60 g PT) y curvas (ABC) de abundancia (rombos y líneas azules) y biomasa (círculos y líneas verdes) para las mismas zonas (derecha). (NI= zona norte interior < 5 mn de distancia a la costa, NE= zona norte exterior > 5 mn de distancia a la costa, SI= zona sur interior < 5 mn de distancia a la costa, SE= zona sur exterior > 5 mn de distancia a la costa).	95
Figura 4-5. Distribución espacial de los índices de diversidad de los megainvertebrados de aguas profundas en el Caribe colombiano. (a) diversidad de Shannon y Wiener (H'), (b) equitabilidad de Pielou (J'), (c) riqueza de Margalef (d) predominio de Simpson (λ).	98
Figura 4-6. Distribución espacial de los índices de diversidad de los megainvertebrados de aguas someras en el Caribe colombiano. (a) diversidad de Shannon y Wiener (H'), (b) equitabilidad de Pielou (J'), (c) riqueza de Margalef (d) (d) predominio de Simpson (λ).	100
Figura 4-7. Variograma experimental de la biomasa (ajuste esférico) de los megainvertebrados de profundidad del Caribe colombiano.	101
Figura 4-8. Variograma experimental de la biomasa (ajuste exponencial) de los megainvertebrados de aguas someras del Caribe colombiano.	101
Figura 4-9. Distribución espacial de la biomasa de los megainvertebrados de profundidad del Caribe colombiano.	102
Figura 4-10. Distribución espacial de la biomasa de los megainvertebrados de aguas someras del Caribe colombiano.	103

Figura 4-11. Funciones de densidad acumulada (CDF) de la profundidad (f (t)) y los índices de diversidad (diversidad de Shannon y Wiener (H'), (b) equitabilidad de Pielou (J'), (c) riqueza de Margalef (d) (d) predominio de Simpson (λ)) la abundancia, biomasa y el W estadístico (g (t)) de los megainvertebrados de profundidad del Caribe colombiano; f (t) se muestra con la línea negra gruesa, g (t) se muestra con la línea gris delgada y la línea de puntos (d) es la diferencia absoluta entre g (t) y f (t). Las preferencias de profundidad se muestran como rectángulos grises.	105
Figura 4-12. Funciones de densidad acumulada (CDF) de la distancia a la costa (f (t)) y los índices de diversidad (diversidad de Shannon y Wiener (H'), (b) equitabilidad de Pielou (J'), (c) riqueza de Margalef (d) (d) predominio de Simpson (λ)) la abundancia, biomasa y el W estadístico (g (t)) de los megainvertebrados de profundidad del Caribe colombiano; f (t) se muestra con la línea negra gruesa, g (t) se muestra con la línea gris delgada y la línea de puntos (d) es la diferencia absoluta entre g (t) y f (t). Las preferencias de profundidad se muestran como rectángulos grises.	106
Figura 4-13. Análisis de componentes principales (PCA) para evaluar la variabilidad oceanográfica en el Caribe colombiano: a) distribución espacial en estratos de profundidad de aguas profundas (II=200-300 m, III= 300-400 m, IV= 400-500 m, V=500-600 m) b) zonas (Norte y Sur) y la distancia a la costa (NI= <5mn, NE= >5mn, SI= <5mn, SE= >5mn) de aguas someras. T= Temperatura a 50 m, D= Densidad, S= Salinidad, Chl = Clorofila-a.	107
Figure 5-1. Study area in the Colombian Caribbean, circles indicate the sampled stations.	135
Figure 5-2. Spatial distribution of biomass (kg/km ²) of deep-sea crustacean and fish in the Colombian Caribbean Sea.	136
Figure 5-3. Proposal of management strategies under an ecosystem approach to fisheries (EAF) for deep-sea fisheries in the Colombian Caribbean.	139
Figura 6-1. Área de estudio del Departamento del Magdalena, Colombia, indicando las ecorregiones Magdalena (MAG), Tayrona (TAY) y Palomino (PAL).	158
Figura 6-2. Distribución batimétrica de los crustáceos capturados con nasas en el área marina del departamento del Magdalena, Caribe colombiano. Entre paréntesis se indica el total de individuos capturados de cada especie.	160
Figura 6-3. Análisis de ordenación MDS (Non-metric Multi-Dimensional Scaling) con la matriz de presencia/ausencia en los 17 lances del muestreo, por ecorregión y promedio de profundidad. Los círculos indican los grupos a un nivel del 40 % de similitud. M= Magdalena, P= Palomino, T= Tayrona.	161
Figura 7-1. Embarcación pesquera artesanal de altura.	187
Figura 7-2. Embarcación tipo parguera.	188
Figura 7-3. Embarcación tipo nasera.	188
Figura 7-4. Cobra línea hidráulico.	189
Figura 7-5. GPS y en las capacitaciones las comunidades de pescadores.	189
Figura 7-6. Ecosonda y su operación en salidas de campo y capacitaciones.	190
Figura 7-7. Nasas plegables construidas con las comunidades de pescadores y Nasas Fathoms plus utilizadas en el estudio.	191
Figura 7-8. Palangres para pesca de profundidad construidos con las comunidades de pescadores.	192

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 4-1. Pruebas post hoc (Games-Howell), entre el tamaño de los individuos (PT) por estratos de profundidad en aguas profundas (I= 100-200 m; II = 200-300m; III= 300-400m; IV= 400-500m; V= 500-600m), de los megainvertebrados de profundidad del Caribe colombiano. Intervalos de confianza del 95.0%. * indica una diferencia significativa.	96
Tabla 4-2. Pruebas post hoc (Bonferroni), entre el tamaño de los individuos (PT) por zona y distancia a la costa en aguas someras (NI= zona norte interior <5mn de distancia a la costa, NE= zona norte exterior >5mn de distancia a la costa, SI= zona sur interior <5mn de distancia a la costa, SE= zona sur exterior >5mn de distancia a la costa) de los megainvertebrados de profundidad del Caribe colombiano. Intervalos de confianza del 95.0%. * indica una diferencia significativa.....	96
Tabla 4-3. Índices de diversidad de los megainvertebrados del Caribe colombiano (diversidad H'; riqueza de especies d; predominio de Simpson λ ; equidad de Pielou J'). En aguas profundas por estrato de profundidad (I= 100-200 m; II = 200-300m; III= 300-400m; IV= 400-500m; V= 500-600m), en aguas someras por zona y distancia a la costa (NI= zona norte interior <5mn de distancia a la costa, NE= zona norte exterior >5mn de distancia a la costa, SI= zona sur interior <5mn de distancia a la costa, SE= zona sur exterior >5mn de distancia a la costa).	99
Tabla 6-1. Especies de crustáceos Decapodos encontrados durante los muestreos realizados entre octubre y noviembre de 2016, en las tres ecorregiones del área marina del departamento del Magdalena entre los 100 y 600 metros de profundidad. Con (*) se indican las especies con potencial interés comercial. Promedio=Promedio; Desviación estándar = d.e.; Valor máximo = Max; Valor mínimo = Min; especies con medida del ancho del caparazón (**).	159
Tabla 6-2. Índices de diversidad por ecorregión para los crustáceos capturados con nasas en el área marina del departamento del Magdalena, Caribe colombiano. S: Número de especies, N: Número de individuos, d: Riqueza de Margalef, J': equidad de Pielou, H' (loge): diversidad de Shannon y 1- λ ': dominancia de Simpson.	160

RESUMEN

Se evaluó el estado de la comunidad de los megainvertebrados bentónicos de fondos blandos del Caribe colombiano, en aguas profundas en un ecosistema prístino y en aguas someras con diferentes niveles de perturbación por pesca de arrastre (una zona restringida para la pesca de arrastre desde 1995 y otra zona donde operaba la flota camaronera). Se analizaron la distribución espacial y composición de las especies, así como índices de diversidad, espectros de tamaño y la relación entre la abundancia y la biomasa (curvas ABC) como indicadores del estado del sistema, con el fin de responder a las siguientes preguntas de investigación ¿Cuál es el estado actual de los megainvertebrados bentónicos en el mar Caribe de Colombia?; ¿Revela la estructura y composición de la comunidad de megainvertebrados bentónicos de aguas someras, signos de recuperación de los recursos colapsados?; ¿Qué indicadores biológicos y pesqueros deben considerarse en la formulación de una estrategia de manejo para el potencial aprovechamiento sostenible de megainvertebrados de aguas profundas en el Caribe colombiano? y ¿Podrían ser aprovechados los recursos de aguas profundas de manera sostenible por una pesquería artesanal tecnificada? Los datos fueron obtenidos de tres estudios realizados en el Caribe colombiano. En el primero, se realizaron cuatro muestreos sistemáticos en aguas profundas (100 y 600 m, con estratos de profundidad cada 100 m), en los meses de agosto y diciembre de 2009, así como marzo y mayo de 2010. Se realizaron mínimo dos lances por estrato de profundidad de 30 min cada uno. En el segundo estudio, se realizó un crucero en aguas someras (0-100 m) durante 25 d en el mes de septiembre de 2013. El muestreo fue sistemático, realizando un mínimo de dos lances en cada grilla de muestreo. En los dos casos anteriores, el área de estudio fue desde Cabo Tiburón – Chocó hasta Punta Gallinas – La Guajira, empleándose barcos de arrastre camaronero, con redes de ojo de malla de 44.5 mm de nudo a nudo en el copo. La captura obtenida para cada lance fue analizada en términos de abundancia (N/km^2) y biomasa (kg/km^2). En el tercer estudio, se realizaron cuatro muestreos sistemáticos entre octubre y noviembre de 2016 en la zona costera del departamento del Magdalena, entre los 200 y 500 m de profundidad (estratificados cada 100 m), a bordo de un barco de pesca artesanal utilizando trenes de nasas experimentales para la colecta de crustáceos caladas durante 24 h. Los arrastres de aguas profundas y las capturas de las nasas se analizaron en su totalidad y de los arrastres de aguas someras se analizó el 25 % de la captura total por lance. mientras que Se caracterizó la estructura y composición de las comunidades megainvertebrados de fondos blandos del Caribe colombiano, se generaron mapas de distribución de la biodiversidad,

abundancia, biomasa y del comportamiento de estadístico W, resultante del análisis de las curvas de abundancia-biomasa (ABC). Se evidenció que estas comunidades se ven afectadas por el aumento de la profundidad y por las perturbaciones antrópicas (pesca de arrastre), de acuerdo a los indicadores ecológicos propuestos. En los ambientes profundos, el espectro de tamaños presentó valores del parámetro b cercanos a -1.0 indicando una comunidad próxima al estado estable estacionario (como se esperaba), ecosistemas con alta productividad, además de una gran dominancia de especies adaptadas para aprovechar al máximo la energía en estos ambientes (i.e. *Aristaeomorpha foliacea* y *Metanephrops binghami*). El comportamiento de las curvas ABC indicó que se pueden estar presentando eventos de reclutamiento y presencia de grandes agregaciones de individuos juveniles, que utilizan estas zonas como refugio y zonas de alimentación. En aguas someras, el espectro de tamaños y las curvas ABC, evidenciaron ambientes con diferentes niveles de perturbación. El espectro de tamaños presentó valores del parámetro b menos negativos respecto a las zonas perturbadas, con altas concentraciones de biomasa de individuos pequeños y adultos, en los sitios donde se presenta una veda espacial para la pesca de arrastre desde 1995, indicando que la medida de manejo instaurada está influyendo de manera positiva, permitiendo la recuperación de la comunidad de megainvertebrados, incluyendo las especies de camarones objetivo de la pesquería de arrastre (i.e. *Penaeus notialis*). El espectro de tamaño para las zonas de aguas someras donde no aplica la veda, presentó valores del parámetro b más negativos asociados a comunidades de detritívoros oportunistas los cuales son indicadores de perturbación, lo cual se confirmó con el análisis de las curvas ABC. Por otro lado, comparado con datos de 2004, en 2013 se evidencia en general una disminución en el grado de perturbación en aguas someras, debido que se presentó una importante reducción del esfuerzo pesquero. Por último, se identificaron estrategias de manejo y conservación para las posibles nuevas pesquerías de crustáceos de aguas profundas en el Caribe colombiano basadas en un enfoque ecosistémico de la pesca. El presente estudio aporta puntos de referencia base para el manejo y conservación de las comunidades de los megainvertebrados de aguas someras y profundas del Caribe colombiano; sin embargo, es de gran importancia realizar un monitoreo continuo de estas comunidades, que permita establecer su dinámica, determinar áreas de conservación y aprovechamiento de los recursos de manera sostenible, así como nuevas alternativas de pesca limpia bajo un enfoque ecosistémico.

Palabras clave:

Indicadores ecológicos, Recursos pesqueros potenciales, Enfoque ecosistémico, Aguas profundas, Conservación.

ABSTRACT

The community status of the soft-bottom benthic mega-invertebrates of the Colombian Caribbean was evaluated, in a deep water pristine ecosystem and in shallow water with different disturbance levels by trawl fishing (an area restricted for trawling from 1995 and another area where the shrimp fleet were active). The spatial distribution and species composition, as well as diversity indices, size spectra and the relationship between abundance and biomass (ABC curves) were analyzed as indicators of the state of the system, in order to answer the following research questions: What is the current status of benthic mega-invertebrates in the Colombian Caribbean Sea?; Does the structure and composition of the shallow-water benthic mega-invertebrate community, show recovery signals from collapsed resources?; Which biological and fishery indicators should be considered in a management strategy formulation for the potential sustainable use of deep-sea mega-invertebrates in the Colombian Caribbean? and Could deep-sea resources be used in a sustainable way by a technified artisanal fishery?. The data were obtained from three studies carried out in the Colombian Caribbean. In the first one, four systematic samplings were carried out in deep waters (100 and 600 m, with depth strata every 100 m), in August and December 2009, as well as March and May 2010. At least two hauls per depth stratum were made of 30 min each one. In the second study, survey was carried out in shallow waters (0-100 m) for 25 d in the month of September 2013. The sampling was systematic, with a minimum of two hauls in each sampling grid. In the two previous cases, the study area was from Cabo Tiburon - Chocó to Punta Gallinas - La Guajira, using shrimp trawlers, with 44.5 mm mesh eye nets from knot to knot in the codend. The catch obtained for each hauls was analyzed in terms of abundance (N / km²) and biomass (kg / km²). In the third study, four systematic samplings were carried out between October and November 2016 in the coastal area of the Magdalena department, between 200 and 500 m deep (stratified every 100 m), aboard an artisanal fishing boat using experimental traps "in line" for the collection of crustaceans during 24 h in each haul. Deep water trawls and traps catches were analyzed in their entirety and from shallow water trawls 25% of the total catch per set was analyzed. The structure and composition of the soft-bottoms mega-invertebrates communities of the Colombian Caribbean were characterized, maps of distribution of biodiversity, abundance, biomass and W-statistic behavior were generated, resulting from the analysis of the abundance-biomass curves (ABC). It was evidenced that these communities are affected by the increase in depth and by anthropic disturbances (trawling), according to the proposed ecological indicators. In the deep environments,

the size spectra presented values of parameter b close to -1.0, indicating a community close to the steady state (as expected), ecosystems with high productivity, in addition to a high dominance of species adapted to take maximum advantage of the energy in these environments (ie *Aristaeomorpha foliacea* and *Metanephrops binghami*). The behavior of the ABC curves indicated that recruitment events and the presence of large aggregations of juvenile individuals, which use these areas as refuge and feeding grounds, may be occurring. In shallow waters, the size spectra and ABC curves showed environments with different levels of disturbance. The size spectra presented less negative values of parameter b with respect to the disturbed areas, with high biomass concentrations of small individuals and adults in the sites where there has been a spatial closure area for trawling since 1995, indicating the positive influence of the management measure, allowing the recovery of the mega-invertebrate community, including the shrimp species targeted by the trawl fishery (ie *Penaeus notialis*). The size spectra for the shallow water areas where the closure does not apply, presented more negative values of parameter b associated with opportunistic detritivore communities which are indicators of disturbance, which was confirmed by the analysis of the ABC curves. On the other hand, compared to 2004 data, in 2013 there was a general decrease in the degree of disturbance in shallow waters, due to a significant reduction in fishing effort. Finally, management and conservation strategies were identified for potential new deep-water crustacean fisheries in the Colombian Caribbean based on an ecosystem approach to fisheries. This study provides basic reference points for the management and conservation of shallow and deep-water mega-invertebrate communities in the Colombian Caribbean; however, it is of great importance to carry out continuous monitoring of these communities, which will allow establishing their dynamics, determining areas for conservation and sustainable use of resources, as well as new clean fishing alternatives under an ecosystemic approach.

Keywords

Ecological indicators, Potential fishery resources, Ecosystem approach, Deep water, Conservation.

1. INTRODUCCIÓN GENERAL

En las zonas marinas se presenta un gran contraste entre los ambientes profundos y someros. Los primeros se encuentran en los límites de la plataforma continental, a partir de los 200 m, en ausencia de luz, con temperaturas frías y presiones hidrostáticas altas, que crean condiciones extremas para la fauna que los habita (Thistle, 2003; Bone *et al.*, 2007), en gran medida dependen de los aportes de materia orgánica proveniente de los ecosistemas superficiales, debido a su nula productividad primaria (García *et al.*, 2008). Hasta hace unas décadas dichos ecosistemas de aguas profundas, se consideraban como entornos de gran estabilidad ambiental y poco productivos (Sanders 1968; Stuart *et al.*, 2003), sin embargo, son varios los estudios que han demostrado, que la diversidad de estos puede variar a nivel local y regional, lo que sugiere cambios en todas las escalas espaciales y en los factores ambientales que determinan la estructura comunitaria (Grassle & Maciolek; 1992; Rex *et al.*, 1993; Stuart *et al.*, 2003). Por otro lado, los ambientes de aguas someras presentan condiciones ambientales muy variables dependientes de la posición geográfica, la estacionalidad, la época climática, aportes de nutrientes de aguas más profundas o aguas continentales y en el en el caso de las zonas tropicales, mayores temperaturas, buena disponibilidad de luz y bajas presiones hidrostáticas (Castellanos *et al.*, 2002; Oliphant *et al.*, 2011).

Los megainvertebrados bentónicos comprenden varios grupos de crustáceos, equinodermos y moluscos, los cuales presentan una gran riqueza y abundancia en los ambientes marinos, siendo de gran importancia dentro de la estructura y función de los ecosistemas. Debido a su alta capacidad de adaptación, entre los megainvertebrados de mayor abundancia y riqueza de especies en los ambientes de aguas profundas y someras están los crustáceos decápodos (Abele 1982; Ponder & Lindberg, 2008). Ecológicamente, juegan un papel importante en las comunidades macrobentónicas por su abundancia y su posición intermedia dentro de las redes tróficas, siendo claves en la transferencia de energía hacia los niveles superiores como el de los peces demersales (Redant 1982; Cartes *et al.*, 1994). Así mismo, varias especies son recurso objetivo de numerosas pesquerías en el mundo, tanto a nivel artesanal como industrial, siendo la pesca de camarón una de las más importantes (Papaconstantinos & Kapiris, 2003). También se ha documentado su uso en el campo de la bioprospección (Synnes, 2007), presentando enzimas capaces de tolerar altas presiones y bajas temperaturas por lo cual tienen varias aplicaciones en la industria farmacéutica, de alimentos, cosméticos y productos químicos (Rossano *et al.*, 2011).

La mayoría de las pesquerías de camarones tropicales alrededor del mundo están completamente explotadas y los problemas socio-económicos son la principal preocupación de los administradores pesqueros (Guillet, 2008). Este fracaso de manejo pesquero es producido principalmente por el incremento de las tasas de captura como una respuesta a la gran demanda de recursos en el corto plazo y la incertidumbre sobre el manejo de los recursos pesqueros, a causa de vacíos o alteración de las estadísticas de pesca, carencia de información científica, falta o deficiencia en la gestión de la pesca y toma de decisiones políticas (Botsford *et al.*, 1997; Pauly *et al.*, 2002 y 2003).

En el Caribe colombiano, los megainvertebrados se pueden encontrar en dos ambientes bien contrastantes: en aguas someras (<200 m) y en aguas profundas (>200m). Los primeros se consideran altamente perturbados, en mayor medida por la pesquería de arrastre de camarón de aguas someras (CAS) en el Caribe colombiano, donde el objetivo principal de captura es el camarón rosado (*Penaeus notialis*), aunque también están presentes otros camarones con menores abundancias, como *Penaeus brasiliensis*, *Penaeus subtilis* y *Penaeus schmittii* (Paramo & Saint-Paul, 2010). Esta pesquería fue de gran importancia socio-económica dentro de la región, pero la alta sobreexplotación de los recursos (Rueda *et al.*, 2016) y el deterioro del hábitat debido a la elevada presión ejercida sobre un amplio rango de especies y tallas, sumado a medidas inadecuadas de manejo y falta de control (Paramo & Saint-Paul, 2010), ha tenido como consecuencia la disminución de la flota pesquera industrial en las últimas décadas, situación que se viene presentando en muchos mares tropicales a nivel mundial. Esto ha sido documentado en las estadísticas pesqueras de Colombia por la autoridad pesquera a través de los años (Instituto Colombiano de Desarrollo Rural INCODER y posteriormente la Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca AUNAP), evidenciando la disminución en las capturas y tallas comerciales del camarón de aguas someras en el litoral Caribe (Paramo & Saint-Paul, 2010). En 1995 se zonificó el Caribe colombiano en siete áreas, se delimitaron las primeras 5 mn como exclusivas de pesca artesanal y se prohibió la pesca de arrastre en varias zonas que comprenden el departamento de Córdoba, el Golfo de Morrosquillo, una parte interna del Golfo de Urabá y una zona de la Península de La Guajira (Acuerdo 12 de 1995 del Instituto de Pesca y Acuicultura INPA). Sin embargo, no se han realizado estudios que evalúen el efecto de esta medida de manejo en las comunidades bentónicas, por lo tanto, no se sabe cuál es su estado y si hay signos de recuperación.

En el caso de aguas profundas, la ausencia de actividades antrópicas, debido a que no se ha desarrollado una pesquería, permite un ambiente sin perturbación por lo que se pueden considerar ecosistemas prístinos (Paramo *et al.*, 2012). Sin embargo, son pocos los estudios realizados en aguas profundas en la región, donde se destacan trabajos taxonómicos (Campos *et al.*, 2005), caracterizaciones de la fauna demersal (Navas *et al.*, 2010; Vides, 2011) y un estudio que reporta grandes abundancias de camarones de profundidad de las especies *Aristaeomorpha foliacea*, (gamba española), *Pleoticus robustus* (camarón rojo real), *Penaeopsis serrata* (camarón rosado manchado) y *Metanephrops binghami* (la langosta de aguas profundas), las cuales podrían considerarse recurso potencial en el Caribe colombiano (Paramo & Saint-Paul, 2012 a, b y c) ya que son especies que presentan un alto valor comercial en varios mercados internacionales (Belcari *et al.*, 2003; Papaconstantinou & Kapiris, 2003). En Colombia, poco se conoce sobre el funcionamiento de los ecosistemas de profundidad, la biología de las especies que allí habitan y la relación con el ambiente, aspectos que varios autores consideran indispensables para generar propuestas de manejo y conservación de los recursos (Desantis *et al.*, 2001; Belcari *et al.*, 2003; Carlucci *et al.*, 2006; Kapiris & Thessalou, 2006 y 2009; Echeverría-Sáenz & Wehrtmann, 2011).

Para comprender y determinar el estado de las comunidades de megainvertebrados bentónicos en aguas profundas y someras, es necesario conocer su composición, estructura y funcionamiento por medio de indicadores ecológicos como los índices de diversidad, curvas de abundancia y biomasa y los espectros de tamaño. Los índices de diversidad tales como la riqueza, dominancia y diversidad, son buenos descriptores de la estructura y composición de las comunidades y los análisis de ordenación y clasificación muestran su variación (Clarke & Warwick, 1994). Las curvas de Abundancia Biomasa (ABC por sus siglas en inglés), comparan simultáneamente la dominancia en términos de abundancia y de biomasa, mostrando cambios en las comunidades asociadas al bentos y la respuesta a las perturbaciones (Warwick 1986; Warwick *et al.*, 1987; Yemane *et al.*, 2005). Además, permiten evaluar la situación de la comunidad sin la necesidad de un control espacial o temporal (Clarke & Warwick, 1994). Se asume que en estado normal la comunidad está dominada por especies de crecimiento lento, tamaños grandes, maduración tardía y en equilibrio y por tanto la curva de biomasa está por encima de la curva de abundancia. Bajo una perturbación pesquera, dominan las especies de crecimiento rápido, tamaños pequeños, maduración temprana y oportunistas, haciendo que la curva de la biomasa esté por debajo de la curva de abundancia. El estadístico *W* representa el área de diferencia entre las dos curvas. Un valor negativo indica que la

curva de la biomasa está por debajo de la curva de abundancia y sugiere una comunidad alterada (Warwick & Clarke, 1994; Yemane *et al.*, 2005).

El método ABC fue creado para monitorear efectos de contaminación en comunidades de invertebrados macrobentónicos, luego fue aplicado en la determinación de otras alteraciones físicas y biológicas (Warwick *et al.*, 1987) y posteriormente ha sido utilizado para estudiar los efectos de la pesca en las comunidades marinas (Lindeboom & de Groot, 1998; Tuck, *et al.*, 1998; Kaiser *et al.*, 2000; Bianchi *et al.*, 2001; Jouffre & Inejih, 2005; Yemane *et al.*, 2005) entre ellas invertebrados y peces megabentónicos (Blanchard *et al.*, 2004). El método se fundamenta en la teoría de la sucesión ecológica, de esta manera, después de una fuerte perturbación, pequeñas especies oportunistas (de estrategia r) son las primeras en recolonizar el hábitat, y luego las especies más grandes (estrategia k) tienden a reemplazarlos (Blanchard *et al.*, 2004). Debido a que se puede aplicar a una amplia gama de tamaños individuales, taxones y alteraciones, es una herramienta que proporciona información valiosa para el manejo de las pesquerías bajo un enfoque ecosistémico (Yemane *et al.*, 2005).

Así mismo, el espectro de tamaños de una comunidad ecológica es una medida que relaciona la abundancia o biomasa con el tamaño corporal (Parsons 1969; Sheldon *et al.* 1972; Sprules & Barth, 2016). Se basa en la evidencia empírica de que muchos de los procesos ecológicos y fisiológicos más importantes, tales como la tasa metabólica, la tasa de crecimiento somático, amplitud de la dieta, la tasa de crecimiento poblacional, abundancia de la población y la escala de eficiencia de crecimiento bruto, está relacionada con el tamaño corporal de los organismos (Peters 1983; Kerr & Dickie, 2001). Este enfoque se ha utilizado ampliamente para evaluar el estado de los ecosistemas marinos a nivel regional y mundial (Shin *et al.*, 2005; Edwards *et al.*, 2017), usando el espectro de biomasa o abundancia como un indicador de las comunidades explotadas (Rice & Gislason, 1996; Bianchi *et al.*, 2000; Blanchard *et al.*, 2005; Shin *et al.*, 2005; Sweeting *et al.*, 2009; Law *et al.*, 2009 y 2012; Jacobsen *et al.*, 2014; Thorpe *et al.*, 2015; Edwards *et al.*, 2017). Los espectros de tamaño de abundancia de las comunidades sometidas a una alta presión de pesca, presentan pendientes significativamente más pronunciadas y decaimiento del punto medio, que las comunidades expuestas a la intensidad de la pesca baja (Zwanenburg, 2000; Daan *et al.*, 2005). El empinamiento de la pendiente del espectro de tamaños de la abundancia refleja la eliminación de especies de gran tamaño del sistema y posiblemente aumento de la presión de depredación sobre tallas más

pequeñas, mientras que una altura inferior del espectro de tamaños de la abundancia indica una reducción general en la abundancia de la comunidad (Blanchard *et al.*, 2005; Daan *et al.*, 2005).

Se ha comprobado que los parámetros del espectro de tamaños de la biomasa responden a los cambios en la productividad del ecosistema de una manera relativamente consistente (Sprules & Barth, 2016). En sistemas eutróficos, la comunidad planctónica tiende a tener mayores pendientes en los espectros de tamaño, que en los sistemas oligotróficos (Sprules & Munawar, 1986; Ahrens & Peters, 1991; Zhang *et al.*, 2013), lo que sugiere que los sistemas con mayores entradas de nutrientes (i.e. bentónica, litoral, ríos, etc.), muestran una mayor desviación del estado estacionario teórico, posiblemente por un mayor rendimiento de la energía en estos sistemas (Sprules & Munawar 1986). Sin embargo, según Sprules & Barth (2016), esto no es una regla general para todas las comunidades, puesto que en otros ambientes se han presentado casos contrarios en el comportamiento de la pendiente por lo que los patrones dependerán en gran medida del grupo trófico estudiado.

A continuación, se presenta una reseña de la teoría del espectro de tamaños de acuerdo a la recopilación realizada por (Sprules & Barth, 2016). A partir del estudio de la distribución del tamaño de las partículas en el océano Sheldon *et al.* (1972) proponen la hipótesis que se presentan “concentraciones de las partículas aproximadamente iguales de material en todos los tamaños de partícula dentro del rango de 1μ a aproximadamente 10^6 , es decir, desde bacterias hasta ballenas”. De acuerdo con estas observaciones Kerr (1974) predijo que la base de la biomasa de las poblaciones de presas dentro de un nivel trófico se aproxima a 1,2 veces la de la totalidad de la biomasa de sus depredadores. Al incluir la relación de tamaños depredador-presa y eficiencia de crecimiento se predijeron que las poblaciones efectivas de depredadores serían 0,3-2 veces superiores a las de sus presas, y siendo consistente con las observaciones de Sheldon *et al.* (1977) donde el logaritmo de la biomasa por intervalo de tamaño era más o menos constante. Sucesivamente se presentan varios enfoques teóricos (Sprules & Barth, 2016), teniendo en cuenta procesos ecológicos y fisiológicos como los propuestos en los trabajos de Platt & Denman, (1977), Silvert & Platt, (1978), Borgmann, (1982), Thiebaut & Dickie (1992) Kerr & Dickie (2001), Andersen & Beyer (2006), Hartwig *et al.* (2011), Rossberg (2012), White *et al.* (2007), Reuman *et al.* (2008).

Otros trabajos se han realizado sobre las especies dentro de un grupo trófico particular en lugar de a través de toda la gama de especies en una comunidad, y se describen por un modelo doble logarítmico con pendientes cercanas a -0.75 (White *et al.*, 2007) la cual es inversamente proporcional a una escala comúnmente observada de 0,75 entre la tasa metabólica y de masa corporal (Kleiber, 1961) y la energía total de todas las especies de las poblaciones que utilizan un recurso común es la misma y se denomina "la regla de equivalencia de energía" propuesta por Brown *et al.* (2004). Describe los patrones de abundancia y de energía en la naturaleza atribuible a los procesos metabólicos (Sprules & Barth, 2016). La *power-law* se describió con la modificación de la teoría metabólica mediante el uso de una relación no lineal en lugar de una lineal entre el nivel trófico y el tamaño corporal, con la que se predijo la existencia de cúpulas secundarias (Chang *et al.*, 2014). Por último, se han realizado estudios con los datos a nivel de especies y datos del tamaño del cuerpo individual en los análisis de redes tróficas completas (Jonsson *et al.*, 2005), sin embargo, este trabajo requiere de un mayor esfuerzo de muestreo que debe considerarse a la hora de tomar la información (Sprules & Barth, 2016).

En una comunidad en particular, la distribución de la frecuencia numérica del tamaño corporal en una escala lineal sigue una *power-law* con $\lambda = -2$, como se observa comúnmente en la naturaleza (Sprules & Barth, 2016). El exponente $b = -2$ proviene de Sheldon *et al.* (1972), descrito por Andersen & Beyer (2006), y las estimaciones teóricas y empíricas suelen estar cerca de este valor (p. ej., Platt & Denman, 1978; Boudreau & Dickie, 1992; Gaedke, 1992; SanMartin *et al.*, 2006). Un valor más negativo de b muestra perturbaciones en las comunidades como, por ejemplo, debido a la pesca selectiva de peces más grandes (Sprules & Barth, 2016).

En el Caribe colombiano, se presentan comunidades bentónicas altamente afectadas por la pesca de arrastre, haciendo que se pierda la linealidad de los espectros de tamaño (Gómez-Canchong, *et al.*, 2011), por lo cual el mismo autor sugiere que se explore el uso de distribuciones no lineales como la Pareto II para poder describir estos ecosistemas. De acuerdo a la naturaleza de los datos, cuanto se tienen datos del tamaño del cuerpo individual, el espectro de tamaños se ajusta a una distribución de frecuencia o densidad de probabilidad de tamaños corporales de los individuos de una comunidad, lo que se denomina "distribución de tamaño individual" (ISD) (White *et al.*, 2007).

Este tipo de distribución (ISD) de los espectros de tamaño presentan relaciones tipo *power-law* o distribución de Pareto (Platt & Denman 1978; Boudreau & Dickie 1992; White *et al.*, 2007; Reuman *et al.*, 2008) la cual ha sido recomendada por Vidondo *et al.*, (1997) para el análisis de los espectros de tamaño. Sin embargo, recientemente se han usado las *power-law* de tipo acotado o limitada (con un valor mínimo y máximo) (Robinson & Baum, 2016; Edwards *et al.*, 2017), ya que se puede ajustar la distribución usando el método de máxima verosimilitud (MLE), el cual define un parámetro b único que es análogo a la pendiente del espectro de tamaño, y se aleja de la necesidad de definir clases de tamaño corporales arbitrarias (Edwards *et al.*, 2017).

De acuerdo a lo expresado anteriormente, para el análisis de los espectros de tamaño se propone considerar los siguientes puntos (Edwards *et al.*, 2017):

- (i) *Los espectros de tamaño deben expresarse formalmente en términos de distribuciones de tamaño individuales (ISD).*
- (ii) *El método de máxima verosimilitud (MLE) debe utilizarse para estimar el exponente de la distribución de tamaño individual (ISD), y sus intervalos de confianza.*
- (iii) *No es necesario agrupar los datos*
- (iv) *Proponen un código en el programa estadístico “R” para ajustar y graficar los resultados*

El manejo de los recursos requiere un balance entre extracción y conservación de la biodiversidad, la estructura y funcionamiento de los ecosistemas (Pikitch *et al.*, 2004; Bianchi, 2008; Stockstad, 2009; Zhou *et al.*, 2010), al igual que la seguridad alimentaria y el bienestar socioeconómico de los pescadores (Bianchi, 2008). Adicionalmente, el éxito del manejo pesquero requiere que las autoridades den incentivos a la comunidad para la conservación y tener fuertes estrategias de manejo, basados en las características de los hábitats marinos y la biología y ecología de los organismos (Beddington *et al.*, 2007; Worm *et al.*, 2009). Poco se conoce en el país sobre la composición y estructura de los megainvertebrados bentónicos de aguas profundas y someras, no han sido comparados a través de un gradiente batimétrico y en relación al nivel de perturbación de los ecosistemas. Evaluar su estado actual a través de indicadores ecológicos, permitirá generar puntos de referencia como un aporte para el manejo y conservación de estos recursos.

El presente trabajo de investigación tiene como objetivo principal evaluar el estado de la comunidad de megainvertebrados bentónicos, el cual es considerando un ecosistema sin perturbar de aguas profundas y un ecosistema perturbado de aguas someras en el Caribe colombiano, mediante el uso de índices diversidad, curvas de abundancia y biomasa, así como el análisis de los espectros de tamaños. Las preguntas de investigación que se plantearon fueron: ¿Cuál es el estado actual de los megainvertebrados bentónicos en el mar Caribe de Colombia? (**Capítulos 1 y 2**); ¿Revela la estructura y composición de la comunidad de megainvertebrados bentónicos de aguas someras signos de recuperación de las comunidades impactadas y los recursos colapsados? (**Capítulos 1 y 2**); ¿Qué indicadores biológicos y pesqueros deben considerarse en la formulación de una estrategia de manejo para el potencial aprovechamiento sostenible de mega invertebrados de aguas profundas en el Caribe colombiano? (**Capítulo 3**) y ¿Podrían ser aprovechados los recursos de aguas profundas de manera sostenible por una pesquería artesanal tecnificada? (**Capítulo 4 y Anexo 1**).

Para ello, fue usada la información obtenida en los proyectos “Desarrollo de nuevas pesquerías de aguas profundas en el Caribe colombiano, hacia una producción limpia y rentable del sector pesquero usando el enfoque precautorio para la pesca responsable” financiado por Colciencias Código (117-452-21288) y ejecutado por la Universidad del Magdalena (Unimagdalena) en el año 2010; el proyecto “Evaluación directa de la biomasa y distribución espacial de las especies de camarón de aguas someras (CAS) en el Caribe colombiano” financiado por la Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca (AUNAP) y ejecutado por la Unimagdalena en el año 2013, el proyecto “Composición y estructura de los ensamblajes de los crustáceos de aguas profundas de importancia comercial en el Caribe Colombiano” de la Universidad Jorge Tadeo Lozano (Utadeo), aprobado por la Convocatoria Interna No. 12 de 2015 y el proyecto “Aportes a la diversificación de las pesquerías artesanales del área marino y costera de todo el departamento del Magdalena, Caribe colombiano”, Convenio 089 de 2013 entre la Universidad del Magdalena y la Gobernación del Magdalena. Además, contó con el apoyo del grupo de investigación Dinámica y Manejo de Ecosistemas Marino-Costeros (DIMARCO) COL0026228, adscrito a la Utadeo y el grupo en Ciencia y Tecnología Pesquera Tropical (CITEPT) COL0036446, de la Unimagdalena.

1.1 Hipótesis

1. La estructura y composición de las comunidades se ve afectada por el aumento de la profundidad y por las perturbaciones antrópicas (pesca de arrastre), lo que se refleja en el espectro de tamaños de los megainvertebrados de fondos blandos y en las curvas de biomasa y abundancia. En este sentido se espera encontrar que en aguas profundas (ambiente no perturbado), los espectros de tamaño de abundancia, presenten valores de b más negativos y el estadístico W de las curvas de biomasa y abundancia disminuya con el aumento de la profundidad.

2. Debido a la considerable disminución del esfuerzo de pesca (número de embarcaciones camaroneras de aguas someras y días fuera de puerto) en los últimos años, y que su frecuencia e intensidad está sectorizada, se espera que las curvas de abundancia y biomasa, así como los valores estimados de los espectros de tamaño reflejen diferentes niveles de perturbación a lo largo del litoral Caribe colombiano.

- En aquellos sitios de aguas someras donde no es permitida la pesca de arrastre (ambiente moderadamente perturbado), los valores estimados de los espectros de tamaño de abundancia disminuirán moderadamente (exponente b ligeramente más negativo) y la curva de biomasa y abundancia estarán muy cerca una de la otra, e incluso pueden presentar solapamiento parcial.
- En aguas someras donde opera la flota de arrastre camarón (ambiente muy perturbado), el valor estimado del espectro de tamaños de abundancia disminuirá fuertemente (exponente b más negativo) y la curva de abundancia estará por encima de la de biomasa.

3. Los valores estimados del espectro de tamaños de la comunidad de los megainvertebrados de fondos blandos de aguas someras aumentarán en las zonas donde se presenta una mayor productividad primaria, especialmente en la península de La Guajira, por ser una zona de carácter eutrófico.

4. La estructura y composición de la comunidad de los megainvertebrados de fondos blandos presentará una mayor similaridad en aquellas zonas con condiciones ambientales semejantes (temperatura, salinidad, profundidad y tipo de fondo).

1.2 Objetivos

1.2.1 Objetivo General

Evaluar el estado de la comunidad de los megainvertebrados de fondos blandos en un ecosistema sin perturbar en aguas profundas y uno con diferentes grados de perturbación en aguas someras en el Caribe colombiano.

1.2.2 Objetivos específicos

- a) Caracterizar la composición y estructura de la comunidad de los megainvertebrados de los fondos blandos de aguas profundas y someras en el Caribe colombiano.
- b) Establecer el grado de perturbación de la comunidad de los megainvertebrados de fondos blandos en aguas profundas y someras en el Caribe colombiano.
- c) Identificar la relación entre los valores de los espectros de tamaños de la comunidad de los megainvertebrados de fondos blandos y la productividad primaria en el Caribe colombiano.
- d) Determinar los patrones espaciales (por ecorregiones, zonas y estrato de profundidad) de la estructura de la comunidad considerando las variables ambientales (temperatura, salinidad, profundidad y tipo de fondo).

1.3 Área de estudio

El área de estudio comprende la plataforma continental y aguas profundas desde los 10 hasta los 600 m de profundidad del Caribe colombiano, desde Cabo Tiburón – Chocó, hasta Punta Gallinas – La Guajira, dividida en dos zonas, una al norte y otra al sur, separadas por la desembocadura del río Magdalena. Las estaciones de aguas someras se encontraron a profundidades entre los 10 – 100 m y las de aguas profundas entre la isóbata de los 200 m (límite convencional de la plataforma continental), hasta los 600 m de profundidad (Figura 1-1). En 1995 se zonificó el Caribe colombiano en siete áreas, se delimitaron las primeras 5 mn como exclusivas de pesca artesanal y se prohibió la pesca de arrastre en varias zonas que comprenden el departamento de Córdoba, el Golfo de

Morrosquillo, una parte interna del Golfo de Urabá y una zona de la Península de La Guajira (Acuerdo 12 de, 1995 del Instituto de Pesca y Acuicultura INPA).

La zona norte está influenciada por el sistema de vientos Alisios del noreste, que provocan eventos de surgencia de aguas subsuperficiales ricas en nutrientes (Andrade *et al.*, 2003; Andrade & Barton, 2005). La plataforma continental es angosta a lo largo de la costa del departamento de Magdalena y luego se ensancha hacia el norte en La Guajira, donde llega a su máxima extensión (INVEMAR, 2000).

En el área de influencia de la desembocadura del río Magdalena dominan los fondos fangosos, mientras que en La Guajira predominan los fondos con arenas y sedimentos de grano grueso, con restos de material calcáreo y agregaciones de ostras y otros invertebrados (Borrero *et al.*, 1996). La zona sur está influenciada principalmente por las descargas provenientes de los ríos Magdalena, Sinú y Atrato, presentándose un predominio de los fondos lodosos y arenosos. Existen ecosistemas de islas, archipiélagos y arrecifes de coral en el Departamento de Bolívar y Golfo de Morrosquillo, con tipo de sedimentos bioclásticos (INVEMAR, 2000).

El clima del Caribe colombiano es dependiente de los vientos Alisios del noreste (NE) y las oscilaciones de la Zona de Convergencia Intertropical (ZCIT) (Vernette, 1985 Nystuen & Andrade, 1993; Franco-Herrera, 2005). El clima tiene un carácter bimodal, donde la principal estación seca ocurre desde diciembre a abril, donde se presenta una mayor influencia de los vientos Alisios del NE y la temporada de lluvias ocurre de mayo a noviembre, donde los vientos Alisios se debilitan (Diaz-Pulido y Garzon, 2002; Andrade y Barton, 2005; Franco-Herrera, 2005; Bernal *et al.*, 2006; Vega-Sequeda, *et al.*, 2019); la estación húmeda se interrumpe por una pequeña estación seca en julio y agosto conocido popularmente como el "Veranillo de San Juan" (Pujos & Le Tareau, 1998; Mesa *et al.*, 1997). La zona sur (a la altura del Golfo de Urabá) presenta promedios de lluvia anuales (entre 1981 y 2010) de 2500 mm, siendo una región húmeda, mientras que la zona norte (a la altura de La Guajira) es una región desértica con promedios anuales de lluvia de 500 mm (IDEAM 2020).

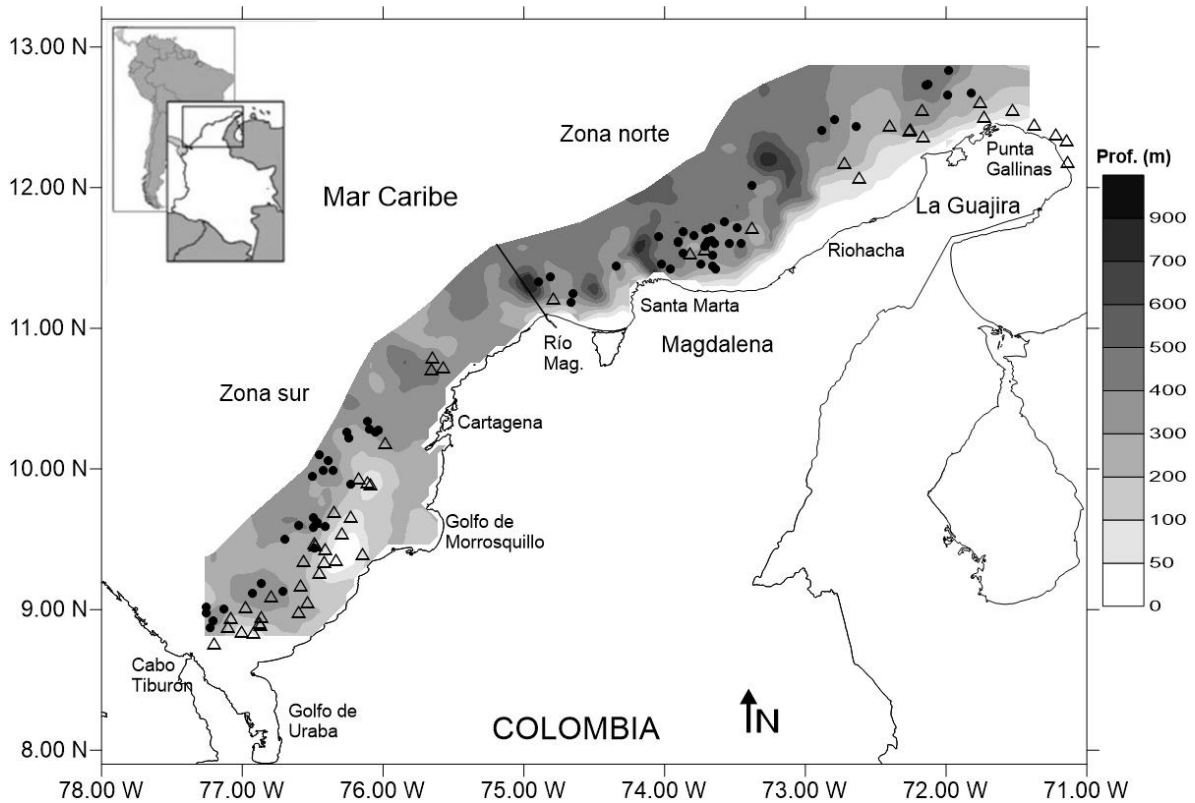


Figura 1-1. Área de estudio con las estaciones de muestreo de los megainvertebrados en el Caribe colombiano (los círculos representan las estaciones de aguas profundas; los triángulos representan las estaciones de aguas someras).

1.4 Aspectos metodológicos

1.4.1 Muestreos

En el caso de los muestreos en aguas profundas con redes de arrastre de camarón, se realizaron cuatro campañas desde Cabo Tiburón – Chocó, hasta Punta Gallinas – La Guajira, empleando el método de área barrida, en los meses de agosto y diciembre de 2009 y marzo y mayo de 2010, a profundidades entre los 200 y 600 m (con estratos de profundidad cada 100 m). Se empleó un barco de arrastre camaronero con redes de ojo de malla de 44.5 mm de nudo a nudo en el copo. Se evaluaron 87 estaciones, realizando un mínimo de dos lances por estrato de profundidad, cada uno de 30 min y la distancia recorrida fue calculada por geoposicionamiento. La captura obtenida para cada lance fue analizada en términos de abundancia (N/km^2) y biomasa (kg/km^2). El área barrida fue estimada a partir de la abertura de la red (11.58 m) y la velocidad del barco (promedio 2.5 nudos) (King, 2007).

En aguas profundas, también se muestreó con nasas, durante cuatro muestreos entre octubre y noviembre de 2016, entre la desembocadura del río Magdalena y la desembocadura del río Palomino, que incluyen las ecorregiones Magdalena (MAG), Tayrona (TAY) y Palomino (PAL) del sector marítimo del departamento del Magdalena en el Caribe colombiano. El diseño del crucero correspondió a un muestreo sistemático, con transectos paralelos y perpendiculares a la costa, espaciados regularmente cada 5 mn, desde 200 m hasta 500 m de profundidad. Se utilizó un barco de pesca artesanal y nasas experimentales para la colecta de las muestras. Se construyeron tres trenes de 10 nasas cada uno, utilizándolos en cada estrato de profundidad, durante un periodo de 24 h.

En aguas someras, el muestreo se desarrolló con redes de arrastre de camarón, en el mes de septiembre de 2013 durante 25 d en un crucero de investigación pesquera, desde Cabo Tiburón – Chocó, hasta Punta Gallinas – La Guajira, a bordo de una embarcación camaronera. La red usada tenía las mismas características de la usada en el muestreo de aguas profundas (tamaño de malla al final del copo de 44.5 mm de nudo a nudo). La localización de cada estación dependió de encontrar un fondo arrastrable por medio de un ecosonda comercial FURUNO FCV 1150 con un transductor de 28 kHz. En todos los casos, la duración del arrastre fue de 60 min y la distancia arrastrada por la red se estimó por medio de la localización geográfica del inicio y el final del recorrido tomada con un GPS Garmin MAP 76CSx. Los datos de captura en cada lance se transformaron en abundancia (N/km^2) y biomasa (Kg/km^2). El área barrida se estimó a partir de la abertura de la red y la velocidad de la embarcación (2.5 nudos) (Gunderson, 1993; King, 2007).

Las muestras obtenidas a partir de los cruceros de aguas profundas y someras con redes de arrastre de camarón representaron el 25 % de la captura total realizada en cada lance, mientras que las muestras obtenidas con nasas, se analizó el total de la captura. Los individuos colectados fueron congelados a bordo. Una vez en tierra, se llevaron al laboratorio y se identificaron al nivel más bajo posible empleando las guías y literatura especializada para cada taxón (Voss, 1956; Holthuis, 1971, 1980, 1991; Cervigón *et al.*, 1992; Diaz y Pullana, 1994; Carpenter, 2002; Campos, *et al.*, 2005; Benavides-Serrato *et al.*, 2011). De cada uno se midió la longitud total (largo o ancho del caparazón según el caso) con un calibrador digital con precisión de 0.01mm y el peso total con una balanza analítica con una precisión de 0.1 mg.

1.4.2 Procesamiento y análisis de datos

Los datos fueron estandarizados en términos de abundancia y biomasa/km² por lance, a partir de la abertura de la red (11.58 m), la velocidad de la embarcación (2.5 nudos) (Gunderson, 1993; King, 2007) y el factor de corrección de vulnerabilidad para redes de arrastre de camarón (q = 0.7) (Sparre & Venema, 1995) usando la siguiente fórmula:

$$Abundancia(biomasa)/km^2 = \frac{Número\ individuos\ o\ Biomasa}{(V * t * 1.852 * (11.5824 * \frac{q}{1000}))}$$

Donde V= a la velocidad del arrastre (nudos), t= tiempo de arrastre (horas), y q= factor de corrección de vulnerabilidad para redes de arrastre de camarón.

Se calcularon las frecuencias de ocurrencia (% F), abundancia en número de individuos (% A) y biomasa (% B), para determinar la importancia de cada especie o taxón mediante el índice de importancia relativa (IRI), descrito por Pinkas *et al.*, (1971), como:

$$IRI = (%A + %B) \times (%F), expresado en terminos de \% IRI = (IRI / \Sigma IRI * 100)$$

Para evaluar la abundancia y riqueza por zonas y estratos de profundidad se construyeron modelos de series logarítmicas de biomasa de especies (kg / km²). Las diferencias entre las pendientes de las series logarítmicas fueron probadas mediante un análisis de covarianza (ANCOVA).

La comunidad se describió mediante los siguientes índices de diversidad de Shannon-Wiener (H'), riqueza de Margalef (d), uniformidad de Pielou (J'), y dominancia de Simpson (λ), por cada uno de los lances, utilizando el paquete estadístico PRIMER versión 5.2.2 (Clarke y Gorley, 2001). Las diferencias significativas entre zonas (norte y sur) se evaluaron mediante la prueba no paramétrica U de Mann-Whitney (Gotelli & Ellison, 2004).

Mediante el coeficiente del índice de Bray Curtis, se estimaron las similitudes entre la composición y abundancia de los megainvertebrados del Caribe colombiano, para cada uno de los lances con base en datos de biomasa transformada de raíz cuadrada (kg / km²). Además, se realizó el análisis

de escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) basado en la medida de similitud de Bray-Curtis y la técnica de ligamiento promedio no ponderado (Clarke y Warwick, 1994). Se empleó el procedimiento de porcentaje de similitud (SIMPER) (Clarke, 1993) para identificar la contribución de cada especie a las diferencias entre zonas y estratos de profundidad (Gotelli y Ellison, 2004). Los análisis se realizaron utilizando los programas estadísticos PRIMER 5.2.2 (Clarke & Gorley, 2001).

Los espectros de tamaño se utilizaron para cuantificar la estructura de tamaño de la comunidad de megainvertebrados. La distribución individual de tamaños (ISD) de la comunidad bentónica se analizó utilizando los métodos recomendados por Edwards *et al.*, (2017) para ajustar los datos de los espectros de tamaño. El método recomienda utilizar los datos en términos de ISD, colocando el análisis en el contexto de densidades de probabilidades (White *et al.*, 2007; Vidondo *et al.*, 1997; Edwards *et al.*, 2017).

La distribución de las probabilidades, en el caso de los datos del espectro de tamaños corresponden a una relación *power-law* (White *et al.*, 2007; Reuman *et al.*, 2008). En los estudios empíricos, el ajuste de líneas rectas en los ejes logarítmicos implica ajustar una relación *power-law*, por lo tanto, se debe especificar una *power-law* o distribución de Pareto (Vidondo *et al.*, 1997; Reuman & Cohen, 2005). El enfoque se ajusta a una distribución de Pareto o *power-law* dado un parámetro definido de manera única que es análogo a la pendiente del espectro de tamaños.

El método de Edwards *et al.*, (2017) se aleja de la necesidad de definir clases de tamaño corporal algo arbitrarias, al considerar los datos del tamaño corporal como medidas individuales extraídas de una distribución de probabilidad. Además, el método usa la estimación de máxima verosimilitud (MLE) para estimar el exponente b del espectro de tamaño, proporcionando también intervalos de confianza confiables.

Se estandarizaron los datos del tamaño corporal (peso, gr) de individuos en cada año, zona, mes y profundidad a una distribución *power-law* acotada con función de densidad de probabilidad:

$$f(x) = \frac{(b + 1)x^b}{x_{max}^{b+1} - x_{min}^{b+1}} \quad b \neq -1$$

Donde x es la masa corporal, b es el exponente de escala, y la distribución está limitada por el mínimo posible de tamaños corporales (x_{min} , x_{max}) (White *et al.*, 2008; Edwards *et al.*, 2017). La probabilidad logarítmica *power-law* acotada siguiendo a Edwards *et al* (2017) sería:

$$\log[L(b|data)] = n \log\left(\frac{b+1}{x_{max}^{b+1} - x_{min}^{b+1}}\right) + b \sum_{j=1}^n \log x_j$$

Para ajustar las distribuciones de Pareto delimitadas con MLE se usó el software R y el código disponible en <https://github.com/andrew-edwards>. Con un análisis de sensibilidad se definió el x_{max} y x_{min} de los tamaños corporales para incluir en la distribución individual de tamaños (ISD); esto fue necesario debido a la menor representación de los individuos más grandes y más pequeños en las muestras que llevan a sesgos de las estimaciones de la distribución de Pareto y, en particular, la pendiente del espectro de tamaño.

Se utilizó la prueba de comparación de medianas de Mood para determinar las diferencias entre el tamaño de los individuos en peso total (PT) por zonas (norte y sur) y estratos de profundidad (I=100-200 m, II=200-300 m, III= 300-400 m, IV= 400-500 m, V=500-600 m) para aguas profundas y se aplicó la prueba a *posteriori* de comparación de medianas de Games-Howell para determinar cuáles combinaciones presentaron las diferencias. En aguas someras se realizó la prueba de Kruskal-Wallis para determinar diferencias entre zonas (norte y sur) y la distancia a la costa (NI= zona norte interior <5mn de distancia a la costa, NE= zona norte exterior >5mn de distancia a la costa, SI= zona sur interior <5mn de distancia a la costa, SE= zona sur exterior >5mn de distancia a la costa) y se aplicó la prueba de Bonferroni para determinar cuáles combinaciones presentaron las diferencias.

Para establecer el estado (el nivel de perturbación) de las comunidades de los megainvertebrados de aguas profundas, se utilizó el método Comparación Abundancia Biomasa (“Abundance, Biomass Curve, ABC” por sus siglas en inglés), que compara simultáneamente la dominancia en términos de abundancia con la dominancia en términos de biomasa (Warwick, 1986; Warwick *et al.*, 1987; Yemane *et al.*, 2005). Se asume que en estado normal -no perturbado- la comunidad está dominada por especies de crecimiento lento, tamaños grandes, maduración tardía y en equilibrio y por tanto la curva de biomasa está por encima de la curva de abundancia. Bajo una perturbación, que puede ser pesquera o ambiental, dominan las especies de crecimiento rápido, tamaños pequeños, maduración temprana y oportunistas, haciendo que la curva de la biomasa esté por debajo de la

curva de abundancia. El estadístico W representa el área de diferencia entre las dos curvas. Un valor negativo indica que la curva de la biomasa está por debajo de la curva de abundancia y sugiere una comunidad alterada (Warwick & Clarke, 1994; Yemane *et al.*, 2005). W se obtiene de la siguiente manera:

$$W = \sum_{i=1}^S (Bi - Ai) / [50(S - 1)]$$

Donde, S describe el cambio en el número total de especies, A es la abundancia total en cada muestra i y B es la biomasa total en cada muestra i.

La descripción de la estructura espacial de la diversidad, la abundancia, biomasa y de la estadística W obtenida de las curvas (ABC), de los megainvertebrados de aguas someras y profundas, se realizó a través de un análisis geoestadístico (Cressie, 1993; Petitgas, 1993). El variograma experimental se define como la varianza de la diferencia entre los valores que son h unidades aparte.

$$\hat{\gamma}(h) = \frac{1}{2N(h)} \sum_{i=1}^{N(h)} z(x_i) - z(x_i + h)^2$$

Donde $\hat{\gamma}(h)$ es la semivarianza, h es un vector de distancia y dirección, y N(h) es el número de pares de observaciones a la distancia h en una dirección dada, z(xi) es la densidad de megainvertebrados para el punto i-ésimo de datos. Para mapear la distribución espacial de los índices ecológicos, estadístico W y la abundancia (N°ind/km²) y biomasa (kg/ km²), se utilizó un kriging puntual ordinario (Isaaks & Srivastava 1989; Rivoirard *et al.*, 2000; Paramo & Roa, 2003).

Se utilizó un método de frecuencia acumulativa (Perry & Smith, 1994) para evaluar la relación los índices de diversidad, la abundancia, biomasa y el W estadístico con la profundidad (en aguas profundas) y distancia a la costa (en aguas someras). Para determinar la significancia estadística (p) de la diferencia entre las curvas, la máxima distancia vertical absoluta entre las curvas se calculó, y la hipótesis de una relación aleatoria entre ambos CFD fue evaluado con 2000 aleatorizaciones del remuestreo de Monte Carlo (Páramo *et al.*, 2003; Perry & Smith, 1994).

Las variables ambientales tales como la profundidad y área geográfica fueron obtenidas de los datos de puente registrados en los muestreos. Los tipos de fondos se obtuvieron a partir de información secundaria como la publicada por el INVEMAR (eds.). 2010 y Paramo *et al.*, 2011. Los datos oceanográficos fueron tomados del Atlas de los Datos Oceanográficos de Colombia 1922-2013 (Andrade *et al.*, 2015), provenientes del análisis de datos de cruceros oceanográficos realizados por ARC-DIMAR entre los años 1969 y 2013 y datos de temperatura (Locarnini *et al.*, 2013) y salinidad (Zweng *et al.*, 2013) obtenidos en la Base de Datos Mundial de los Océanos 2013.

Mediante un análisis de componentes principales (ACP) se determinaron las variables que aportaron una mayor información y su relación con las diferentes abundancias relativas de los megainvertebrados (Bald *et al.*, 1999). La relación entre las variables ambientales temperatura, salinidad y densidad frente a la composición y estructura de la comunidad, se estimó mediante rangos de correlación de Spearman con la rutina Bioenv (Hastie & Tibshirani, 1990).

Fueron descritos los indicadores biológicos y pesqueros que deben considerarse, para la formulación de estrategias de manejo y conservación de una potencial pesquería de crustáceos de aguas profundas en el Caribe colombiano, bajo un enfoque ecosistémico de la pesca. Se desarrollaron y calcularon cuatro de estos indicadores de manera específica para las comunidades de megainvertebrados, los cuales son: biomasa total de las especies estudiadas, método de comparación de abundancia y biomasa ABC, espectro de tamaños, nivel trófico medio de las especies explotadas por la pesquería.

Se determinó la composición y distribución de crustáceos de profundidad con potencial pesquero capturados con nasas, en el área marina del departamento del Magdalena. La estructura del ensamblaje se evaluó con los siguientes índices ecológicos (diversidad de Shannon (H'), Riqueza de Margalef (d), dominancia de Simpson ($1-\lambda'$) y equidad de Pielou (J'). Las diferencias espaciales en composición abundancia relativa se evaluaron con el coeficiente de similitud de Bray Curtis (Clarke & Warwick, 1994) y un análisis de escalamiento multidimensional (MDS) con el programa estadístico PRIMER v5.2.2 (Clarke & Gorley, 2001).

Por último, con la información de los muestreos de 2009-2010 y 2016, se elaboraron fichas de las especies potenciales de aguas profundas para la pesca artesanal en el área marina del departamento

del Magdalena, se determinó el rango y el promedio de profundidad en la que se encontraron los individuos, la talla y el peso total máximo y mínimo, así como mapas de distribución de la abundancia para cada una de las especies.

1.5 Bibliografía

- Abele, L. G. 1982. Biogeography, 242-304. En: Abele, L.G. (ed.). The biology of Crustacea: Systematics, the fossil record, and biogeography, Academic Press, vol. I, Nueva York, 319 p.
- Ahrens, M.A. & R.H., Peters. 1991. Patterns and limitations in limnoplankton size spectra. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 48: 1967–1978.
- Andersen, K.H. & J.E. Beyer. 2006. Asymptotic size determines species abundance in the marine size spectrum. *Am. Nat.* 168(1): 54–61. doi:10.1086/504849. PMID:16685635.
- Andrade, C. & E.D., Barton. 2005. The Guajira upwelling system. *Continental Shelf Research.* 25 (9): 1003 – 1022. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2004.12.012>
- Andrade, C.A., Barton, E.D. & C.H.N.K., Mooers. 2003. Evidence for an eastward flow along the Central and South American Caribbean Coastal. *Journal of Geophysical Research.* 108: 1–11.
- Andrade, C.A., Rangel, O.E. & E. Herrera. 2015. Atlas de los Datos Oceanográficos de Colombia 1922-2013 Temperatura, Salinidad, Densidad, Velocidad Geostrofica. (Formato impreso y aplicativo digital). Dirección General Marítima-Ecopetrol S.A. Ed. Dimar. Bogotá, Colombia. 117 pp.
- Bald, J., A. Borja, J. Franco, R. Castro, Puig, J. 1999. El análisis de componentes principales como herramienta de cálculo cuantitativo del impacto ambiental en el medio marino. Pages 1001-1014 in U.P.V, editor. V Jornadas Españolas de Ingeniería de Costas y Puertos, A Coruña (España).
- Beddington, J.R., Agnew, D.J. & C.W., Clark. 2007. Current problems in the management of marine fisheries. *Science* 316, 1713-1716.
- Belcari, P., Viva, C., Mori, M. & S., De Ranieri. 2003. Fishery and biology of *Aristaeomorpha foliacea* (Risso, 1827) (Crustacea: Decapoda) in the Northern Tyrrhenian Sea (western Mediterranean). *Journal of Northwest Atlantic Fisheries Science*, 31:195–204.
- Benavides-Serrato, M., Borrero-Pérez G.H. & C.M. Diaz-Sanchez. 2011. Equinodermos del Caribe colombiano I: Crinoidea, Asteroidea y Ophiuroidea. Serie de Publicaciones Especiales de Invemar 22. Santa Marta, 384 p.
- Bernal, G., Poveda, G., Roldán, P. & C. Andrade. 2006. Patrones de variabilidad de las temperaturas superficiales del mar en la Costa Caribe Colombiana. *Rev. Acad. Colomb. Cienc.* 30 (115): 195- 208.
- Bianchi, G. 2008. The concept of the ecosystem approach to fisheries. In: Bianchi, G., Skjoldal, H.R. (Eds.). *The ecosystem approach to fisheries.* CAB and FAO, pp. 20-38.
- Bianchi, G., Gislason, H. & K., Graham. 2000. Impact of fishing on size composition and diversity of demersal fish communities. *ICES J Mar Sci* 57: 558–571. <https://doi.org/10.1006/jmsc.2000.0727>
- Bianchi, G., Hamukuaya, H., & Aluheim, O. 2001. On the dynamics of demersal fish assemblages off Namibia in the 1990s. *South African Journal of Marine Science* 23.
- Blanchard, F., LeLoc'k, F., Hily, C., & J. Boucher. 2004. Fishing effects on diversity, size and community structure of the benthic invertebrate and fish megafauna on the Bay of Biscay coast of France. *Marine Ecology Progress Series* 280: 249-260.
- Blanchard, J.L., Dulvy, N.K., Jennings, S., Ellis, J.R., Pinnegar, J.K., Tidd, A. & L.T., Kell. 2005. Do climate and fishing influence size-based indicators of Celtic Sea fish community structure? *ICES J. Mar. Sci.* 62(3): 405–411. doi: 10.1016/j.icesjms.2005.01.006.
- Bone, D., Chollett, I. & C. T. Rodríguez. 2007. Macrobentos de aguas profundas en la costa atlántica Venezolana. *INCI*, 32 (7): 477-481.
- Borgmann, U. 1982. Particle-size-conversion efficiency and total animal production in pelagic ecosystems. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 39(5): 668–674. doi:10.1139/f82-096.

- Borrero, F. J., Díaz, J. M. & A., Seczón. 1996. Las ostras perlíferas (Bivalvia - Pteriidae) en el Caribe colombiano. Historia de su explotación, Ecología y Perspectivas para su aprovechamiento. INVEMAR, Serie de Publicaciones Especiales, 1: 1-56.
- Botsford, L. W., Castilla, J. C. & C.H., Peterson. 1997. The management of fisheries and marine ecosystems. *Science*, 277: 509-515.
- Boudreau, P.R. & L.M. Dickie. 1992. Biomass spectra of aquatic ecosystems in relation to fisheries yield. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 49(8): 1528–1538. doi:10.1139/f92-169.
- Brown, J.H., Gillooly, J.F., Allen, A.P., Savage, V.M. & G.B. West. 2004. Toward a metabolic theory of ecology. *Ecology*, 85(7): 1771–1789. doi:10.1890/03-9000.
- Campos, N. H., Navas, G., Bermúdez, A. & N., Cruz. 2005. Los crustáceos decápodos de la franja superior del talud continental (300-500 m) del mar Caribe colombiano. Monografías de fauna de Colombia. Universidad Nacional de Colombia. Facultad de Ciencias. Instituto de Ciencias Naturales. 272 p.
- Carlucci, R., D'Onghia, G., Sion, L., Maiorano, P. & A., Tursi, 2006. Selectivity parameters and size at first maturity in deep-water shrimps, *Aristaeomorpha foliacea* (Risso, 1827) and *Aristeus antennatus* (Risso, 1816), from the northwestern Ionian Sea (Mediterranean Sea). *Hydrobiologia* 557:145–154.
- Carpenter, K.E. 2002. The living marine resources of the Western Central Atlantic. Volume 1: Introduction, molluscs, crustaceans, hagfishes, sharks, batoid fishes, and chimaeras. FAO Species Identification Guide for Fishery Purposes and American Society of Ichthyologists and Herpetologists Special Publication No. 5. Rome, FAO.
- Cartes, J.E., Sorbe, J.C. & F., Sardá. 1994. Spatial distribution of deep-sea decapods and euphausiids near the bottom in the northwestern Mediterranean. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 179: 131-144.
- Castellanos, P., Varela, R. & F., Muller-Karger. 2002. Descripción de las áreas de surgencia al sur del Mar Caribe examinadas con sensor infrarrojo AVHRR. Memoria de la fundación la Salle de Ciencias naturales. 154:55-76.
- Cervigón, F., R. Cipriani, W. Fischer, L. Garibaldi, M. Hendrickx, A. J. Lemus, R. Márquez, J. M. Poutiers, G. Robaina & B. Rodríguez, 1992. Fichas FAO de identificación de especies para los fines de pesca. Guía de campo de las especies comerciales marinas y de aguas salobres de la costa septentrional de Sur América. FAO, Roma, 513 p.
- Chang, C.-W., Miki, T., Shiah, F.-K., Kao, S.-j., Wu, J.-T., Sastri, A.R. & C.-h. Hsieh. 2014. Linking secondary structure of individual size distribution with nonlinear size–trophic level relationship in food webs. *Ecology*, 95(4):897–909. doi:10.1890/13-0742.1. PMID:24933809.
- Clarke, K.R., 1993. Non parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology*. 18: 117–143.
- Clarke K.R. & R.N. Gorley. 2001. PRIMER v5: User Manual/Tutorial PRIMER-E Plymouth. 91 pp.
- Clarke, K.R. & R.M., Warwick. 1994. Change in marine communities: An approach to statistical analysis and interpretation. Plymouth; Plymouth Marine Laboratory, 144 pp.
- Cressie, N. A. C. 1993. Statistics for spatial data, first ed. John. Wiley and Sons.
- Daan, N., Gislason, H., Pope, J.G. & J.C., Rice. 2005. Changes in the North Sea fish community: Evidence of indirect effects of fishing? *ICES J. Mar. Sci.* 62(2): 177–188. doi: 10.1016/j.icesjms.2004.08.020.
- Desantis, S., Labate, M., Maiorano, P., Tursi, A., Labate, G.M. & M., Ciccarelli, 2001. A Histochemical and ultrastructural study of oogenesis in *Aristaeomorpha foliacea* (Risso, 1827). *Hydrobiologia* 449: 253–259.
- Díaz-Pulido, G. and J. Garzón-Ferreira. 2002. Seasonality in algal assemblages on upwelling-influenced coral reefs in the Colombian Caribbean, *Bot. Mar.*, 45, pp. 284-292.
- Díaz, J. & M. Puyana. 1994. Moluscos del Caribe Colombiano. Un catálogo ilustrado. Colciencias y Fundación Natura Colombia, 291 p.
- Echeverría-Sáenz, S. & I.S., Wehrtmann, 2011. Egg production of the commercially exploited deep-water shrimp, *Heterocarpus vicarius* (Decapoda: Pandalidae), Pacific Costa Rica. *Journal of Crustacean Biology*. 31: 434–440.
- Edwards, A., Robinson, J.P., Plank, J., Baum, J. & J., Blanchard. 2017. Testing and recommending methods for fitting size spectra to data. *Methods Ecol. Evol.*, 8(1): 57-67. doi.org/10.1111/2041-210X.12641

- Franco-Herrera, A. 2005. Oceanografía de la ensenada de Gaira -El Rodadero-, más que un centro turístico en el Caribe colombiano, Santa Marta, Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, 58 P.
- Gaedke, U. 1992. The size distribution of plankton biomass in a large lake and its seasonal variability. *Limnol. Oceanogr.* 37(6): 1202–1220. doi:10.4319/lo.1992.37.6.1202.
- García, C.B., Pérez, D., Duarte, L.O., & L., Manjarres. 2008. Experimental results with a reducing device for juvenile fishes in a tropical shrimp fishery: impact on the invertebrate bycatch. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences* 3(3): 275-281 ISSN 1809-9009
- Gotelli, N.J. & A.M. Ellison, 2004. *A Primer of Ecological statistics*, first ed. Sinauer Associates.
- Gómez-Canchong, P., Quiñones, R., Manjarrés, L. 2011. Size structure of a heavily fished benthic/demersal community by shrimp trawling in the Colombian Caribbean Sea. *Lat. Am. J. Aquat. Res.*, 39(1): 43-55
- Grassle, J.F. & N.J., Maciolek. 1992. Deep-sea species richness: regional and local diversity estimates from quantitative bottom samples. *Am. Nat.*, 139(2): 313-341.
- Guillet, R. 2008. Global study of shrimp fisheries. *FAO Fisheries Technical Paper*. No. 475. Rome, FAO. 331 pp.
- Gunderson, D.R. 1993. *Surveys of fisheries resources*. John Wiley and Sons Inc, New York. 1–256.
- Hastie, T. J. & Tibshirani, R. J. 1990. *Generalized Additive Models*. Chapman y Hall, Londres.
- Hartvig, M., Andersen, K.H. & J.E. Beyer. 2011. Food web framework for size- structured populations. *J. Theor. Biol.* 272(1): 113–122. doi:10.1016/j.jtbi.2010. 12.006. PMID:21146543.
- Holthuis, L.B., 1971. Biological results of the University of Miami deep-sea Expeditions. 75. The Atlantic shrimps of the deep-sea genus *Glyphocrangon* A. Milne-Edwards, 1881. *Bulletin of Marine Science* 21: 267–373.
- Holthuis, L.B., 1980. Shrimps and prawns of the world. An annotated catalogue of species of interest to fisheries. (FAO Species Catalogue, 1). *FAO Fisheries Synopsis*, 125 (1): 1–271.
- Holthuis, L.B., 1991. *FAO species catalogue. Marine lobsters of the world. An annotated and illustrated catalogue of species of interest to fisheries know to date.* 125 (13).
- INVEMAR, 2000. Programa Nacional de Investigación en Biodiversidad Marina y Costera PNIBM. Editado por Juan Manuel Díaz Merlano y Diana Isabel Gómez López. Santa Marta: INVEMAR, FONADE, MMA. 80 pág. ISBN: 958-96972-0-8.
- INVEMAR (eds.), 2010. Biodiversidad del margen continental del Caribe colombiano. Serie de Publicaciones Especiales, Invenmar No. 20 p. 458.
- Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales - IDEAM, 2020 "Atlas climatológico de Colombia, 1981-2010" Fecha de consulta 15 de agosto 2020. Disponible en: <http://atlas.ideam.gov.co/visorAtlasClimatologico.html>
- Isaaks, E.H. & Srivastava, R.M. 1989. *Applied Geostatistics*. 1st edn. Oxford University Press, New York. p. 592
- Jacobsen, N.S., Gislason, H. & K.H., Andersen. 2014. The consequences of balanced harvesting of fish communities. *Proc. R. Soc. B* 281: 20132701. <http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2013.2701>
- Jouffre, D. & C.A. Inejih. 2005. Assessing the impact of fisheries on demersal fish assemblages of the Mauritanian continental shelf, 1987-1999, using dominance curves. *ICES Journal of Marine Science* 62: 308-383.
- Jonsson, T., Cohen, J.E. & S.R. Carpenter. 2005. Food webs, body size, and species abundance in ecological community description. *Adv. Ecol. Res.* 36: 1–84. doi:10.1016/S0065-2504(05)36001-6.
- Kaiser, M., Ramsay, K., Richardson, C.A., Spence, F.E. & A.R. Brand. 2000. Chronic fishing disturbance has changed shelf sea benthic community structure. *Journal of Animal Ecology*, 69: 494-503
- Kapiris, K. & M., Thessalou-Legaki. 2006. Comparative fecundity and oocyte size of *Aristaeomorpha foliacea* and *Aristeus antennatus* in the Greek Ionian Sea (E. Mediterranean) (Decapoda: Aristeidae). *Acta Zoologica*, 87 (4): 239–245.
- Kapiris K. & M., Thessalou-Legaki. 2009. Comparative reproduction aspects of the deep-water shrimps *Aristaeomorpha foliacea* and *Aristeus antennatus* (Decapoda, Aristeidae) in the Greek Ionian Sea (Eastern Mediterranean). *Int. J. Zool.*, Article ID 979512, 9 pages, doi:10.1155/2009/979512.
- Kerr, S.R. 1974. Theory of size distribution in ecological communities. *J. Fish. Res. Board Can.* 31(12): 1859–1862. doi:10.1139/f74-241.
- Kerr, S.R., & L.M. Dickie. 2001. *The biomass size spectrum: a predator–prey theory of aquatic production*. Columbia University Press, New York.

- King, M. 2007. Fisheries Biology, Assessment and Management. Wiley-Blackwell. 400 pp.
- Law, R., Plank, M. J., James, A. & J.L., Blanchard. 2009. Size-spectra dynamics from stochastic predation and growth of individuals. *Ecology*, 90: 802–811.
- Law, R., Plank, M. J. & J., Kolding. 2012. On balanced exploitation of marine ecosystems: results from dynamic size spectra. – *ICES Journal of Marine Science*, 69: 602–614.
- Lindeboom, H. J., & de Groot, S. 1998. The effects of different types of fisheries on the North Sea and Irish sea benthic ecosystems. IMACT -II. (RAPPORT; No. C003/98).
- Locarnini, R. A., A. V. Mishonov, J. I. Antonov, T. P. Boyer, H. E. Garcia, O. K. Baranova, M. M. Zweng, C. R. Paver, J. R. Reagan, D. R. Johnson, M. Hamilton, and D. Seidov, *World Ocean Atlas*. 2013. Volume 1: Temperature. S. Levitus, Ed., A. Mishonov Technical Ed.; NOAA Atlas NESDIS 73, 40 pp., 2013.
- Mesa, O. Poveda, G. & L., Carvajal. 1997. Introducción al clima de Colombia. Imprenta Universidad Nacional, Bogotá D.C. 390 p.
- Navas, G., Vides, M. & M., Diaz-Ruiz. 2010. Ensamblajes faunísticos de la plataforma y talud superior del mar Caribe colombiano. Pp (354-390). En INVEMAR (Eds.). 2010. Biodiversidad del margen continental del Caribe colombiano. Serie de Publicaciones Especiales, Invemar No. 20 p. 4588.
- Nystuen, J.A. & C.A. Andrade. 1993. Tracking mesoscale ocean features in the Caribbean Sea using geosat altimetry. *Journal of Geophysical Research*, 98(C5): 8389-8394
- Oliphant, A., Thatje, S., Brown, A., Morini, M., Ravaux, J. & Shillito, B. 2011. Pressure tolerance of the shallow-water caridean shrimp *Palaemonetes variansacross* its thermal tolerance window. *Journal of Experimental Biology* 214, 1109– 1117.
- Papaconstantinou, C. & K., Kaporis. 2003. The biology of the giant red shrimp (*Aristaeomorpha foliacea*) at an unexploited fishing ground in the Greek Ionian Sea. *Fish. Res.* 62: 37-51.
- Paramo, J., R.A. Quiñones, A. Ramírez & R. Wiff, 2003. Relationship between abundance of small pelagic fishes and environmental factors in the Colombian Caribbean Sea: an analysis based on hydroacoustic information. *Aquatic Living Resources* 16(3):239–245.
- Paramo, J., M. Correa & S. Nuñez, 2011. Evidencias de desacople físico-biológico en el sistema de surgencia en la Guajira, Caribe colombiano. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*. 46 (3), 421–430.
- Paramo, J. & Roa, R. 2003. Acoustic-geostatistical assessment and habitat-abundance relations of small pelagic fish from the Colombian Caribbean. *Fish. Res.* 60:309-319.
- Paramo, J. & U., Saint-Paul. 2010. Morphological differentiation of southern pink shrimp *Farfantepenaeus notialis* in Colombian Caribbean Sea. *Aquat. Living Resour.* 23(1): 95-101.
- Paramo, J., M. Wolff, & U., Saint-Paul. 2012. Deep-sea fish assemblages in the Colombian Caribbean Sea. *Fisheries Research*. 125-126: 87–98.
- Paramo, J. & U., Saint-Paul. 2012a. Deep-sea shrimps *Aristaeomorpha foliacea* and *Pleoticus robustus* (Crustacea: Penaeoidea) in the Colombian Caribbean Sea as a new potential fishing resource. *J. Mar. Biol. Assoc. U. K.* 92(4): 811-818.
- Paramo, J. & U., Saint-Paul. 2012b. Spatial structure of the pink speckled deep-sea shrimp *Penaeopsis serrata* (Bate, 1881) (Decapoda, Penaeidae) during november-december 2009 in the Colombian Caribbean Sea. *Crustaceana*. 85(1): 103-116.
- Paramo, J. & U., Saint Paul. 2012c. Spatial structure of deep-sea lobster (*Metanephrops binghami*) in the Colombian Caribbean Sea. *Helgol Mar Res.* 66: 25-31.
- Parsons, T. R. 1969. The use of particle size spectra in determining the structure of a plankton community. *Journal of the Oceanographic Society of Japan* 25: 172-181.
- Pauly, D., Christensen, V., Guenette, S., Pitcher, T. J., Sumaila, U. R., Walters, C. J., Watson, R. & D., Zeller. 2002. Towards sustainability in world fisheries. *Nature*, 418: 689-695.
- Pauly, D., Alder, J., Bennett, E., Christensen, V., Tyedmers, P. & R., Watson. 2003. The future for fisheries. *Science*, 21: 1359-1361.
- Perry, R. I. & S. J. Smith. 1994. Identifying habitat associations of marine fishes using survey data: an application in the northwest Atlantic. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 51: 589-602. DOI:10. 1139/f94-061.
- Peters, R.H. 1983. The ecological implications of body size. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Petitgas, P., 1993. Geostatistics for fish stock assessments: a review and an acoustic application. *ICES Journal of Marine Science* 50, 285–298.

- Pikitch, E. K., Santora, C., Babcock, E.A., Bakun, A., Bonfil, R., Conover, D.O., Dayton, P., Doukakis, P., Fluharty, D., Heneman, B., Houde, E.D., Link, J., Livingston, P.A., Mangel, M., McAllister, M.K., Pope, J. & K.J., Sainsbury. 2004. Ecosystem-based fishery management. *Science* 305, 346–347.
- Pinkas, L., M.S. Oliphant, & I.L.K. Iverson, 1971. Food habits of albacore, bluefin tuna, and bonito in California waters. California Department of Fish and Game, Fish Bulletin. 152: 1–105.
- Platt, T. & K. Denman. 1977. Organisation in the pelagic ecosystem. *Helgoländer Wissenschaftliche Meeresuntersuchungen*, 30(1–4): 575–581. doi:10.1007/BF02207862.
- Platt, T. & K. Denman. 1978. The structure of pelagic marine ecosystems. *Rapp. P.-Verb. Reun. Cons. Perm. Int. Explor. Mer.* 173: 60–65.
- Ponder W. F. & D. R. Lindberg (Eds.). 2008. Phylogeny and evolution of the Mollusca. University of California Press, Berkeley y Los Angeles, California, 469 p.
- Pujos, M. & J. Le Tareau. 1998. Hidrogeologie de la plateforme continentale Caraibe colombienne au large du delta du Dique en saison des pluies: consequence sur la circulation. *Bulletin de l'Institut de Géologie du Bassin d'Aquitaine*. 44: 97-107.
- Redant, F. 1982. Caridean shrimps in the food of demersal fish off the Belgian coast. 1. Gadiformes. *International Council for the Exploration of the Sea, C.M. 1982/K: 25*. 21p.
- Reuman, D.C. & Cohen, J.E. 2005. Estimating relative energy fluxes using the food web, species abundance, and body size. *Advances in Ecological Research*, 36, 137– 182
- Reuman, D.C., Mulder, C., Raffaelli, D. & J.E. Cohen. 2008. Three allometric relations of population density to body mass: theoretical integration and empirical tests in 149 food webs. *Ecol. Lett.*, 11:1216–1228.
- Reuman, D.C., Mulder, C., Raffaelli, D. & J.E. Cohen. 2008. Three allometric relations of population density to body mass: theoretical integration and empirical tests in 149 food webs. *Ecol. Lett.* 11(11): 1216–1228. doi:10.1111/j.1461-0248.2008.01236.x. PMID:18803644.
- Rex, M., Stuart, C., Hessler, R., Allen, J., Sanders, H. & G. Wilson. 1993. Global-scale latitudinal patterns of species diversity in the deep-sea benthos. *Nature* 365, 636–639. <https://doi.org/10.1038/365636a0>
- Rice, J. & H., Gislason. 1996. Patterns of change in the size spectra of numbers and diversity of the North Sea fish assemblage, as reflected in surveys and models. *ICES J Mar Sci* 53:1214–1225
- Rivoirard, J., J. Simmonds, K.G. Foote, P. Fernandes & N. Bez, 2000. *Geostatistics for estimating fish abundance*. First ed. Blackwell Science. 216 p.
- Robinson, J.P.W. & J.K. Baum. 2016. Trophic roles determine coral reef fish community size structure. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 73, 496–505.
- Rossano, R., Larocca, M. & P., Riccio, 2011. Digestive enzymes of the crustaceans *Munida* and their application in cheese manufacturing: a review. *Marine Drugs*. 9: 1220–1231.
- Rossberg, A.G. 2012. A complete analytic theory for structure and dynamics of populations and communities spanning wide ranges in body size. *Adv. Ecol. Res.* 46: 427–521. doi:10.1016/B978-0-12-396992-7.00008-3.
- Rueda, M. 2016. Causas y factores del cambio en los ecosistemas marinos y costeros y sus servicios: indicadores de presión. (70-100). En: INVEMAR. Informe del estado de los ambientes y recursos marinos y costeros en Colombia: Año 2015. Serie de Publicaciones Periódicas No. 3. Santa Marta. 186 p.
- Sanders, H.L. 1968. Marine benthic diversity: a comparative study. *Am. Nat.*, 102 (925): 243-282.
- San Martin, E., Irigoien, X., Harris, R.P., López-Urrutia, Á., Zubkov, M.V. & J.L. Heywood. 2006. Variation in the transfer of energy in marine plankton along a productivity gradient in the Atlantic Ocean. *Limnology and Oceanography*, 51, 2084–2091.
- Sheldon, R.W., Prakash, A. & W.H. Jr. Sutcliffe. 1972. The size distribution of particles in the ocean. *Limnol. Oceanogr.* 17: 327-340.
- Sheldon, R.W., Sutcliffe, W.H., Jr. & M.A. Paranjape. 1977. Structure of pelagic food chain and relationship between plankton and fish production. *J. Fish. Res. Board Can.* 34(12): 2344–2353. doi:10.1139/f77-314.
- Shin, Y.J., Rochet, M.J., Jennings, S., Field, J.G. & H., Gislason. 2005. Using size-based indicators to evaluate the ecosystem effects of fishing. *ICES J Mar Sci* 62:384-396.
- Silvert, W. & T. Platt. 1978. Energy flux in the pelagic ecosystem: a time-dependent equation. *Limnol. Oceanogr.* 23(4): 813–816. doi:10.4319/lo.1978.23.4.0813.
- Sparre, P. & S. Venema. 1995. *Introduction to tropical fish stock assessment*. Manual. FAO Fish. Tech. Pap. 306(1): 1-420.

- Sprules, W. G. & M., Munawar. 1986. Plankton size spectra in relation to ecosystem productivity, size and perturbation. *Can J Fish Aquat Sci.* 43:1789-1794.
- Sprules, W. G. & L.E. Barth. 2016. Surfing the biomass size spectrum: some remarks on history, theory, and application. *Can J Fish Aquat Sci.* 73(4): 477-495
- Stokstad, E. 2009. Détente in the fisheries war. *Science* 324:170–171
- Stuart, C.T., Rex. M.A. & R.J., Etter. 2003. Large-scale spatial and temporal patterns of deep-sea benthic species diversity. En: Tyler, P.A. (ed.), *Ecosystems of the Deep Ocean. Ecosystems of the World* 28, pp. 293-311. Elsevier, Amsterdam.
- Sweeting, C.J., Badalamenti, F., D’Anna, G., Pipitone, C. & N.V.C., Polunin. 2009. Steeper biomass spectra of demersal fish communities after trawler exclusion in Sicily. *ICES J Mar Sci* 66:195–202.
- Synnes, M. 2007. Bioprospecting of organisms from the deep sea: scientific and environmental aspects. *Clean Techn Environ Policy*, 9:53–59
- Thistle, D. 2003. The deep-sea floor: an overview. In *Ecosystems of the Deep-Ocean*, Vol 28. Ed. by P. A. Tyler. Elsevier, Amsterdam.
- Thiebaut, M.L., & L.M. Dickie. 1992. Models of aquatic biomass size spectra and the common structure of their solutions. *J. Theor. Biol.* 159(2): 147–161. doi:10.1016/S0022-5193(05)80699-X.
- Thorpe, R.B., Le Quesne W.J.F., Luxford F., Collie J.S., & S., Jennings. 2015. Evaluation and management implications of uncertainty in a multispecies size-structured model of population and community responses to fishing.
- Tuck, I.D., Hall, S.J., Robertson, M.R., Armstrong, E. & D.J. Basford. 1998. Effects of physical trawling disturbance in a previously unfished sheltered Scottish sea loch. *Mar Ecol Prog Ser* 162: 227-242
- Vernette, G. 1985. Le plate-forme continentale Caraïbe de Colombie (du Dboueché du Magdalena Au Golfe de Morrosquillo). Importance du diapirisme argileux sur la morphologie et la sédimentation. Thèse de doctorat d’état, Université Bordeaux France. 378 p.
- Vega-Sequeda, J., Polo-Silva, C. J., Franco-Herrera, A., Páramo-Granados, J. & A. Sanjuan-Muñoz. 2019. Dynamics of physicochemical variables of the northern Colombian Caribbean coastal waters. *DYNA*, 86(211), pp. 17-25.
- Vides, C. M. 2011. Distribución de la megafauna bentónica del caribe colombiano, asociada a variables ambientales del fondo marino. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras.* 40 (2): 249 –270.
- Vidondo, B., Prairie, Y.T., Blanco, J.M. & Duarte, C.M. 1997. Some aspects of the analysis of size spectra in aquatic ecology. *Limnology and Oceanography*, 42, 184– 192.
- Voss, G. L. 1956. A review of cephalopods of the Gulf of Mexico. *Bulletin of Marine Science of the Gulf and Caribbean*, 6(2); 85-178
- Warwick, R. M. 1986. A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities. *Mar. Biol.* 92: 557e562.
- Warwick, R. M. & K.R. Clarke. 1994. Relearning the ABC: taxonomic changes and abundance/biomass relationships in disturbed benthic communities. *Mar. Biol.* 118: 739e744
- Warwick, R., Pearson, M. & T.H. Ruswahyuni. 1987. Detecting pollution effects on marine macrobenthos: further evaluation of the species abundance/biomass method *Mar. Biol.* 95: 193 – 200
- White, E., Ernest, S.K., Kerkhoff, A. J. & B. J. Enquist. 2007. Relationships between body size and abundance in ecology. *Trends in Ecology and Evolution*, 22 (6): 323-330.
- White, E. P., Enquist, B. J., and Green, J. L. 2008. On estimating the exponent of power-law frequency distributions. *Ecology*, 89, 905–912.
- Worm, B., Hilborn, R., Baum, J.K., Branch, T.A., Collie, J.S., Costello, C., Fogarty, M.J., Fulton, E.A., Hutchings, J.A., Jennings, S., Jensen, O.P., Lotze, H.K., Mace, P.M., McClanahan, T.R., Minto, C., Palumbi, S.R., Parma, A.M., Ricard, D., Rosenberg, A.A., Watson, R. & D., Zeller. 2009. Rebuilding global fisheries. *Science.* 325: 578-584.
- Yemane, D., Field, J. G. & R.W. Leslie. 2005. Exploring the effects of fishing on fish assemblages using Abundance Biomass Comparison (ABC) curves. *ICES Journal of Marine Science*, 62: 374 -379
- Zhang, J., Xie, P., Tao, M., Guo, L., Chen, J., Li, L., Zhang, X. & L. Zhang. 2013. The impact of fish predation and cyanobacteria on zooplankton size structure in 96 subtropical lakes. *PLoS One* 8(10): 1–15. doi: 10.1371/journal.pone.0076378.

- Zhou, S., Smith, A.D.M., Punt, A.E., Richardson, A.J., Gibbs, M., Fulton, E.A., Pascoe, S., Bulman, C., Bayliss, P. & K. Sainsbury. 2010. Ecosystem-based fisheries management requires a change to selective fishing philosophy. *Proc Natl Acad Sci USA* 107(21): 9485-9489. doi.org/10.1073/pnas.0912771107
- Zwanenburg, K.C.T. 2000. The effects of fishing on demersal fish communities of the Scotian Shelf, *ICES Journal of Marine Science*. 57: 503-509.
- Zweng, M. M., Reagan, J. R., Antonov, J. I., Locarnini, R. A., Mishonov, A. V., Boyer, T. P., Garcia, H. E., Baranova, O.K., Johnson, D.R., Seidov, D. & M.M. Biddle. 2013. *World Ocean Atlas 2013, Volume 2: Salinity*. Levitus, S. Ed.; Mishonov, A. Technical Ed.; NOAA Atlas NESDIS 74, 39 pp.

2 CONTRIBUCIÓN DE PUBLICACIONES

2.1 Artículos científicos y capítulos de libro

Paramo J., **Pérez D.**, Pacheco M., Linero C. & J. Cusba. 2017. Especies potenciales de aguas profundas para la pesca artesanal en el área marina del departamento del Magdalena, Caribe colombiano. Gobernación del Magdalena – UNIMAGDALENA – CITEPT. 978-959-48-2075-4 ISBN 15 p.

Pérez D., Paramo J. & A. Franco. 2018. Distribución de los crustáceos de profundidad capturados con nasas en el área marina del departamento del Magdalena Caribe colombiano. Bol. Cient. Mus. Hist. Nat. 22 (2): 132 – 143.

Pérez D., Paramo J. & M. Wolff. 2019. Distribution, abundance and fishing potential of mega-invertebrates in the sub-euphotic zone (150 – 535 m) in the Colombian Caribbean. Regional Studies in Marine Science. 32.

Paramo J., Grijalba-Bendeck M., **Pérez D.**, Espinoza-Tenorio A. & M. Wolff. 2020. Conservation strategies for potential new deep-sea crustacean fisheries in the Colombian Caribbean under an ecosystem approach. En: Hendrickx, Michel (Ed.). 2020. Deep-Sea Pycnogonids and Crustaceans of the Americas. Springer International Publishing. VIII, 799, eBook ISBN 978-3-030-58410-8, Hardcover ISBN 978-3-030-58409-2, DOI 10.1007/978-3-030-58410-8.

Paramo J, **Pérez D** & L.A. Zapata. 2019. Recursos pesqueros potenciales de Colombia (54-56 pp.) En: Zapata L.A, 2019 (Ed.) La pesca en Colombia: del agua a la mesa. WWF Colombia. 98 p. ISBN 978-958-8915-87-6.

2.2 Artículo aceptado

Pacheco C., Cusba J., Paramo J., Queirolo D. & **D. Pérez**. 2021 Spatial structure and morphometric relationships of the deep-sea shrimp *Solenocera acuminata* (Decapoda: Solenoceridae) in the Colombian Caribbean. Zookeys 1040: 1-24.

2.3 Presentaciones en eventos

Avila J., **Pérez D.** & J. Paramo. 2015. Estructura de tallas y relaciones morfométricas de las langostas de profundidad *Metanephrops binghami*, *Eunephrops bairdii* y *Nephropsis aculeata* de importancia comercial en el Caribe colombiano. XVI Seminario Nacional de Ciencias y tecnologías del mar - SENALMAR y XVI Congreso latinoamericano en ciencias del mar – COLACMAR. **Presentación oral.** Octubre 18 al 22. Santa Marta, Colombia.

Diaz L., Paramo J. & **D. Pérez**. 2015. Distribución espacial y espectro de tallas de *Portunus spicarpus* en el Caribe colombiano. XVI Seminario Nacional de Ciencias y tecnologías del mar - SENALMAR y XVI Congreso latinoamericano en ciencias del mar – COLACMAR. **Presentación oral.** Octubre 18 al 22. Santa Marta, Colombia.

Espitia J. Paramo J. & **D. Pérez**. 2015. Aportes al conocimiento de los géneros *agononida* y *munida* (Crustacea: Decapoda: Munididae) presentes en el Caribe colombiano. XVI Seminario Nacional de Ciencias y tecnologías del mar - SENALMAR y XVI Congreso latinoamericano en ciencias del mar – COLACMAR. **Presentación oral**. Octubre 18 al 22. Santa Marta, Colombia.

Linero C., **Pérez D.** & J. Paramo. 2015. Aspectos biológicos y distribución batimétrica de camarones pertenecientes a los géneros *Heterocarpus* y *Plesionika* en el Caribe colombiano. XVI Seminario Nacional de Ciencias y tecnologías del mar - SENALMAR y XVI Congreso latinoamericano en ciencias del mar – COLACMAR. **Presentación oral**. Octubre 18 al 22. Santa Marta, Colombia.

Pacheco C., Paramo J. & **D. Pérez**. 2015. Estructura de tallas de los camarones de profundidad *Glyphocrangon longleyi* y *Glyphocrangon neglecta* en el Caribe colombiano. XVI Seminario Nacional de Ciencias y tecnologías del mar - SENALMAR y XVI Congreso latinoamericano en ciencias del mar – COLACMAR. **Presentación oral**. Octubre 18 al 22. Santa Marta, Colombia.

Pérez D. & J. Paramo. 2015. Aspectos biológico-pesqueros del camarón rosado (*Farfatepenaeus notialis*) en el Caribe colombiano. XVI Seminario Nacional de Ciencias y tecnologías del mar - SENALMAR y XVI Congreso latinoamericano en ciencias del mar – COLACMAR. **Presentación oral**. Octubre 18 al 22. Santa Marta, Colombia.

Rodriguez J., Paramo J. & **D. Pérez**. 2015. *Polymixia nobilis* y *Polymixia lowei* recurso potencial para las pesquerías de aguas profundas en el Caribe colombiano. XVI Seminario Nacional de Ciencias y tecnologías del mar - SENALMAR y XVI Congreso latinoamericano en ciencias del mar – COLACMAR. **Presentación oral**. Octubre 18 al 22. Santa Marta, Colombia.

Vides A., Paramo J. & **D. Pérez**. 2015. Distribucion especial y estructura de talla de *etmopterus perryi* en el caribe colombiano. 2015. XVI Seminario Nacional de Ciencias y tecnologías del mar - SENALMAR y XVI Congreso latinoamericano en ciencias del mar – COLACMAR. **Presentación oral**. Octubre 18 al 22. Santa Marta, Colombia.

Paramo J., Grijalba-Bendeck M., **Pérez D.**, Wolff M. & A. Franco-Herrera. 2016. Catch composition of a new potential deep-sea resources of commercial importance in the Colombian Caribbean Sea. FAO Technical Workshop on Deep-sea Fisheries and Vulnerable marine Ecosystems for the eastern central Atlantic. **Presentación oral**. Noviembre 8 a 10. Dakar, Senegal.

Paramo J., **Pérez D.** & M. Pacheco. 2017. Aportes a la diversificación de las pesquerías artesanales en el área marina y costera del Departamento del Magdalena, Caribe colombiano. 70° Annual Gulf and Caribbean Fisheries Institute GCFI. **Poster**. November 6-10. Merida, Yucatan.

Pallares P., **Pérez D.** & J. Paramo. 2017. Descripción de las características sociales, económicas y ambientales de las comunidades de pescadores artesanales pertenecientes al área marina y costera del departamento del Magdalena, Caribe colombiano. **Poster**. XVII Seminario Nacional de Ciencias y tecnologías del mar - SENALMAR. Octubre 22 al 26. Medellín, Colombia.

Pérez D., Paramo J. & A. Franco-Herrera. 2018. Deep-water crustaceans captured with traps, like a potential alternative fishery in the Colombian Caribbean. International Conference on Marine Science: towards a sustainable ocean. **Presentación oral**. Noviembre 19 a 23. Medellín, Colombia.

Pérez D., Paramo J. & M. Wolff. 2018. Estado de las Comunidades de Megainvertebrados de Aguas Profundas en el Caribe de Colombia. 71st annual conference of the Gulf and Caribbean Fisheries Institute - GCFI. **Poster**. November 5-9 San Andres, Colombia

Pérez D., Benavides M., Paramo J. & A. Franco-Herrera. 2017. Equinodermos colectados dentro de la fauna acompañante de los crustáceos de aguas profundas de importancia comercial en el Caribe colombiano. 17° Congreso Latino-Americano de Ciencias del Mar – COLACMAR. **Poster**. Noviembre 13 a 17. Balneario Cambourí, Brasil.

Pérez D., Paramo J., Franco-Herrera A., Wolff M. & M. Canales. 2020. Deep-sea megainvertebrates in the Colombian Caribbean: biological and ecological approach. International Conference on Marine Science: tropical ocean for the future. **Presentación oral**. Septiembre 28 a Octubre 3. Bogotá, Colombia.

2.4 Video

Paramo J., **Pérez D.** & M. Pacheco. 2017. Aportes a la diversificación de las pesquerías artesanales en el área marina y costera del Departamento del Magdalena, Caribe colombiano. <https://youtu.be/DpmM-EepDPM>

2.5 Dirección o asesoría de estudiantes

Kelly Delgado Arteaga. 2017. Distribución y abundancia de las especies de los crustáceos de aguas profundas como alternativa para la pesca artesanal, en el Caribe colombiano. **Supervisión de semillerista**. Programa de Biología Marina, Universidad Jorge Tadeo Lozano.

Johan Sebastián Villarraga Jiménez. 2018. Distribución espacial y estructura de tallas del crustáceo *Achelous spinicarpus* Stimpson, 1871 en el Caribe colombiano. **Supervisión de pasantía**. Programa de Biología Marina, Universidad Jorge Tadeo Lozano.

3 CAPITULO 1. DISTRIBUTION, ABUNDANCE AND FISHING POTENTIAL OF MEGA-INVERTEBRATES IN THE SUB-EUPHOTIC ZONE (150-535 M) IN THE COLOMBIAN CARIBBEAN

DISTRIBUCIÓN, ABUNDANCIA Y POTENCIAL DE PESCA DE LOS MEGAINVERTEBRADOS EN LA ZONA SUB-EUFÓTICA (150-535 M) EN EL CARIBE COLOMBIANO

El presente capítulo aborda la primera pregunta de investigación ¿Cuál es el estado actual de los megainvertebrados bentónicos en el mar Caribe de Colombia? Se analizó la distribución espacial, la composición de las especies, la estructura de tamaños y la relación entre la abundancia de especies y la biomasa (curvas ABC) como indicadores del estado del sistema. Los crustáceos decápodos fueron el grupo dominante en los fondos blandos en aguas profundas del Caribe colombiano, siendo las especies *Pleoticus robustus*, *Penaeopsis serrata*, *Aristaeomorpha foliacea*, *Agononida longipes*, *Metanephrops binghami* y *Plesionika longipes* las de mayor importancia relativa. La abundancia, biomasa, riqueza y diversidad se concentró en los estratos intermedios de profundidad, siendo mayores en la zona norte. Las curvas ABC sugieren un estado del sistema prístino sin signos de alteración de la comunidad y la distribución espacial del estadístico W (resultado de las curvas ABC) indicó zonas donde pueden ocurrir agregaciones de individuos juveniles. Las especies *P. robustus*, *P. serrata*, *A. foliacea*, *M. binghami* y *P. longipes* mostraron la mayor abundancia, biomasa y el rango más amplio de distribución geográfica y batimétrica, y pueden ser candidatas para una pesquería futura. Sin embargo, antes de abrir cualquier pesquería para esas especies, se deben realizar estudios sobre sus parámetros de historia de vida para estimar la fracción de captura de la producción anual que puede ser capturada de manera sostenible.

Artículo científico publicado en *Regional Studies in Marine Science* 32 (2019). 100868.

Autores: Daniel Pérez^{a,b}, Jorge Paramo^b, Matthias Wolff^c

a. Programa de Doctorado en Ciencias del Mar. Facultad de Ciencias Naturales e Ingeniería. Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. Grupo de Investigación Dinámica y Manejo de Ecosistemas Marino-Costeros (DIMARCO). Carrera 2 # 11-68, El Rodadero, Santa Marta, Colombia. danielg.perezf@utadeo.edu.co. Phone +57 (5) 422 9334 - Fax: +57 (5) 422 7928. <https://orcid.org/0000-0002-2882-2538>

b. Universidad del Magdalena, Grupo de Investigación Ciencia y Tecnología Pesquera Tropical (CITEPT). Cra. 32 No.22-08 Avenida del Ferrocarril, Santa Marta; jparamo@unimagdalena.edu.co Phone +57 (5) 4217940. <https://orcid.org/0000-0002-8380-2716>

c. Universität Bremen, Leibniz Zentrum für Marine Tropenökologie (ZMT). Fahrenheit Strasse 6, Bremen, Alemania; matthias.matthias.wolff@leibniz-zmt.de - Phone: +49(0)421 238 00-127 - Fax: +49(0)421 238 00-30. <https://orcid.org/0000-0002-0212-7596>

Corresponding author: jparamo@unimagdalena.edu.co (J. Paramo)

3.1 Abstract

There are no commercial fishing activities in the deep water of the Colombian Caribbean, but first surveys have spotted species of great abundance that may have harvest potential. In the study here presented we report on the findings of a systematic trawling of the soft bottoms mega-invertebrate assemblages along the Colombian Caribbean coast (from Gulf of Urabá to Punta Gallinas in La Guajira) in a depth range between 150 and 535m (three strata: 150 – 300; 300 – 400; 400- 535). We analyzed spatial distribution, species composition, size structure as well as the relationship between species abundance and biomass (ABC curves) as an indicator of system state. In the medium depth stratum of the northern zone, general species richness and abundance were highest and the ABC curves suggest a pristine system state with no signs of community disturbance. The species *Pleoticus robustus*, *Penaeopsis serrata*, *Aristaeomorpha foliacea*, *Metanephrops binghami* and *Plesionika longipes* showed the highest abundance (> 60 %), biomass (> 72 %) and widest range of geographical and bathymetric distribution, and may be candidates for a future fishery. However, prior to opening any fishery for those species, studies should be conducted on their life history parameters to estimate the catch fraction of the annual production that may sustainably be harvested.

Keywords

Potential fisheries, deep sea, shrimps, lobster, pristine state

3.2 Introduction

In the benthic environments of depth waters there is a high abundance and richness of species of crustaceans, mollusks and echinoderms, thanks to its high capacity of adaptation. (Abele, 1982; Ponder & Lindberg, 2008). Marine invertebrates play an important ecological role within food webs, being key in the transfer of energy towards higher trophic levels such as demersal fish (Redant, 1982; Cartes *et al.*, 1994). Likewise, several species of these groups are target resources of many fisheries around the world, with shrimp fisheries being among the most important (Papaconstantinos & Kaporis, 2003). Some crustacean species like the genus *Munida* have also been shown of interest in the field of bioprospecting (Synnes, 2007), due to their enzymes capable of tolerating high pressures and temperatures, which have several applications in the pharmaceutical industry, food, cosmetics and chemicals (Rossano *et al.*, 2011). However, these benthic deep water

communities are more vulnerable to anthropogenic and environmental disturbances (pollution, changes in the bottom structure and high fishing pressure) since their recovery is slower than shallower waters species (Roberts, 2002; Synnes, 2007; Malcolm *et al.*, 2015); for example *Aristaeomorpha foliacea* are highly vulnerable to overfishing in the Mediterranean Sea due to their distribution and life history (Politou *et al.*, 2004). It is therefore of great importance to deepen our knowledge on the life history traits of these deep sea species.

There is no deep water fishing activity in the Colombian Caribbean Sea, although some species have been reported which could be considered as a potential resource (Paramo & Saint-Paul, 2012 a, b, c), since they present a high commercial value in several international markets (Belcari *et al.*, 2003; Papaconstantinou & Kapiris, 2003). However, little is known about the biology of those species, its relationship with the environmental parameters and the functioning of deep water ecosystems. Knowledge of those aspects is indispensable to generate proposals for management and conservation of the stocks (Desantis *et al.*, 2001; Belcari *et al.*, 2003; Carlucci *et al.*, 2006; Kapiris & Thessalou, 2006 y 2009; Echeverría & Wehrtmann, 2011). It should be noted that a deep sea fishery has as yet not been developed in the Colombian Caribbean, so this ecosystem can be considered pristine (Paramo *et al.*, 2012).

Few studies have been conducted in the Colombian Caribbean deep water. Campos *et al.* (2005), describe decapod crustaceans taxonomically in the upper strip of the continental slope (300 - 500 m). They found 103 species, including 40 newly reports for Colombia. INVEMAR (2010) and Vides (2011) described the demersal fauna inhabiting between 20 and 920 meters in the Colombian Caribbean. They found a greater richness and diversity in the northern Colombian Caribbean in La Guajira and Tayrona than in other ecoregions; mollusks and decapod crustaceans were the dominant groups. Vides (2011) concludes that the species distribution was regulated mainly by depth. Paramo & Saint-Paul (2012 a, b, c) found high abundances of the deep water shrimp species *A. foliacea*, *Pleoticus robustus*, *P. serrata* and the lobster *Metanephrops binghami* in the depth range of 150 to 535 m. They confirmed that the average biomass of *A. foliacea* in the Colombian Caribbean (16.3 kg km^{-2}) during this study is close to that the Antalya Bay (Eastern Mediterranean) (20 kg km^{-2}) for years 2010 - 2011 (Mehmet *et al.*, 2017). This species is commercially important in the Mediterranean Sea (D'Onghia *et al.*, 1998; Figueiredo *et al.*, 2001; Papaconstantinou & Kapiris, 2003; Politou *et al.*, 2004; Mytilineou *et al.*, 2005; Mouffok *et al.*, 2008), the coasts of Brazil (Pezzuto *et*

al., 2006; Dallagnolo *et al.*, 2009) was reported as a potential fishery resource in the Yucatan Peninsula of Mexico (Gracia *et al.*, 2010) and Colombian Caribbean (Paramo & Saint-Paul, 2012 a, b, c).

The Abundance Biomass Comparison (ABC) method (Warwick, 1986) is a technique for monitoring disturbance on benthic invertebrate communities, by comparing dominance in terms of abundance with dominance in terms of biomass (Warwick 1986; Warwick *et al.*, 1987; Yemane *et al.*, 2005). The ABC method was founded on the evolutionary strategies “k” and “r”, and proposes that the distribution of the numerical abundance of organisms and total biomass do not show the same pattern in ecosystems subject to different levels of pollution or perturbation (Marques *et al.*, 2009; Carvalho *et al.*, 2013). In a normal-undisturbed state the community is dominated by slow-growing, large-sized, late-maturing species, and therefore the biomass curve tends to be above the abundance curve. Under a disturbance regime, which may be caused by fishing or environmental impacts, opportunistic species of fast growth, small sizes, early maturation dominate, and the biomass curve is below the curve of abundance. The ABC method is used to evaluate the status of the community without the need for a spatial or a temporal control as a reference, because the biomass is compared with the abundance for the same time and place (Clarke & Warwick, 1994). This technique has been used for evaluate different communities, for example macrozoobenthos (Warwick, 1986), macrobenthos (Stenton-Dozey, *et al.*, 1999) and demersal fishes (Yemane *et al.*, 2005).

Considering the above, it is of great importance to increase our knowledge of these species with potential commercial importance, the biotic assemblages within which they are found and their relationship with environmental parameters and the functioning of the deep water ecosystem. The present study evaluates the state of mega-invertebrates of soft bottoms, between 150 and 535 meters depth in the Colombian Caribbean. The study focuses on analysing a) the species composition, b) size structure, and c) spatial distribution of deep water mega-invertebrates, as well as and d) the relationship between abundance and biomass (ABC dominance curves) as an indicator of the degree of community disturbance. The results will be reference points for the management and conservation of these resources. The study was based on the hypothesis that species composition and abundance does differ significantly between depth strata and zone due to environmental and physical variations as well as the biological characteristics of the species.

3.3 Materials and methods

3.3.1 Study area

Sampling was conducted in the Colombian Caribbean Sea from Cabo Tiburón - Chocó to Punta Gallinas – La Guajira (divided in two zones northern and southern by the mouth of the Magdalena River), between the isobath of 150 to 535 meters of depth (Figure 3-1). The northern zone is influenced by seasonal upwelling of cool, nutrient-rich subsurface water.

The continental shelf is narrow on the coast of the department of Magdalena and then widens to the north in La Guajira, where it reaches its maximum extension (INVEMAR, 2000). Near the mouth of Magdalena River muddy bottoms dominate, whereas sandy bottoms, coarse-grained sediments and remnants of calcareous materials are prevalent in La Guajira (Borrero *et al.*, 1996).

The southern zone is influenced by river discharges and freshwater supplies, mainly from Magdalena river, and the Sinu and Atrato rivers to a lesser extent. The muddy bottoms are dominant. There are islands, archipelagos and coral reefs ecosystems in the Bolivar department and Morrosquillo Gulf, with bioclastic type sediments (INVEMAR, 2000).

The Colombian Caribbean climate is dependent on the trade winds of the Northeast and the oscillations of the Intertropical Convergence Zone (Vernette, 1985; Nystuen & Andrade, 1993). It has a bimodal character, the main dry season occurs from December to April, and the wet season during the rest of the year, interrupted by a little dry season in July and August popularly known as the "Veranillo de San Juan" (Pujos & Le Tareau, 1988; Mesa *et al.*, 1997). The Gulf of Urabá (southern zone) is a humid region, with multi-year rainfall averages of 2427 mm, whereas La Guajira (northern zone) is a desert region (Mesa *et al.*, 1997).

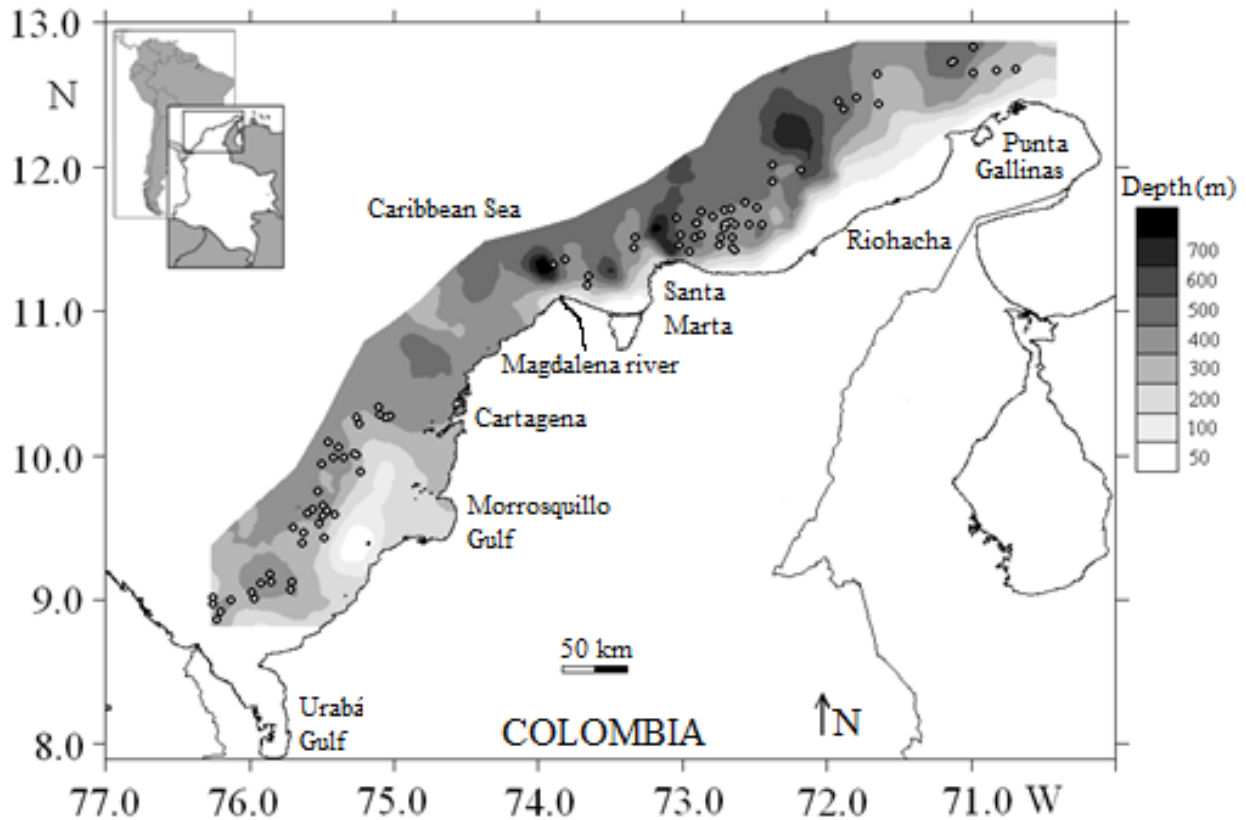


Figure 3-1. Study area showing deep sea mega-invertebrate sampling stations in the Colombian Caribbean.

3.3.2 Sampling

Four sampling trips were carried out in August and December of 2009, and March and May of 2010, targeting Colombian Caribbean Sea soft bottoms. Data were collected by trawling, with a stratified sampling design, between 150 and 535 m depth (three depth strata 150 – 300 m; 300 – 400 m; 400 – 535 m). The trawlable soft bottoms were located by a commercial echo sounder FURUNO FCV 1150 with the transducer set at a frequency of 28 kHz, on a grid of 87 stations, with two hauls per depth stratum. Samples were taken in a commercial trawler type "FLorida" vessel "Tee Claude", with a length not exceeding 25 meters. A trawl net was used with a cod-end mesh size of 44.5 mm from knot to knot. Each haul lasted for 30 minutes and the distance travelled was calculated using a global geopositioned system (GPS). In the area between Cartagena and the mouth of the Magdalena River, trawling was not possible due to the presence of hard structures on the seabed (submarine cables). On board, all of the mega-invertebrates captured were analyzed in terms of abundance N/km^2 and biomass Kg/km^2 .

3.3.3 Processing and analysis of samples

The mega-invertebrate samples obtained represented 25% of the total catch made in each haul. The captured individuals were frozen on board. Once on land, they were taken to the laboratory and identified to the lowest possible taxonomic level using specialized guides and literature for each taxon. The total length of each individual was measured with a digital calliper with a precision of 0.01 mm, and the total weight was estimated with an analytical balance with an accuracy of 0.1 mg. For each taxa the abundance and biomass/km² per haul were calculated, using the opening of the net (11.5824 m) and the speed of the boat (2.5 knots) (Gunderson, 1993; King, 2007) with the following formula:

$$Abundance(biomass)/km^2 = \frac{No\ of\ individuals\ or\ Biomass}{(V * t * 1.852 * (11.5824 * \frac{q}{1000}))}$$

Where V = trawl velocity (Knots), t = time spend trawling (hours), q = catchability coefficient

The frequencies of occurrence (% F), abundance in number of individuals (% A) and biomass (% B) were calculated. The importance of each species or taxa was determined by the index of relative importance (IRI), described by Pinkas *et al.*, (1971), as:

$$IRI = (%A + %B) \times (%F), \text{ expressed in terms of } \% IRI = (IRI / \Sigma IRI * 100)$$

Log series models of species biomass (kg/km²) were plotted by zones and depth strata to evaluate the distribution of abundance and richness. The significance of the difference among the slopes of the log series related to the zones and the depth strata was tested through an analysis of covariance (ANCOVA).

For each of the hauls, the following indices were calculated: Pielou's evenness (J'), Margalef's richness (d), Shannon and Wiener diversity (H') and Simpson's dominance (λ), using the PRIMER statistical package version 5.2.2 (Clarke & Gorley, 2001). The non-parametric Mann-Whitney U test was performed to determine significant differences in the diversity indices between the northern and southern zones (Gotelli & Ellison, 2004).

Cluster analysis was performed using the Bray-Curtis similarity index and group linkage was used (Bray & Curtis, 1957), to detect similarities between hauls in the mega-invertebrates assemblages of the Colombian Caribbean based on square root transformed biomass data (kg/km²). Also, a nonmetric multidimensional scaling (NMDS, Kruskal and Wish 1978) ordination based on Bray-Curtis measure of similarity was performed (Bray & Curtis 1957; Clarke & Warwick, 1994); the NMDS plot is dimensionless and visualizes the relationship of each data point to another. Distances between points represent the similarity. The similarity percentage (SIMPER) procedure (Clarke, 1993) was employed to identify the contribution of each species to dissimilarities between hauls (Gotelli & Ellison, 2004). The analysis were conducted using the statistical programs PRIMER 5.2.2 (Clarke & Gorley, 2001).

3.3.4 Analysis state of assemblages and their spatial patterns (ABC approach)

To evaluate the state (the level of disturbance) of the assemblages of the deep water mega-invertebrates, the Abundance/Biomass Comparison (ABC) method was used, which simultaneously compares the dominance in terms of abundance with dominance in terms of biomass (Warwick, 1986; Warwick *et al.*, 1987; Yemane *et al.*, 2005). The statistic *W* represents the area of difference between the two curves. A negative value indicates that the biomass curve is below the abundance curve and suggests an altered community (Warwick & Clarke, 1994; Yemane *et al.*, 2005). *W* is obtained as follows:

$$W = \sum_{i=1}^s (Bi - Ai) / [50(S - 1)]$$

Where, *S* describes the change in the total number of species, *A* is the total abundance in each sample *i* and *B* is the total biomass in each sample *i*.

The significant differences of the *W* statistic between zones and sites (hauls) were calculated by the nonparametric U tests of Mann-Whitney and Kruskal-Wallis respectively, to determine the areas with the highest degree of disturbance, those moderately disturbed and those that have not been disturbed.

The description of the spatial structure of the statistical W obtained from the curves (ABC) of the mega-invertebrate assemblages of deep waters was carried out through a geostatistical analysis (Cressie, 1993; Petitgas, 1993). The experimental variogram is defined as the variance of the difference between the values that are h units apart.

$$\hat{\gamma}(h) = \frac{1}{2N(h)} \sum_{i=1}^{N(h)} z(x_i) - z(x_i + h)^2$$

Where $\hat{\gamma}(h)$ is the semivariance, h is a vector of distance and direction, and N(h) is the number of pairs of observations at the distance h in a given direction, z(x_i) is the density of mega-invertebrates for the i-th data point. An ordinary kriging method is used for the spatial distribution map of the statistical W (Isaaks & Srivastava, 1989; Rivoirard *et al.*, 2000; Paramo & Roa, 2003).

3.4 Results

3.4.1 General description of species assemblage

A total of 7019 individuals were identified, belonging to 6 orders, 29 families and 61 species. The most dominant species were *P. robustus* (% IRI 22.32), *P. serrata* (% IRI 20.71), *A. foliacea* (% IRI 15.98), *A. longipes* (% IRI 11.85), *M. binghami* (% IRI 6.32) and *Plesionika longipes* (% IRI 4.32), representing 81% of the relative importance index (% IRI). Some other species such as *A. spinicarpus* (% IRI 3.09), *Polycheles typhlops* (% IRI 2.03), *Heterocarpus ensifer* (% IRI 1.57), *Solenocera acuminata* (% IRI 1.53), *Nephropsis aculeata* (% IRI 1.05), and *Semirossia equalis* (% IRI 0.96) presented occurrences close to 40%, however their biomass and abundance were comparatively low, with low values of % IRI. About 75% of all the species caught presented frequencies, abundances and/or low biomasses with IRI values below 1% (Table 3-1).

Table 3-1. Frequency of Occurrence (%F), abundance (%A) biomass (%B) and index of relative importance (% IRI) of the depth megainvertebrates in the Colombian Caribbean.

Taxa	% F	%A	%B	%IRI
Crustacea				
Malacostraca				
Decapoda				
Aristeidae				
<i>Aristaeomorpha foliacea</i> (Risso, 1827)	65.08	10.06	17.59	15.98

Taxa	% F	%A	%B	%IRI
Calappidae				
<i>Acanthocarpus alexandri</i> (Stimpson, 1871)	12.70	0.18	0.48	0.07
<i>Paracyclois atlantis</i> (Chace, 1939)	6.35	0.18	0.75	0.05
Crangonidae				
<i>Parapontocaris caribbaea</i> (Boone, 1927)	4.76	0.09	0.03	0.01
<i>Parapontocaris vicina</i> (Dardeau & Heard, 1983)	38.10	1.19	0.46	0.56
Epialtidae				
<i>Rochinia crassa</i> (A. Milne-Edwards, 1879)	6.35	0.09	0.96	0.06
<i>Stenocionops spinosissimus</i> (Saussure, 1857)	3.17	0.05	0.40	0.01
Ethusidae				
<i>Ethusa microphthalma</i> (Smith, 1881)	4.76	0.12	0.07	0.01
Glyphocrangonidae				
<i>Glyphocrangon longleyi</i> (Schmitt, 1931b)	23.81	4.36	2.04	1.35
<i>Glyphocrangon neglecta</i> (Faxon, 1896)	26.98	11.99	2.34	3.44
Eugonatonotidae				
<i>Eugonatonotus crassus</i> (A. Milne-Edwards, 1881)	3.17	0.06	0.08	0.00
Inachoididae				
<i>Stenorhynchus yangi</i> (Goeke, 1989)	1.59	0.08	0.03	0.00
Leucosiidae				
<i>Myropsis quinquespinosa</i> (Stimpson, 1871)	22.22	0.75	2.08	0.56
Mithracidae				
<i>Maguimithrax spinosissimus</i> (Lamarck, 1818)	1.59	0.01	0.00	0.00
<i>Maguimithrax</i> sp.	1.59	0.00	0.00	0.00
Munididae				
<i>Agononida longipes</i> (A. Milne Edwards, 1880)	76.19	13.39	4.12	11.85
<i>Munida evermanni</i> (Benedict, 1901)	15.87	1.28	0.45	0.24
<i>Munida flinti</i> (Benedict, 1902)	6.35	0.22	0.10	0.02
<i>Munida fórceps</i> (A. Milne Edwards, 1880)	15.87	0.17	0.07	0.03
<i>Munida valida</i> (Smith, 1883)	6.35	0.07	0.05	0.01
<i>Munida constricta</i> (A. Milne Edwards, 1880)	3.17	0.06	0.01	0.00
<i>Munida irrasa</i> (A. Milne Edwards, 1880)	1.59	0.00	0.00	0.00
<i>Munida</i> sp.	6.35	0.15	0.06	0.01
Munidopsidae				
<i>Munidopsis bradleyi</i> (Pequegnat & Pequegnat, 1971)	4.76	0.07	0.06	0.01
<i>Munidopsis</i> sp.	11.11	0.38	0.33	0.07
<i>Munidosopsis riveroi</i> (Chace, 1939)	19.05	0.20	0.04	0.04
<i>Munidopsis alaminos</i> (Pequegnat & Pequegnat, 1970)	3.17	0.13	0.04	0.00
<i>Munidopsis polita</i> (Smith, 1883)	1.59	0.02	0.00	0.00
Nephropidae				
<i>Eunephrops bairdii</i> (Smith, 1885)	31.75	0.89	2.69	1.01
<i>Metanephrops binghami</i> (Boone, 1927)	49.21	4.05	10.41	6.32
<i>Nephropsis aculeata</i> (Smith, 1881)	49.21	1.66	0.73	1.05
<i>Nephropides caribaeus</i> (Manning, 1969)	1.59	0.01	0.03	0.00
Oplophoridae				
<i>Oplophorus gracilirostris</i> (A. Milne-Edwards, 1881b)	7.94	0.09	0.01	0.01
<i>Systellaspis pellucida</i> (Filhol, 1884)	1.59	0.02	0.00	0.00
Paguridae				
<i>Tomopaguropsis</i> sp.	20.63	0.44	0.27	0.13
<i>Xylopagurus anthonii</i> (Lemaitre, 1995)	3.17	0.05	0.01	0.00
Pandalidae				
<i>Heterocarpus ensifer</i> (A. Milne-Edwards, 1881b)	53.97	2.04	1.24	1.57

Taxa	% F	%A	%B	%IRI
<i>Plesionika edwardsii</i> (Brandt, 1851)	14.29	0.42	0.15	0.07
<i>Plesionika longipes</i> (A. Milne-Edwards, 1881b)	61.90	4.66	3.19	4.32
<i>Plesionika acanthonotus</i> (Smith, 1882)	1.59	0.02	0.01	0.00
<i>Plesionika miles</i> (A. Milne-Edwards, 1883)	1.59	0.02	0.00	0.00
<i>Plesionika tenuipes</i> (Smith, 1881)	1.59	0.05	0.01	0.00
<i>Plesionika</i> sp.	1.59	0.06	0.01	0.00
Penaeidae				
<i>Penaeopsis serrata</i> (Spence Bate, 1881)	85.71	17.99	9.22	20.71
Polychelidae				
<i>Polycheles perarmatus</i> (Holthuis, 1952)	6.35	0.10	0.16	0.01
<i>Polycheles typhlops</i> (Heller, 1862)	55.56	1.90	2.21	2.03
Portunidae				
<i>Achelous spinicarpus</i> (Stimpson, 1871)	39.68	5.31	3.45	3.09
Psalidopodidae				
<i>Psalidopus barbouri</i> (Chace, 1939)	3.17	0.22	0.13	0.01
Pseudorhombilidae				
<i>Tetraxanthus rathbunae</i> (Chace, 1939)	1.59	0.04	0.02	0.00
Raninidae				
<i>Lysirude nitidus</i> (A. Milne Edwards, 1880)	6.35	0.13	0.04	0.01
<i>Raninoides lamarcki</i> (A. Milne-Edwards & Bouvier, 1923)	6.35	0.12	0.06	0.01
Solenoceridae				
<i>Pleoticus robustus</i> (Smith, 1885b)	66.67	10.31	27.38	22.32
<i>Solenocera acuminata</i> (Pérez Farfante & Bullis, 1973)	41.27	2.14	2.05	1.53
<i>Solenocera vioscai</i> (Burkenroad, 1934)	1.59	0.02	0.00	0.00
<i>Solenocera</i> sp.	6.35	0.19	0.11	0.02
Trichopeltariidae				
<i>Trichopeltarion nobile</i> (A. Milne-Edwards, 1880)	1.59	0.02	0.10	0.00
Stomatopoda				
Squillidae				
<i>Squilla empusa</i> (Say, 1818)	28.57	0.51	0.80	0.33
Hexanauplia				
Scalpelliformes				
Scalpellidae				
<i>Scalpellum</i> sp.	6.35	0.26	0.73	0.06
Mollusca				
Bivalvia				
Pectinida				
Propeamussiidae				
<i>Propeamussium dalli</i> (E. A. Smith, 1885)	1.59	0.02	0.01	0.00
Cephalopoda				
Myopsida				
Loliginidae				
<i>Loligo</i> sp.	11.11	0.10	0.19	0.03
Sepiida				
Sepiolidae				
<i>Semirossia equalis</i> (Voss, 1950)	39.68	0.82	1.92	0.96

3.4.2 Differences in assemblages with depth

Abundance (number of individuals) in each of the depth strata (Figure 3-2), shows that 18.61% (n = 1306) are grouped in the first stratum (150-300 m), where predominated the crab *A. spinicarpus* (22.28%, n = 291), the lobster *M. binghami* (13.17%, n = 172), the squat lobster *A. longipes* (14.17%, n = 185) and the shrimps *P. serrata* (12.79%, n = 167), *S. acuminata* (7.73%, n = 101) and *A. foliacea* (7.58%, n = 99). The second stratum (300-400 m) presented 35.66% (n = 2503) of abundance, and was dominated mainly by the shrimps *P. serrata* (19.74%, n = 494), *A. foliacea* (12.19%, n = 305), *P. robustus* (7.19%, n = 180) and *P. longipes* (7.15%, n = 179). The lobsters *A. longipes* (17.94%, n = 449) and *M. binghami* (11.35%, n = 284) were important too. The deepest stratum (400 - 535 m), showed the highest abundance 45.73% (n = 3210), dominated by the shrimps *G. neglecta* (21.34%, n = 685), *P. robustus* (18.66%, n = 599), *P. serrata* (16.76%, n = 538), *A. foliacea* (10.47%, n = 336), and *Glyphocrangon longleyi* (8.85%, n = 284). *A. longipes* (9.88%, n = 317) was abundant in this stratum too.

Comparing the three strata of depth, the intermediate stratum (II) shows the highest values of abundance and species richness, followed by the deepest stratum (III), while the shallowest stratum (I) presented lowest values. There were significant differences in the slopes (Value $p < 0.001$) (Figure 3-3).

There were no significant differences in the slope values of the log series models between zones for strata I (150-300 m) and III (400-535 m) (p value = 0.535 and value $P = 0.074$). While in stratum II (300-400) there were significant differences between the slopes of the north and south (value $p = 0.000$), showing a greater richness of species in the northern zone (Figure 3-4).

The cluster analysis showed that three main groups can be defined (Bray-Curtis similarity of 35%); the first group is formed mostly by hauls of the deepest stratum (400 – 535 m), and its clearly separated of the second group corresponding to the shallowest hauls between 150 to 300 depth meters. A third group is mostly represented by samples of the intermedium stratum (300 – 400 m), although it includes few hauls of the other strata (Figure 3-5.a). The three main assemblages were also identified in NMDS analysis (Figure 3-5.b; stress 0.2)

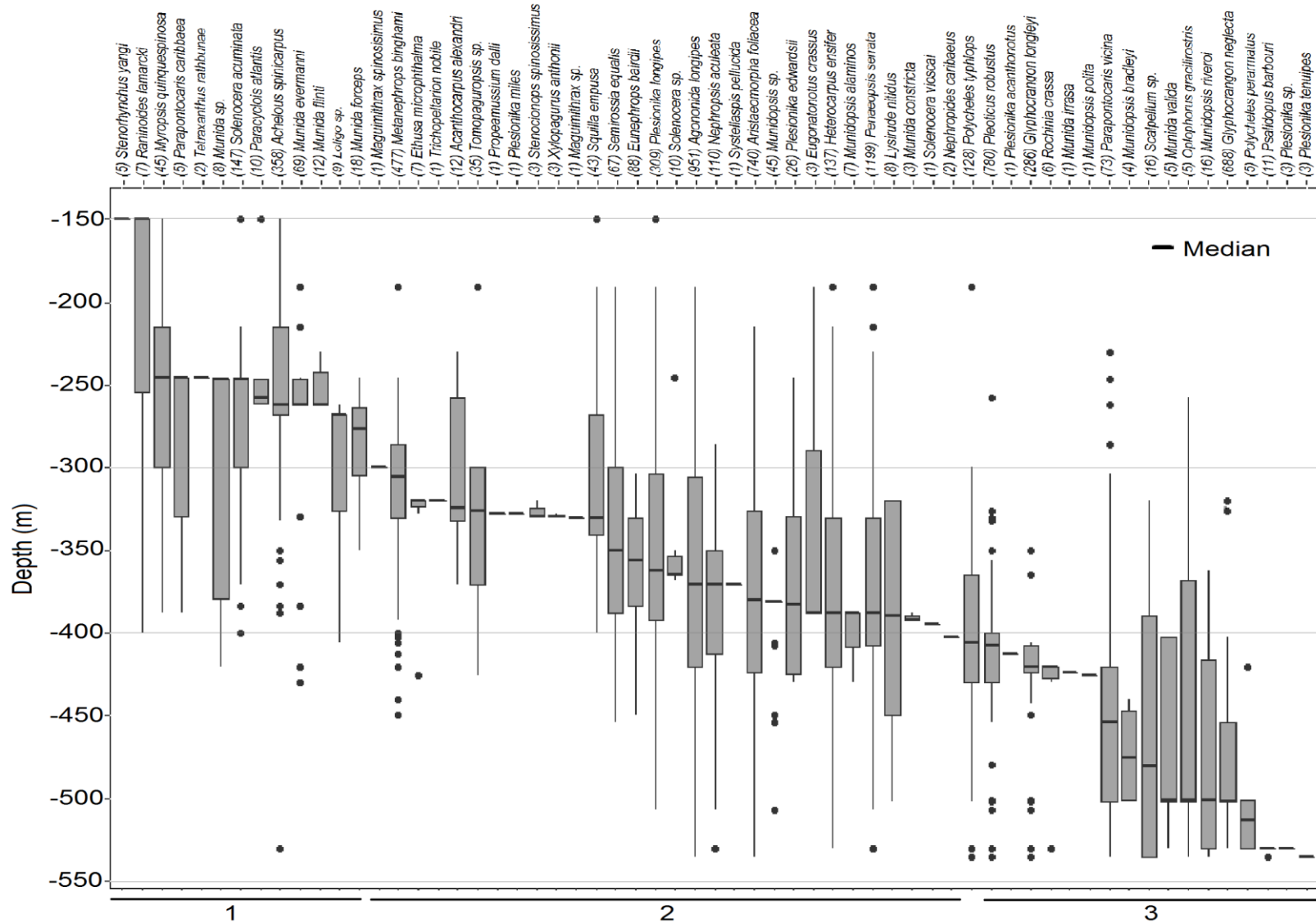


Figure 3-2. Boxplot showing the bathymetric distribution of deep sea mega-invertebrates in the Colombian Caribbean. In parentheses the number of individuals (n).

3.4.3 Difference in assemblage structure between the northern and southern zone

Regarding the distribution of abundance by zone, there is a greater similarity between the northern stations, that slightly separate from the southern stations, which becomes more evident for the intermediate and deep depth strata.

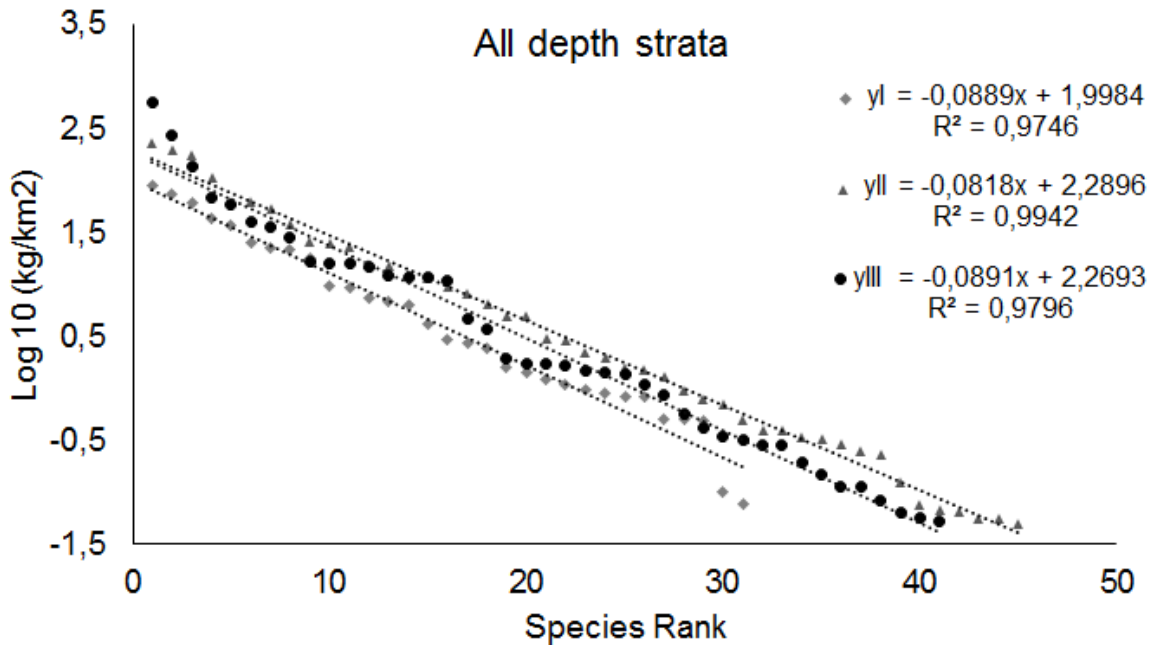


Figure 3-3. Rank order of species found (log-series model) for the biomass data along with their regressions, by depth stratum for the deep sea mega-invertebrate assemblages of the Colombian Caribbean I = 150 – 300 m, II = 300–400 m, III = 400–535 m.

Significant differences in diversity were found between the northern and southern zones ($W=685500$; p -value = 0.004). More hauls with high diversity values were found in the northern zone than in the southern zone (Online Resource 3-1). Overall species richness did not significantly differ between the two zones ($W =580000$; $p = 0.167$) (Online Resource 3-1).

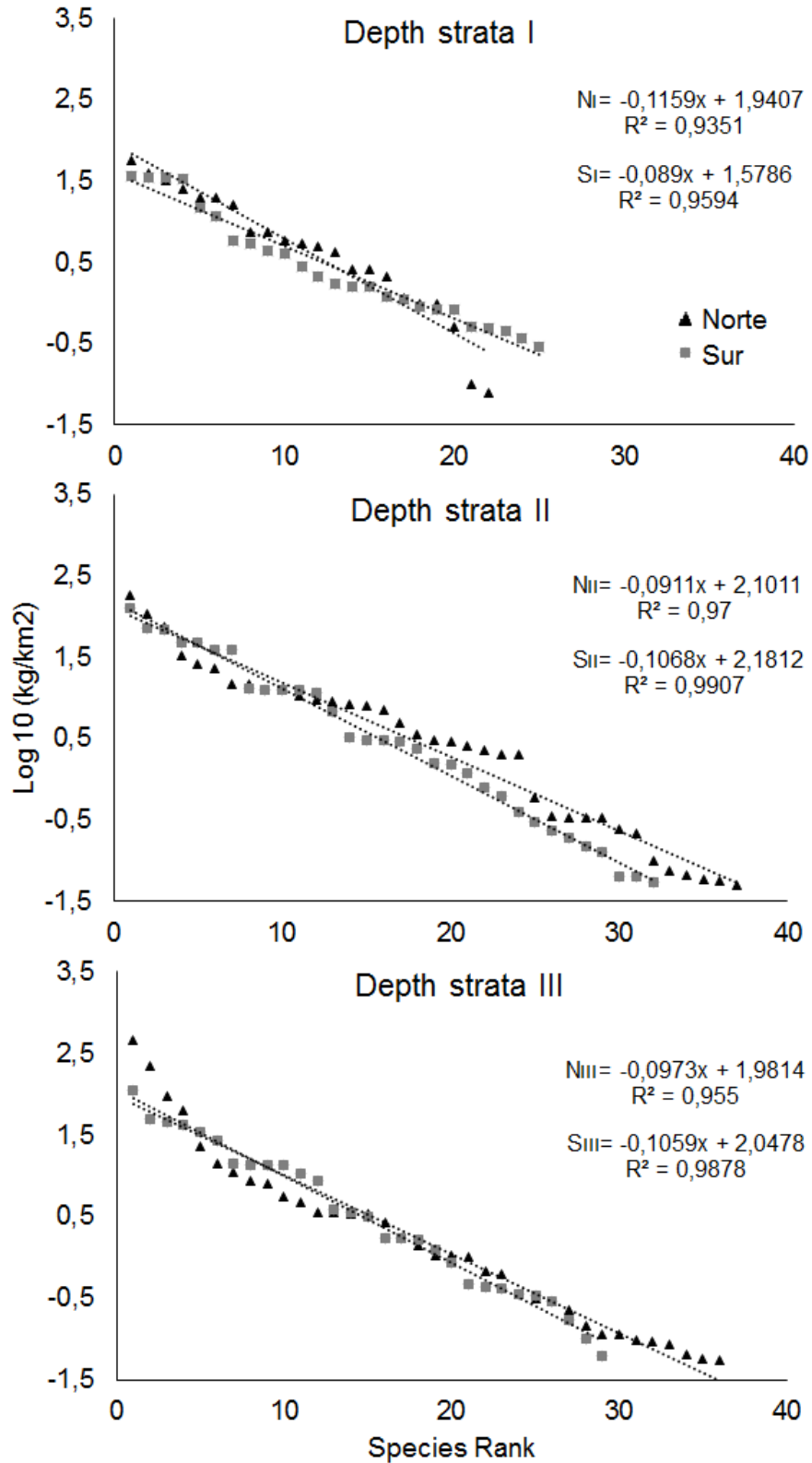


Figure 3-4. Rank order of species found (log-series model) for the biomass data along with their regressions, by northern and southern zone for each depth stratum of the deep sea mega-invertebrate assemblages of the Colombian Caribbean. I = 150–300 m, II = 300–400 m, III = 400–535 m.

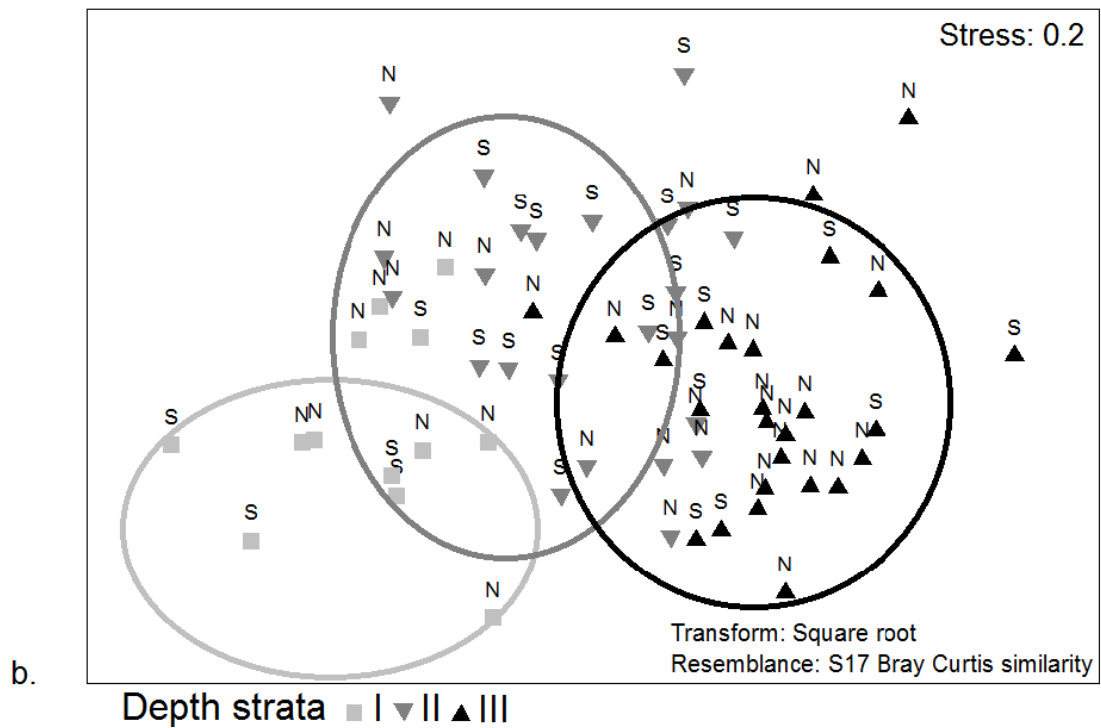
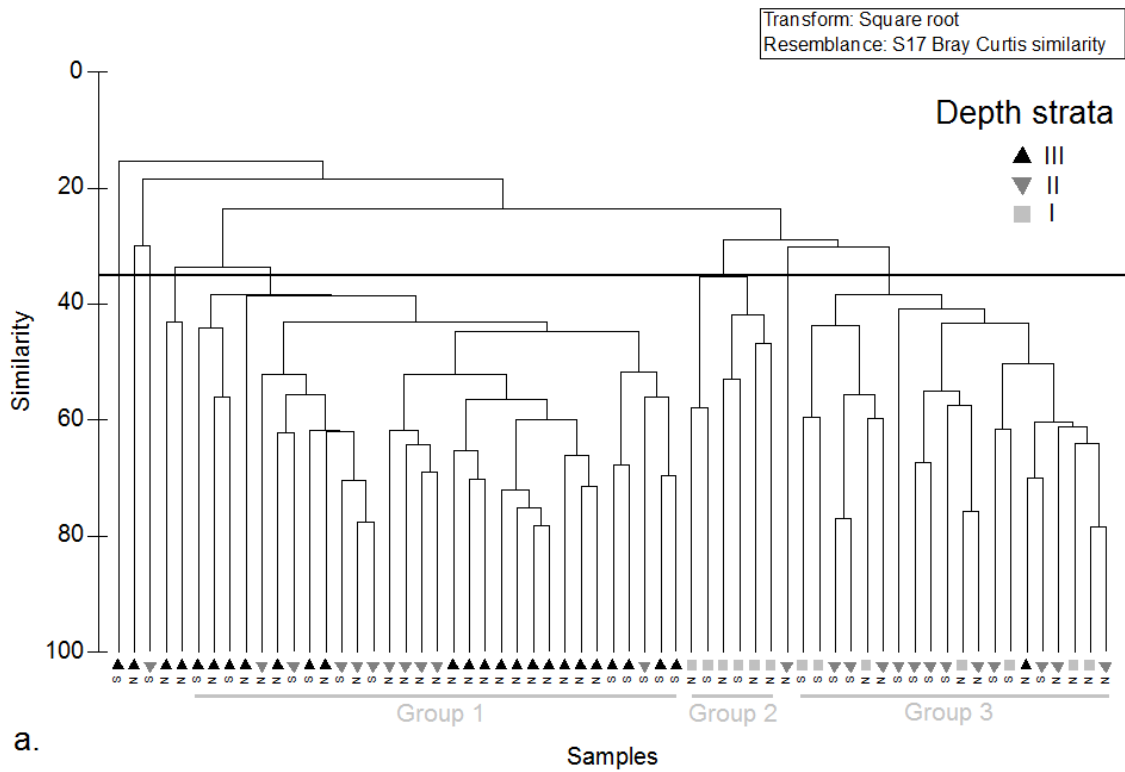


Figure 3-5. a. Cluster analysis using the Bray–Curtis similarity index between hauls and depth strata in the mega-invertebrate assemblages of the Colombian Caribbean. b. Non-metric multidimensional scaling (NMDS) plot for the mega-invertebrates assemblages of the Colombian Caribbean. 35% similarity in both cases.

The dominant species were: *A. spinicarpus*, *S. acuminata*, *P. serrata*, *A. longipes* and *M. binghami* for stratum I (average similarity 40.02); *M. binghami*, *P. robustus*, *A. foliacea*, *P. serrata* for stratum II (average similarity 40.13) and *P. robustus*, *A. foliacea*, *P. serrata*, *P. typhlops* and *G. neglecta* for stratum III (average similarity 43.03). The average dissimilarity among the three strata was 66.45 between strata II and III (*P. robustus*, *A. foliacea* and *M. binghami*), 83.31 between strata I and III (*P. robustus*, *A. foliacea* and *A. spinicarpus*) 71.24 between strata I and II (*M. binghami*, *P. robustus*, *A. foliacea*). Details are show in the Online Resource 3-2.

The dominant species for each zone according to the SIMPER analysis were in their order: *P. robustus*, *A. foliacea*, *P. serrata* *H. ensifer*, *A. longipes* and *P. typhlops* in the north (average similarity 41.72) and *M. binghami*, *P. robustus*, *A. foliacea*, *P. longipes* and *P. serrata* in the south (average similarity 41.38). The average dissimilarity between the two zones was 62.69, mainly due to the contribution of the species *P. robustus*, *A. foliacea* and *M. binghami* (Online Resource 3-3).

3.4.4 Size differences between depth strata and zones

Significant differences in size were found between the northern and southern zones ($W=3180367$; $p\text{-value} = 0.000$). In general, large sizes were found in the deepest stratum (400 – 535 m) and smaller lengths in the shallowest stratum (150 – 300 m), this pattern was repeated for the most important species in all strata ($IRI > 4\%$). The northern zone showed a slight tendency to have more individuals of larger sized than those found in the southern zone (Online Resource 3-4).

3.4.5 ABC-Plots, W statistics and disturbance level

In the Colombian Caribbean (global analysis) the biomass curve is above the abundance curve (statistical $W = 0.021$) suggesting an undisturbed community. This trend continues in the northern zone ($W = 0.036$), while in the southern zone a slight crossing is generated, and the biomass is above the abundance, which may suggest a slight disturbance ($W = - 0.007$) (Figure 3-6). With the ordinary kriging method, we analysed the ABC curves in hauls. There are some cases where slight crosses are generated between the abundance and biomass curves both in the northern and southern of the study area. In the northern zone, low values are in front of Cabo de la Vela in La Guajira (statistical W between 0.01 – 0.11) and in the southern zone in the area opposite Cartagena (statistical W 0.

09 – 0.30) (Figure 3-7). However, there were no significant differences between areas (p-value = 0.418) and hauls (p-value = 0.476), maintaining the general pattern described above.

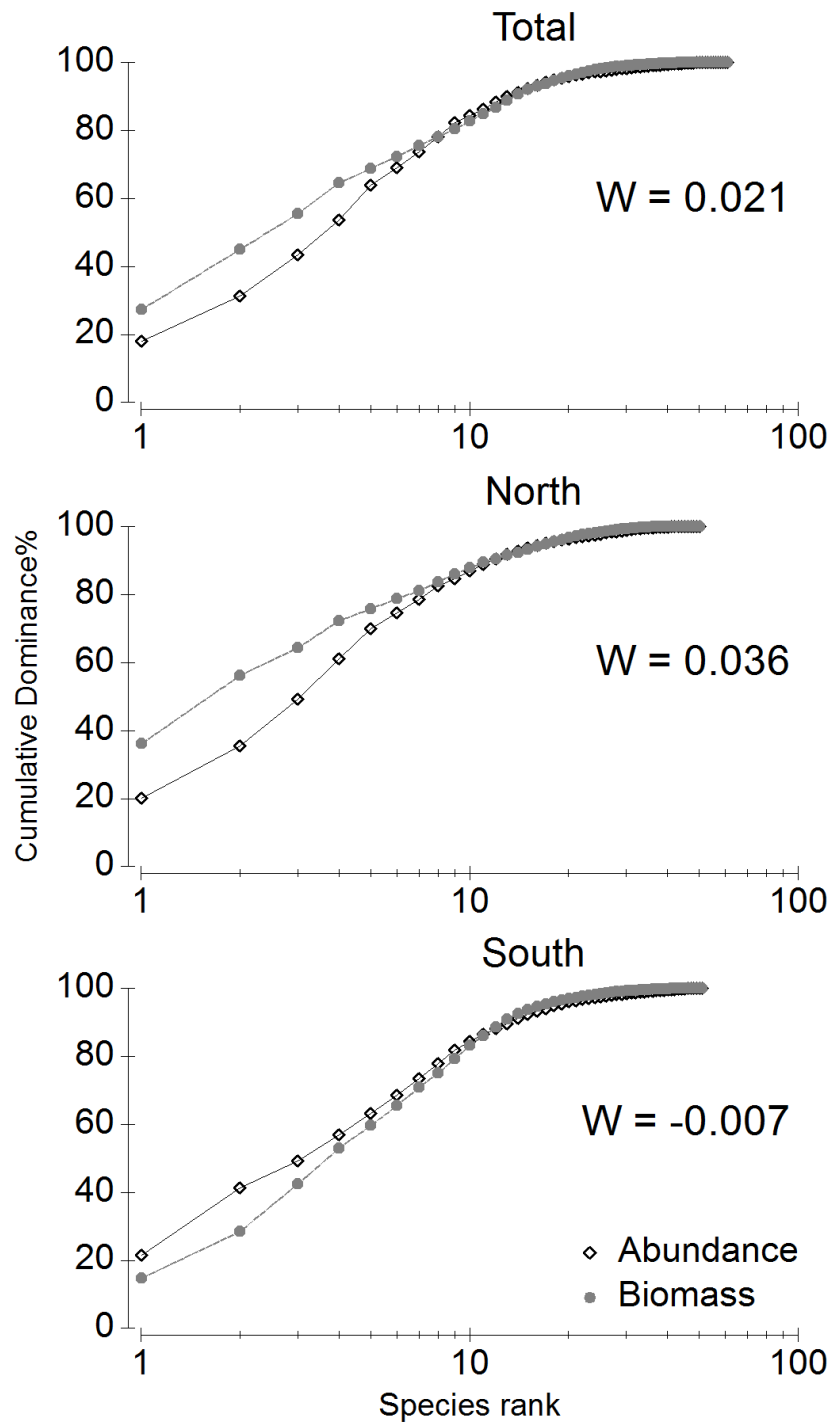


Figure 3-6. Abundance and biomass curves (ABC) of the deep sea mega-invertebrates of the Colombian Caribbean.

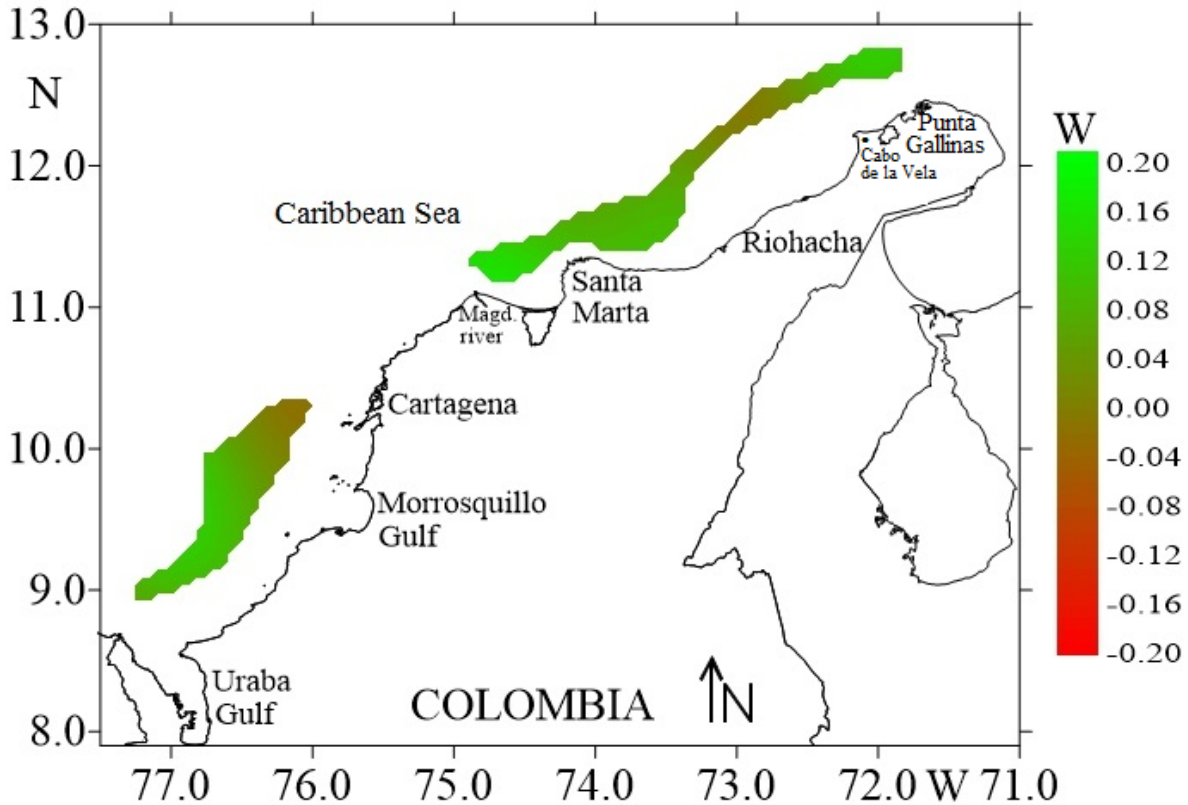


Figure 3-7. W statistical (ABC curves) spatial distribution for the deep sea mega-invertebrate assemblages of the Colombian Caribbean.

3.5 Discussion

3.5.1 Depth range and bathymetric concentration of species

The study here presented describes the soft bottom mega-invertebrate community of the deep water of the Colombian Caribbean with emphasis on potential fishery resources. Due to the fact that previous studies by Vides (2011) and INVEMAR (2010) were based on surveys taken in different habitats and from a larger depth range (between 16 – 930 m) and using different sampling methods, the species richness reported here is lower than in those studies (Vides: 273 crustaceans for the whole depth range and study area; INVEMAR: 54 crustaceans for the depth range of 200-300 m and 82 species for the depth range of 300-550m; present study: 61 species).

Decapod crustaceans (*P. robustus*, *P. serrata*, *A. foliacea*, *A. longipes*, *M. binghami* and *P. longipes*) dominated the biomass, as has also been described for the invertebrate communities of the Atlantic

(Lagardère, 1973; 1977; Haedrich *et al.*, 1975 y 1980; Wenner & Boesch, 1979; Markle *et al.*, 1988; Basford *et al.*, 1989; Olaso, 1990; Bianchi, 1992; Setubal Pires, 1992; Fariña *et al.*, 1997). For the Colombian Caribbean, *P. serrata* and *A. longipes* have been reported with greater abundance in the depth range of 150 to 400 m (Vides, 2011; INVEMAR, 2010). In the Colombian Caribbean all six species are widely distributed, as was already reported by Paramo & Saint- Paul (2012 a, b, c), Campos *et al.* (2005).

Four of the six species were distributed in the wide depth range of 150m – 535 m. *A. foliacea* was more abundant between 400 - 450 m, at a lower depth than reported for the Mediterranean (500 - 600 m) by Papaconstantinou & Kapiris (2003) and D'Onghia *et al.* (1998), which may be due to the limited depth range in our study compared to that of the other studies (60 – 1300 m, Komai, T. & H. Komatsu, 2009). *A. foliacea* undergo a bathymetric reproductive migration towards shallower waters (D'Onghia *et al.*, 1998), however, in this study we did not record reproductive data to confirm this assumption. The abundance of *P. serrata*, *A. longipes* and *P. robustus* was highest in the depth range 350 - 450 m, confirming former reports. *P. serrata* is known to range from 100 m to 750 m, but is most common between 300 – 450 m (Holthuis, 1980; Cervigón *et al.*, 1992; Paramo & Saint Paul, 2012 b). *A. longipes*, was found between 40 and 1140 m (Takeda & Okutani, 1983; Vázquez-Bader & Gracia, 2016) with highest abundances in the Gulf of México between 309 and 1140 m (Vázquez-Bader & Gracia, 2016). *P. robustus* is known to range from 70 to 1850 m (Cervigón *et al.*, 1992; Gracia *et al.*, 2010), but seems to be most common between 250 and 475 m (Paramo & Saint-Paul, 2012 a). In our study the depth distribution of *A. longipes* and *P. robustus* may be constrained by the lower depth range of the study area. *M. binghami* was found between 300m - 400m, close to the observed depth range by Holthuis (1991) (300-500m). For *P. longipes* the bathymetric range was between 150 - 507 m, exceeding the range reported by Felder *et al.* (2009) (329-457 m) in the Gulf of Mexico and by Campos *et al.*, (2005) in the Colombian Caribbean (186 - 440 m). Highest abundances of this species were found between 300- 450 m.

3.5.2 Assemblage differences with depth

In general, the mega-invertebrates found had broad ranges of bathymetric distribution, however, some species presented abundance concentrations, evidencing preference for some of the defined depth strata. *A. foliacea* and *A. longipes* were found in all strata, although with greater

concentration at depths between 350 and 450 m. This coincides with Felder *et al.* (2009), but differs from the findings of Mehmet *et al.* (2017) who found *A. foliacea* between 500-600 m. The species that apparently prefer deeper water (between 400 and 530 m) were *G. neglecta*, *G. longely* and *P. vicina*, as previously reported by Holthuis (1971) and Chace (1984).

Highest abundance and species richness were found in the deepest stratum, confirming observations of Vides (2011) for the Colombian Caribbean. This pattern was already described by Levinton (1995) who argues that mega-invertebrate species diversity increases with depth to a maximum at the continental shelf edge from where it decreases again towards the abyssal sea. The relatively high environmental constancy (e.g. temperature, salinity and sediment type) may explain this high species richness and abundance near the shelf edge, and may be indicative of a relatively mature ecosystem (Robert, 1966; Ruiz *et al.*, 2013). Mehmet *et al.* (2017) conclude that the main factor determining the subsequent reduction of diversity with a further increase in depth could be low trophic resources availability in the abyssal zone.

3.5.3 Geographical pattern

Highest species richness was found in the northern zone in the intermediate depth stratum, which agrees well with reports of INVEMAR (2010) and Vides (2011). This may be attributed to the higher input of continental waters in this region and to upwelling processes in the Magdalena and La Guajira regions, that enhance primary productivity during the dry season (Franco-Herrera *et al.*, 2006; Andrade *et al.*, 2003; Paramo *et al.*, 2003; Paramo *et al.*, 2012) and beyond. The increase in the onshore-offshore advection and the surfacing of the mixed layer appears to be decoupling the coastal upwelling and plankton biomass in the region (Paramo *et al.*, 2011).

The abundance-biomass curves (ABC) are considered indicative for system perturbations (Warwick & Clarke, 2001) and have been used previously to assess the community effect of contamination and other anthropogenic impacts on mega-invertebrate assemblages (Warwick *et al.*, 1987; Agard *et al.*, 1993; Warwick & Clarke, 1994). They can also be used to trace natural “perturbations”, when environmental changes (seasonal changes in temperature, rainfall pattern, upwelling strength) affect the community composition (Godínez *et al.*, 2009).

Our ABC analysis suggests that the system studied is relatively undisturbed (W statistics are positive), just what would be expected in a rather pristine, unfished ecosystem. As expected, species of relatively large body size dominate in biomass and abundance (Warwick & Clarke, 1994; Yemane *et al.*, 2005). While it could be argued that the study only covers a relatively short time period and results may therefore not be representative for annual means, conditions in the deep water layers should be relatively constant compared to coastal shallow waters, so that observed features may indeed approximate characteristic conditions. Interestingly, the ABC curves in the northern and southern extremes of the survey area overlap slightly and one may think of some sort of perturbation here. However, this ABC pattern can also emerge from large aggregations of juvenile species of small sizes shortly after recruitment events (Godínez, 2003; Godínez *et al.*, 2009); reproductive data is not available for the Caribbean Colombian so this could not be verified. The southern area coincides with the Parque Nacional Natural Corales de Profundidad (PNNCP) that was declared a protected area in 2013 (Morales *et al.*, 2017). This area is particularly rich in deep water corals and has a high habitat and species diversity (Morales *et al.*, 2017) allowing juvenile specimens to find abundant food and refuge areas. A similar situation has been described in the Mediterranean for the species *A. foliacea*, which inhabits structurally complex areas of seamounts and canyons, where gravid females and juveniles are found in great abundances (Caddy, 1990; Palmas *et al.*, 2015). A similar situation may characterize the northern region close to the Guajira, which has also been described with a geomorphological complexity including submarine canyons (INVEMAR, 2010). However, the upwelling driven high primary productivity in this area (Paramo *et al.*, 2011) may also enhance aggregations of juvenile specimens (Palmas *et al.*, 2015).

While the irregular distribution of deep water crustacean makes accurate biomass estimations difficult (D'Onghia *et al.*, 1998; Belcari *et al.*, 2003; Paramo *et al.*, 2011), our study results suggest important biomass concentrations in the Colombian Caribbean of those species that are also fishery target species in the Mediterranean (*A. foliacea*, *P. robustus* and species of the *Plesionika* genus (Kapiris & Thessalou, 2009; Belcari, *et al.*, 2003; Sousa *et al.*, 2017) and in other tropical areas (*M. binghami* (Holthuis, 1991; Chan, 1998; Chan *et al.*, 2009) and *P. serrata* (Holthuis, 1980). So the question arises if these potential resources can provide an alternative for the further development of the fishery industry in the region. (Paramo & Saint-Paul, 2012 a, b, c).

The great vulnerability of deep water species and benthic communities means that their population or community recovery after a trawl fishery disturbance takes far more time than in shallow waters. It may even last for several decades after the end of the perturbation (Clark *et al.*, 2015). At the global level, various attempts have been tried to minimize the effects of deep water trawling such as quota determination, closure of sensitive critical areas (Probert *et al.*, 2007; Morato *et al.*, 2006) and through the modification of the techniques used in trawl fisheries (Mounsey & Prado, 1997; Skaar & Vold, 2010). While these attempts have helped in some fisheries to reduce the impact, it is generally postulated that the precautionary approach should be followed due to the little knowledge available for most of the deep water species (Clark *et al.*, 2015). In this context the designation of protected no-take areas seems to be most instrumental for the protection and conservation of these communities (Clark *et al.*, 2015; Clark & Dunn, 2012; Schlacher *et al.*, 2014). While this approach is used in the Colombian Caribbean through the creation of the “Parque Nacional Natural Corales de profundidad (PNNCP)”, where fishing is prohibited, other areas suitable for resource extraction have yet to be determined and a resource management scheme has yet to be developed (García *et al.*, 2003; Clark *et al.*, 2015). If these areas would enable the traditional nearshore fishery to move further offshore targeting the deeper water resources, fishing pressure on the coastal, heavily overexploited resources, could be released and these systems could eventually recover. However, it is necessary to improve the technology of vessels and navigation equipment, as well as the implementation of fishing methods such as traps, which cause a lower impact on the ecosystem than trawling (Pérez *et al.*, 2018).

However, before the fishery can be opened in those unprotected areas of high resource abundance determined in this study, further studies need to be conducted on the vital population parameters (growth and natural population turnover rate of target species) in order to estimate the biomass fraction of the annual production that may be exploited sustainably. Data on the spatial distribution of juveniles and spawners is also required so that critical habitats and spawning seasons could be closed to fishing. The above, would be essential prerequisites to the implementation of an ecosystem-based management approach and would guarantee the sustainability of the target species as well as new fishing alternatives by minimising ecosystem impacts.

3.6 Acknowledgments

This work is a contribution of the research groups Ciencia y Tecnología Pesquera Tropical (CITEPT) Universidad del Magdalena (Colombia), Dinámica y Manejo de Ecosistemas Marino-Costeros (DIMARCO) Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano (Colombia) and the Leibniz-Zentrum für Marine Tropenökologie (ZMT) (Germany). We also acknowledge to PhD. program in Marine Sciences, Facultad de Ciencias Naturales e Ingeniería, Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano.

3.7 Funding

The work was sponsored by COLCIENCIAS grant number 117-452-21288, Universidad del Magdalena, ZMT and The Instituto Colombiano de Desarrollo Rural (INCODER) through Subgerencia de Pesca y Acuicultura. The "Departamento Administrativo de Ciencia, Tecnología e Innovación" (COLCIENCIAS) provided financial support to the first author for the development of the doctoral thesis in Marine Sciences, in the Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano.

3.8 References

- Abele, L. G., 1982. Biogeography, 242-304. En: Abele, L.G. (ed.). The biology of Crustacea: Systematics, the fossil record, and biogeography, Academic Press, vol. I, Nueva York, 319 p.
- Agard, J.B.R., J. Gobin & R.M. Warwick, 1993. Analysis of marine microbenthic community structure in relation to pollution, natural oil seepage and seasonal disturbance in a tropical environment (Trinidad, West Indies). Marine Ecology Progress Series. 92: 233–243.
- Andrade, C.A., E.D. Barton & C.H.N.K. Mooers, 2003. Evidence for an eastward flow along the Central and South American Caribbean Coastal. Journal of Geophysical Research. 108: 1–11.
- Basford, D. J., A. Eleftheriou & D. Raffaelli, 1989. The epifauna of the northern North Sea (56–61°N). Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom. 69: 387–407.
- Belcari, P., C. Viva, M. Mori & S. De Ranieri, 2003. Fishery and biology of *Aristaeomorpha foliacea* (Risso, 1827) (Crustacea: Decapoda) in the Northern Tyrrhenian Sea (western Mediterranean). Journal of Northwest Atlantic Fisheries Science, 31:195–204.
- Bianchi, G., 1992. Demersal assemblages of the continental shelf and upper slope of Angola. Marine Ecology Progress Series. 81: 101–120.
- Borrero, F. J., Díaz, J. M. & A. Seczón, 1996. Las ostras perliíferas (Bivalvia - Pteriidae) en el Caribe colombiano. Historia de su explotación, Ecología y Perspectivas para su aprovechamiento. INVEMAR, Serie de Publicaciones Especiales, 1: 1-56.
- Bray, J. R. & J. T. Curtis. 1957. An ordination of upland forest communities of southern Wisconsin. Ecological Monographs 27:325-349.
- Caddy, J. F. 1990. Options of the regulation of Mediterranean demersal fisheries. – Natural Resource Modeling. 4: 427– 475.
- Campos, N. H., Navas, G., Bermúdez, A. & N. Cruz. 2005. Los crustáceos decápodos de la franja superior del talud continental (300-500 m) del mar Caribe colombiano. Monografías de fauna de Colombia. Universidad Nacional de Colombia. Facultad de Ciencias. Instituto de Ciencias Naturales. 272 p.

- Carlucci, R., D'Onghia, G. Sion, L. Maiorano P. & A. Tursi, 2006. Selectivity parameters and size at first maturity in deep-water shrimps, *Aristaeomorpha foliacea* (Risso, 1827) and *Aristeus antennatus* (Risso, 1816), from the northwestern Ionian Sea (Mediterranean Sea). *Hydrobiologia* 557:145–154.
- Cartes, J.E., J.C. Sorbe & F. Sardá, 1994. Spatial distribution of deep-sea decapods and euphausiids near the bottom in the northwestern Mediterranean. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 179: 131–144.
- Cartes, J.A., A. Serrano, F. Velasco, S. Parra & F. Sánchez, 2007. Community structure and dynamics of deep-water decapod assemblages from Le Danois Bank (Cantabrian Sea, NE Atlantic): Influence of environmental variables and food availability. *Progress in Oceanography*.75, 797–816.
- Carvalho, F. G. Junior, J.M. B. O. Farias, A. P. J. & L. Juen. 2013. Uso da curva ABC como método para detectar o efeito de modificação antropogênica sobre Assembleia de Odonata (insecta). *Interciencia*, 38 (7): 516–522.
- Cervigón, F., R. Cipriani, W. Fischer, L. Garibaldi, M. Hendrickx, A. J. Lemus, R. Márquez, J. M. Poutiers, G. Robaina & B. Rodríguez, 1992. Fichas FAO de identificación de especies para los fines de pesca. Guía de campo de las especies comerciales marinas y de aguas salobres de la costa septentrional de Sur América. FAO, Roma, 513 p.
- Chace, F. A. Jr., 1984. The caridean Shrimps (Crustacea: Decapoda) of the Albatross Philippine Expedition, 1907-1910. Part 2: Families Glyphocrangonidae and Crangonidae. *Smithsonian Contributions to Zoology*. 397:1–63.
- Chan, T.Y., 1998. Lobsters. FAO species identification guide for fishery purposes. The living marine resources of the Western Central Pacific. Vol. 2. Cephalopods, crustaceans, holothurians and sharks: 973–1044.
- Chan, T.-Y., K.C. Ho, C.P. Li & K.H. Chu, 2009. Origin and diversification of the clawed lobster genus *Metanephrops* (Crustacea: Decapoda: Nephropidae). *Molecular Phylogenetics and Evolution* 50: 411–422.
- Clarke, K.R., 1993. Non parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology*. 18: 117–143.
- Clark, M. R., F. Althaus, T. A. Schlacher, A. Williams, D. A. Bowden & A. A. Rowden, 2015. The impacts of deep-sea fisheries on benthic communities: a review. *ICES Journal of Marine Science*. 73, i51–i69.
- Clarke K.R. & R.N. Gorley, 2001. *PRIMER v5: User Manual/Tutorial* PRIMER-E Plymouth. 91 pp.
- Clarke K.R. & R.M. Warwick, 1994. *Change in marine communities: An approach to statistical analysis and interpretation*. Plymouth; Plymouth Marine Laboratory, 144 pp.
- Clark, M. R. & M. R. Dunn, 2012. Spatial management of deep-sea seamount fisheries: balancing sustainable exploitation and habitat conservation. *Environmental Conservation*, 39: 204–214.
- Cressie, N. A. C., 1993. *Statistics for spatial data*, first ed. John. Wiley and Sons.
- Desantis, S., M. Labate, P. Maiorano, A. Tursi, G.M. Labate & M. Ciccarelli, 2001. A Histochemical and ultrastructural study of oogenesis in *Aristaeomorpha foliacea* (Risso, 1827). *Hydrobiologia* 449: 253–259.
- D'Onghia, G., A. Tursi, P. Maiorano & M. Panza, 1998. Distribution, biology, and population dynamics of *Aristaeomorpha foliacea* (Risso, 1827) (Decapoda, Natantia, Aristeidae) in the north-western Ionian Sea (Mediterranean Sea). *Crustaceana*. 71: 518–544.
- Dallagnolo, R., J.A. Perez, P.R. Pezzuto & R. Wahrlich, 2009. The deep-sea shrimp fishery off Brazil (Decapoda: Aristeidae) development and present status. *Latin American Journal of Aquatic Research*. 37(3): 327–346.
- Ebert, D.A., 2005. Reproductive biology of skates, *Bathyraja* (Ishiyama), along the eastern Bering Sea continental slope. *Journal of Fish Biology*. 66: 618–649.
- Echeverría-Sáenz, S. & I.S. Wehrtmann, 2011. Egg production of the commercially exploited deep water shrimp, *Heterocarpus vicarius* (Decapoda: Pandalidae), Pacific Costa Rica. *Journal of Crustacean Biology*. 31: 434–440.
- Fariña, A. C., J. Freire & E. González-Gurriarán, 1997. Megabenthic decapod crustacean assemblages on the Galician continental shelf and upper slope (north-west Spain). *Marine Biology*. 127: 419–432.
- Felder, D.L., F. Álvarez, J.W. Goy & R. Lemaitre, 2009. Decapoda (Crustacea) of the Gulf of Mexico, with comments on the Amphionidacea: 1019–1104 En: Felder, D.L. and Camp, D.K. (eds.) *Gulf of Mexico Origin, Waters, and Biota*. Volume 1, Biodiversity. College Station, Texas A&M University Press, Texas.

- Figueiredo, M.J., I. Figueiredo & P.B. Machado, 2001. Deep-water penaeid shrimps (Crustacea: Decapoda) from off the Portuguese continental slope: an alternative future resource? *Fisheries Research*. 51: 321–326.
- Follesa, M.C., C. Porcu, S. Cabiddu, A. Mulas, A.M. Deiana & A. Cau, 2011. Deep-water fish assemblages in the central-western Mediterranean (south Sardinian deep-waters). *Journal of Applied Ichthyology*. 27: 129–135.
- Franco-Herrera, A., L. Castro & P. Tigreros, 2006. "Plankton Dynamics in the South Central Caribbean Sea: Strong Seasonal Changes in a Coastal Tropical System" *Caribbean Journal of Science*. 42 (1): 24–38.
- García, S. M., A. Zerbi, C. Aliaume, T. Do Chi & G. Laserre, 2003. The ecosystem approach to fisheries: issues, terminology, principles, institutional foundations, implementation and outlook. FAO Fisheries Technical Paper. Rome, 76 pp.
- García, C.B., D. Pérez, L.O. Duarte & L. Manjarres, 2008. Experimental results with a reducing device for juvenile fishes in a tropical shrimp fishery: impact on the invertebrate bycatch. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences* 3(3): 275–281.
- Godínez-Domínguez, E., 2003. Ecología de las asociaciones de macroinvertebrados bentónicos de fondos blandos del pacífico central mexicano. Tesis Doctoral. Departamento de Biología Animal, Biología Vegetal e Ecología Universidade da Coruña.
- Godínez-Domínguez, E., J. Freire, C. Franco-Gordo & G. González-Sansón, 2009. Decomposing diversity patterns of a soft-bottom macroinvertebrate community in the tropical eastern Pacific. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 89(1): 31–38.
- Gotelli, N.J. & A.M. Ellison, 2004. A Primer of Ecological statistics, first ed. Sinauer Associates.
- Gracia, A., A.R. Vázquez-Bader, E. Lozano-Alvarez & P. Briones-Fourzán, 2010. Deep water shrimp (Crustacea: Penaeoidea) off the Yucatan peninsula (Southern Gulf of Mexico): a potential fishing resource. *Journal of Shellfish Research*. 29(1): 37–43.
- Gunderson, D.R., 1993. Surveys of fisheries resources. John Wiley and Sons Inc, New York. 1–256.
- Haedrich R. L., G. T. Rowe & P. T. Polloni, 1975. Zonation and faunal composition of epibenthic populations on the continental slope south of New England. *Journal of Marine Research*, 33, 191–212.
- Haedrich R. L., G. T. Rowe & P. T. Polloni, 1980. The megabenthic fauna in the deep sea south of New England, USA. *Marine Biology*, 57, 165–17.
- Holthuis, L.B., 1969. *Portunus binoculus*, n. sp., a new deep-water swimming crab from the Caribbean region (Crustacea, Decapoda, Brachyura). *Bulletin of Marine Science* 19, 409–427.
- Holthuis, L.B., 1971. Biological results of the University of Miami deep-sea Expeditions. 75. The Atlantic shrimps of the deep-sea genus *Glyphocrangon* A. Milne-Edwards, 1881. *Bulletin of Marine Science* 21: 267–373.
- Holthuis, L.B., 1980. Shrimps and prawns of the world. An annotated catalogue of species of interest to fisheries. (FAO Species Catalogue, 1). FAO Fisheries Synopsis, 125 (1): 1–271.
- Holthuis, L.B., 1991. FAO species catalogue. Marine lobsters of the world. An annotated and illustrated catalogue of species of interest to fisheries know to date. 125 (13).
- INVEMAR, 2000. Programa Nacional de Investigación en Biodiversidad Marina y Costera PNIBM. Editado por Juan Manuel Díaz Merlano y Diana Isabel Gómez López. Santa Marta: INVEMAR, FONADE, MMA. 80 pág. ISBN: 958-96972-0-8.
- INVEMAR (eds.), 2010. Biodiversidad del margen continental del Caribe colombiano. Serie de Publicaciones Especiales, Invemar No. 20 p. 458.
- Isaaks, E.H. & R.M. Srivastava, 1989. Applied Geostatistics. 1st edn. Oxford University Press, New York. p. 592.
- Jiménez-Valverde, A. & J. Hortal, 2003. Las curvas de acumulación de especies y la necesidad de evaluar la calidad de los inventarios biológicos. *Revista Ibérica de Aracnología*. Vol. 8, 31-XII-2003. 151–161.
- Kapiris K. & M. Thessalou-Legaki, 2006. "Comparative fecundity and oocyte size of *Aristaeomorpha foliacea* and *Aristeus antennatus* in the Greek Ionian Sea (E. Mediterranean) (Decapoda: Aristeidae)," *Acta Zoologica*, 87 (4): 239–245.
- Kapiris, K. & M. Thessalou-Legaki, 2009. Comparative reproduction aspects of the deep-water shrimps *Aristaeomorpha foliacea* and *Aristeus antennatus* (Decapoda, Aristeidae) in the Greek Ionian Sea (Eastern Mediterranean), *International Journal of Zoology*. Article ID 979512, 9p.

- King, M., 2007. Fisheries Biology, Assessment and Management. Wiley-Blackwell. 400 pp.
- Komai, T. & H. Komatsu, 2009. Deep-sea shrimps and lobsters (Crustacea: Decapoda) from northern Japan, collected during the project "Research on Deep-sea Fauna and Pollutants of Pacific Coast of Northern Japan". In "Deep-sea Fauna and Pollutants off Pacific Coast of Northern Japan" Ed by T Fujita, National Museum of Nature and Science Monographs 39: 495–580.
- Koslow, J.A., G.W. Boehlert, J.D.M. Gordon, R.L. Haedrich, P. Lorance & N. Parin, 2000. Continental slope and deep-sea fisheries: implications for a fragile ecosystem. ICES Journal of Marine Science. 57: 548–557.
- Lagardère, J. P., 1973. Distribution des décapodes dans le sud du Golfe de Gascogne. Revue des Travaux de l'Institut des Pêches Maritimes. 37: 77–95.
- Lagardere, J. P., 1977. Recherches sur la distribution verticale et sur l'alimentation des crustacés décapodes benthiques de la Pente Continentale du Golfe de Gascogne. Analyse des groupements carcinologiques. Bulletin Centre d'Études Recherches Scientifiques Biarritz, 11 (4): 367–440.
- Levinton, J.S., 1995. Marine biology. Function, biodiversity, ecology. Oxford University Press, INC., New York. NY (USA), 423 pp.
- Malcolm, R. Clark, F. Althaus, T.A. Schlacher, A. Williams, D.A. Bowden & A.A. Rowden, 2015. The impacts of deep-sea fisheries on benthic communities: a review. ICES Journal of Marine Science. 73 (1): i51–i69.
- Marques, J. Salas, F. Patricio, J. Teixeira, H. & J.M. Neto. 2009. Ecological indicators for coastal and estuarine environmental assessment. Boston: Wit Press.
- Markle, D.F., M.J. Dadswell & R.G. Halliday, 1988. Demersal fish and decapod crustacean fauna of the upper continental slope off Nova Scotia from La Have to St. Pierre Banks. Canadian Journal of Zoology, 66, 1952–1960.
- Mehmet C. Deval, Serpil Yilmaz, Kostas Kapiris, 2017. Spatio temporal variations in decapod crustacean assemblages of bathyal ground in the Antalya Bay (Eastern Mediterranean). Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 17:967-979
- Melo, G. 1999. Manual de Identificação dos Crustacea Decapoda do Litoral Brasileiro: Anomura; Thalassinidea; Palinuridea e Astacidea. São Paulo: Plêiade/FAPESP, 551 p.
- Mesa, O. Poveda, G. & L. Carvajal, 1997. Introducción al clima de Colombia. Imprenta Universidad Nacional, Bogotá D.C. 390 p.
- Morato, T., R. Watson, T.J. Pitcher & D. Pauly, 2006. Fishing down the deep. Fish and Fisheries. 7: 24–34.
- Mouffok, S., E. Massuti, Z. Boutiba, B. Guijarro, F. Ordines & K. Fliti, 2008. Ecology and fishery of the deep-water shrimp, *Aristeus antennatus* (Risso, 1816) off Algeria (Southwestern Mediterranean). Crustaceana. 81 (10): 1177–1199.
- Mytilineou, C., C-Y. Politou, C. Papaconstantinou, S. Kavadas, G. D'Onghia & L. Sion, 2005. Deep-water fish fauna in the Eastern Ionian Sea. Belgian Journal of Zoology. 135: 229–233.
- Morales, D. F., V.L. Rocha, & B. Posada, 2017. Geomorfología de los fondos submarinos del Parque Nacional Natural Corales de Profundidad, mar Caribe colombiano. Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras. 46 (2): 73–90.
- Moranta, J., A. Quetglas, E. Massutí, B. Guijarro, M. Hidalgo & P. Diaz, 2008. Spatio-temporal variations in deep-sea demersal communities off the Balearic Islands (western Mediterranean). J Mar Syst. 71, 346–366.
- Morato, T., Watson, R., Pitcher, T., J., Pauly, D. 2006. Fishing down the deep. Fish and Fisheries, 7: 24–34.
- Mounsey, R. P. & J. Prado, 1997. Eco-friendly demersal fish trawling systems. Fishery Technology, 34: 1–6.
- Nysteuken, J.A. & C.A. Andrade, 1993. Tracking mesoscale ocean features in the Caribbean Sea using Geosat altimetry. Journal of Geophysical Research. 98 (C5): 8389 – 8394.
- Olaso, I., 1990. Distribución y abundancia del megabentos invertebrado en fondos de la plataforma cantábrica. Publicaciones Especiales del Instituto Español de Oceanografía. 5, 128 pp.
- Palmas, F., P. Addis, S. Cabiddu, D. Cuccu, M.C. Follesa, M. Mura, A. Olita, P. Pesci & A. Sabatini, 2015. Distribution of spawning and nursery grounds for deep-water red shrimps in the central western Mediterranean Sea. Mediterranean Marine Science, 16(1), 117–127.
- Papaconstantinou, C. & K. Kapiris, 2003. The biology of the giant red shrimp (*Aristaeomorpha foliacea*) at an unexploited fishing ground in the Greek Ionian Sea. Fisheries Research. 62: 37–51.

- Paramo, J., R.A. Quiñones, A. Ramírez & R. Wiff, 2003. Relationship between abundance of small pelagic fishes and environmental factors in the Colombian Caribbean Sea: an analysis based on hydroacoustic information. *Aquatic Living Resources* 16(3):239–245.
- Paramo, J. & R. Roa, 2003. Acoustic-geostatistical assessment and habitat-abundance relations of small pelagic fish from the Colombian Caribbean. *Fisheries Research*. 60:309–319.
- Paramo, J., M. Correa & S. Nuñez, 2011. Evidencias de desacople físico-biológico en el sistema de surgencia en la Guajira, Caribe colombiano. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*. 46 (3), 421–430.
- Paramo, J. & U. Saint-Paul, 2012a. Deep-sea shrimps *Aristaeomorpha foliacea* and *Pleoticus robustus* (Crustacea: Penaeoidea) in the Colombian Caribbean Sea as a new potential fishing resource. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*. 92(4): 811–818.
- Paramo, J. & U. Saint-Paul, 2012b. Spatial structure of the pink speckled deep-sea shrimp *Penaeopsis serrata* (Bate, 1881) (Decapoda, Penaeidae) during november-december 2009 in the Colombian Caribbean Sea. *Crustaceana*. 85(1): 103–116.
- Paramo, J. & U. Saint-Paul, 2012c. Spatial structure of deep sea lobster (*Metanephrops binghami*) in the Colombian Caribbean Sea. *Helgoland Marine Research*. 66: 25–31.
- Paramo, J., M. Wolff, & U. Saint-Paul, 2012. Deep-sea fish assemblages in the Colombian Caribbean Sea. *Fisheries Research*. 125-126: 87–98.
- Pequegnat, L.H. & W.E. Pequegnat, 1970. Deep-sea anomurans of superfamily Galatheoidea with descriptions of three new species. In: Pequegnat, W.E. & Chace, F.A. (Eds.) *Contributions on the Biology of the Gulf of Mexico*. Texas A & M University 125–170.
- Pérez, D., Franco, A. & Paramo, J., 2018. Composición y distribución de los crustáceos de profundidad capturados con nasas en el área marina del departamento de Magdalena, Caribe Colombiano. *Boletín Científico Museo de Historia Natural Universidad de Caldas*, 22 (2): 132-143.
- Pérez-Farfante, I. & H. R. Bullis, 1973. Western Atlantic Shrimps of the Genus *Solenocera* with a description of a New Species (Crustacea: Decapoda: Penaeidae). *Smithsonian Contributions to Zoology*. 153: 1–33.
- Pérez Farfante, I. & B.F. Kensley, 1997. Penaeoid and Sergestoid Shrimps and Prawns of the World. Keys and diagnoses for the families and genera. *Mémoires du Muséum National d’Histoire Naturelle, Paris*, V.175, 233p.
- Petitgas, P., 1993. Geostatistics for fish stock assessments: a review and an acoustic application. *ICES Journal of Marine Science* 50, 285–298.
- Pezzuto, R., J.A.A. Pérez & R. Wahrlich, 2006. Deep-sea shrimps (Decapoda: Aristeidae): new targets of the deep-water trawling fishery in Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*. 54: 123–134.
- Pinkas, L., M.S. Oliphant, & I.L.K. Iverson, 1971. Food habits of albacore, bluefin tuna, and bonito in California waters. *California Department of Fish and Game, Fish Bulletin*. 152: 1–105.
- Politou, Ch-Y., K. Kapiris, P. Maiorano, F. Capezzuto & J. Dokos, 2004. Deep-sea Mediterranean biology: the case of *Aristaeomorpha foliacea* (Risso, 1827) (Crustacea: Decapoda: Aristidae). *Scientia Marina*. 68(3): 129–139.
- Ponder W. F. & D. R. Lindberg (eds.), 2008. *Phylogeny and evolution of the Mollusca*. University of California Press, Berkeley y Los Angeles, California, 469 p.
- Probert, P. K., S. Christiansen, K. M. Gjerde, S. Gubbay & R. S. Santos, 2007. Management and Conservation of Seamounts. In Pitcher, T. J., Morato, T., Hart, P. J. B., Clark, M. R., Haggan, N., Santos, R. S., (eds) *Seamounts: Ecology, Fisheries & Conservation*. Blackwell Publishing Ltd., 442–475.
- Pujos, M. & J. Le Tareau, 1998. Hidrogeologie de la plateforme continentale Caraibe colombienne au large du delta du Dique en saison des pluies: consequence sur la circulation. *Bulletin de l’Institut de Géologie du Bassin d’Aquitaine*. 44: 97-107.
- Rathbun, M. J., 1937. The oxystomatous and allied crabs of America. *Smithsonian Institution United States National Museum Washington Bulletin*. 152, 272 p.
- Redant, F., 1982. Caridean shrimps in the food of demersal fish off the Belgian coast: 1. Gadiformes. *CM Documents - ICES, CM 1982(K: 25)*. ICES: Copenhagen. 12 pp.
- Rivoirard, J., J. Simmonds, K.G. Foote, P. Fernandes & N. Bez, 2000. *Geostatistics for estimating fish abundance*. First ed. Blackwell Science. 216 p.
- Robert, P., 1966. Food web complexity and species diversity. *The American Naturalist*. Vol. 100 N° 910: 65-75.

- Roberts C.M., 2002. Deep impact: the rising toll of fishing in the deep sea. *Trends in Ecology & Evolution*. 17:242–245.
- Rossano, R., M. Larocca & P. Riccio, 2011. Digestive enzymes of the crustaceans *Munida* and their application in cheese manufacturing: a review. *Marine Drugs*. 9, 1220–1231.
- Ruiz, T., A. Vázquez-Bader, & A. Gracia, 2013. Asociaciones de megacrústáceos epibentónicos en la Sonda de Campeche, golfo de México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 84 (1): 280–290.
- Skaar, K. L. & A. Vold, 2010. New trawl gear with reduced bottom contact. *Marine Research News*, 2: 1–2.
- Setubal Pires, A. M., 1992. Structure and dynamics of benthic megafauna on the continental shelf offshore of Ubatuba, southeastern Brazil. *Marine Ecology Progress Series* 86: 63–76.
- Stevens, J.D., R. Bonfi, N.K. Dulvy & P.A. Walker, 2000. The effects of fishing on sharks, rays and chimaeras (Chondrichthyans) and the implications for marine ecosystems. *ICES Journal of Marine Science*. 57: 476–494.
- Schlacher, T. A., A. R. Baco, A. A. Rowden, T. D. O'Hara, M. R. Clark, C. Kelley & J. F. Dower, 2014. Seamount benthos in a cobalt-rich crust region of the central Pacific: Conservation challenges for future seabed mining. *Diversity and Distributions*, 20: 491–502.
- Sousa, R., M.R. Pinho, J. Delgado, M. Biscoito, A.R. Pinto, T. Dellinger, L. Gouveia, D. Carvalho, & P. Henriques, 2017. Prospective study of the fishery of the shrimp *Plesionika narval* (Fabricius, 1787) in the Northeastern Atlantic. *Brazilian Journal of Biology*. 77 (3): 585–593.
- Stenton-Dozey, J.M.F. Jackson I. F. & A.J. Busby, 1999. Impact of mussel culture of macro-benthic community structure in Saldahana Bay, South Africa. *Marine Pollution Bulletin* 39: 357–366.
- Synnes, M., 2007. Bioprospecting of organisms from the deep sea: scientific and environmental aspects. *Clean Technologies and Environmental Policy*. 9:53–59.
- Tavares, M., 2002. Shrimps. In Carpenter, K. E. (ed) *The living marine resources of the western central Atlantic, species identification guide for fisheries purposes*. FAO, Rome, pp. 251–291.
- Takeda, M. & T. Okutani, 1983. Crustaceans and mollusks trawled off Suriname and French Guiana. *Japan Marine Fishery Resource Research Center*. Tokio. 185 p.
- Vazquez-Bader, A.R. & A. Gracia, 2016. Diversity and distribution of Chirostyloidea and Galatheaidea (Decapoda, Anomura) in the Southern Gulf of Mexico. *Zookeys*. 612, 1–30.
- Vernette, G., 1985. Le plate-forme continentale Caraïbe de Colombie (dú Dboueché du Magdalena Au Golfe de Morrosquillo). Importance du diapirisme argileux sur la morphologie et la sédimentation. Thèse de doctorat d'état, Université Bordeaux France. 378 p.
- Vides C. M., 2011. Distribución de la megafauna bentónica del Caribe colombiano, asociada a variables ambientales del fondo marino. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*. 40 (2): 249–270.
- Warwick, R. M., 1986. A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities. *Marine Biology*. 92: 557–562.
- Warwick, R., M. Pearson & T.H. Ruswahyuni, 1987. Detecting pollution effects on marine macrobenthos: further evaluation of the species abundance/biomass method. *Marine Biology*. 95: 193–200.
- Warwick, R. M. & K. R. Clarke, 1994. Relearning the ABC: taxonomic changes and abundance/biomass relationships in disturbed benthic communities. *Marine Biology*. 118: 739–744.
- Warwick, R. M. & K.R. Clarke, 2001. Practical measures of marine biodiversity based on relatedness of species. *Oceanography and Marine Biology, An Annual Review*. 39:207–231.
- Wenner, E. L. & D. F. Boesch, 1979. Distribution patterns of epibenthic decapod Crustacea along the shelf-slope coenocline, Middle Atlantic Bight, U.S.A. *Bulletin of the Biological Society of Washington*, 3, 106–133.
- Werding, B. & H.G. Müller, 1989. Frog crabs of the coast of N-Colombia (Crustacea: Decapoda: Raninidae). *Senckenbergiana biologica*. 70 (1/3): 209–219.
- Williams, A. B. & C. A. Child, 1988. Comparison of some genera and species of box crabs (Brachyura: Calappidae), southwestern north Atlantic, with description of a new genus and species. *Fishery Bulletin*. U.S. 87: 105–121.
- Yemane, D., J. G. Field & R. W. Leslie, 2005. Exploring the effects of fishing on fish assemblages using Abundance Biomass Comparison (ABC) curves. *ICES Journal of Marine Science*, 62: 374–379.

3.9 Appendix A. Supplementary data

Online Resource 3-1. Diversity indices by haul and zone (North and South) for the assemblages of depth megainvertebrates of the Colombian Caribbean. N=Total individuals; S= Total Species; d= Species richness (Margalef); J'= Pielou's evenness index; H'= Shannon index; 1-λ'= Simpson Index.

Zone	Survey	hauls	S	N	d	J'	H'	1-λ'
N	1	40	10	80	2.057	0.502	1.155	0.5165
N	1	41	14	45	3.424	0.807	2.129	0.8706
N	1	43	11	12	3.98	0.74	1.774	0.851
N	1	44	14	28	3.894	0.565	1.492	0.6895
N	2	2	8	12	2.861	0.784	1.63	0.841
N	2	3	8	39	1.916	0.592	1.232	0.6364
N	2	4	5	7	2.098	0.557	0.896	0.5514
N	2	5	7	50	1.531	0.425	0.826	0.3864
N	2	6	10	83	2.036	0.33	0.758	0.3159
N	2	7	9	33	2.288	0.663	1.457	0.6875
N	2	9	8	59	1.719	0.697	1.449	0.7335
N	2	11	9	134	1.633	0.483	1.062	0.5995
N	2	12	13	110	2.554	0.567	1.453	0.6059
N	2	15	11	54	2.509	0.784	1.88	0.8149
N	2	16	5	43	1.066	0.737	1.186	0.6669
N	2	17	16	33	4.281	0.608	1.685	0.6748
N	2	18	12	64	2.643	0.73	1.814	0.7862
N	2	19	13	36	3.355	0.702	1.8	0.732
N	2	20	8	23	2.229	0.705	1.466	0.7281
N	2	21	15	62	3.386	0.567	1.534	0.6476
N	2	23	9	133	1.637	0.649	1.427	0.7016
N	2	24	9	72	1.872	0.559	1.228	0.6544
N	2	26	10	90	1.998	0.589	1.356	0.7004
N	2	27	7	106	1.288	0.376	0.731	0.3362
N	2	28	12	40	2.991	0.671	1.668	0.7033
N	4	1	13	28	3.617	0.441	1.13	0.4722
N	4	2	16	44	3.975	0.698	1.936	0.8004
N	4	3	13	23	3.83	0.506	1.297	0.5894
N	4	4	15	18	4.837	0.697	1.888	0.8209
N	4	5	12	21	3.614	0.66	1.639	0.7138
N	4	7	9	16	2.913	0.731	1.605	0.7511
N	4	8	16	32	4.339	0.585	1.621	0.6919
N	4	9	13	34	3.4	0.558	1.432	0.7017
N	4	10	6	5	3.181	0.566	1.014	0.6709
N	4	11	11	49	2.564	0.475	1.139	0.6113
N	4	12	9	21	2.616	0.595	1.306	0.6861
N	4	13	10	30	2.654	0.577	1.329	0.6186
S	1	11	4	12	1.198	0.903	1.252	0.7497
S	1	12	6	5	3.039	0.873	1.564	0.9264
S	1	13	6	10	2.179	0.583	1.044	0.6128
S	1	17	12	21	3.608	0.576	1.43	0.6401
S	1	18	11	65	2.393	0.583	1.397	0.5737
S	1	20	10	26	2.751	0.82	1.888	0.8507
S	1	24	11	46	2.617	0.833	1.997	0.8319
S	1	25	11	20	3.348	0.578	1.386	0.6835
S	1	26	10	35	2.526	0.821	1.891	0.8492
S	1	27	8	48	1.805	0.723	1.503	0.752
S	1	29	20	93	4.189	0.662	1.984	0.7948
S	1	30	16	135	3.058	0.772	2.14	0.8648
S	1	31	13	67	2.85	0.702	1.801	0.7418
S	1	33	8	15	2.615	0.82	1.706	0.8119

Zone	Survey	hauls	S	N	d	J'	H'	1-λ'
S	1	34	15	68	3.316	0.643	1.74	0.742
S	1	35	20	82	4.307	0.706	2.114	0.8207
S	1	37	14	95	2.856	0.77	2.032	0.8428
S	1	38	16	32	4.345	0.876	2.428	0.9227
S	1	39	18	159	3.353	0.747	2.16	0.8461
S	3	1	7	13	2.368	0.668	1.301	0.6812
S	3	2	13	27	3.633	0.568	1.458	0.6635
S	3	4	10	21	2.946	0.723	1.664	0.8074
S	3	5	9	7	4.215	0.774	1.701	0.8924
S	3	6	6	9	2.285	0.649	1.163	0.7206
S	3	7	12	12	4.415	0.651	1.618	0.7628
S	3	9	14	12	5.226	0.665	1.755	0.7753

Online Resource 3-2. SIMPER analysis by depth stratum (I = 150-300, II = 300-400, III = 400-535 m) for the assemblages of depth megainvertebrates of the Colombian Caribbean.

Estrato III		Average similarity: 43.03			
Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
<i>Pleoticus robustus</i>	4.09	17.54	1.80	40.76	40.76
<i>Aristaeomorpha foliacea</i>	2.53	9.67	1.09	22.47	63.24
<i>Penaeopsis serrata</i>	1.53	3.57	0.80	8.29	71.53
<i>Polycheles typhlops</i>	0.92	2.77	0.96	6.45	77.97
<i>Glyphocrangon neglecta</i>	0.91	1.60	0.47	3.72	81.70
<i>Agononida longipes</i>	0.72	1.38	0.77	3.22	84.92
<i>Glyphocrangon longleyi</i>	0.87	1.15	0.41	2.66	87.58
<i>Nephropsis aculeata</i>	0.45	1.09	0.66	2.52	90.10

Estrato II		Average similarity: 40,13			
Species	Av,Abund	Av,Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum,%
<i>Metanephrops binghami</i>	2.09	6.76	0.97	16.86	16.86
<i>Pleoticus robustus</i>	2.08	5.21	0.69	12.97	29.83
<i>Aristaeomorpha foliacea</i>	1.83	4.78	0.70	11.90	41.73
<i>Penaeopsis serrata</i>	1.44	4.59	1.35	11.44	53.17
<i>Agononida longipes</i>	1.28	3.91	1.28	9.74	62.91
<i>Plesionika longipes</i>	1.13	3.91	1.13	9.74	72.65
<i>Eunephrops bairdii</i>	1.03	3.03	0.65	7.54	80.19
<i>Semirossia equalis</i>	0.78	1.52	0.58	3.79	83.98
<i>Polycheles typhlops</i>	0.67	1.29	0.66	3.22	87.20
<i>Heterocarpus ensifer</i>	0.50	1.17	0.64	2.91	90.11

General

Estrato I		Average similarity: 40,02			
Species	Av,Abund	Av,Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum,%
<i>Achelous spinicarpus</i>	2.14	9.74	2.26	24.35	24.35
<i>Solenocera acuminata</i>	1.52	6.81	1.69	17.03	41.38

<i>Penaeopsis serrata</i>	1.16	4.88	1.60	12.19	53.57
<i>Agononida longipes</i>	0.91	4.72	1.06	11.80	65.37
<i>Metanephrops binghami</i>	1.53	2.33	0.30	5.83	71.20
<i>Myropsis quinquespinosa</i>	1.03	1.95	0.49	4.87	76.07
<i>Plesionika longipes</i>	0.82	1.61	0.64	4.02	80.09
<i>Squilla empusa</i>	0.58	1.16	0.53	2.90	83.00
<i>Paracyclois atlantis</i>	0.68	1.15	0.28	2.87	85.86
<i>Aristaeomorpha foliacea</i>	1.19	0.97	0.32	2.41	88.28
<i>Munida evermanni</i>	0.54	0.90	0.43	2.24	90.52

Estratos III & II

Average dissimilarity = 66.45

Species	Group III	Group II	Av,Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum,%
	Av,Abund	Av,Abund				
<i>Pleoticus robustus</i>	4.09	2.08	9.17	1.35	13.81	13.81
<i>Aristaeomorpha foliacea</i>	2.53	1.83	7.05	1.37	10.61	24.41
<i>Metanephrops binghami</i>	0.48	2.09	5.57	1.06	8.38	32.79
<i>Penaeopsis serrata</i>	1.53	1.44	4.38	1.11	6.59	39.39
<i>Agononida longipes</i>	0.72	1.28	3.32	1.41	5.00	44.39
<i>Eunephrops bairdii</i>	0.37	1.03	2.89	0.93	4.35	48.73
<i>Polycheles typhlops</i>	0.92	0.67	2.74	1.26	4.13	52.86
<i>Glyphocrangon neglecta</i>	0.91	0.03	2.69	0.75	4.05	56.91
<i>Glyphocrangon longleyi</i>	0.87	0.03	2.63	0.80	3.96	60.86
<i>Plesionika longipes</i>	0.50	1.13	2.57	1.19	3.87	64.73
<i>Semirossia equalis</i>	0.37	0.78	2.33	0.96	3.50	68.23
<i>Achelous spinicarpus</i>	0.07	0.60	1.71	0.76	2.57	70.80
<i>Nephropsis aculeata</i>	0.45	0.42	1.64	1.14	2.46	73.26
<i>Heterocarpus ensifer</i>	0.44	0.50	1.58	1.04	2.38	75.64
<i>Solenocera acuminata</i>	0.01	0.52	1.56	0.87	2.35	77.99
<i>Myropsis quinquespinosa</i>	0.00	0.47	1.47	0.61	2.22	80.20
<i>Squilla empusa</i>	0.11	0.35	1.31	0.67	1.98	82.18
<i>Parapontocaris vicina</i>	0.45	0.08	1.27	0.94	1.92	84.10
<i>Scalpellum sp.</i>	0.24	0.09	1.23	0.37	1.85	85.95
<i>Munidopsis sp.</i>	0.10	0.14	0.98	0.35	1.47	87.42
<i>Rochinia crassa</i>	0.31	0.00	0.76	0.36	1.14	88.56
<i>Tomopaguropsis sp.</i>	0.09	0.23	0.73	0.69	1.10	89.66
<i>Acanthocarpus alexandri</i>	0.00	0.22	0.62	0.45	0.93	90.59

Groups III & I

Average dissimilarity = 83.31

Species	Group III	Group I	Av,Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum,%
	Av,Abund	Av,Abund				
<i>Pleoticus robustus</i>	4.09	0.16	12.89	1.89	15.47	15.47
<i>Aristaeomorpha foliacea</i>	2.53	1.19	8.04	1.39	9.65	25.13
<i>Achelous spinicarpus</i>	0.07	2.14	6.83	1.58	8.20	33.33

<i>Metanephrops binghami</i>	0.48	1.53	5.53	0.81	6.64	39.97
<i>Solenocera acuminata</i>	0.01	1.52	5.43	1.49	6.52	46.49
<i>Penaeopsis serrata</i>	1.53	1.16	4.33	1.08	5.20	51.69
<i>Agononida longipes</i>	0.72	0.91	3.51	1.60	4.21	55.91
<i>Glyphocrangon neglecta</i>	0.91	0.00	3.01	0.74	3.61	59.52
<i>Paracyclois atlantis</i>	0.00	0.68	2.88	0.62	3.46	62.98
<i>Polycheles typhlops</i>	0.92	0.13	2.86	1.24	3.44	66.42
<i>Plesionika longipes</i>	0.50	0.82	2.60	1.11	3.12	69.53
<i>Myropsis quinquespinosa</i>	0.00	1.03	2.25	0.69	2.70	72.24
<i>Glyphocrangon longleyi</i>	0.87	0.00	2.11	0.69	2.53	74.77
<i>Semirossia equalis</i>	0.37	0.42	1.93	0.95	2.31	77.08
<i>Squilla empusa</i>	0.11	0.58	1.92	0.97	2.30	79.38
<i>Acanthocarpus alexandri</i>	0.00	0.35	1.56	0.56	1.87	81.26
<i>Munida evermanni</i>	0.06	0.54	1.52	0.64	1.82	83.08
<i>Nephropsis aculeata</i>	0.45	0.02	1.44	0.94	1.73	84.81
<i>Heterocarpus ensifer</i>	0.44	0.35	1.43	0.94	1.71	86.53
<i>Parapontocaris vicina</i>	0.45	0.11	1.34	0.98	1.61	88.14
<i>Eunephrops bairdii</i>	0.37	0.00	1.01	0.43	1.22	89.35
<i>Munida forceps</i>	0.00	0.22	0.90	0.96	1.09	90.44

Groups II & I

Average dissimilarity = 71.24

Species	Group II	Group I	Av,Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum, %
	Av,Abund	Av,Abund				
<i>Metanephrops binghami</i>	2.09	1.53	7.12	1.28	10.00	10.00
<i>Pleoticus robustus</i>	2.08	0.16	6.92	1.00	9.72	19.72
<i>Aristaeomorpha foliacea</i>	1.83	1.19	6.40	1.12	8.98	28.70
<i>Achelous spinicarpus</i>	0.60	2.14	6.04	1.29	8.47	37.18
<i>Solenocera acuminata</i>	0.52	1.52	3.99	1.26	5.60	42.78
<i>Myropsis quinquespinosa</i>	0.47	1.03	3.85	0.92	5.41	48.19
<i>Penaeopsis serrata</i>	1.44	1.16	3.26	1.06	4.58	52.77
<i>Plesionika longipes</i>	1.13	0.82	3.23	1.22	4.53	57.30
<i>Eunephrops bairdii</i>	1.03	0.00	3.00	0.86	4.21	61.51
<i>Agononida longipes</i>	1.28	0.91	2.98	1.24	4.18	65.69
<i>Semirossia equalis</i>	0.78	0.42	2.36	0.99	3.31	68.99
<i>Paracyclois atlantis</i>	0.00	0.68	2.27	0.59	3.19	72.18
<i>Polycheles typhlops</i>	0.67	0.13	2.09	0.90	2.94	75.12
<i>Squilla empusa</i>	0.35	0.58	2.08	1.05	2.92	78.04
<i>Munida evermanni</i>	0.06	0.54	1.81	0.78	2.53	80.57
<i>Heterocarpus ensifer</i>	0.50	0.35	1.60	0.91	2.24	82.82

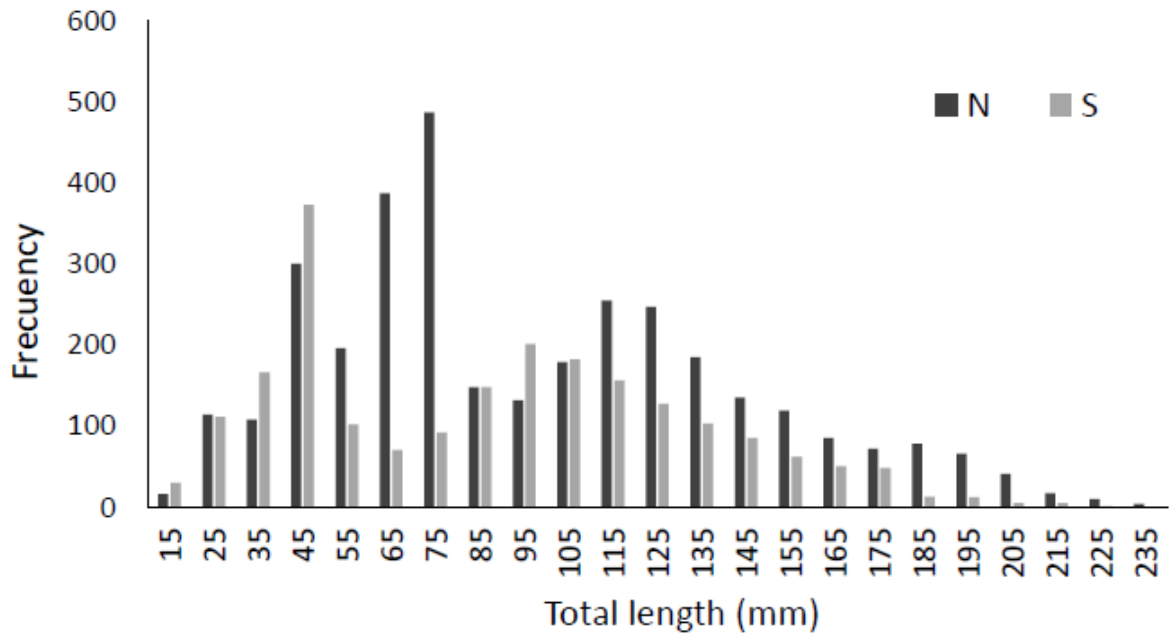
<i>Acanthocarpus alexandri</i>	0.22	0.35	1.44	0.64	2.03	84.84
<i>Nephropsis aculeata</i>	0.42	0.02	1.33	0.97	1.86	86.70
<i>Loligo sp.</i>	0.07	0.20	0.88	0.59	1.23	87.93
<i>Tomopaguropsis sp.</i>	0.23	0.08	0.76	0.63	1.07	89.01
<i>Raninoides lamarcki</i>	0.00	0.16	0.76	0.48	1.06	90.07

Online Resource 3-3. SIMPER analysis by zone (North and South) for the assemblages of depth megainvertebrates of the Colombian Caribbean.

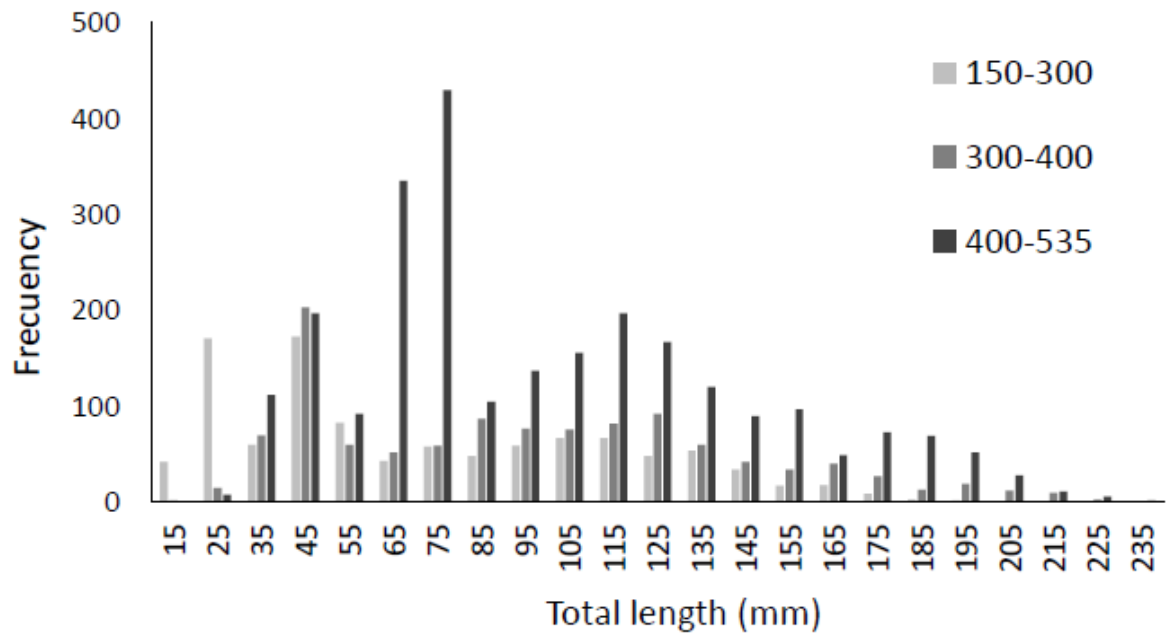
Zona N		Average similarity: 41.72				
Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%	
<i>Pleoticus robustus</i>	3.09	13.62	1.18	32.65	32.65	
<i>Aristaeomorpha foliacea</i>	2.14	7.77	0.89	18.62	51.27	
<i>Penaeopsis serrata</i>	1.41	4.12	1.01	9.88	61.15	
<i>Agononida longipes</i>	0.84	2.57	0.85	6.16	67.31	
<i>Polycheles typhlops</i>	0.63	2.15	0.78	5.14	72.45	
<i>Semirossia equalis</i>	0.73	1.75	0.59	4.20	76.65	
<i>Metanephrops binghami</i>	1.00	1.30	0.27	3.11	79.76	
<i>Achelous spinicarpus</i>	0.64	1.26	0.38	3.01	82.78	
<i>Nephropsis aculeata</i>	0.42	1.14	0.71	2.72	85.50	
<i>Solenocera acuminata</i>	0.54	1.12	0.39	2.68	88.18	
<i>Glyphocrangon neglecta</i>	0.54	1.04	0.35	2.49	90.67	
Zona S		Average similarity: 41.38				
Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%	
<i>Metanephrops binghami</i>	1.76	6.34	1.01	15.33	15.33	
<i>Pleoticus robustus</i>	1.69	5.62	0.84	13.59	28.92	
<i>Aristaeomorpha foliacea</i>	1.78	5.08	0.76	12.28	41.19	
<i>Plesionika longipes</i>	1.23	4.16	1.13	10.06	51.25	
<i>Penaeopsis serrata</i>	1.44	4.04	1.07	9.77	61.02	
<i>Eunephrops bairdii</i>	0.91	3.03	0.62	7.32	68.34	
<i>Agononida longipes</i>	1.17	2.96	0.98	7.16	75.50	
<i>Heterocarpus ensifer</i>	0.77	1.72	0.75	4.15	79.65	
<i>Achelous spinicarpus</i>	0.78	1.52	0.41	3.67	83.33	
<i>Polycheles typhlops</i>	0.71	1.44	0.69	3.49	86.81	
<i>Glyphocrangon longleyi</i>	0.59	1.26	0.39	3.06	89.87	
<i>Solenocera acuminata</i>	0.48	1.08	0.49	2.60	92.47	
Zona N & S		Average dissimilarity = 62.69				
Species	Group N		Group S		Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD		
<i>Pleoticus robustus</i>	3.09	1.69	7.41	1.07	11.82	11.82
<i>Aristaeomorpha foliacea</i>	2.14	1.78	6.66	1.20	10.62	22.44
<i>Metanephrops binghami</i>	1.00	1.76	4.81	1.01	7.67	30.10

<i>Penaeopsis serrata</i>	1.41	1.44	4.16	1.07	6.64	36.74
<i>Agononida longipes</i>	0.84	1.17	3.37	1.36	5.38	42.12
<i>Plesionika longipes</i>	0.51	1.23	2.95	1.36	4.70	46.83
<i>Semirossia equalis</i>	0.73	0.26	2.57	0.98	4.11	50.93
<i>Eunephrops bairdii</i>	0.29	0.91	2.52	0.85	4.02	54.95
<i>Polycheles typhlops</i>	0.63	0.71	2.42	1.06	3.86	58.80
<i>Glyphocrangon longleyi</i>	0.22	0.59	2.29	0.72	3.66	62.46
<i>Heterocarpus ensifer</i>	0.21	0.77	2.22	1.27	3.54	66.00
<i>Myropsis quinquispinosa</i>	0.24	0.61	1.71	0.57	2.73	68.73
<i>Achelous spinicarpus</i>	0.64	0.78	1.67	0.66	2.67	71.40
<i>Glyphocrangon neglecta</i>	0.54	0.16	1.59	0.56	2.54	73.94
<i>Nephropsis aculeata</i>	0.42	0.25	1.52	1.00	2.43	76.37
<i>Solenocera acuminata</i>	0.54	0.48	1.33	0.65	2.12	78.49
<i>Squilla empusa</i>	0.33	0.26	1.21	0.62	1.94	80.43
<i>Scalpellum sp.</i>	0.14	0.12	1.13	0.34	1.80	82.23
<i>Parapontocaris vicina</i>	0.25	0.22	0.94	0.83	1.50	83.73
<i>Rochinia crassa</i>	0.04	0.26	0.83	0.36	1.32	85.04
<i>Munidopsis sp.</i>	0.14	0.02	0.74	0.29	1.17	86.22
<i>Acanthocarpus alexandri</i>	0.19	0.11	0.70	0.42	1.12	87.34
<i>Tomopaguropsis sp.</i>	0.13	0.17	0.66	0.62	1.06	88.40
<i>Munida evermanni</i>	0.08	0.27	0.63	0.50	1.01	89.41
<i>Plesionika edwardsii</i>	0.02	0.19	0.50	0.62	0.80	90.20

Online Resource 3-4. Lengths frequency histogram of the assemblages of depth megainvertebrates of the Colombian Caribbean by zone (a) and depth strata (b).



a.



b.

4 CAPITULO 2. ESTADOS DE LAS COMUNIDADES DE MEGAINVERTEBRADOS DE FONDOS BLANDOS EN ECOSISTEMAS DE AGUAS PROFUNDAS (PRÍSTINO) Y SOMERAS (ALTERADO) EN EL CARIBE COLOMBIANO: UN ENFOQUE BASADO EN INDICADORES ECOLÓGICOS

En el presente capítulo se abordan las dos primeras preguntas de investigación ¿Cuál es el estado actual de los megainvertebrados bentónicos en el mar Caribe de Colombia?, ¿Revela la estructura y composición de la comunidad de megainvertebrados bentónicos de aguas someras signos de recuperación de los recursos colapsados? Se evaluó el estado de las comunidades de megainvertebrados bentónicos presentes en el Caribe colombiano, mediante indicadores ecológicos como el espectro de tamaños, curvas de abundancia y biomasa, índices de diversidad, la abundancia relativa en peso y número y su relación con las variables abióticas en dos ecosistemas contrastantes. En aguas profundas en un ecosistema prístino y en aguas someras en un ecosistema con diferentes niveles de perturbación por pesca de arrastre (una zona restringida para la pesca de arrastre desde 1995 vs la zona donde operaba la flota camaronera). En los ambientes profundos, se encontró una comunidad inalterada, donde dominaron las especies (i.e. *Aristaeomorpha foliacea* y *Metanephrops binghami*) potenciales para la pesca. En aguas someras, la zona donde se presenta una veda espacial para la pesca de arrastre desde 1995, no presentó signos de perturbación y se encontraron altas concentraciones de biomasa de individuos pequeños y adultos, indican que la medida de manejo instaurada desde 1995, influyó de manera positiva y se evidencia una recuperación tanto de la comunidad de megainvertebrados como de la especie objetivo (*Penaeus notialis*). Así mismo, se observó una disminución en el grado de perturbación en las zonas donde se encontraba activa la pesquería respecto a años anteriores, explicado por la reducción de la flota pesquera de arrastre de camarón. El presente estudio aporta puntos de referencia base para el manejo y conservación de las comunidades de los megainvertebrados de aguas someras y profundas del Caribe colombiano.

Artículo científico por someter.

Autores: Daniel Pérez^{1,3}, Mariela Canales², Jorge Paramo³, Andrés Franco-Herrera⁴, Matthias Wolff⁵

¹ Programa de Doctorado en Ciencias del Mar. Facultad de Ciencias Naturales e Ingeniería. Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. Grupo de Investigación Dinámica y Manejo de Ecosistemas Marino-Costeros (DIMARCO), Santa Marta, Colombia. E-mail: danielg.perezf@utadeo.edu.co

² Center of Applied Ecology and Sustainability (CAPES), Pontificia Universidad Católica de Chile, Av. Alameda 340, Santiago, Chile. mariella.canales@gmail.com

³ Grupo de Investigación en Ciencia y Tecnología Pesquera Tropical (CITEPT) Universidad del Magdalena, Santa Marta, Colombia. E-mail: jparamo@unimagdalena.edu.co

⁴ Programa de Doctorado en Ciencias del Mar. Facultad de Ciencias Naturales e Ingeniería. Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. Grupo de Investigación Dinámica y Manejo de Ecosistemas Marino-Costeros (DIMARCO), Santa Marta, Colombia.

⁵ Universität Bremen, Leibniz Zentrum für Marine Tropenökologie (ZMT). Fahrenheit Strasse 6, Bremen, Alemania; matthias.wolff@zmt-bremen.de

4.1 Resumen

Se evaluó el estado de las comunidades de megainvertebrados bentónicos presentes en el Caribe colombiano, mediante indicadores ecológicos como el espectro de tamaños, curvas de abundancia y biomasa, índices de diversidad, la abundancia relativa en peso y número y su relación con las variables abióticas en dos ecosistemas contrastantes: En aguas profundas, en un ecosistema prístino y en aguas someras en uno con diferentes niveles de perturbación por pesca de arrastre (una zona restringida para la pesca de arrastre desde 1995 vs la zona donde operaba la flota camaronera). Los datos fueron obtenidos de dos estudios realizados en el Caribe colombiano. En el primero se realizaron cuatro muestreos en aguas profundas (100 y 600 m, con estratos de profundidad cada 100 m), en los meses de agosto y diciembre de 2009 y marzo y mayo de 2010. El segundo realizó un crucero en aguas someras (0-100 m) durante 25 d en el mes de septiembre de 2013. En los dos casos, se emplearon barcos pesqueros con redes de arrastre de camarón de similares características. En los ambientes profundos, se encontró una comunidad inalterada, donde dominaron las especies (i.e. *Aristaeomorpha foliacea* y *Metanephrops binghami*) potenciales para la pesca. En aguas someras, la zona donde se presenta una veda espacial para la pesca de arrastre desde 1995, no presentó signos de perturbación y se encontraron altas concentraciones de biomasa de individuos pequeños y adultos, indicando que la medida de manejo implantada ha funcionado, permitiendo la recuperación de la comunidad, incluyendo la especie (*Penaeus notialis*) objetivo de dicha pesquería. El presente estudio aporta puntos de referencia base para el manejo y conservación de las comunidades de los megainvertebrados de aguas someras y profundas del Caribe colombiano. Sin embargo, se deben profundizar los estudios biológicos, ecológicos y pesqueros en estos ambientes y monitorear su estado, con miras al aprovechamiento sostenible de estos recursos bajo un enfoque ecosistémico.

Palabras clave

Diversidad, Abundancia, Biomasa, Crustáceos, Manejo sostenible, Pesca de arrastre, aguas profundas

4.2 Abstract

Benthic megainvertebrate communities state present in the Colombian Caribbean was evaluated, using ecological indicators such as size spectra, abundance and biomass curves, diversity indices,

relative abundance in weight and number and their relationship with abiotic variables in two contrasting ecosystems: pristine deep water ecosystem and shallow ecosystems with different disturbance levels by trawling (a restricted area for trawling since 1995 vs area where the shrimp fleet operated). The data were obtained from two studies in the Colombian Caribbean. In the first, four deep water samplings were carried out (100 and 600 m, with depth strata every 100 m), at August and December 2009 and March and May 2010. The second was a survey in shallow waters (0-100 m) for 25 days at September 2013. In both cases, fishing boats were used with shrimp trawls of similar characteristics. In the deep environments, an unaltered community was found, where the species with potential for fishing dominated (i.e. *Aristaeomorpha foliacea* and *Metanephrops bhingami*). In shallow waters, high concentrations of biomass of small and adults individuals were found into the area where trawling was closure since 1995, without disturbances and indicating that management measure implemented has worked, allowing the recovery of the community, including the trawl fishery target specie (*Penaeus notialis*). This study provides basic reference points for megainvertebrates communities management and their conservation along shallow and deep-water of the Colombian Caribbean. However, more biological, ecological and fishing studies in these environments are necessary, monitoring their status, to the sustainable use of these resources under an ecosystem approach.

Keywords

Diversity, Abundance, Biomass, Crustaceans, Sustainable management, Trawling, deep waters

4.3 Introducción

Los megainvertebrados bentónicos de fondos blandos se encuentran ampliamente distribuidos en los ambientes marinos, debido a su alta capacidad de adaptación, presentando una gran riqueza de especies, así como una gran abundancia (Abele 1982; Ponder & Lindberg, 2008). Están principalmente constituidos por crustáceos, equinodermos y moluscos, los cuales son de gran importancia en la transferencia de los flujos de energía exportación, redistribución y reenvasado de carbono y nutrientes (Redant 1982; Cartes *et al.*, 1994, Longhurst 1995; Smith *et al.*, 2008; Jamieson *et al.*, 2009). Varias especies son de importancia económica, en las pesquerías a nivel artesanal como industrial, siendo la pesca de camarón una de las más importantes (Papaconstantinos & Kapisris, 2003) y en el campo de la bioprospección (Synnes, 2007), en la industria farmacéutica, de alimentos, cosméticos y productos químicos (Rossano *et al.*, 2011).

Se encuentran en las zonas marinas entre los ambientes profundos y someros donde se presenta un gran contraste. Los primeros se encuentran en los límites de la plataforma continental, a partir de 200 m de profundidad, en ausencia de luz, con temperaturas frías y presiones altas, que crean condiciones extremas para la fauna que los habita (Thistle, 2003; Bone *et al.*, 2007), en gran medida dependen de los aportes de materia orgánica proveniente de los ecosistemas superficiales, debido a su nula productividad primaria (García *et al.*, 2008). Hasta hace unas décadas, dichos ecosistemas de aguas profundas se consideraban como entornos de gran estabilidad ambiental y poco productivos (Sanders 1968; Stuart *et al.*, 2003), sin embargo, son varios los estudios que han demostrado que la diversidad de estos puede variar a nivel local y regional, lo que sugiere cambios en todas las escalas espaciales y en los factores ambientales que determinan la estructura comunitaria (Grassle & Maciolek, 1992; Rex *et al.*, 1993; Stuart *et al.*, 2003). Por otro lado, los ambientes de aguas someras presentan condiciones ambientales muy variables dependientes de la posición geográfica, la estacionalidad, la época climática, aportes de nutrientes de aguas más profundas o de aguas continentales y en el caso de las zonas tropicales, también influyen las mayores temperaturas, buena disponibilidad de luz y bajas presiones hidrostáticas (Castellanos *et al.*, 2002; Oliphant *et al.*, 2011).

Las especies de aguas profundas presentan una mayor vulnerabilidad a las perturbaciones antrópicas del medio (e.g. contaminación, cambios en la estructura del fondo y la alta presión pesquera) y su recuperación es más lenta que la de aguas menos profundas (Roberts, 2002; Synnes, 2007). Esto se debe a que la estructura y composición de las comunidades se ve afectada por el aumento de la profundidad (Cartes *et al.*, 2007) y otros factores abióticos como el tipo de fondo y condiciones oceanográficas y factores bióticos como la disponibilidad de recursos y alimento (Moranta *et al.*, 2008). Además, la mayoría de las especies que allí habitan, presentan alta longevidad, tasa de crecimiento lenta, madurez tardía, baja fecundidad (Koslow *et al.*, 2000; Stevens *et al.*, 2000; Politou *et al.*, 2004; Morato *et al.*, 2006; Synnes, 2007; García *et al.*, 2008; Follesa *et al.*, 2011; Paramo *et al.*, 2015) y su etapa reproductiva es corta respecto al total de su vida (Ebert, 2005).

En aguas profundas del mar Caribe colombiano no existe actividad pesquera, aunque se han reportado especies que podrían considerarse recurso potencial (Paramo & Saint-Paul, 2012 a, b, c), ya que presentan un alto valor comercial en varios mercados internacionales (Belcari *et al.*, 2003; Papaconstantinou & Kaporis, 2003). Sin embargo, poco se conoce sobre la biología específica, el

funcionamiento de los ecosistemas de profundidad y su relación con el ambiente, aspectos que varios autores consideran indispensables para generar puntos de referencia ecológicos y propuestas de manejo y conservación de los recursos bajo un enfoque ecosistémico (Desantis *et al.*, 2001; Belcari *et al.*, 2003; Carlucci *et al.*, 2006; Kapiris & Thessalou, 2006 y 2009; Echeverría-Sáenz & Wehrtmann, 2011).

La pesquería de camarón de aguas someras (CAS) el Caribe colombiano fue uno de los recursos de mayor importancia socio-económica dentro de la región, pero la sobreexplotación de los recursos y el deterioro del hábitat debido a la alta presión ejercida sobre un amplio rango de especies y tallas, aunado a la falta de medidas de manejo (Paramo & Saint-Paul, 2010), ha tenido como consecuencia la disminución de la flota pesquera industrial en las últimas décadas, situación que se viene presentando en muchos mares tropicales a nivel mundial (García, 1989). Esto ha sido documentada en las estadísticas pesqueras de Colombia por la autoridad pesquera a través de los años (Instituto Colombiano de Desarrollo Rural INCODER y posteriormente la Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca AUNAP), evidenciando la disminución en las capturas y tallas comerciales del camarón de aguas someras en el litoral Caribe (Paramo & Saint-Paul, 2010). En 1995, se zonificó el Caribe colombiano en siete áreas, se delimitaron las primeras 5 mn como exclusivas de pesca artesanal y se prohibió la pesca de arrastre en varias zonas que comprenden el departamento de Córdoba, el Golfo de Morrosquillo, una parte interna del Golfo de Urabá y una zona de la Península de La Guajira (Acuerdo 12 de 1995 del Instituto de Pesca y Acuicultura INPA). Sin embargo, no se han realizado estudios que evalúen el efecto de esta medida de manejo en las comunidades bentónicas, por lo tanto, no se sabe cuál es su estado y si hay signos de recuperación.

Para comprender y determinar el estado de las comunidades de megainvertebrados bentónicos en aguas profundas y someras, es necesario conocer su composición, estructura y funcionamiento por medio de indicadores ecológicos como los índices de diversidad, curvas de abundancia y biomasa y los espectros de tamaños. Los índices de diversidad tales como la riqueza, dominancia y diversidad son buenos descriptores de la estructura y composición de las comunidades y los análisis de ordenación y clasificación muestran su variación (Clarke & Warwick, 1994). Las curvas de Abundancia Biomasa ("Abundance, Biomass Curve, ABC" por sus siglas en ingles), comparan simultáneamente la dominancia en términos de abundancia y biomasa, mostrando cambios en las comunidades asociadas al bentos y la respuesta a las perturbaciones (Warwick 1986; Warwick *et*

al., 1987; Yemane *et al.*, 2005). Además, permiten evaluar la situación de la comunidad sin la necesidad un control espacial o temporal (Clarke & Warwick, 1994). Se asume que en estado normal la comunidad está dominada por especies de crecimiento lento, tamaños grandes, maduración tardía y en equilibrio y por tanto la curva de biomasa está por encima de la curva de abundancia. Bajo una perturbación pesquera, dominan las especies de crecimiento rápido, tamaños pequeños, maduración temprana y oportunistas, haciendo que la curva de la biomasa esté por debajo de la curva de abundancia. El estadístico W representa el área de diferencia entre las dos curvas. Un valor negativo indica que la curva de la biomasa está por debajo de la curva de abundancia y sugiere una comunidad alterada (Warwick & Clarke, 1994; Yemane *et al.*, 2005).

Así mismo, el espectro de tamaños de una comunidad ecológica es una medida que relaciona la abundancia o biomasa con el tamaño corporal (Parsons 1969; Sheldon *et al* 1972; Sprules & Barth, 2016). Se basa en la evidencia empírica de que muchos de los procesos ecológicos y fisiológicos más importantes, tales como la tasa metabólica, la tasa de crecimiento somático, amplitud de la dieta, la tasa de crecimiento poblacional, abundancia de la población y escala de eficiencia de crecimiento bruto está relacionada con el tamaño corporal de los organismos (Peters 1983; Kerr & Dickie, 2001). Este enfoque se ha utilizado ampliamente para evaluar el estado de los ecosistemas marinos a nivel regional y mundial (Shin *et al.*, 2005; Edwards *et al.*, 2017) usando del espectro de biomasa o abundancia como un indicador de las comunidades explotadas (Rice & Gislason, 1996; Bianchi *et al.*, 2000; Blanchard *et al.*, 2005; Shin *et al.*, 2005; Sweeting *et al.*, 2009; Law *et al.*, 2009 y 2012; Jacobsen *et al.*, 2014; Thorpe *et al.*, 2015; Edwards *et al.*, 2017). Los espectros de abundancia de las comunidades sometidas a una alta presión de pesca, presentan pendientes significativamente más pronunciadas y decaimiento del punto medio, que las comunidades expuestas a la intensidad de la pesca baja (Zwanenburg, 2000; Daan *et al.*, 2005). El empinamiento de la pendiente del espectro de tamaños de la abundancia refleja la eliminación de especies de gran tamaño del sistema y posiblemente un aumento de la presión de depredación sobre tallas más pequeñas, mientras que una altura inferior del espectro de tamaños de la abundancia indica una reducción general en la abundancia de la comunidad (Blanchard *et al.*, 2005; Daan *et al.*, 2005).

Se ha comprobado que los parámetros del espectro de tamaños de la biomasa responden a los cambios en la productividad del ecosistema de una manera relativamente consistente (Sprules & Barth, 2016). En sistemas eutróficos la comunidad planctónica tiende a tener mayores pendientes

en los espectros de tamaño que en los sistemas oligotróficos (Sprules & Munawar 1986; Ahrens & Peters, 1991; Zhang *et al.*, 2013), lo que sugiere que los sistemas con mayores entradas de nutrientes (i.e. bentónica, litoral, ríos, etc.) muestran una mayor desviación del estado estacionario teórico, posiblemente por un mayor rendimiento de la energía en estos sistemas (Sprules & Munawar 1986). Sin embargo, según Sprules & Barth (2016), esto no es una regla general para todas las comunidades puesto que en otros ambientes se han presentado casos contrarios en el comportamiento de la pendiente, por lo que los patrones dependerán en gran medida del grupo trófico estudiado.

Poco se conoce sobre la composición y estructura de los megainvertebrados bentónicos de aguas profundas y someras, no han sido comparados a través de un gradiente batimétrico y en relación al nivel de perturbación de los ecosistemas. Evaluar su estado actual mediante el uso de índices de diversidad, curvas de abundancia y biomasa, así como el análisis de los espectros de tamaños, permitirá generar puntos de referencia o indicadores ecológicos como un aporte para el manejo y conservación de estos recursos. Por lo tanto, el presente estudio pretende evaluar el estado de la comunidad de megainvertebrados bentónicos considerando un ecosistema sin perturbar de aguas profundas y un ecosistema perturbado de aguas someras en el Caribe colombiano.

4.4 Materiales y métodos

4.4.1 Área de estudio

Los muestreos se realizaron en el mar Caribe colombiano desde Cabo Tiburón - Chocó hasta Punta Gallinas – La Guajira. El área de estudio se dividió en dos zonas, una al norte y otra al sur, separadas por la desembocadura del río Magdalena. Las estaciones de aguas someras se encontraron a profundidades entre los 10 – 100 m y en aguas profundas entre la isóbata de los 100 m, hasta los 600 m de profundidad (

Figura 4-1). La zona norte está influenciada por el sistema de vientos Alisios del noreste, que provocan eventos de surgencia de aguas subsuperficiales ricas en nutrientes (Andrade *et al.*, 2003; Andrade & Barton, 2005). La plataforma continental es angosta a lo largo de la costa del departamento de Magdalena y luego se ensancha hacia el norte en La Guajira, donde llega su máxima extensión (INVEMAR, 2000). En el área de influencia de la desembocadura del río

Magdalena dominan los fondos fangosos, mientras que en La Guajira predominan los fondos con arenas y sedimentos de grano grueso, con restos de material calcáreo y agregaciones de ostras y otros invertebrados (Borrero *et al.*, 1996). La zona sur está influenciada principalmente por las descargas provenientes de los ríos Magdalena, Sinú y Atrato, presentándose un predominio de los fondos lodosos y arenosos. Existen ecosistemas de islas, archipiélagos y arrecifes de coral en el Departamento de Bolívar y Golfo de Morrosquillo, con tipo de sedimentos bioclásticos (INVEMAR, 2000). El clima del Caribe colombiano es dependiente de los vientos Alisios del noreste (NE) y las oscilaciones de la Zona de Convergencia Intertropical (ZCIT) (Vernette, 1985 Nystuen & Andrade, 1993; Franco-Herrera, 2005). El clima tiene un carácter bimodal, donde la principal estación seca ocurre desde diciembre a abril y la temporada de lluvias ocurre el resto del año; la estación húmeda se interrumpe por una pequeña estación seca en julio y agosto conocido popularmente como el "Veranillo de San Juan" (Mesa *et al.*, 1997; Pujos & Le Tareau, 1998; Vega-Sequeda, *et al.*, 2019). La zona sur a la altura del Golfo de Urabá, presenta promedios anuales de lluvia de 2427 mm, siendo una región húmeda, mientras que la zona norte (La Guajira) es una región desértica (Mesa *et al.*, 1997).

4.4.2 Muestreo

Se realizaron cuatro muestreos en aguas profundas empleando el método de área barrida, en los meses de agosto y diciembre de 2009 y marzo y mayo de 2010, a profundidades entre los 100 y 600 m, con estratos de profundidad cada 100 m (Figura 4-1; Material suplementario 4-1). Se empleó un barco de arrastre camaronero con redes de ojo de malla de 44.5 mm de nudo a nudo en el copo y abertura de red en la relinga superior de 11.5824 m. Se evaluaron 85 estaciones, realizando un mínimo de dos lances por estrato de profundidad, los fondos arrastrables se ubicaron con ecosonda FURUNO FCV 1150 y transductor de 28 kHz. Cada lance tuvo una duración de 30 min y la distancia recorrida fue calculada mediante sistema de geoposicionamiento global (GPS). En la zona comprendida entre Cartagena y la desembocadura del río Magdalena no se pudieron hacer arrastres debido a la presencia de infraestructuras en el fondo marino como cables submarinos, sin embargo, se tomaron los datos de profundidad. A bordo, la totalidad de los megainvertebrados capturados en cada lance fueron analizados en términos de abundancia (N/km^2) y biomasa (kg/km^2). El área barrida (King, 2007) fue estimada a partir de la abertura de la red (11.58 m) y la velocidad del barco (promedio 2.5 nudos).

El muestreo en aguas someras se realizó en el mes de septiembre de 2013 durante 25 d en un crucero de investigación pesquera a bordo de una embarcación camaronera (Figura 4-1;). Se utilizó una red de arrastre camaronera con similares características de la usada en el muestreo de aguas profundas (tamaño de malla al final del copo de 44.5 mm de nudo a nudo y abertura de red en la relinga superior de 12.8016 m). El muestreo fue sistemático y se evaluaron 64 estaciones. Los fondos arrastrables se ubicaron con ecosonda FURUNO FCV 1150 y transductor de 28 kHz. En todos los casos, la duración del arrastre fue de 60 min y la distancia arrastrada por la red se estimó por medio de la localización geográfica del inicio y el final del recorrido tomada con un GPS Garmin MAP 76CSx. Los datos de captura en cada lance se transformaron en abundancia (N/km²) y biomasa (kg/km²). El área barrida se estimó a partir de la abertura de la red y la velocidad de la embarcación (2.5 nudos) (Gunderson, 1993; King, 2007).

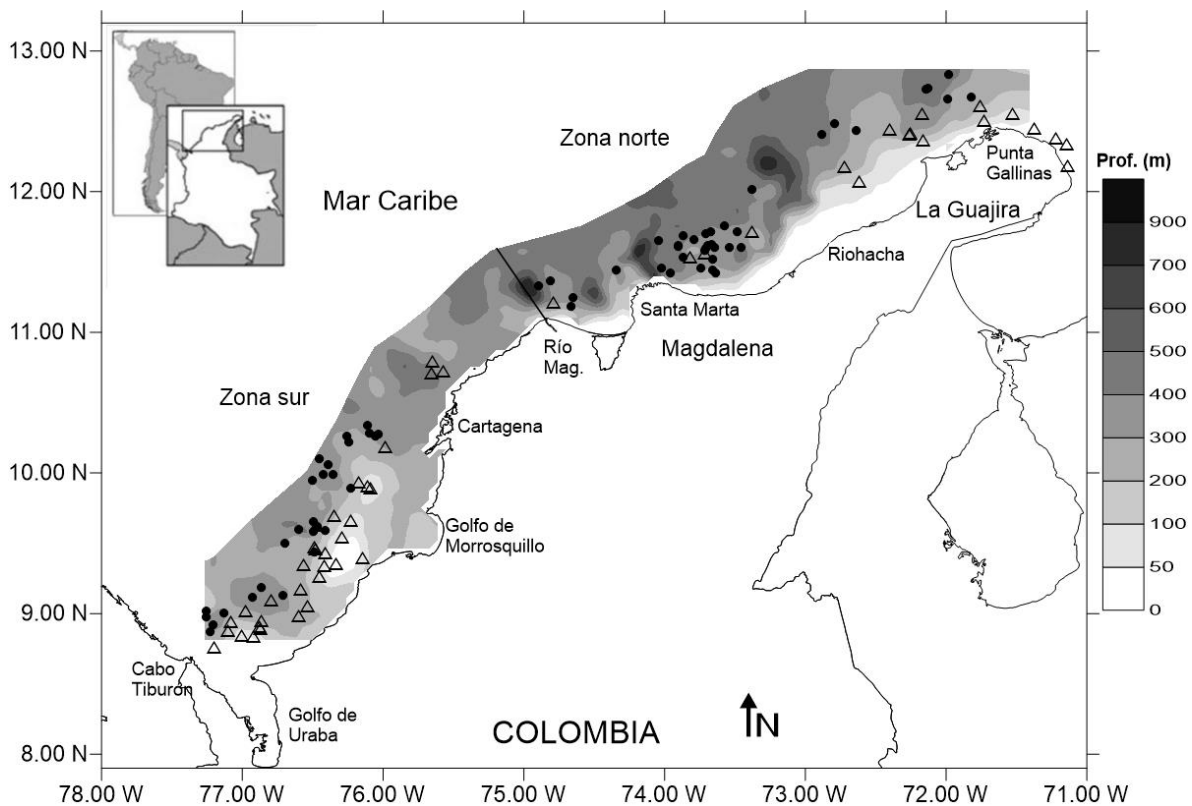


Figura 4-1. Área de estudio con las estaciones de muestreo de los megainvertebrados en el Caribe colombiano (los círculos representan las estaciones de aguas profundas; los triángulos representan las estaciones de aguas someras).

4.4.3 Procesamiento y análisis de muestras

Los individuos colectados fueron congelados a bordo. Una vez en tierra, se llevaron al laboratorio y se identificaron al nivel más bajo posible empleando las guías y literatura especializada para cada taxón (Voss, 1956; Holthuis, 1971, 1980, 1991; Cervigón *et al.*, 1992; Díaz y Pullana, 1994; Carpenter, 2002; Campos, *et al.*, 2005; Benavides-Serrato *et al.*, 2011). De cada uno se midió la longitud total (largo o ancho del caparazón según el caso), con un calibrador digital con precisión de 0.01mm y el peso total con una balanza analítica con una precisión de 0.1 mg.

Para cada taxón se calculó la abundancia y biomasa/km² por lance, a partir de la abertura de la red (11.58 m), la velocidad de la embarcación (2.5 nudos) (Gunderson, 1993; King, 2007) y el factor de corrección de vulnerabilidad para redes de arrastre de camarón (q=0.7) (Sparre & Venema, 1995) usando la siguiente fórmula:

$$Abundancia(biomasa)/km^2 = \frac{Número\ individuos\ o\ Biomasa}{(V * t * 1.852 * (11.5824 * \frac{q}{1000}))}$$

Donde V= a la velocidad del arrastre (nudos), t= el tiempo de arrastre (h) y q= el factor de corrección de vulnerabilidad para redes de arrastre de camarón.

Se utilizaron espectros de tamaño para cuantificar la estructura de tamaño de la comunidad de megainvertebrados. Se analizó la distribución individual de tamaños (ISD) de la comunidad bentónica utilizando los métodos recomendados por Edwards *et al.*, (2017) para ajustar los datos de los espectros de tamaño. El método recomienda utilizar los datos en términos de ISD, colocando el análisis en el contexto de densidades de probabilidades (White *et al.*, 2007; Vidondo *et al.*, 1997; Edwards *et al.*, 2017).

La distribución de las probabilidades, en el caso de los datos del espectro de tamaños corresponden a una relación *power-law* (White *et al.*, 2007; Reuman *et al.*, 2008). En los estudios empíricos, el ajuste de líneas rectas en los ejes logarítmicos implica ajustar una relación *power-law*, por lo tanto, se debe especificar una *power-law* o distribución de Pareto (Vidondo *et al.*, 1997; Reuman & Cohen,

2005). El enfoque se ajusta a una distribución de Pareto o *power-law* dado un parámetro definido de manera única que es análogo a la pendiente del espectro de tamaños.

El método de Edwards *et al.* (2017) se aleja de la necesidad de definir clases de tamaño corporal algo arbitrarias, al considerar los datos del tamaño corporal como medidas individuales extraídas de una distribución de probabilidad. Además, el método usa la estimación de máxima verosimilitud (MLE) para estimar el exponente b del espectro de tamaño, proporcionando también intervalos de confianza confiables.

Se estandarizaron los datos del tamaño corporal (peso, g) de individuos en cada, zona, y profundidad a una distribución *power-law* acotada con función de densidad de probabilidad:

$$f(x) = \frac{(b + 1)x^b}{x_{max}^{b+1} - x_{min}^{b+1}} \quad b \neq -1$$

Donde x es la masa corporal, b es el exponente de escala, y la distribución está limitada por el mínimo posible de tamaños corporales (x_{min} , x_{max}) (White *et al.*, 2008; Edwards *et al.*, 2017). La probabilidad logarítmica *power-law* acotada siguiendo a Edwards *et al.* (2017) sería:

$$\log[L(b|data)] = n \log\left(\frac{b + 1}{x_{max}^{b+1} - x_{min}^{b+1}}\right) + b \sum_{j=1}^n \log x_j$$

Para ajustar las distribuciones de Pareto delimitadas con MLE, se usó el software R y el código disponible en <https://github.com/andrew-edwards>. Con un análisis de sensibilidad se definió el x_{max} y x_{min} de los tamaños corporales para incluir en la distribución individual de tamaños (ISD); esto fue necesario debido a la menor representación de los individuos más grandes y más pequeños en las muestras que llevan a sesgos de las estimaciones de la distribución de Pareto y, en particular, la pendiente del espectro de tamaño.

En algunos casos, se registran muy pocas observaciones de individuos de más de 100 g, así como también de menos de 1 g. Cuando los individuos con una masa corporal superior a 100 g se excluyeron del análisis, mejoró la distribución de Pareto ajustada, y también cuando se excluyeron los individuos por debajo de 1 g, sin embargo, la mayor mejora se produjo al excluir solamente las masas corporales que estuvieron por encima de 100 g, por lo que se eligió esta última opción. El número de puntos de datos excluidos fue menos del 0.1% del total de masas corporales observadas.

El mismo procedimiento se realizó para los datos de aguas someras encontrándose el mejor ajuste cuando se excluyeron los datos menores a 60 g (correspondientes únicamente al 0.7% del total de masas corporales observadas).

Se utilizó la prueba de comparación de medianas de Mood para determinar las diferencias entre el tamaño de los individuos en peso total (PT) por zonas (norte y sur) y estratos de profundidad (I=100-200 m, II=200-300 m, III= 300-400 m, IV= 400-500 m, V=500-600 m) para aguas profundas y se aplicó la prueba a *posteriori* de comparación de medianas de Games-Howell para determinar cuáles combinaciones presentaron las diferencias. En aguas someras se realizó la prueba de Kruskal-Wallis para determinar diferencias entre zonas (norte y sur) y la distancia a la costa (NI= zona norte interior <5mn de distancia a la costa, NE= zona norte exterior >5mn de distancia a la costa, SI= zona sur interior <5mn de distancia a la costa, SE= zona sur exterior >5mn de distancia a la costa) y se aplicó la prueba de Bonferroni para para determinar cuáles combinaciones presentaron las diferencias.

Para establecer el nivel de perturbación de las comunidades de los megainvertebrados de aguas profundas y someras, se utilizó el método de comparación de las Curvas de Abundancia Biomasa (ABC) mediante el paquete estadístico PRIMER® v5.2.2 (Clarke & Gorley, 2001) y se estimó el estadístico W de acuerdo a la siguiente formula:

$$W = \sum_{i=1}^s (Bi - Ai) / [50(S - 1)]$$

Donde, S describe el cambio en el número total de especies, A, la abundancia total en cada muestra i y B, la biomasa total en cada muestra i.

Se determinó para cada uno de los lances los índices de equitabilidad de Pielou (J'), riqueza de Margalef (d), diversidad de Shannon y Wiener (H') y el predominio de Simpson (λ), usando el paquete estadístico PRIMER® v5.2.2 (Clarke & Gorley, 2001). La descripción de la estructura espacial de la diversidad, la abundancia y biomasa de los megainvertebrados de aguas someras y profundas se realizó a través de un análisis geoestadístico (Cressie, 1993; Petitgas, 1993). El variograma experimental se define como la varianza de la diferencia entre los valores que son h unidades aparte:

$$\hat{\gamma}(h) = \frac{1}{2N(h)} \sum_{i=1}^{N(h)} z(x_i) - z(x_i + h)^2$$

Donde $\hat{\gamma}(h)$ es la semivarianza, h es un vector de distancia y dirección, y $N(h)$ es el número de pares de observaciones a la distancia h en una dirección dada, $z(x_i)$ es la densidad de megainvertebrados para el punto i -ésimo de datos. Para mapear la distribución espacial de los índices ecológicos, se utilizó un kriging puntual ordinario (Isaaks & Srivastava 1989; Rivoirard *et al.*, 2000; Paramo & Roa, 2003).

Se utilizó un método de frecuencia acumulativa (Perry & Smith, 1994) para evaluar la relación de los índices de diversidad, la abundancia, biomasa y el W estadístico con la profundidad (en aguas profundas) y distancia a la costa (en aguas someras). Para determinar la significancia estadística (p) de la diferencia entre las curvas, se calculó la máxima distancia vertical absoluta entre las curvas, y la hipótesis de una relación aleatoria entre ambos CFD (función de densidad acumulada) fue evaluado con 2000 aleatorizaciones del remuestreo de Monte Carlo (Páramo *et al.*, 2003; Perry & Smith, 1994).

Las variables ambientales tales como la profundidad y área geográfica fueron obtenidas de los datos de puente registrados en el muestreo. Los tipos de fondos se obtuvieron a partir de información secundaria como la publicada por el INVEMAR (2010) y Paramo *et al.* (2011). Los datos oceanográficos fueron tomados del Atlas de los Datos Oceanográficos de Colombia 1922-2013 (Andrade *et al.*, 2015), provenientes del análisis de datos de cruceros oceanográficos realizados por ARC-DIMAR entre los años 1969 y 2013 y datos de temperatura (Locarnini *et al.*, 2013) y salinidad (Zweng *et al.*, 2013), obtenidos en la Base de Datos Mundial de los Océanos (2013).

Se realizó un análisis de componentes principales (ACP) para determinar las variables que aportan una mayor información y su relación con las diferentes abundancias relativas de los megainvertebrados (Bald *et al.*, 1999). La relación entre las variables ambientales temperatura ($^{\circ}\text{C}$), salinidad (PSU), densidad - σ^{θ} (kg m^{-3}) y clorofila a (mg/m^3) frente a la composición y estructura de la comunidad, se estimó mediante rangos de correlación de Spearman con la rutina Bio-Env (Hastie & Tibshirani, 1990).

4.5 Resultados

4.5.1 Análisis de espectros de tamaño, curvas de abundancia y biomasa (ABC)

La comunidad bentónica de megainvertebrados de aguas profundas fue compuesta por un total de 63 especies con peso corporal que va desde 0.4 g hasta 236.3 g, siendo diez las más frecuentemente muestreadas (correspondiente al 85% del total de individuos) con pesos corporales entre 0.4 g a 100.1 g. En aguas someras se registraron 37 especies pesos entre 0.29 g y 200 g y siete de ellas fueron las más frecuentemente muestreadas (90% del total de individuos) con biomasa de 0.29 g a 60 g.

El espectro de tamaño de los individuos de la comunidad bentónica de megainvertebrados para toda el área de estudio, presentó un valor de $b = -0.9$ en aguas profundas y un valor de $b = -0.77$ para aguas someras (Figura 4-2). En aguas profundas se presentaron valores muy similares ($b = -0.9$; $b = -1.01$) por zona (norte y sur), mientras que en aguas someras la zona sur presentó un mayor valor ($b = -0.79$) que la zona norte ($b = -0.69$).

Para aguas profundas por estratos de profundidad se encontraron pendientes (b) entre los -0.83 y -1.22 (Figura 4-3). Los estratos de profundidad intermedios (300-400 m y 400-500 m) presentaron mayores valores ($b = -0.83$ y -0.96), mientras que el estrato de mayor profundidad tuvo el valor más negativo ($b = -1.22$). Entre estos rangos de profundidad (100 – 600m) no se encontró una tendencia del parámetro b , ya que el estrato de menor profundidad presentó un mayor valor ($b = -1.04$) que los estratos intermedios.

Las curvas de abundancia y biomasa (ABC) por estratos de profundidad (Figura 4-3) presentan valores cercanos al 0 del estadístico W (entre -0.008 y 0.092), siendo menor en el estrato de mayor profundidad (500-600 m), donde se presenta un entrecruzamiento marcado entre la abundancia y biomasa, lo que sugiere una perturbación moderada a alta. En los estratos intermedios se presenta un entrecruzamiento de la abundancia y la biomasa (200-300 m, 300-400 m y 400-500 m), lo que sugiere una perturbación moderada. En el estrato menos profundo (100-200 m) donde la curva de biomasa se presenta por encima de la curva de la abundancia, se encontró el mayor valor de W , sugiriendo una comunidad inalterada (Figura 4-3).

En aguas someras se realizó el análisis de los espectros de tamaño de abundancia por zona y distancia a la costa teniendo en cuenta las restricciones para la pesca de arrastre dentro de las 5 mn (Figura 4-4). Las pendientes (b) se encontraron entre los -0.43 y -0.89. La zona sur interior (SI) en la cual hay restricciones para la pesca de arrastre hasta las 5 mn presentó el valor b menos negativo (-0.43) y mientras que las zonas donde existe actividad pesquera (SE, NE, NI) presentaron valores de b más negativos (b= -0.84 y -0.89 y -0.7, respectivamente).

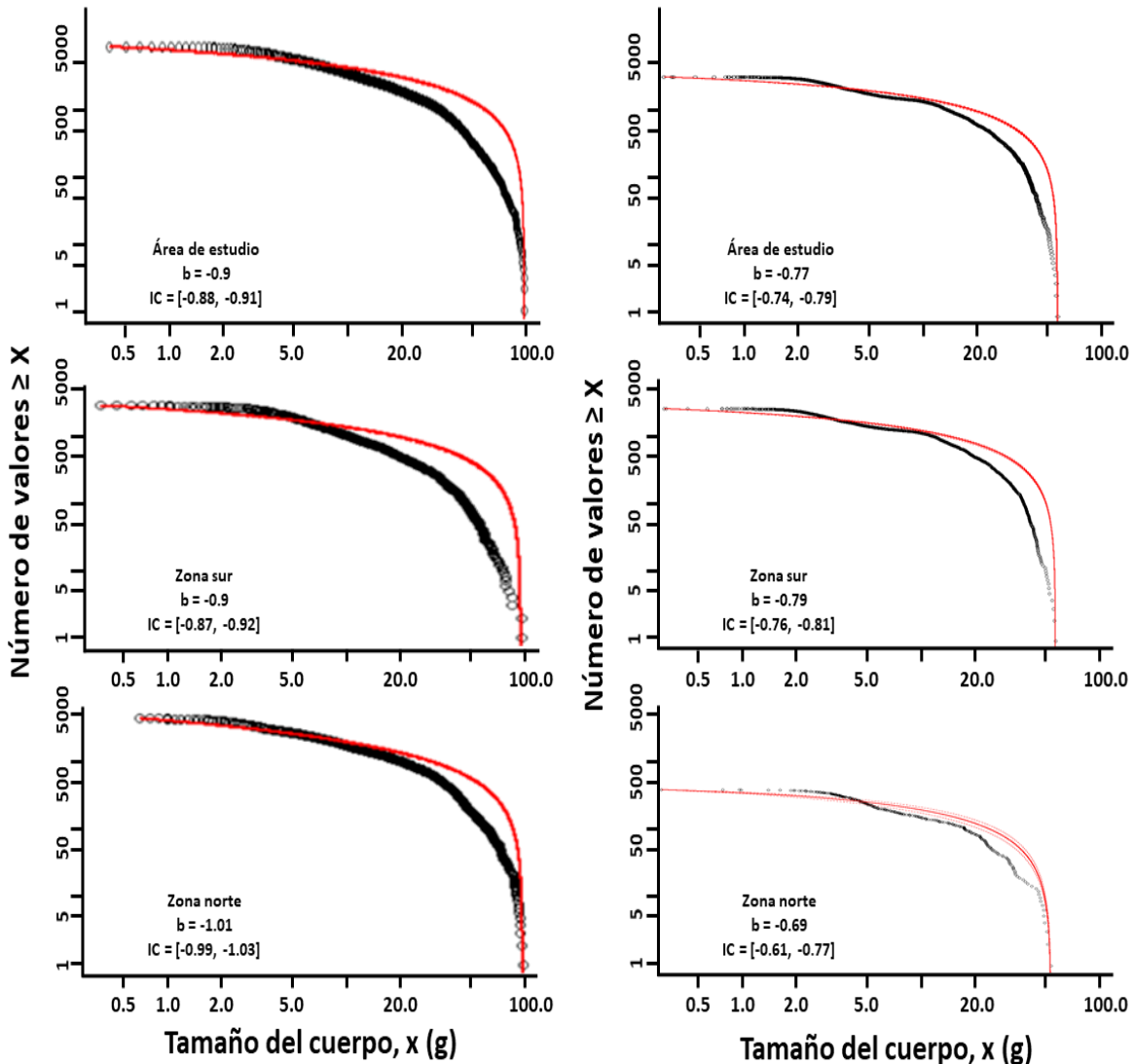


Figura 4-2. Espectros de tamaño de abundancia de los megainvertebrados del Caribe colombiano por áreas geográficas con filtros (solo individuos $x < 100$ g en aguas profundas [izquierda] y < 60 g en aguas someras [derecha]).

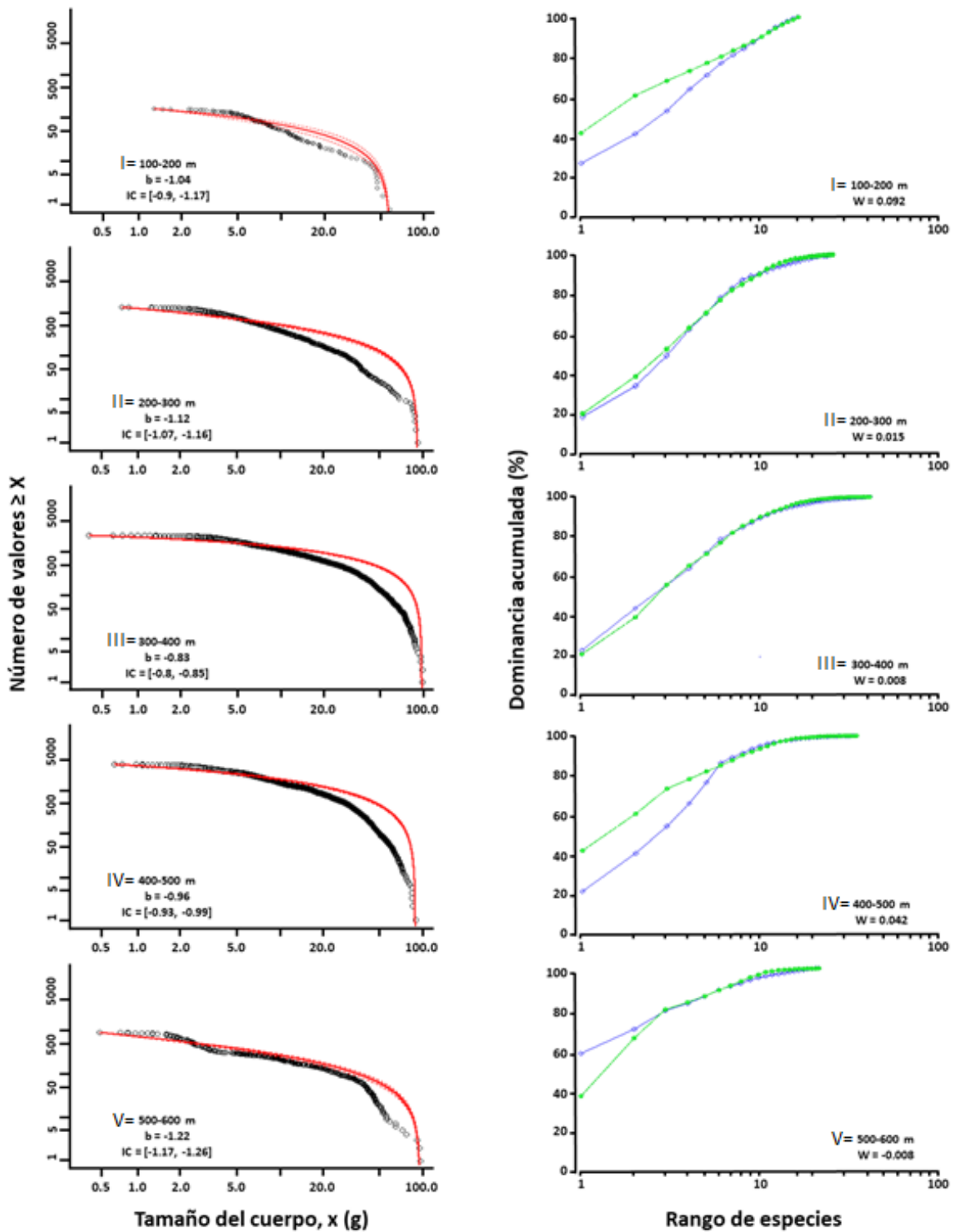


Figura 4-3. Espectros de tamaño de abundancia de los megainvertebrados del Caribe colombiano de aguas profundas (izquierda) por estratos de profundidad (I= 100-200 m; II = 200-300m; III= 300-400m; IV= 400-500m; V= 500-600m; solo individuos <100 g PT) y curvas (ABC) de abundancia (rombos y líneas azules) y biomasa (círculos y líneas verdes) para los mismos estratos de profundidad (derecha).

Las curvas de abundancia y biomasa (ABC) por zona y distancia a la costa en aguas someras presentan valores del estadístico W entre 0.034 y 0.331. Las zonas norte interior (NI < 5 mn) y sur exterior (SE > 5mn) presentan un entrecruzamiento entre la abundancia y biomasa indicando perturbación moderada. En las zonas norte exterior (NE > 5 mn) y sur interior (SI < 5 mn), la curva de biomasa se presenta por encima de la curva de la abundancia indicando que no hay perturbación, encontrándose los mayores valores del W estadístico (Figura 4-4).

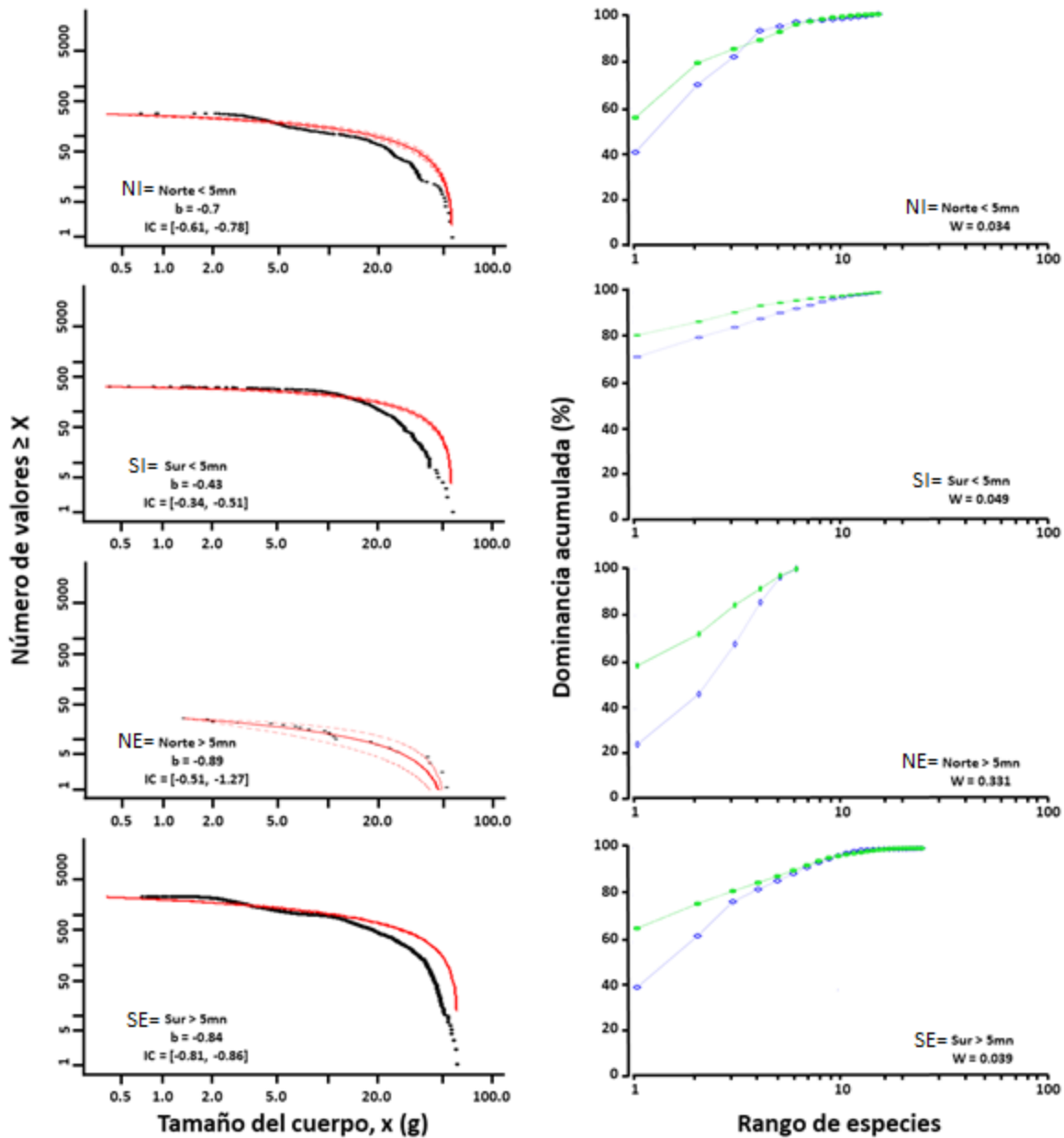


Figura 4-4. Espectros de tamaño de abundancia de los megainvertebrados del Caribe colombiano de aguas someras (izquierda) por zona y distancia de la costa (solo individuos <60 g PT) y curvas (ABC) de abundancia (rombos y líneas azules) y biomasa (círculos y líneas verdes) para las mismas zonas (derecha). (NI= zona norte interior <5mn de distancia a la costa, NE= zona norte exterior >5mn de distancia a la costa, SI= zona sur interior <5mn de distancia a la costa, SE= zona sur exterior >5mn de distancia a la costa).

No se evidenciaron diferencias significativas en aguas profundas entre el tamaño de los individuos (PT) por zonas (norte y sur) ($\chi^2_{\text{Mood}} = 2.52$; valor $p = 0.11$). Sin embargo, por estratos de profundidad se encontraron diferencias significativas ($\chi^2_{\text{Mood}} = 206.66$; valor $p < 0.01$) entre de los estratos intermedios (III=300-400, IV=400-500 m) con los estratos (I=100-200 m; II=200-300 m) y el estrato más profundo (V=500-600) y entre los más someros y el más profundo (Tabla 4-1).

En aguas someras se presentaron diferencias significativas de acuerdo a la prueba de Kruskal-Wallis ($H_{(3)} = 183.20$; valor $p < 0.01$) entre el tamaño de los individuos (PT) por zonas (norte y sur) y distancia a la costa (<5mn; >5mn). La zona norte con distancia a la costa menor a 5 mn (NI), no presentó diferencias con la zona norte con distancia a la costa mayor a >5mn (NE), ni con la zona sur con distancia a la costa menor a 5 mn (SI) (

Tabla 4-2).

Tabla 4-1. Pruebas post hoc (Games-Howell), entre el tamaño de los individuos (PT) por estratos de profundidad en aguas profundas (I= 100-200 m; II = 200-300m; III= 300-400m; IV= 400-500m; V= 500-600m), de los megainvertebrados de profundidad del Caribe colombiano. Intervalos de confianza del 95.0%. * indica una diferencia significativa.

	<i>Diferencia significativa</i>	<i>Diferencia</i>	<i>+/- Límites</i>
<i>Estrato de profundidad</i>	I - II	1.62497	1.72131
	I - III *	-3.30537	3.05922
	I - IV *	-2.23786	1.66871
	I - V *	3.22754	1.67943
	II - III *	-4.93034	2.94173
	II - IV *	-3.86283	1.43725
	II - V *	1.60257	1.44969
	III - IV	1.06751	2.91186
	III - V *	6.53291	2.91792
	IV - V *	5.4654	1.38661

Tabla 4-2. Pruebas post hoc (Bonferroni), entre el tamaño de los individuos (PT) por zona y distancia a la costa en aguas someras (NI= zona norte interior <5mn de distancia a la costa, NE= zona norte exterior >5mn de distancia a la costa, SI= zona sur interior <5mn de distancia a la costa, SE= zona sur exterior >5mn de distancia a la costa) de los megainvertebrados de profundidad del Caribe colombiano. Intervalos de confianza del 95.0%. * indica una diferencia significativa.

	<i>Diferencia significativa</i>	<i>Diferencia</i>	<i>+/- Límites</i>
<i>Zona/Distancia a la costa</i>	NE - NI	260.243	465.03
	NE - SE *	523.356	445.352
	NE - SI	-127.648	459.881
	NI - SE *	263.113	149.841
	NI - SI *	-387.892	188.692
	SE - SI *	-651.005	133.003

4.5.2 Distribución espacial de los índices diversidad

La estructura espacial de los índices de diversidad en aguas profundas del Caribe colombiano presentaron varios picos, que se encuentran en la zona norte en Punta Gallinas, entre Riohacha y Santa Marta y la desembocadura del río Magdalena y en la zona sur frente a Cartagena en el Parque Natural Nacional Corales de Profundidad (PNNCR) (donde los valores de equitabilidad (J') fueron superiores a 0.6; Figura 4-5 a y b). Por otra parte, las diversidades más bajas se presentaron al sur de Punta Gallinas en La Guajira y frente al Parque Nacional Natural Tayrona en Santa Marta en la zona norte y al en la zona sur en algunos sectores entre el Golfo de Morrosquillo y Golfo de Urabá en la zona sur (valores de $J' > 0.4$; Figura 4-5 a y b). Los sectores donde se presentó una mayor riqueza de especies (índice de Margalef " d "), fueron en la zona norte entre Riohacha y Santa Marta y la desembocadura del río Magdalena y en la zona sur frente a Cartagena y al Golfo de Morrosquillo (valores $d > 3.5$; Figura 4-5 c.). En cuanto al índice de predominio de Simpson (λ), se presentaron valores entre 0.17 y 0.62, siendo en general mayores en la zona sur que en la zona norte. Sin embargo, los valores más altos se reducen a algunos sitios puntuales, coincidentes con bajos valores de diversidad (Figura 4-5 d).

Por estratos de profundidad, se presenta una disminución de la diversidad con el aumento de la profundidad ($J' = 0.8457$ en el estrato I a $J' = 0.5083$ en el estrato V; Tabla 4-3). La riqueza y abundancia en número de individuos aumentaron con la profundidad hasta los 400 m, donde se presentaron los mayores valores (300-400 m, $d = 5.623$; $N = 2503$), disminuyendo en el estrato más profundo (500-600 m, $d = 3.444$; $N = 795$) (Tabla 4-3). Los valores de predominio fueron bajos para la mayoría de los estratos (λ : 0.1137-0.1402), siendo el estrato más profundo el de mayor valor ($\lambda = 0.3775$). Los crustáceos decápodos fueron el grupo dominante en número de individuos, incluyendo especies como *Pleoticus robustus*, *Penaeopsis serrata*, *Aristaeomorpha foliacea*, *Agononida longipes*, *Metanephrops binghami* y *Plesionika longipes* (Material suplementario 4-3).

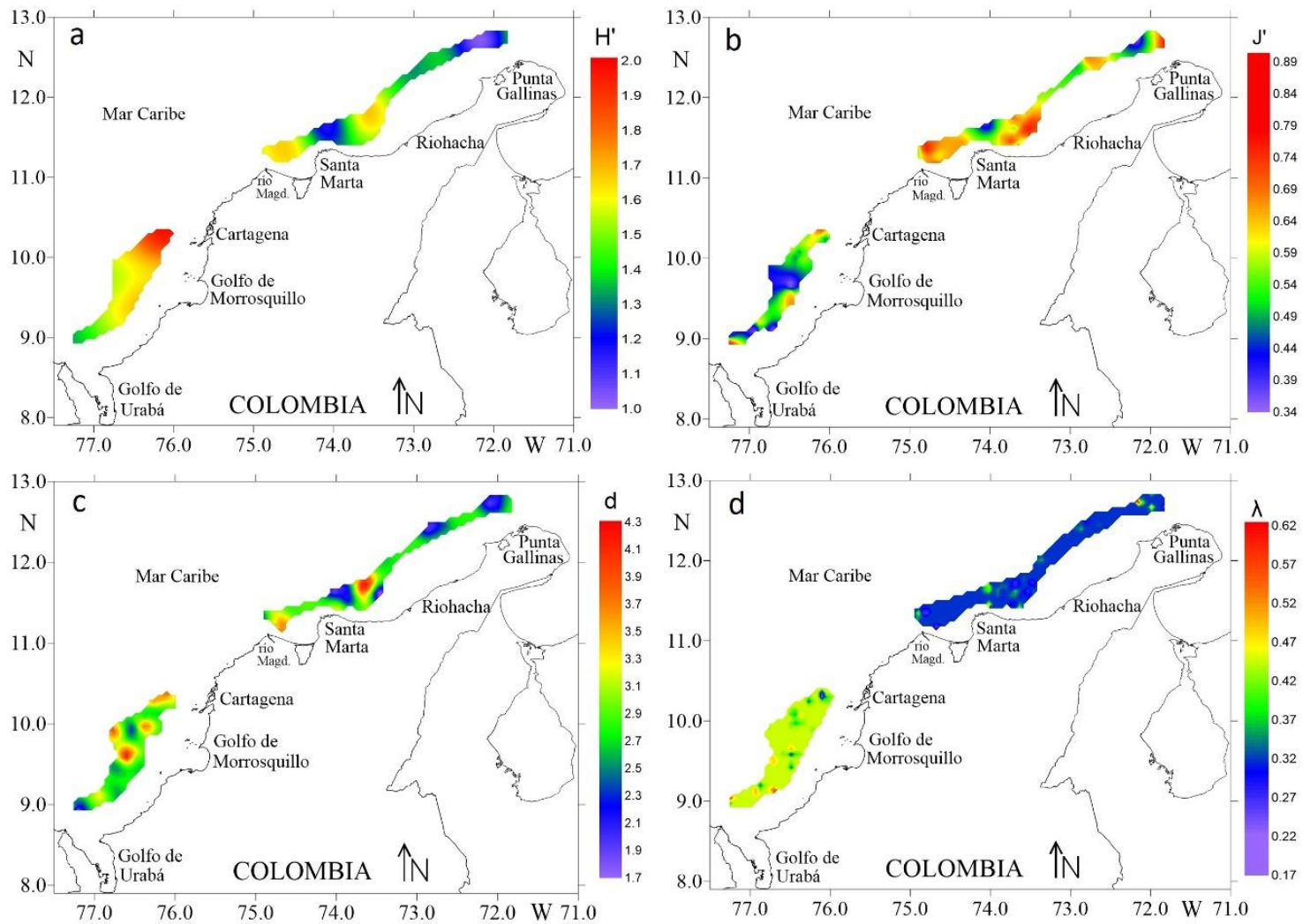


Figura 4-5. Distribución espacial de los índices de diversidad de los megainvertebrados de aguas profundas en el Caribe colombiano. (a) diversidad de Shannon y Wiener (H'), (b) equitabilidad de Pielou (J'), (c) riqueza de Margalef (d) predominio de Simpson (λ).

Para aguas someras las mayores diversidades en la zona norte se encontraron al norte de Riohacha y al norte de Santa Marta (Figura 4-6 a y b; valores $J' > 0.6$) y en la zona sur frente al Golfo de Morrosquillo y Cartagena, en límites de las zonas protegidas del Parque Natural Nacional Corales de Profundidad (PNNCR) y el Parque Nacional Natural Corales del Rosario y de San Bernardo ($J' > 0.5$; Figura 4-6 a y b). Las bajas diversidades se presentaron frente a Punta Gallinas y el Golfo de Urabá ($J' > 0.3$; Figura 4-6 a y b). La riqueza de especies mostro valores mayores en la zona sur (frente al Golfo de Morrosquillo; valores $d > 1.3$; Figura 4-6 c), mientras que la zona norte se presentaron valores bajos ($d < 0.9$; Figura 4-6 c). El predominio presento los mayores valores ($\lambda > 0.7$) en Punta Gallinas en la zona norte y el Golfo de Urabá en la zona sur, donde se presentaron los menores valores de diversidad (Figura 4-6 d).

En cuanto a las zonas de acuerdo a la distancia a la costa, las mayores diversidades se presentaron en la zona NE ($J' = 0.9336$), seguido de las zonas NI y SE ($J' = 0.5725, 0.05624$ respectivamente). Sin embargo, la zona SE presento la mayor la mayor riqueza de especies y número de individuos ($d = 3.209$; $N = 2420$; Tabla 4-3). Las tres zonas mencionadas presentaron bajos valores de predominio (entre $\lambda = 0.199$ y 0.2816). Por último la zona SI presentó el menor valor de diversidad ($J' = 0.38$) al parecer afectado por el alto predominio ($\lambda = 0.604$), puesto que fue la segunda más importante en riqueza de especies y número de individuos ($d = 20553$; $N = 356$; Tabla 4-3). En aguas someras también fueron más dominantes en número de individuos los crustáceos decápodos (*Penaeus notialis*, *Achelous gibesii* y *Achelous spinicarpus*; Material suplementario 4-4).

Tabla 4-3. Índices de diversidad de los megainvertebrados del Caribe colombiano (diversidad H' ; riqueza de especies d ; predominio de Simpson λ ; equidad de Pielou J'). En aguas profundas por estrato de profundidad (I= 100-200 m; II = 200-300m; III= 300-400m; IV= 400-500m; V= 500-600m), en aguas someras por zona y distancia a la costa (NI= zona norte interior <5mn de distancia a la costa, NE= zona norte exterior >5mn de distancia a la costa, SI= zona sur interior <5mn de distancia a la costa, SE= zona sur exterior >5mn de distancia a la costa).

		S	N	d	J'	H'	λ
Aguas profundas: Estrato de profundidad	I	17	163	3.141	0.8457	2.396	0.1209
	II	27	1143	3.692	0.7096	2.339	0.1306
	III	45	2503	5.623	0.6718	2.557	0.1137
	IV	36	2415	4.493	0.6313	2.262	0.1402
	V	24	795	3.444	0.5083	1.615	0.3775
Aguas someras: Zona/Distancia a la costa	NE	6	28	1.501	0.9336	1.673	0.199
	NI	15	272	2.497	0.5725	1.55	0.2816
	SE	26	2420	3.209	0.5624	1.832	0.2425
	SI	16	356	2.553	0.38	1.053	0.604

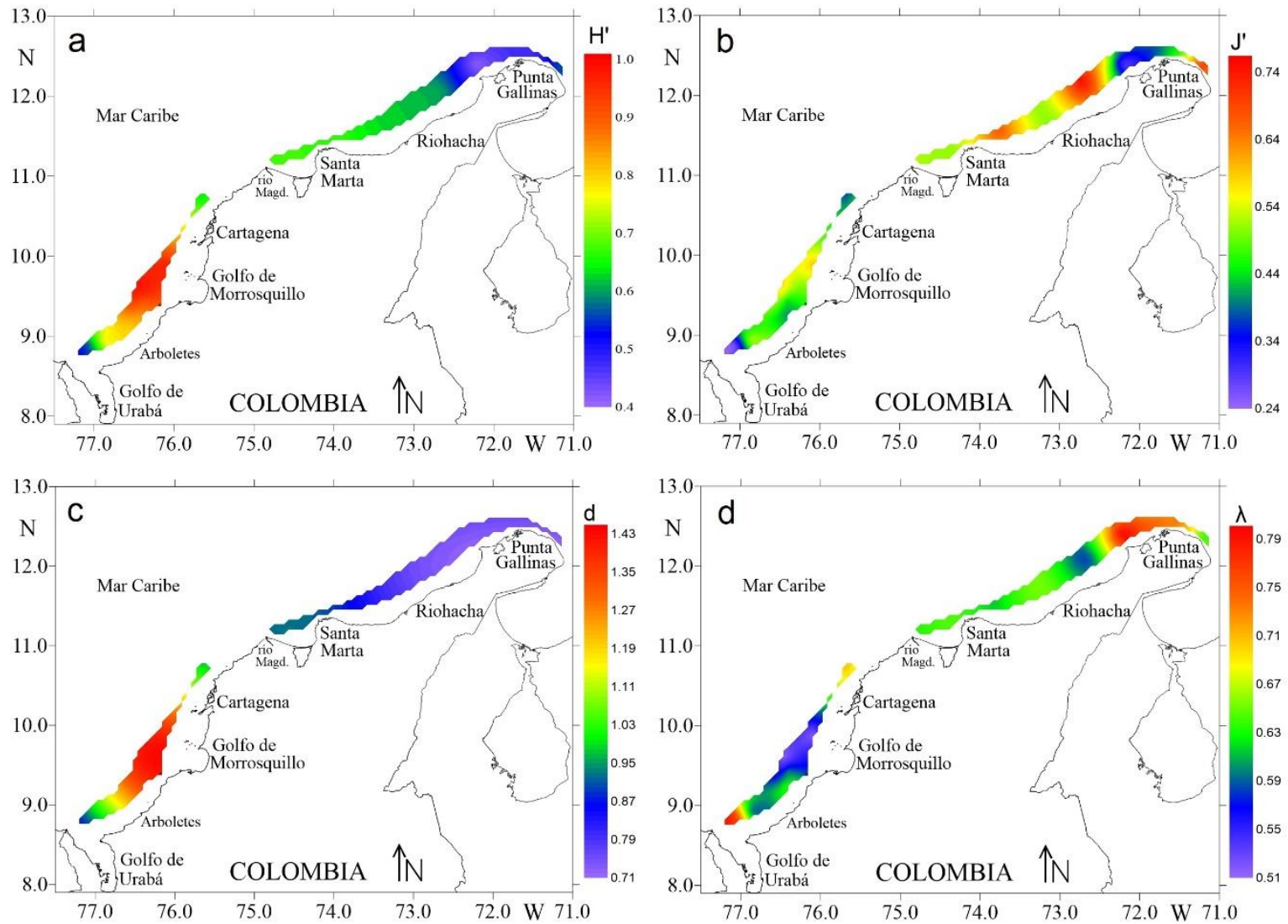


Figura 4-6. Distribución espacial de los índices de diversidad de los megainvertebrados de aguas someras en el Caribe colombiano. (a) diversidad de Shannon y Wiener (H'), (b) equitabilidad de Pielou (J'), (c) riqueza de Margalef (d) (d) predominio de Simpson (λ).

4.5.3 Estimación y distribución de la biomasa

El variograma esférico ajustado de la biomasa (kg/km^2) en aguas profundas mostró una estructura no resuelta para el diseño de muestreo que comprendía el 31.17 % de la varianza total (pepita como porcentaje del umbral). Los megainvertebrados se autocorrelacionaron en un rango de 46.88 km, lo que quiere decir, el diámetro de la agregación comunitaria (Figura 4-7). El variograma exponencial ajustado en aguas someras mostró una estructura no resuelta para el diseño de muestreo que comprendía el 21.57 % de la varianza total (pepita como porcentaje del umbral). Los megainvertebrados se autocorrelacionaron en un rango de 42.32 km (Figura 4-8).

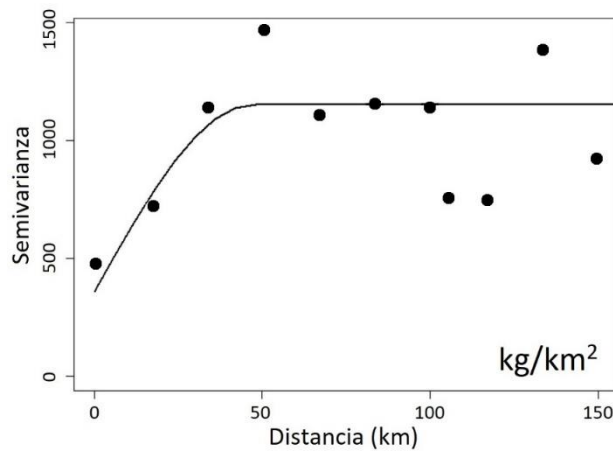


Figura 4-7. Variograma experimental de la biomasa (ajuste esférico) de los megainvertebrados de profundidad del Caribe colombiano.

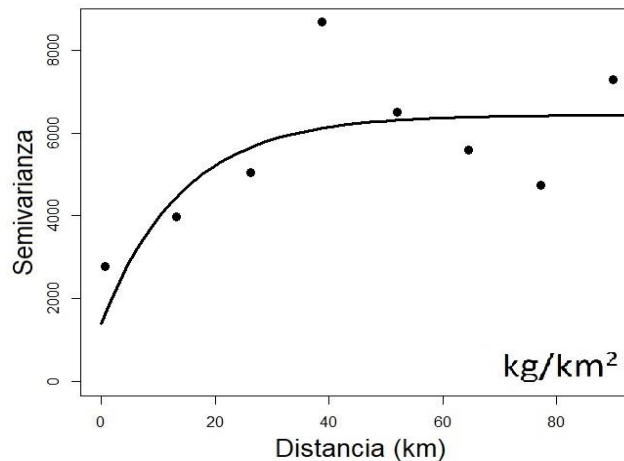


Figura 4-8. Variograma experimental de la biomasa (ajuste exponencial) de los megainvertebrados de aguas someras del Caribe colombiano.

En aguas profundas las mayores biomásas en la zona norte se presentaron entre Riohacha y Santa Marta. Para esta zona se estimó una biomasa media de 51.74 kg/km² (IC inf 51.3 – IC sup 52.1) y una biomasa total 552434.63 kg (IC inf 548.1 – IC sup 556.8; coeficiente de variación CV% = 8.23; Figura 4-9). En la zona sur las biomásas más altas se presentaron frente a Cartagena y el Golfo de Morrosquillo. Se estimó una biomasa media de 41.99 kg/km² (IC inf 41.6 – IC sup 42.4) y una biomasa total de 351822.50 kg (IC inf 348.1 – IC sup 355.5; coeficiente de variación CV% = 9.89; Figura 4-9).

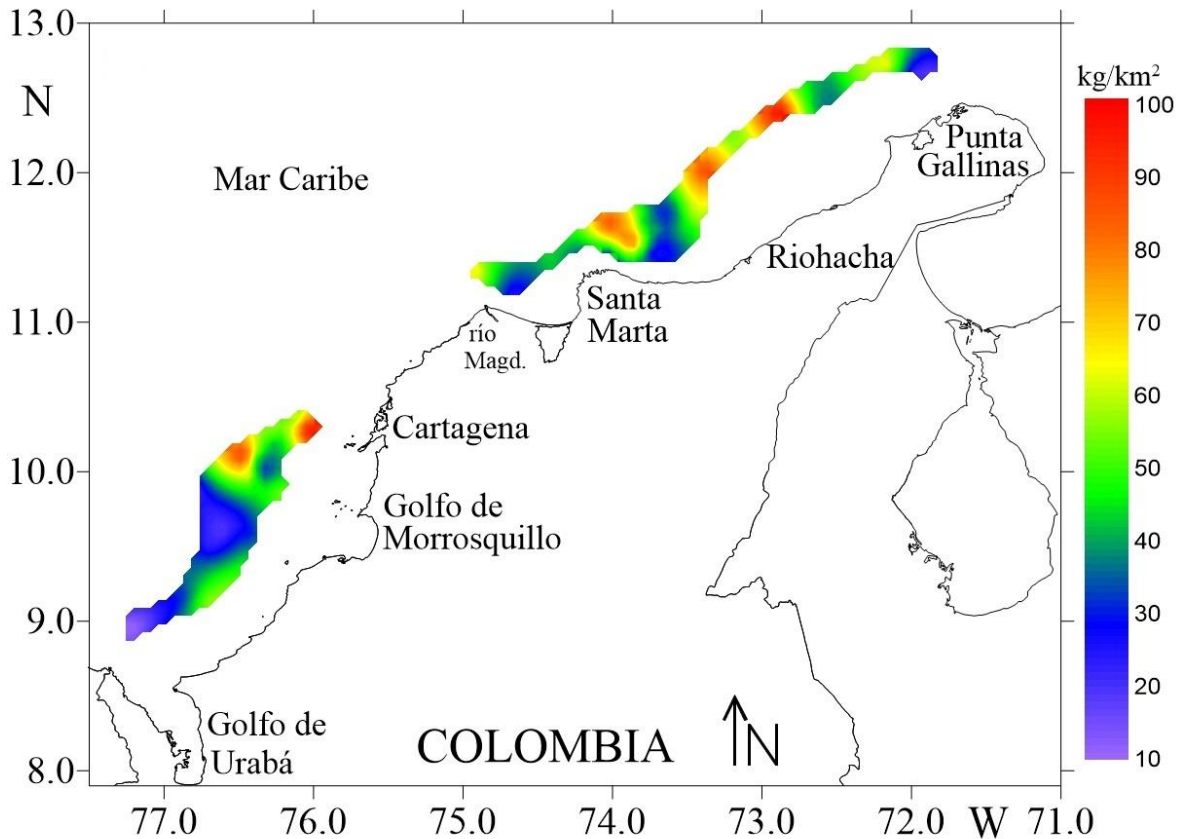


Figura 4-9. Distribución espacial de la biomasa de los megainvertebrados de profundidad del Caribe colombiano.

En aguas someras las mayores biomásas se encontraron en la zona sur. En la zona norte se presentaron los mayores valores en Punta Gallinas; para esta zona se estimó una biomasa media de 61.07 kg/km² (IC inf 60.4 – IC sup 61.7) y una biomasa total 455043.34 kg (IC inf 450211.0 – IC sup 459875.7; coeficiente de variación CV% = 23.43; Figura 4-10). En la zona sur las biomásas más altas se presentaron frente al Golfo de Morrosquillo; se estimó una biomasa media de 139.86 kg/km² (IC inf 139.4 – IC sup 140.3) y una biomasa total de 1068028.88 kg (IC inf 1064.4 – IC sup 1071.6; coeficiente de variación CV% = 7.51; Figura 4-10).

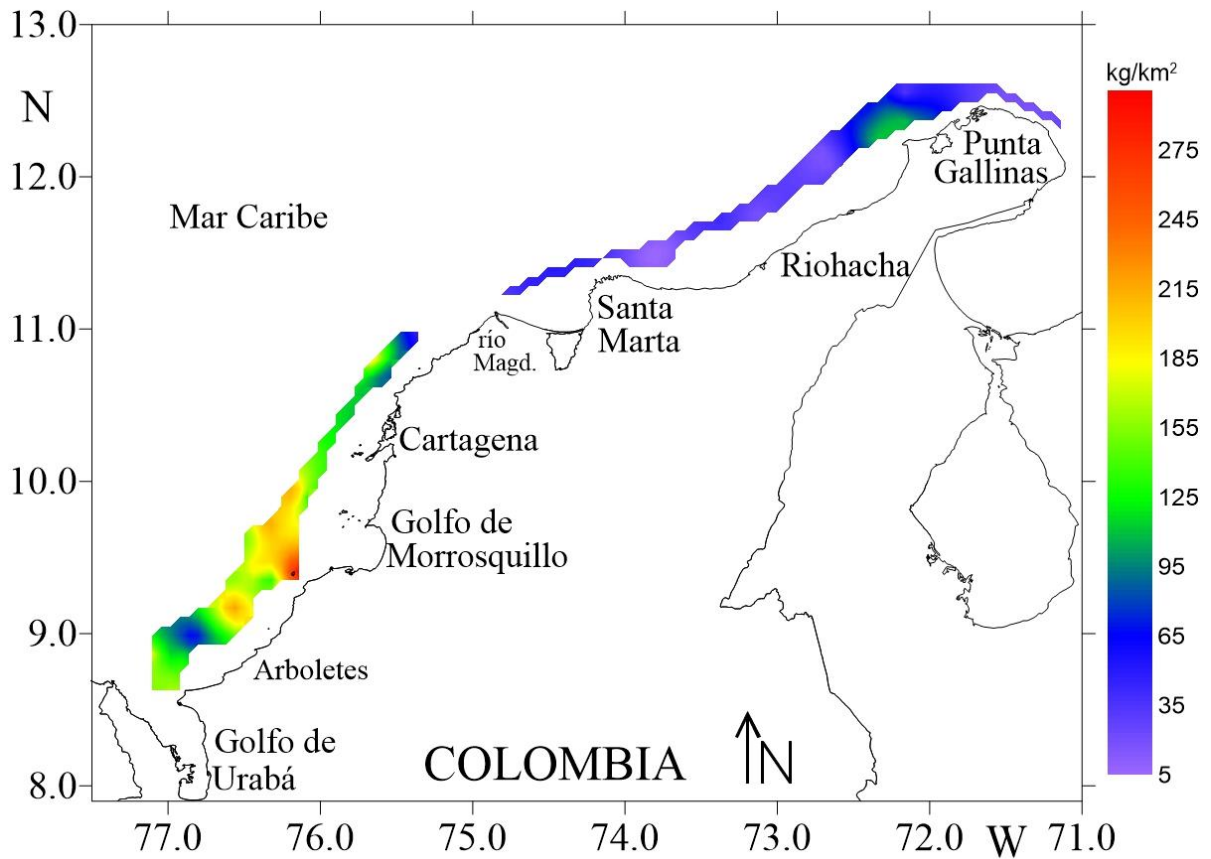


Figura 4-10. Distribución espacial de la biomasa de los megainvertebrados de aguas someras del Caribe colombiano.

1.1.1 Relación con las variables abióticas

La relación entre los índices de diversidad, la abundancia, biomasa y el W estadístico con la profundidad, mostraron asociaciones significativas (valores $P < 0.05$; Figura 4-11). Las diversidades más altas se asociaron a profundidades entre 270 m a 420 m (con una máxima preferencia entre 330 y 360 m, Figura 4-11, índices H' y J). En este mismo rango se presentó un menor predominio de especies $1-\lambda'$ y los mayores valores del total de especies y número total de individuos por estación/lance. La riqueza de especies presentó un rango más amplio entre los 250 y 450 m, (con una máxima preferencia entre 320 y 330 m; Figura 4-11). Las mayores abundancias se asociaron a profundidades entre 320 y 430 m (con una máxima preferencia entre 400 a 410 m), las biomasa más altas se asociaron a profundidades entre 306 y 412 m (con una máxima preferencia entre 400 y 405 m) y el estadístico W tuvo mayor asociación a profundidades entre 262 y 479 (con una máxima preferencia entre 392 y 394; Figura 4-11).

En aguas someras se presentaron asociaciones significativas (valores $P < 0.05$), entre la distancia a la costa y el total de especies y número total de individuos por estación/lance, así como los índices de diversidad, de Shannon y Wiener (H') y la abundancia en N/km^2 , encontrándose los mayores picos entre las 4 y 8 mn (Figura 4-12). El predominio de Simpson (λ) también mostro una asociación significativa, sin embargo, los valores más altos se encontraron entre las 6 y 10 mn. Aunque la biomasa y riqueza de especies no mostraron asociaciones significativas presentan un comportamiento similar al de la abundancia (Figura 4-12).

Las variables ambientales en aguas profundas presentaron un primer componente principal que explica el 99% de la varianza total y un segundo componente que explica tan solo el 0.1%. La temperatura se asoció al PC1 de manera negativa, mientras que la densidad y la salinidad se asociaron al PC2. El estrato de profundidad de 200-300 m (II) se encontró más correlacionado con la temperatura. Los estratos más profundos III, VI y V no presentaron correlación con las variables ambientales (Figura 4-13a). Para este análisis no se tuvo en cuenta el estrato de profundidad de 100-200 m, ya que solo se contó con datos de la zona sur.

En aguas someras se encontró que el primer componente principal explica el 100 % de la varianza total. La temperatura y la clorofila-a se asociaron al PC1 con diferentes signos, mientras que la densidad y la salinidad se asociaron al PC2. Las estaciones de la zona norte se encontraron más correlacionadas con la temperatura y la clorofila-a. Las estaciones del área sur no presentaron correlación con las variables ambientales (Figura 4-13b).

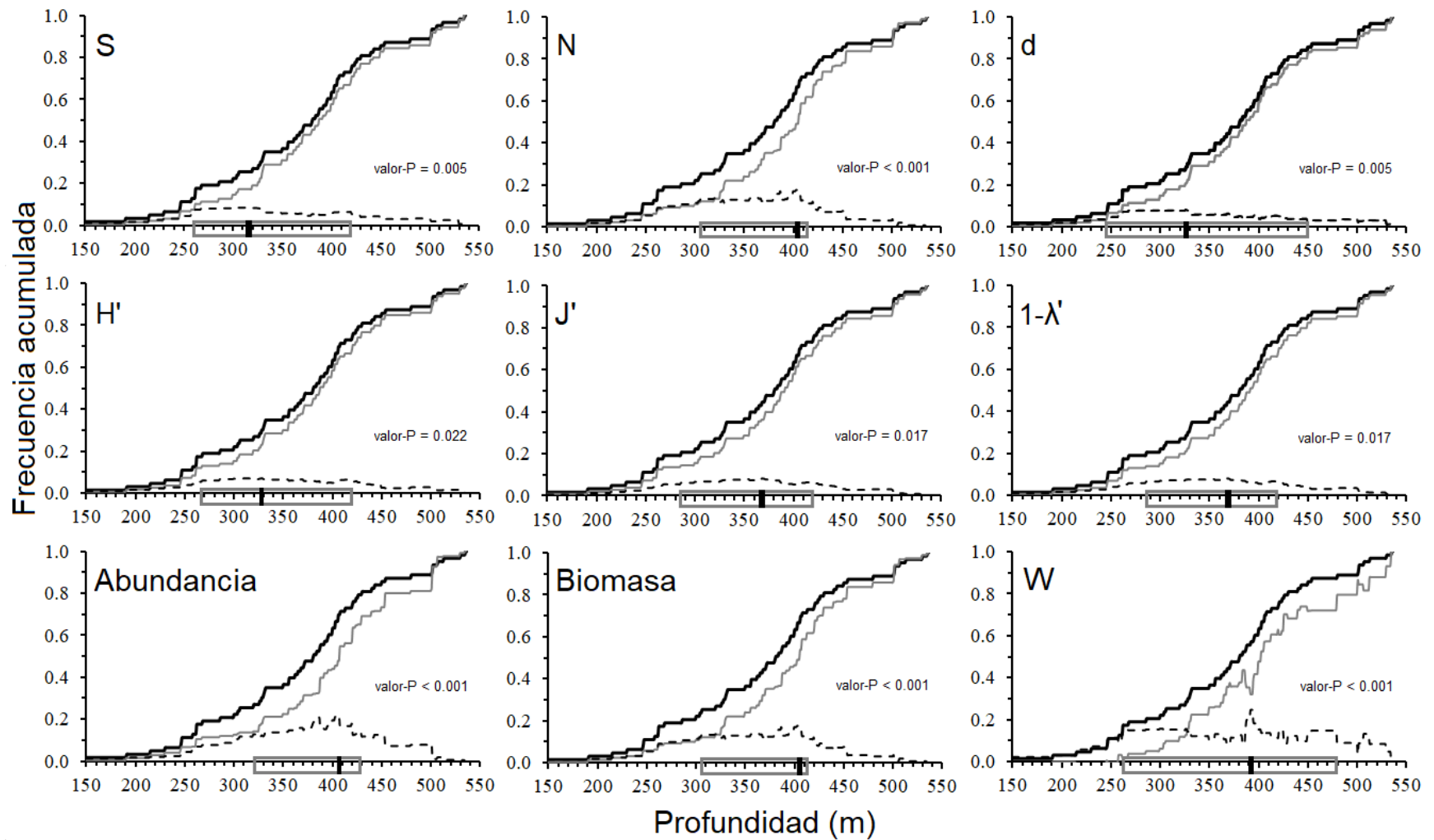


Figura 4-11. Funciones de densidad acumulada (CDF) de la profundidad ($f(t)$) y los índices de diversidad (diversidad de Shannon y Wiener (H'), (b) equitabilidad de Pielou (J'), (c) riqueza de Margalef (d), (d) predominio de Simpson (λ')) la abundancia, biomasa y el W estadístico ($g(t)$) de los megainvertebrados de profundidad del Caribe colombiano; $f(t)$ se muestra con la línea negra gruesa, $g(t)$ se muestra con la línea gris delgada y la línea de puntos (d) es la diferencia absoluta entre $g(t)$ y $f(t)$. Las preferencias de profundidad se muestran como rectángulos grises.

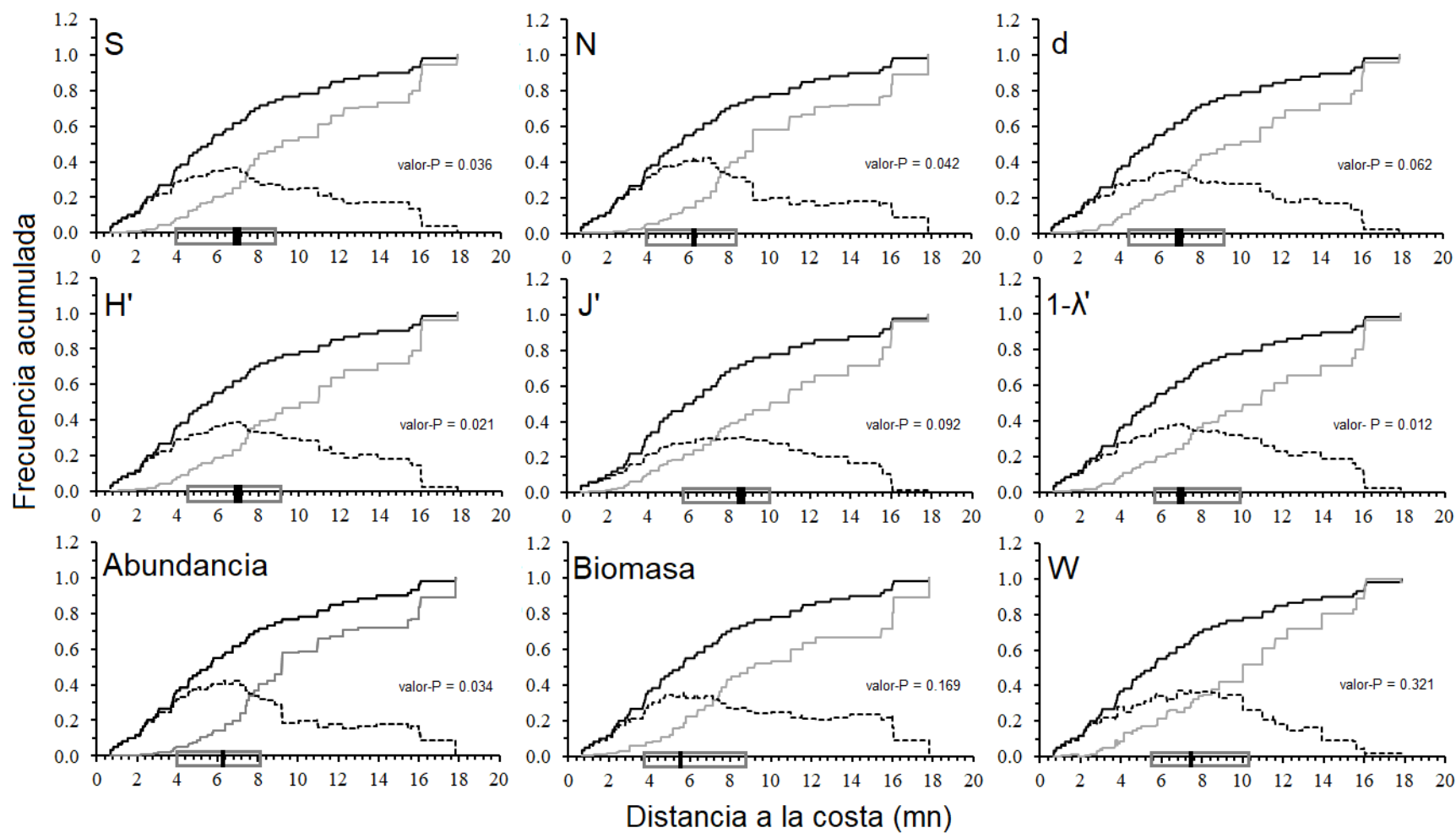


Figura 4-12. Funciones de densidad acumulada (CDF) de la distancia a la costa ($f(t)$) y los índices de diversidad (diversidad de Shannon y Wiener (H'), (b) equitabilidad de Pielou (J'), (c) riqueza de Margalef (d) (d) predominio de Simpson (λ')) la abundancia, biomasa y el W estadístico ($g(t)$) de los megainvertebrados de profundidad del Caribe colombiano; $f(t)$ se muestra con la línea negra gruesa, $g(t)$ se muestra con la línea gris delgada y la línea de puntos (d) es la diferencia absoluta entre $g(t)$ y $f(t)$. Las preferencias de profundidad se muestran como rectángulos grises.

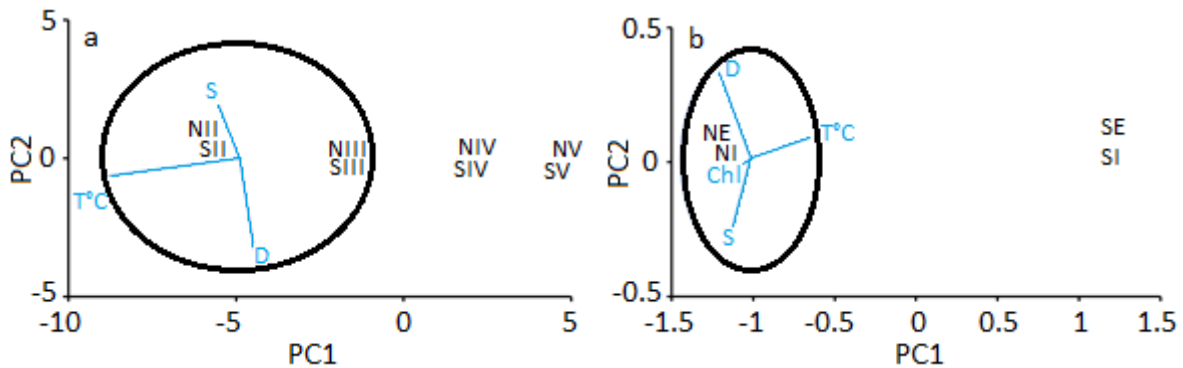


Figura 4-13. Análisis de componentes principales (PCA) para evaluar la variabilidad oceanográfica en el Caribe colombiano: a) distribución espacial en estratos de profundidad de aguas profundas (II=200-300 m, III= 300-400 m, IV= 400-500 m, V=500-600 m) b) zonas (Norte y Sur) y la distancia a la costa (NI= <5mn, NE= >5mn, SI= <5mn, SE= >5mn) de aguas someras. T= Temperatura a 50 m, D= Densidad, S= Salinidad, Chl = Clorofila-a.

4.6 Discusión

4.6.1 Análisis del espectro de tamaño, curvas de abundancia y biomasa (ABC)

Los megainvertebrados de profundidad presentaron valores del parámetro b cercanos a las pendientes reportadas teóricamente para la comunidad de detritívoros (-0.56 y -0.87) y para las comunidades de peces y depredadores epifaunales (-1.2 y -2.25; Blanchard *et al.*, 2009). Pendientes cercanas a -2.0 indican una comunidad próxima al estado estable estacionario y ecosistemas con alta productividad (Sprules & Munawar, 1986; Kerr y Dickie, 2001; Sprules y Barth, 2016), sin embargo, el parámetro estuvo por debajo de este valor, debido a que se excluyó el componente íctico del análisis (Heather *et al.*, 2021). Estas comunidades ocupan una variedad de nichos ecológicos y hábitos alimentarios (Cartes *et al.*, 2002) incluyendo detritívoros, carnívoros y especies especialistas (Kapiris, 2012) que pueden tener un rango similar de niveles tróficos a los peces (Polunin *et al.*, 2001). La alta dominancia en biomasa y abundancia de los crustáceos decápodos, incluyendo *Aristaeomorpha foliacea* y *Metanephorps bhingami*, pueden explicar en parte por el comportamiento de la pendiente b, ya que se alimentan principalmente de zooplancton, camarones pelágicos, pequeños peces mictófidios, cnidarios, hipéridos y pterópodos en el primer caso (Bayhan *et al.*, 2015) y de peces, crustáceos y calamares en el segundo caso (Wassenberg y Hill, 1989).

No se encontraron diferencias significativas en los espectros de tamaño entre la zona norte y sur y aunque si se presentaron diferencias por estratos de profundidad, no se evidenció un patrón claro

del comportamiento del parámetro b , puesto que los valores más negativos (< -1) se alcanzaron tanto en los estratos menos profundos (100m-200m, 200m-300m), como en el más profundo (500m-600m). Saiz-Salinas y Ramos (1999) encontraron para los macroinvertebrados bentónicos en la Antártida, que la pendiente se hace más negativa con la profundidad, ya que los grandes filtradores se distribuyeron en aguas someras, mientras que los invertebrados más pequeños colonizaron las aguas más profundas, demostrando el debilitamiento progresivo del acoplamiento pelágico-bentónico con el aumento de la profundidad (Saiz-Salinas y Ramos, 1999; Quiroga *et al.*, 2014). Los resultados del presente estudio muestran que, al contrario de lo que pasa en dichos ambientes australes, los megainvertebrados más grandes tienden a distribuirse en aguas más profundas. Esto también se ha descrito para algunos crustáceos en el Mediterráneo, los cuales explotan redes tróficas cortas y más eficientes, con bajas tasas metabólicas y alimenticias, por lo tanto, están mejor adaptadas para vivir bajo condiciones oligotróficas que otros grupos como el de los peces (Cartes & Sardà, 1992; Bayhan *et al.*, 2015; Ramirez-Llodra *et al.*, 2010). Adicionalmente, el aporte de materia orgánica con altos valores nutricionales y de partículas de rápido hundimiento, transportadas entre las zonas costeras y oceánicas por la actividad de remolinos ciclónicos y anticiclónicos en el Caribe (Sañé *et al.*, 2012; Rossi *et al.*, 2013; Agusti *et al.*, 2015; Medellín-Mora, 2018; Mazurkiewicz *et al.*, 2020), pueden estar manteniendo la alta biomasa y diversidad de las comunidades de megainvertebrados en los estratos intermedios. Los efectos de debilitamiento del acoplamiento pelágico-bentónico para el Caribe colombiano podrían darse a profundidades mayores a 400 m, donde hay una disminución de la biomasa, la abundancia y la diversidad, como se observa en los resultados y en otros estudios (Gray *et al.*, 1997; Hernández-Ávila *et al.*, 2018; Abelló *et al.*, 1988; Ramirez-Llodra *et al.*, 2010).

Si bien en aguas profundas del Caribe colombiano no hay perturbaciones por pesca, el comportamiento de las curvas de abundancia y biomasa en los estratos intermedios sugieren hábitats levemente perturbados. Los resultados de este análisis deben considerarse con precaución de acuerdo al grupo estudiado (Warwick y Clarke, 1994), puesto que este comportamiento puede estar indicando eventos de reclutamiento, por la presencia de grandes agregaciones de individuos juveniles, que utilizan estas zonas como refugio y zonas de alimentación (Godínez, 2003; Godínez *et al.*, 2009; Pérez *et al.*, 2019). Lo anterior ocasiona que las diferencias entre los dominantes en abundancia y en biomasa se minimicen, de modo que las curvas de biomasa y abundancia se pueden sobreponer varias veces (Clarke *et al.*, 2014). En el Mediterráneo se ha reportado una situación

similar para comunidades megabentónicas de montes submarinos y cañones relativamente tranquilas, donde las hembras grávidas y los juveniles se encuentran en gran abundancia (Caddy, 1990; Ramirez-Llodra *et al.*, 2010; Palmas *et al.*, 2015).

Los valores del parámetro b para los espectros de tamaño de los megainvertebrados de aguas someras del Caribe colombiano, fueron similares a los valores teóricamente previstos para la comunidad de detritívoros (-0.56 y -0.87; Blanchard *et al.*, 2009). En este litoral, la pesquería de camarón de aguas someras estuvo activa durante más de tres décadas, generando impactos en las comunidades bentónicas, deteriorando hábitats y ejerciendo una alta presión sobre un amplio rango de especies y tallas (Paramo y Saint-Paul, 2010; Gómez-Canchong *et al.*, 2011). Los resultados muestran diferencias significativas en los espectros de tamaño entre la zona norte y sur, contrario a lo encontrado por Gómez-Canchong *et al.* (2011) para las comunidades bentónicas (incluidos peces), en el Caribe colombiano. Estos autores argumentan que sus resultados se explican a la naturaleza conservadora del espectro de tamaño de las comunidades marinas (Pope *et al.*, 1987; Quiñones *et al.*, 2003; Sweeting *et al.*, 2009), a pesar de la gran heterogeneidad de las condiciones ambientales y la variación en la composición de las especies (Gómez-Canchong *et al.*, 2011).

Un estudio reciente para determinar la influencia del cambio climático en las comunidades bentónicas costeras, rechazó la hipótesis de que en condiciones más cálidas se presenten proporciones más altas de clases de menor talla, debido a que los espectros de tamaño se mantuvieron constantes, a pesar de la variabilidad natural tanto ambiental como ecológica (Mazurkiewicz *et al.*, 2020). Sin embargo, al parecer el cambio en la actividad y esfuerzo de la pesca de arrastre entre las zonas (con veda y sin veda), es la principal razón de la variación en el espectro de tamaños del presente estudio. Gómez-Canchong *et al.*, (2011) concluyen que el espectro lineal de tamaños de biomasa normalizado no es el adecuado para analizar comunidades altamente perturbadas por la pesca, como la evaluada en el presente estudio, por lo que fue más adecuado determinar el espectro de tamaños con el método propuesto por Edwards (2017). Estudios realizados entre 2004 y 2005 donde operaba la flota de arrastre de camarón en la zona sur y norte del Caribe colombiano, reportan altas perturbaciones por pesca, siendo mayores en la zona de La Guajira (Pérez, 2011). Los resultados encontrados en el presente estudio indican que en las zonas norte interior (NI) y sur exterior (SE) presentaron perturbaciones moderadas, esta disminución en la perturbación, puede ser debido a que la flota pesquera de arrastre de camarón se redujo a más

de la mitad, de 13 barcos activos en 2006 a 2013 (CCI, 2006; Escobar *et al.*, 2014), disminuyendo así el esfuerzo pesquero y el impacto en las comunidades bentónicas.

Dentro de los impactos producidos por la pesquería de arrastre está la mortalidad directa de otras especies que no son objetivo, cambios en la diversidad, efectos sobre la red trófica por pérdida de depredadores, destrucción y modificación de hábitat, así como resuspensión de material de fondo (Kaiser y Spencer, 1996; Jennings y Lancaster, 2001; Myers y Worm, 2003). De esta manera, las especies de formas pequeñas oportunistas tienden a aumentar en número, siendo el grupo de mayor dominancia (Clarke y Warwick, 1994; Kaiser & Ramsay, 1997; Gubbay & Knapman, 1999; Kaiser *et al.*, 2000; Hutchings, 2000; Jennings y Lancaster, 2001; Godínez, 2003). En la mayoría de las zonas evaluadas (NI, SE, SI), los crustáceos decápodos (*Penaeus notialis*, *Achelous gibesii* y *Achelous spinicarpus*) fueron el grupo dominante y se caracterizan por presentar niveles tróficos bajos (2.42), alimentándose preferencialmente de detritos (Críales *et al.*, 2006). En el sur, entre los 3.82 y 7.80 mn de la costa, se reportan altos valores de biomasa de camarones (Ramírez y Paramo, 2020), lo que puede explicar el comportamiento de la estructura de tallas y la abundancia y biomasa en la zona sur dentro de la 5 mn (SI). Solamente en la zona norte exterior (NE) se encontraron moluscos (calamares) que pertenecen a un nivel trófico superior (3.66; Críales *et al.*, 2006) como el grupo dominante, esto puede explicar por qué esta zona presenta valores de b más negativos en el espectro de tamaños, así como el comportamiento de la abundancia y biomasa.

4.6.2 Distribución espacial de los índices diversidad

En aguas profundas y someras las mayores diversidades se encontraron en la zona sur, asociadas a áreas coralinas, hábitats heterogeneos y alta diversidad de especies como el Parque Nacional Natural Corales de Profundidad (PNNCP) y el Parque Nacional Natural Corales del Rosario y de San Bernardo (Cordes *et al.*, 2008; Vides, 2011; Morales *et al.*, 2017). Esto permite que los ejemplares juveniles encuentren abundantes áreas de alimento y refugio. En la zona norte, las mayores diversidades se encuentran cerca de áreas que presentan una complejidad geomorfológica que incluyen montañas y cañones submarinos (Rangel-Buitrago e Idárraga-García, 2010), así como zonas donde hay aporte de aguas continentales provenientes del río Magdalena, la Ciénaga Grande de Santa Marta y algunos ríos de la Sierra Nevada de Santa Marta. También está influenciada por la surgencia en las regiones de Magdalena y La Guajira, que presentan un gran aporte de productividad

primaria durante la estación seca (Franco-Herrera *et al.*, 2006; Andrade *et al.*, 2003; Paramo *et al.*, 2003; Paramo *et al.*, 2011). La distribución heterogénea de las condiciones mencionadas, así como el flujo de carbón orgánico particulado hacia el fondo y las masas de aguas profundas pueden ser los impulsores de la diversidad en estos ambientes (Hernández-Ávila *et al.*, 2018).

La diversidad de las especies (tanto invertebrados como peces) se ve afectada por la profundidad, aumentando desde la plataforma hacia el talud continental, para luego presentar una disminución con el aumento de la distancia hacia entornos más profundos (Gray *et al.*, 1997; Hernández-Ávila *et al.*, 2018). En el Mediterráneo se describe la profundidad de 400 m como el límite entre el talud superior y la fauna estrictamente batial (Abelló *et al.*, 1988; Ramirez-Llodra *et al.*, 2010). Mientras que en aguas someras se presentaron menores valores de diversidad, en aguas profundas la diversidad aumentó con el estrato hasta los 400 m donde se presentó el mayor valor, disminuyendo en los estratos más profundos. Sin embargo, la presión pesquera en aguas someras del Caribe colombiano ha afectado la estructura, composición y abundancia de las comunidades bentónicas (García *et al.*, 2007; Gómez-Canchong *et al.*, 2011), presentándose alta dominancia de taxones como los penaeidos y portúnidos, impactando negativamente en la diversidad de dichas áreas.

4.6.3 Estimación y distribución de la biomasa

Los valores de estimación de biomasa para aguas profundas (zona norte 51.74kg/km², zona sur 41.99 kg/km²) se encontraron cercanos a los valores medios reportados para la zona de Blanes en el Mediterráneo, sumando los tres grupos más abundantes a saber, crustáceos, moluscos y equinodermos (52.84 kg/km²; Ramirez-Llodra *et al.*, 2010). Altos valores se evidenciaron en la zona norte con mayor complejidad en la morfología del fondo como el sector del Tayrona (Santa Marta), donde la plataforma continental es muy estrecha, de pendientes altas y variables, con valles estrechos y cañones dispuestos en varias direcciones respecto a la línea de costa y frente a Riohacha donde se encuentra el cañón del río Ranchería que hace que se presenten grandes variaciones de profundidad (Rangel-Buitrago e Idárraga-García, 2010). Los altos valores encontrados en la zona sur, frente al Golfo de Morrosquillo y el área cercana al Parque Nacional Natural Corales de Profundidad (PNNCP), pueden explicarse por la presencia de zonas de formaciones coralinas y con alta diversidad de hábitats (Cordes *et al.*, 2008; Morales *et al.*, 2017; Hernández-Ávila *et al.*, 2018), que presentan

una geomorfología compleja con relieves positivos, escarpes, antiformal, canales enterrados, posibles zonas de emanación de fluidos y domos (Rangel-Buitrago e Idárraga-García, 2010).

En aguas someras las mayores biomásas estuvieron asociadas en la zona norte a áreas de alta productividad, como el sistema de surgencia de la Guajira (Andrade *et al.*, 2003; Paramo *et al.*, 2009, 2011) y en la zona sur en áreas influenciadas principalmente por las descargas provenientes del río Sinú y áreas con alta diversidad presentes en las formaciones coralinas del Parque Nacional Natural Corales del Rosario y de San Bernardo (Cordes *et al.*, 2008; Morales *et al.*, 2017; Hernández-Ávila *et al.*, 2018)

La abundancia en número de individuos presentó valores medios entre 4000 y 6000 N/km², cercanos a lo reportado en Blanes para los megainvertebrados (sumando la abundancia de crustáceos, moluscos y equinodermos 6374 N/km²; Ramirez-Llodra *et al.*, 2010). Es de anotar que las estimaciones realizadas en el Mediterráneo presentan una alta variación y los métodos de estimación fueron diferentes. El patrón de distribución de la abundancia fue similar al encontrado en el Caribe colombiano entre los 15 y 950 m de profundidad (Navas *et al.*, 2010; Vides, 2011), donde se observan altas abundancias relativas (N>1000) de la megafauna, en las zonas del Norte de La Guajira (Riohacha – Punta Gallinas), Palomino (Riohacha y Santa Marta), Tayrona (Santa Marta) y el Golfo de Morrosquillo. Al igual que en el presente estudio las mayores abundancias y biomásas estuvieron asociadas a formaciones de cañones submarinos en Blanes (Mediterráneo), ya que estos ambientes ofrecen una mayor disponibilidad de zonas de refugio y alimentación, siendo áreas claves para el desarrollo de los individuos tanto juveniles como adultos de las especies que componen estas comunidades (Ramírez-Llodra *et al.*, 2010; Ramírez y Paramo, 2020).

4.6.4 Relación con las variables abióticas

Guzmán-Alvis *et al.* (2001) y Vides (2011), describen a la profundidad como la variable abiótica que mejor explica la distribución faunística en los fondos someros y profundos del Caribe colombiano, lo cual concuerda con lo encontrado en aguas profundas, donde se presentó una asociación significativa entre la diversidad, abundancia y biomasa con la profundidad. Para algunos crustáceos se ha descrito que la temperatura y la salinidad, las cuales varían con la profundidad, son las que afectan la distribución de biomasa de las especies (García-Rodríguez, 2012). En aguas profundas, no

se evidenciaron variaciones fuertes entre las variables abióticas entre las zonas. Dentro de los estratos de profundidad, la temperatura se correlacionó con la distribución de los organismos en el estrato menos profundo II (200-300), sin embargo, a profundidades mayores a 400 m, los valores de las variables abióticas tienden a estabilizarse (Lozano-Duque *et al.*, 2010). En aguas someras se presentó la misma tendencia, siendo la temperatura la variable más explicativa para la zona norte. Debido a las dificultades (principalmente metodológicas, operativas y económicas), para explorar los ecosistemas de aguas profundas (Mazurkiewicz *et al.*, 2020), el presente estudio no contó con datos provenientes de muestreos temporales, por lo cual no se pueden evidenciar asociación entre los cambios de las variables ambientales y la distribución de los individuos, por ejemplo, en los eventos de surgencia que ocurren durante la época seca mayor en la zona norte, o cuando la influencia de los ríos aumenta en la zona sur durante la época de lluvia.

4.7 Conclusiones

El espectro de tamaños sugiere que las comunidades de aguas profundas están próximas al estado estable estacionario, con una gran dominancia de especies adaptadas para aprovechar al máximo la energía en estos ambientes, como los crustáceos decápodos *Aristaeomorpha foliacea* y *Metanephrops binghami*. Así mismo, la relación entre la biomasa y la abundancia, indica una gran presencia de individuos juveniles cohabitando con individuos adultos. En aguas someras, en ambientes con diferentes niveles de perturbación, el espectro de tamaños indica que la zona sur interior (SI) donde se presentó una veda espacial para la pesca (<5mn), se encuentra una alta concentración de biomasa de una gran cantidad de individuos pequeños y adultos, lo que puede indicar que la medida de manejo instaurada desde 1995, influyo de manera positiva, y se evidencia una recuperación tanto de la comunidad de megainvertebrados, como de la especie objetivo. La distribución de la diversidad, abundancia y biomasa en el Caribe colombiano, está moderada por la heterogeneidad de los ambientes subacuáticos, en cuanto a su geomorfología y fuentes de entrada de nutrientes en las diferentes zonas. El presente estudio aporta puntos de referencia base para el manejo y conservación las comunidades de los megainvertebrados de aguas someras y profundas del Caribe colombiano; sin embargo, es de gran importancia realizar un monitoreo continuo de estas comunidades, que permita establecer su dinámica y determinar áreas en recuperación, de conservación y aprovechamiento de los recursos de manera sostenible, bajo un enfoque ecosistémico.

4.8 Bibliografía

- Abelló, P., Valladares, F.J. & A. Castellón. 1988. Analysis of the structure of decapod crustacean assemblages off the Catalan coast (North-West Mediterranean). *Marine Biology*, 98: 39-49. <https://doi.org/10.1007/BF00392657>
- Ahrens, M.A. & Peters, R.H. 1991. Patterns and limitations in limnoplankton size spectra. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 48: 1967–1978.
- Andrade, C. & E.D. Barton. 2005. The Guajira upwelling system. *Continental Shelf Research.*, 25 (9): 1003 – 1022. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2004.12.012>
- Andrade, C. A., Barton, E. D. & C. N. K. Mooers. 2003. Evidence for an eastward flow along the Central and South American Caribbean Coast, *J. Geophys. Res.*, 108 (C6), 3185, doi:10.1029/2002JC001549.
- Andrade, C.A., Rangel, O.E. & E. Herrera. 2015. Atlas de los Datos Oceanográficos de Colombia 1922-2013 Temperatura, Salinidad, Densidad, Velocidad Geostrofica. (Formato impreso y aplicativo digital). Dirección General Marítima-Ecopetrol S.A. Ed. Dimar. Bogotá, Colombia. 117 pp.
- Agusti, S., Gonzalez-Gordillo, J.I., Vaque, D., Estrada, M., Cerezo, M.I., Salazar, G., Gasol, J.M. & C.M. Duarte. 2015. Ubiquitous healthy diatoms in the deep sea confirm deep carbon injection by the biological pump. *Nat. Commun.*, 6 (2015), p. 7608, 10.1038/ncomms8608
- Bald, J., Borja, A., Franco, J., Castro, R., Puig, J. 1999. El análisis de componentes principales como herramienta de cálculo cuantitativo del impacto ambiental en el medio marino. Pages 1001-1014 in U.P.V, editor. V Jornadas Españolas de Ingeniería de Costas y Puertos, A Coruña (España).
- Bayhan, K., Cartes, J., & E. Fanelli. 2015. Biological condition and trophic ecology of the deep-water shrimp *Aristaeomorpha foliacea* in the Levantine Sea (SW Turkey). *Mediterranean Marine Science*, 16(1), 103-116. doi:<https://doi.org/10.12681/mms.867>
- Belcari, P., Viva, C., Mori, M., De Ranieri, S. 2003. Fishery and biology of *Aristaeomorpha foliacea* (Risso, 1827) (Crustacea: Decapoda) in the Northern Tyrrhenian Sea (western Mediterranean). *Journal of Northwest Atlantic Fisheries Science*, 31:195–204.
- Benavides-Serrato, M., Borrero-Pérez G.H. & C.M. Diaz-Sanchez. 2011. Equinodermos del Caribe colombiano I: Crinoidea, Asteroidea y Ophiuroidea. Serie de Publicaciones Especiales de Invemar 22. Santa Marta, 384 p.
- Bianchi, G. Gislason, H. Graham, K. *et al.* 2000. Impact of fishing on size composition and diversity of demersal fish communities. *ICES J Mar Sci* 57: 558–571. <https://doi.org/10.1006/jmsc.2000.0727>
- Blanchard, J.L., Dulvy, N.K., Jennings, S., Ellis, J.R., Pinnegar, J.K., Tidd, A., Kell, L.T. 2005. Do climate and fishing influence size-based indicators of Celtic Sea fish community structure? *ICES J. Mar. Sci.* 62(3): 405–411. doi: 10.1016/j.icesjms.2005.01.006.
- Blanchard, J.L., Jennings, S., Law, R., Castle, M.D., McCloghrie, P., Rochet, M.J., Benoit, E. 2009. How does abundance scale with body size in coupled size-structured food webs? *J Anim Ecol* 78:270-280.
- Borrero, F. J., Díaz, J. M., Seczón, A. 1996. Las ostras perlíferas (*Bivalvia - Pteriidae*) en el Caribe colombiano. Historia de su explotación, Ecología y Perspectivas para su aprovechamiento. INVEMAR, Serie de Publicaciones Especiales, 1: 1-56.
- Caddy, J. F., 1990. Options of the regulation of Mediterranean demersal fisheries. – *Natural Resource Modeling*. 4: 427– 475.
- Campos, N. H., Navas, G., Bermúdez, A. & N., Cruz. 2005. Los crustáceos decápodos de la franja superior del talud continental (300-500 m) del mar Caribe colombiano. Monografías de fauna de Colombia. Universidad Nacional de Colombia. Facultad de Ciencias. Instituto de Ciencias Naturales. 272 p.
- Carlucci, R., D'Onghia, G., Sion, L., Maiorano, P., Tursi, A. 2006. Selectivity parameters and size at first maturity in deep-water shrimps, *Aristaeomorpha foliacea* (Risso, 1827) and *Aristeus antennatus* (Risso, 1816), from the northwestern Ionian Sea (Mediterranean Sea). *Hydrobiologia* 557:145-154.
- Carpenter, K.E. 2002. The living marine resources of the Western Central Atlantic. Volume 1: Introduction, molluscs, crustaceans, hagfishes, sharks, batoid fishes, and chimaeras. FAO Species Identification Guide for Fishery Purposes and American Society of Ichthyologists and Herpetologists Special Publication No. 5. Rome, FAO.
- Cartes JE, & F. Sardá 1992. Abundance and diversity of decapod crustaceans in the deep-Catalan sea (western Mediterranean). *J nat Hist.*, 26:1305–1323. <https://doi.org/10.1080/00222939200770741>

- Cartes, J.A., Serrano, A., Velasco, F., Parra, S., Sánchez, F., 2007. Community structure and dynamics of deep-water decapod assemblages from Le Danois Bank (Cantabrian Sea, NE Atlantic): Influence of environmental variables and food availability. *Prog.Oceanogr.* 75, 797–816.
- Cartes, J.E., Brey, T., Sorbe, J.C. & F. Maynou. 2002. Comparing production biomass ratios of benthos and suprabenthos in macrofaunal marine crustaceans. *Can. J. Aquat. Fish. Sci.* 59: 1616–1625.
- Castellanos, P., Varela, R., Muller-Karger, F. 2002. Descripción de las áreas de surgencia al sur del Mar Caribe examinadas con sensor infrarrojo AVHRR. *Memoria de la fundación la Salle de Ciencias naturales.* 154:55-76.
- CCI. 2006. Pesca y Acuicultura Colombia 2006. INCODER. 138 pp.
- Cervigón, F., R. Cipriani, W. Fischer, L. Garibaldi, M. Hendrickx, A. J. Lemus, R. Márquez, J. M. Poutiers, G. Robaina & B. Rodríguez, 1992. Fichas FAO de identificación de especies para los fines de pesca. Guía de campo de las especies comerciales marinas y de aguas salobres de la costa septentrional de Sur América. FAO, Roma, 513 p.
- Clarke, K.R., Gorley, R.N., Somerfield, P.J., Warwick, R.M. 2014. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation, 3rd edition. PRIMER-E: Plymouth.
- Clarke, K.R. & R.N. Gorley. 2001. PRIMER v5: User Manual/Tutorial PRIMER-E Plymouth. 91 pp.
- Clarke, K.R. & Warwick, R.M. 1994. Change in marine communities: An approach to statistical analysis and interpretation. Plymouth; Plymouth Marine Laboratory, 144 pp.
- Cordes, E.E., McGinley, M.P., Podowski, E.L., Becker, E.L., Lessard-Pilon, S., Viada, S.T. & C.R. Fisher. 2008. Coral communities of the deep Gulf of Mexico. *Deep Sea Res. Part I Oceanogr. Res. Pap.*, 55(6): 777-787.
- Cressie, N. A. C. 1993. Statistics for spatial data, first ed. John. Wiley and Sons.
- Críaes-Hernández, M.I., García, C. B. & M. Wolff. 2006. Flujos de biomasa y estructura de un ecosistema de surgencia tropical en La Guajira, Caribe colombiano. *Rev. Biol. Trop.*, 54 (4): 1257-1282.
- Daan, N., Gislason, H., Pope, J.G., Rice, J.C. 2005. Changes in the North Sea fish community: Evidence of indirect effects of fishing? *ICES J. Mar. Sci.* 62(2): 177–188. doi: 10.1016/j.icesjms.2004.08.020.
- Desantis, S., Labate, M., Maiorano, P., Tursi, A., Labate, G.M., Ciccarelli, M. 2001. A Histochemical and ultrastructural study of oogenesis in *Aristaeomorpha foliacea* (Risso, 1827). *Hydrobiologia* 449: 253–259.
- Díaz, J. & M. Puyana. 1994. Moluscos del Caribe Colombiano. Un catálogo ilustrado. Colciencias y Fundación Natura Colombia, 291 p.
- Ebert, D.A. 2005. Reproductive biology of skates, *Bathyraja* (Ishiyama), along the eastern Bering Sea continental slope. *J. Fish Biol.*, 66: 618-649.
- Echeverría-Sáenz, S., Wehrtmann, I.S. 2011. Egg production of the commercially exploited deepwater shrimp, *Heterocarpus vicarius* (Decapoda: Pandalidae), Pacific Costa Rica. *J. Crust. Biol.* 31: 434-440.
- Edwards, A., Robinson, J.P., Plank, J., Baum, J. & J. Blanchard. 2017. Testing and recommending methods for fitting size spectra to data. *Methods Ecol. Evol.*, 8(1): 57-67. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12641>
- Escobar, F.D, Puentes, V., Polo, C.J., & J.A. Alonso. 2014. Caribe continental. En: Puentes, V., Escobar, F.D., Polo, C.J., & Alonso, J.C. (Eds.). 2014. Estado de los Principales Recursos Pesqueros de Colombia - 2014. Serie Recursos Pesqueros de Colombia – AUNAP. Oficina de Generación del Conocimiento y la Información, Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca – AUNAP ©. pp. 55 – 56.
- Follesa, M.C., Porcu, C., Cabiddu, S., Mulas, A., Deiana, A.M., Cau, A. 2011. Deep-water fish assemblages in the central-western Mediterranean (south Sardinian deep-waters). *J. Appl. Ichth.* 27: 129–135.
- Franco-Herrera, A., L. Castro & P. Tigreros, 2006. "Plankton Dynamics in the South Central Caribbean Sea: Strong Seasonal Changes in a Coastal Tropical System" *Caribbean Journal of Science.* 42 (1): 24–38.
- García, C.B., L.O. Duarte, L. Altamar & L. Manjares. 2007. Demersal fish density in the upwelling ecosystem off Colombia, Caribbean Sea: historic outlook. *Fish. Res.*, 85: 68-73.
- García, C.B., Pérez, D., Duarte, L.O., & L. Manjares. 2008. Experimental results with a reducing device for juvenile fishes in a tropical shrimp fishery: impact on the invertebrate bycatch. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 3(3): 275-281 ISSN 1809-9009
- García-Rodríguez, M. 2012. Sobre la distribución de *Aristeus Antennatus* (Risso, 1816) en el talud de la costa catalano-levantina e Islas Baleares (Mediterráneo Occidental). *Revista de Investigación Marina.* 19 (6): 554-558.

- García, S. 1989. The management of coastal penaeid shrimp fisheries. In J. F. Caddy (Ed.), *Marine Invertebrate Fisheries: Their Assessment and Management* (pp. 281-306). New York: Wiley.
- Gislason H., y Sinclair, M. 2000. Ecosystem Effects of Fishing. *ICES Journal of Marine Science*, 57: 466–467.
- Godínez-Domínguez, E. 2003. *Ecología de las asociaciones de macroinvertebrados bentónicos de fondos blandos del pacífico central mexicano*. Tesis Doctoral. Departamento de Biología Animal, Biología Vegetal e Ecología Universidade da Coruña.
- Godínez-Domínguez, E., J. Freire, C. Franco-Gordo & G. González-Sansón, 2009. Decomposing diversity patterns of a soft-bottom macroinvertebrate community in the tropical eastern Pacific. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 89(1): 31–38.
- Gómez-Canchong, P., Quiñones, R., Manjarrés, L. 2011. Size structure of a heavily fished benthic/demersal community by shrimp trawling in the Colombian Caribbean Sea. *Lat. Am. J. Aquat. Res.*, 39(1): 43-55
- Grassle, J.F., Maciolek, N.J. 1992. Deep-sea species richness: regional and local diversity estimates from quantitative bottom samples. *Am. Nat.*, 139(2): 313-341.
- Gray, J.S., Poore, G.C.B., Uglund, K.I., Wilson, R.S. Olsgard, F. & O. Johannessen. 1997. Coastal deep-sea benthic diversities compared. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 159:97-103.
- Gubbay, S. & Knapman, P.A. 1999. A review of the effects of fishing within UK European marine sites. *English Nature (UK Marine SACs Project)*, p. 134
- Gunderson, D.R., 1993. *Surveys of fisheries resources: 1-256*. (John Wiley and Sons Inc, New York).
- Guzmán-Alvis, A., Solano, O. D., Córdoba-Tejada, M. & A. López-Rodríguez. 2001 Comunidad macroinfaunal de fondos blandos someros tropicales (Caribe colombiano). *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 30: 39-66.
- Hastie, T. J. & Tibshirani, R. J. 1990. *Generalized Additive Models*. Chapman y Hall, Londres.
- Hernández-Ávila, I., Guerra-Castro, E., Bracho, C., Rada, M., Ocaña, F.A. & D. Pech. 2018. Variation in species diversity of deep-water megafauna assemblages in the Caribbean across depth and ecoregions. *PLoS ONE* 13(8): e0201269. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0201269>
- Heather, F.J., Blanchard, J.L., Edgar, G.J., Trebilco, R. & R.D. Stuart-Smith. 2021. Globally consistent reef size spectra integrating fishes and Invertebrates. *Ecology Letters* (2021) 24: 572–579
- Holthuis, L.B., 1971. Biological results of the University of Miami deep-sea Expeditions. 75. The Atlantic shrimps of the deep-sea genus *Glyphocrangon* A. Milne-Edwards, 1881. *Bulletin of Marine Science* 21: 267–373.
- Holthuis, L.B., 1980. Shrimps and prawns of the world. An annotated catalogue of species of interest to fisheries. (FAO Species Catalogue, 1). *FAO Fisheries Synopsis*, 125 (1): 1–271.
- Holthuis, L.B., 1991. *FAO species catalogue. Marine lobsters of the world. An annotated and illustrated catalogue of species of interest to fisheries know to date*. 125 (13).
- Hutchings, P. 2000. Review of the effects of trawling on Macrobenthic Epifaunal communities. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* 41 (1) 111 - 120
- INVEMAR, 2000. Programa Nacional de Investigación en Biodiversidad Marina y Costera PNIBM. Editado por Juan Manuel Díaz Merlano y Diana Isabel Gómez López. Santa Marta: INVEMAR, FONADE, MMA. 80 pág. ISBN: 958-96972-0-8.
- Isaaks, E.H. & Srivastava, R.M. 1989. *Applied Geostatistics*. 1st edn. Oxford University Press, New York. p. 592
- Jacobsen NS, Gislason H, Andersen KH. 2014 The consequences of balanced harvesting of fish communities. *Proc. R. Soc. B* 281: 20132701. <http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2013.2701>
- Jennings, S. & Lancaster J., 2001. Trawling disturbance can modify benthic production processes. *J. Anim. Ecol.*, 70, 459-475
- Kaiser, M., Ramsay, K., Richardson C.A., Spence, F.E. & A.R., Brand. 2000. Chronic fishing disturbance has changed shelf sea benthic community structure. *Journal of Animal Ecology*, 69: 494-503
- Kaiser, M.J. & Ramsay, K. 1997. Opportunistic feeding by dabs within areas of trawl disturbance: possible implications for increased survival. *Marine Ecology Progress Series*, 152, 307±310.
- Kaiser, M. J. & Spencer, B. E. 1996. The behavioural response of scavengers to beam-trawl disturbance. In *Aquatic Predators and Their Prey*, pp. 116–123. Ed. by S. P. R
- Kapiris, K. & M. Thessalou-Legaki. 2006. "Comparative fecundity and oocyte size of *Aristaeomorpha foliacea* and *Aristeus antennatus* in the Greek Ionian Sea (E. Mediterranean) (Decapoda: Aristeidae)," *Acta Zoologica*, 87 (4): 239–245.

- Kapiris, K. & M. Thessalou-Legaki. 2009. Comparative reproduction aspects of the deep-water shrimps *Aristaeomorpha foliacea* and *Aristeus antennatus* (Decapoda, Aristeidae) in the Greek Ionian Sea (Eastern Mediterranean), International Journal of Zoology. Article ID 979512, 9p.
- Kapiris, K. 2012. Feeding Habits of Both Deep-Water Red Shrimps, *Aristaeomorpha foliacea* and *Aristeus antennatus* (Decapoda, Aristeidae) in the Ionian Sea (E. Mediterranean), Food Quality, Kostas Kapiris, IntechOpen, DOI: 10.5772/33623. Available from: <https://www.intechopen.com/books/food-quality/feeding-habits-of-both-deep-water-red-shrimps-aristaeomorpha-foliacea-and-aristeus-antennatus-deca>
- Kerr, S.R., & L.M. Dickie. 2001. The Biomass Spectrum, Columbia University Press.
- King, M., 2007. Fisheries Biology, Assessment and Management. Wiley-Blackwell. 400 pp.
- Koslow, J.A., G.W. Boehlert, J.D.M. Gordon, R.L. Haedrich, P. Lorange & N. Parin, 2000. Continental slope and deep-sea fisheries: implications for a fragile ecosystem. ICES Journal of Marine Science. 57: 548–557.
- Law, R., Plank, M. J., James, A., and Blanchard, J. L. 2009. Size-spectra dynamics from stochastic predation and growth of individuals. Ecology, 90: 802–811.
- Law, R., Plank, M. J., and Kolding, J. 2012. On balanced exploitation of marine ecosystems: results from dynamic size spectra. – ICES Journal of Marine Science, 69: 602–614.
- Locarnini, R. A., A. V. Mishonov, J. I. Antonov, T. P. Boyer, H. E. Garcia, O. K. Baranova, M. M. Zweng, C. R. Paver, J. R. Reagan, D. R. Johnson, M. Hamilton, and D. Seidov, World Ocean Atlas. 2013. Volume 1: Temperature. S. Levitus, Ed., A. Mishonov Technical Ed.; NOAA Atlas NESDIS 73, 40 pp., 2013.
- Lozano-Duque, Y., Medellín-Mora, J. & G. Navas. 2010. Contexto climatológico y oceanográfico del mar Caribe colombiano. Pp (52-84). En INVEMAR (Eds.). 2010. Biodiversidad del margen continental del Caribe colombiano. Serie de Publicaciones Especiales, Invemar No. 20 p. 4588
- Mazurkiewicz, M., Górska, B., Renaud, P.E. & M. Włodarska-Kowalczyk. 2020. Latitudinal consistency of biomass size spectra - benthic resilience despite environmental, taxonomic and functional trait variability. Sci Rep 10, 4164. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-60889-4>
- Medellín-Mora, J., Escribano, R., Schneider, W., Correa-Ramírez, M. & N. Campos. 2018. Spatial variability of zooplankton community structure in Colombian Caribbean waters during two seasons. Rev. Biol. Trop., 66 (2): 688-708.
- Mesa, O. Poveda, G. & L. Carvajal, 1997. Introducción al clima de Colombia. Imprenta Universidad Nacional, Bogotá D.C. 390 p.
- Morales, D. F., V.L. Rocha, & B. Posada, 2017. Geomorfología de los fondos submarinos del Parque Nacional Natural Corales de Profundidad, mar Caribe colombiano. Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras. 46 (2): 73–90.
- Moranta, J., A. Quetglas, E. Massutí, B. Guijarro, M. Hidalgo & P. Diaz, 2008. Spatio-temporal variations in deep-sea demersal communities off the Balearic Islands (western Mediterranean). J Mar Syst. 71, 346–366.
- Morato, T., Watson, R., Pitcher, T., J., Pauly, D. 2006. Fishing down the deep. Fish and Fisheries, 7: 24–34.
- Myers, R. A. & Worm, B. 2003. Rapid worldwide depletion of predatory fish communities. Nature 423, 280–283.
- Navas, G., Vides, M. & M. Diaz-Ruiz. 2010. Ensamblajes faunísticos de la plataforma y talud superior del mar Caribe colombiano. Pp (354-390). En INVEMAR (Eds.). 2010. Biodiversidad del margen continental del Caribe colombiano. Serie de Publicaciones Especiales, Invemar No. 20 p. 4588
- Oliphant, A., Thatje, S., Brown, A., Morini, M., Ravaux, J. & Shillito, B. 2011. Pressure tolerance of the shallow-water caridean shrimp *Palaemonetes varians* across its thermal tolerance window. Journal of Experimental Biology 214, 1109–1117.
- Palmas, F., P. Addis, S. Cabiddu, D. Cuccu, M.C. Follesa, M. Mura, A. Olita, P. Pesci & A. Sabatini, 2015. Distribution of spawning and nursery grounds for deep-water red shrimps in the central western Mediterranean Sea. Mediterranean Marine Science, 16(1), 117–127.
- Papaconstantinou, C. & K. Kapiris, 2003. The biology of the giant red shrimp (*Aristaeomorpha foliacea*) at an unexploited fishing ground in the Greek Ionian Sea. Fisheries Research. 62: 37–51.
- Paramo, J., M. Correa & S. Nuñez, 2011. Evidencias de desacople físico-biológico en el sistema de surgencia en la Guajira, Caribe colombiano. Revista de Biología Marina y Oceanografía. 46 (3), 421–430.

- Paramo, J., Pérez, D. & A. Acero. 2015. Estructura y distribución de los condrictios de aguas profundas en el Caribe colombiano. *Lat. Am. J. Aquat. Res.*, 43(4): 691-699
- Paramo, J., R.A. Quiñones, A. Ramírez & R. Wiff, 2003. Relationship between abundance of small pelagic fishes and environmental factors in the Colombian Caribbean Sea: an analysis is based on hydroacoustic information. *Aquatic Living Resources* 16(3):239–245.
- Paramo, J. & Roa, R. 2003. Acoustic-geostatistical assessment and habitat-abundance relations of small pelagic fish from the Colombian Caribbean. *Fish. Res.* 60:309-319.
- Paramo, J. & Saint-Paul, U. 2010. Morphological differentiation of southern pink shrimp *Farfantepenaeus notialis* in Colombian Caribbean Sea. *Aquat. Living Resour.* 23(1): 95-101.
- Paramo, J. & U. Saint-Paul, 2012a. Deep-sea shrimps *Aristaeomorpha foliacea* and *Pleoticus robustus* (Crustacea: Penaeoidea) in the Colombian Caribbean Sea as a new potential fishing resource. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom.* 92(4): 811–818.
- Paramo, J. & U. Saint-Paul, 2012b. Spatial structure of the pink speckled deep-sea shrimp *Penaeopsis serrata* (Bate, 1881) (Decapoda, Penaeidae) during november-december 2009 in the Colombian Caribbean Sea. *Crustaceana.* 85(1): 103–116.
- Paramo, J. & U. Saint-Paul, 2012c. Spatial structure of deep sea lobster (*Metanephrops binghami*) in the Colombian Caribbean Sea. *Helgoland Marine Research.* 66: 25–31.
- Parsons, T. R. 1969. The use of particle size spectra in determining the structure of a plankton community. *Journal of the Oceanographic Society of Japan* 25: 172-181.
- Pérez, D., Paramo, J. & M. Wolff. 2019. Distribution, abundance and fishing potential of mega-invertebrates in the sub-euphotic zone (150 – 535 m) in the Colombian Caribbean. *Regional Studies in Marine Science.* 32. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2019.100868>
- Pérez, D. 2011. Incidencia de la pesca industrial del camarón sobre los macroinvertebrados en el Caribe colombiano. Tesis para optar al título de Magíster en Ciencias en Biología – Línea Biología Marina. Universidad nacional de Colombia. Facultad de ciencias – sede Bogotá. Santa Marta. p.65
- Perry, R. I. & S. J. Smith. 1994. Identifying habitat associations of marine fishes using survey data: an application in the northwest Atlantic. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 51: 589-602. DOI:10. 1139/f94-061.
- Peters RH. 1983. *The ecological implications of body size.* Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Petitgas, P., 1993. Geostatistics for fish stock assessments: a review and an acoustic application. *ICES Journal of Marine Science* 50, 285–298.
- Politou, Ch-Y., K. Kaporis, P. Maiorano, F. Capezzuto & J. Dokos, 2004. Deep-sea Mediterranean biology: the case of *Aristaeomorpha foliacea* (Risso, 1827) (Crustacea: Decapoda: Aristidae). *Scientia Marina.* 68(3): 129–139.
- Polunin, N.V.C., Morales-Nin, B., Herod, W., Cartes, J.E., Pinnegar, J.K. & J. Moranta. 2001. Feeding relationships in Mediterranean bathyal assemblages elucidated by carbon and nitrogen stable-isotope data. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, Vol. 220, pp. 13–23.
- Pope, J.D., Stokes, T.K., Murawski, S.A. & S.I. Idoine. 1987. A comparison of fish size composition in the North Sea and on Georges Bank, in: Wolff, W., Soeder, C.J., Drepper, F.R., (Eds.), *Ecodynamics, Contributions to Theoretical Ecology.* Springer-Verlag, Berlin. pp. 146–152.
- Pujos, M. & J. Le Tareau, 1998. Hidrogeologie de la plateforme continentale Caraibe colombienne au large du delta du Dique en saison des pluies: consequence sur la circulation. *Bulletin de l'Institut de Géologie du Bassin d'Aquitaine.* 44: 97-107.
- Quiñones, R.A., Platt, T., & J. Rodríguez. 2003. Patterns of biomass size spectra from oligotrophic waters of the Northwest Atlantic. *Prog. Oceanogr.* 57, 405-427.
- Quiroga, E., Gerdes, D., Montiel, A., Knust, R., Jacob, U. 2014. Normalized biomass size spectra in high Antarctic macrobenthic communities: linking trophic position and body size. *Mar Ecol Prog Ser* 506: 99-113
- Rangel-Buitrago, N., & J. Idárraga-García. 2010. Geología general, morfología submarina y facies sedimentarias en el margen continental y los fondos oceánicos del mar caribe colombiano. Pp (28-51). En INVEMAR (Eds.). 2010. Biodiversidad del margen continental del Caribe colombiano. Serie de Publicaciones Especiales, Invemar No. 20 p. 458

- Ramirez, A. & J. Paramo. 2020. Size structure, sex ratio, and condition factor of the pink shrimp *Penaeus (Farfantepenaeus) notialis* Pérez Farfante, 1967 (Decapoda: Dendrobranchiata: Penaeidae) in the Colombian Caribbean. *Journal of Crustacean Biology*. 40(2), 172–175. doi:10.1093/jcobiol/ruz093
- Ramirez-Llodra, E., Company J. B., Sardà, F. & G. Rotllant. 2010. Megabenthic diversity patterns and community structure of the Blanes submarine canyon and adjacent slope in the Northwestern Mediterranean: a human overprint? *Marine Ecology*. 31: 167–182. doi:10.1111/j.1439-0485.2009.00336x
- Reuman, D.C., Mulder, C., Raffaelli, D. & J.E. Cohen. 2008. Three allometric relations of population density to body mass: theoretical integration and empirical tests in 149 food webs. *Ecol. Lett.*, 11:1216–1228.
- Reuman, D.C. & Cohen, J.E. 2005. Estimating relative energy fluxes using the food web, species abundance, and body size. *Advances in Ecological Research*, 36, 137– 182.
- Rex, M., Stuart, C., Hessler, R., Allen, J., Sanders, H. & G. Wilson. 1993. Global-scale latitudinal patterns of species diversity in the deep-sea benthos. *Nature* 365, 636–639. <https://doi.org/10.1038/365636a0>
- Rice, J., Gislason, H. 1996. Patterns of change in the size spectra of numbers and diversity of the North Sea fish assemblage, as reflected in surveys and models. *ICES J Mar Sci* 53:1214–1225
- Rivoirard, J., J. Simmonds, K.G. Foote, P. Fernandes & N. Bez, 2000. *Geostatistics for estimating fish abundance*. First ed. Blackwell Science. 216 p.
- Roberts C.M., 2002. Deep impact: the rising toll of fishing in the deep sea. *Trends in Ecology & Evolution*. 17:242–245.
- Synnes, M., 2007. Bioprospecting of organisms from the deep sea: scientific and environmental aspects. *Clean Technologies and Environmental Policy*. 9:53–59.
- Rossi, S., Isla, E., Martínez-García, A., Moraleda, N., Gili, M., Rosell-Melé, A., Arntz, W., & D. Gerdes. 2013. Transfer of seston lipids during a flagellated bloom from the surface to the benthic community in the Weddell Sea. *Sci Mar* 77: 397–407
- Saiz-Salinas, J. & A. Ramos. 1999. Biomass size-spectra of macrobenthic assemblages along water depth in Antarctic. *Marine Ecology Progress Series*, 178: 221-227
- Sanders, H.L. 1968. Marine benthic diversity: a comparative study. *Am. Nat.*, 102 (925): 243-282.
- Sañé, E., Isla, E., Gerdes, D., Montiel, A., & J.M. Gili. 2012. Benthic macrofauna assemblages and biochemical properties of sediments in two Antarctic regions differently affected by climate change. *Cont Shelf Res* 35: 53–63
- Sheldon RW, Prakash A, Sutcliffe Jr WH. 1972. The size distribution of particles in the ocean. *Limnol Oceanogr* 17: 327-340.
- Shin, YJ, Rochet, MJ, Jennings, S, Field, JG, Gislason, H. 2005. Using size-based indicators to evaluate the ecosystem effects of fishing. *ICES J Mar Sci* 62:384-396.
- Sparre, P. & S. Venema. 1995. *Introduction to tropical fish stock assessment*. Manual. FAO Fish. Tech. Pap. 306(1): 1-420.
- Sprules, W. G. & Barth, L. E. 2016. Surfing the biomass size spectrum: some remarks on history, theory, and application. *Can J Fish Aquat Sci*. 73(4): 477-495
- Sprules, W. G. & Munawar, M. 1986. Plankton size spectra in relation to ecosystem productivity, size and perturbation. *Can J Fish Aquat Sci*. 43:1789-1794.
- Stevens, J.D., R. Bonfi, N.K. Dulvy & P.A. Walker, 2000. The effects of fishing on sharks, rays and chimaeras (Chondrichthyan) and the implications for marine ecosystems. *ICES Journal of Marine Science*. 57: 476–494.
- Stuart, C.T., Rex, M.A., Etter, R.J. 2003. Large-scale spatial and temporal patterns of deep-sea benthic species diversity. In: P.A. Tyler (ed.), *Ecosystems of the Deep Ocean*. *Ecosystems of the World* 28, pp. 293-311. Elsevier, Amsterdam.
- Sweeting, C.J., Badalamenti, F., D’Anna, G., Pipitone, C., Polunin, N.V.C. 2009. Steeper biomass spectra of demersal fish communities after trawler exclusion in Sicily. *ICES J Mar Sci* 66:195–202.
- Thistle, D. 2003. The deep-sea floor: an overview. In *Ecosystems of the Deep-Ocean*, Vol 28. Ed. by P. A. Tyler. Elsevier, Amsterdam

- Thorpe, R.B., Le Quesne, W.J.F., Luxford, F., Collie, J.S., and Jennings, S. 2015. Evaluation and management implications of uncertainty in a multispecies size-structured model of population and community responses to fishing. *Methods Ecol. Evol.* 6(1): 49–58.
- Vernette, G., 1985. Le plate-forme continentale Caraïbe de Colombie (dú Dboueché du Magdalena Au Golfe de Morrosquillo). Importance du diapirisme argileux sur la morphologie et la sédimentation. Thésé de doctoral d'état, Université Bordeaux France. 378 p.
- Vides, C. M. 2011. Distribución de la megafauna bentónica del caribe colombiano, asociada a variables ambientales del fondo marino. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras.* 40 (2): 249–270.
- Vidondo, B., Prairie, Y.T., Blanco, J.M. & Duarte, C.M. 1997. Some aspects of the analysis of size spectra in aquatic ecology. *Limnology and Oceanography*, 42, 184– 192.
- Voss, G. L. 1956. A review of cephalopods of the Gulf of Mexico. *Bulletin of Marine Science of the Gulf and Caribbean*, 6(2); 85-178
- Warwick, R. M., 1986. A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities. *Marine Biology.* 92: 557–562.
- Warwick, R., M. Pearson & T.H. Ruswahyuni. 1987. Detecting pollution effects on marine macrobenthos: further evaluation of the species abundance/biomass method. *Marine Biology.* 95: 193–200.
- Warwick, R. M. & K. R. Clarke. 1994. Relearning the ABC: taxonomic changes and abundance/biomass relationships in disturbed benthic communities. *Marine Biology.* 118: 739–744.
- Wassenberg, T.J., & Hill, B.J. 1989. Diets of four decapod crustaceans (*Linuparus trigonus*, *Metanephrops andamanicus*, *M. australiensis* and *M. boschmai*) from the continental shelf around Australia. *Mar. Biol.* 103, 161–167). doi.org/10.1007/BF00543343
- White, E., Ernest, S.K., Kerkhoff, A. J. & B. J. Enquist. 2007. Relationships between body size and abundance in ecology. *Trends in Ecology and Evolution*, 22 (6): 323-330.
- White, E. P., Enquist, B. J., and Green, J. L. 2008. On estimating the exponent of power-law frequency distributions. *Ecology*, 89, 905–912.
- Yemane, D., J. G. Field & R. W. Leslie. 2005. Exploring the effects of fishing on fish assemblages using Abundance Biomass Comparison (ABC) curves. *ICES Journal of Marine Science*, 62: 374–379.
- Zhang, J., Xie, P., Tao, M., Guo, L., Chen, J., Li, L., Zhang, X., Zhang, L. 2013. The impact of fish predation and cyanobacteria on zooplankton size structure in 96 subtropical lakes. *PLoS One* 8(10): 1–15. doi: 10.1371/journal.pone.0076378
- Zwanenburg K.C.T. 2000. The effects of fishing on demersal fish communities of the Scotian Shelf, *ICES Journal of Marine Science.* 57: 503-509
- Zweng, M. M., Reagan, J. R., Antonov, J. I., Locarnini, R. A., Mishonov, A. V., Boyer, T. P., Garcia, H. E., Baranova, O.K., Johnson, D.R., Seidov, D. & M.M. Biddle. 2013. *World Ocean Atlas 2013, Volume 2: Salinity.* Levitus, S. Ed.; Mishonov, A. Technical Ed.; NOAA Atlas NESDIS 74, 39 pp.

4.9 Material suplementario

Material suplementario 4-1. Ubicaciones, estrato de profundidad (I=100-200 m, II=200-300 m, III= 300-400 m, IV= 400-500 m, V=500-600 m) de los muestreos por lance y fecha de los megainvertebrados de aguas profundas en el Caribe colombiano.

Muestreo	Lance	Fecha	Latitud inicial	Longitud inicial	Latitud final	Longitud final	Profundidad (m)	Estrato de profundidad
1	11	22/08/2009	8.967222	-77.246944	8.922222	-77.207500	387	III
1	12	22/08/2009	8.938889	-77.200000	8.973611	-77.256667	262	II
1	13	22/08/2009	8.902778	-77.177778	9.019444	-77.253889	395	III
1	14	24/08/2009	9.080556	-76.872222	9.058333	-76.985000	93	I
1	15	24/08/2009	9.064167	-76.838611	9.130000	-76.853889	349	III
1	16	24/08/2009	9.007222	-76.868333	9.010278	-76.970278	279	II
1	17	24/08/2009	9.036667	-76.958056	9.118333	-76.925278	501	V

Muestreo	Lance	Fecha	Latitud inicial	Longitud inicial	Latitud final	Longitud final	Profundidad (m)	Estrato de profundidad
1	18	24/08/2009	9.058889	-76.696111	9.125833	-76.713889	440	IV
1	19	24/08/2009	9.272500	-76.688889	9.072500	-76.719167	494	IV
1	20	24/08/2009	9.235833	-76.832222	9.182500	-76.862500	304	III
1	21	25/08/2009	9.413056	-76.664167	9.529444	-76.524444	88	I
1	22	25/08/2009	9.361944	-76.633889	9.466667	-76.624444	261	II
1	23	25/08/2009	9.546667	-76.703889	9.392500	-76.639722	362	III
1	24	25/08/2009	9.380833	-76.614167	9.435833	-76.486667	356	III
1	25	25/08/2009	9.738056	-76.500556	9.653333	-76.495278	535	V
1	26	25/08/2009	9.561667	-76.478611	9.583889	-76.498056	392	III
1	27	26/08/2009	9.783611	-76.366111	9.945556	-76.502500	215	II
1	28	27/08/2009	9.855556	-76.260000	10.011667	-76.282778	319	III
1	29	27/08/2009	9.910833	-76.447778	9.986944	-76.423611	330	III
1	30	27/08/2009	9.965000	-76.349167	10.099722	-76.454722	421	IV
1	31	27/08/2009	10.057222	-76.323889	9.888333	-76.231389	191	I
1	32	27/08/2009	10.035000	-76.153333	10.007500	-76.264722	112	I
1	33	27/08/2009	10.084722	-76.158889	10.221389	-76.245833	150	I
1	34	27/08/2009	10.327778	-76.179167	10.263889	-76.053056	246	II
1	35	27/08/2009	10.100000	-76.104444	10.262500	-76.259444	371	III
1	36	28/08/2009	10.394722	-76.150278	10.270000	-76.059444	426	IV
1	37	28/08/2009	10.431389	-76.161111	10.285278	-76.096944	430	IV
1	38	28/08/2009	10.430556	-75.994444	10.336111	-76.108333	450	IV
1	39	28/08/2009	10.300833	-76.089167	10.272778	-76.030833	388	III
1	40	29/08/2009	11.388056	-74.973889	11.329167	-74.898333	413	IV
1	41	30/08/2009	11.348611	-74.815833	11.362222	-74.813333	320	III
1	42	30/08/2009	11.186389	-74.771667	11.185833	-74.662500	250	II
1	43	30/08/2009	11.186389	-74.771667	11.185833	-74.662500	426	IV
1	44	30/08/2009	11.367778	-74.543889	11.248333	-74.653056	328	III
2	1	13/12/2009	12.740833	-71.873889	12.680556	-71.689167	250	II
2	2	13/12/2009	12.697778	-71.926389	12.671944	-71.823889	247	II
2	3	13/12/2009	12.799167	-72.073889	12.833333	-71.984722	396	III
2	4	13/12/2009	12.856944	-72.088333	12.657222	-71.987500	513	V
2	5	13/12/2009	12.660833	-72.264722	12.733611	-72.125833	480	IV
2	6	13/12/2009	12.630833	-72.221667	12.726389	-72.145000	368	III
2	7	14/12/2009	12.605556	-72.468611	12.435833	-72.639722	262	II
2	8	14/12/2009	12.562500	-72.724444	12.641389	-72.655278	401	IV
2	9	14/12/2009	12.597778	-72.575833	12.483333	-72.792778	507	V
2	10	14/12/2009	12.465833	-73.889722	12.453611	-72.918889	441	IV
2	11	14/12/2009	12.379167	-72.898611	12.403611	-72.882500	408	IV
2	12	15/12/2009	11.900556	-73.205556	12.015000	-73.380000	326	III
2	13	15/12/2009	11.823056	-73.218889	11.903333	-73.377778	460	IV
2	14	15/12/2009	11.961389	-73.423333	11.975833	-73.182778	406	IV
2	15	15/12/2009	11.572500	-73.501111	11.602500	-73.542500	262	II
2	16	15/12/2009	11.740278	-73.501389	11.606667	-73.456111	403	IV
2	17	15/12/2009	11.617778	-73.598333	11.758889	-73.572778	530	V
2	18	15/12/2009	11.570000	-73.530278	11.716111	-73.486111	365	III
2	19	15/12/2009	11.501667	-73.711111	11.600833	-73.642500	247	II
2	20	16/12/2009	11.525833	-75.643611	11.445556	-73.660278	258	II
2	21	16/12/2009	11.494444	-73.746667	11.616111	-73.696667	350	III

Muestreo	Lance	Fecha	Latitud inicial	Longitud inicial	Latitud final	Longitud final	Profundidad (m)	Estrato de profundidad
2	22	16/12/2009	11.474722	-73.771944	11.513611	-73.738056	453	IV
2	23	16/12/2009	11.548611	-73.950000	11.532500	-73.869444	454	IV
2	24	16/12/2009	11.491667	-73.993056	11.689167	-73.869444	502	V
2	25	16/12/2009	11.523056	-74.129444	11.535000	-74.019722	515	V
2	26	16/12/2009	11.547778	-73.987500	11.615556	-73.900833	502	V
2	27	16/12/2009	11.499722	-73.940556	11.650833	-74.039722	406	IV
2	28	16/12/2009	11.561111	-74.397778	11.443611	-74.343056	230	II
2	29	17/12/2009	11.413056	-74.337500	11.512500	-74.333889	533	V
3	1	3/03/2010	9.649167	-76.488056	9.501389	-76.698611	380	III
3	2	3/03/2010	9.527222	-76.612222	9.617500	-76.470556	403	IV
3	3	3/03/2010	9.716111	-76.376389	9.624722	-76.561667	344	III
3	4	3/03/2010	9.750833	-76.512500	9.591944	-76.412778	356	III
3	5	4/05/2010	10.099444	-76.458333	9.990556	-76.354444	372	III
3	6	4/05/2010	9.918611	-76.221389	10.061111	-76.388611	443	IV
3	7	4/03/2010	9.806944	-76.467500	9.900000	-76.765278	384	III
3	8	4/03/2010	9.841111	-76.488056	9.756111	-76.531111	278	II
3	9	5/03/2010	9.516389	-76.503056	9.597500	-76.601389	332	III
4	1	18/05/2010	11.659722	-73.615833	11.421944	-73.637222	286	II
4	2	18/05/2010	11.584722	-73.636667	11.698611	-73.709722	331	III
4	3	18/05/2010	11.606944	-73.729167	11.625000	-73.664167	406	IV
4	4	18/05/2010	11.608056	-73.498333	11.711944	-73.669722	400	IV
4	5	18/05/2010	11.436111	-73.733056	11.518056	-73.656944	306	III
4	6	18/05/2010	11.524167	-73.727500	11.515000	-73.916111	380	III
4	7	19/05/2010	11.522778	-73.890000	11.458056	-73.744167	381	III
4	8	19/05/2010	11.598889	-73.667500	11.598889	-73.710556	300	III
4	9	19/05/2010	11.523889	-73.770000	11.418333	-73.956389	362	III
4	10	20/05/2010	11.672222	-73.786667	11.456111	-74.021667	400	IV
4	11	20/05/2010	11.566389	-73.955556	11.611667	-73.906111	424	IV
4	12	20/05/2010	11.477778	-73.908056	11.658056	-73.788889	420	IV
4	13	20/05/2010	11.642500	-73.775833	11.580000	-73.712778	268	II

Material suplementario 4-2. Ubicaciones, profundidad y distancia a la costa de los muestreos por lance y fecha de los megainvertebrados de aguas profundas en el Caribe colombiano.

Lance	Fecha Final	Latitud Inicial	Longitud Inicial	Latitud Final	Longitud Final	Profundidad (m)	Distancia a la costa (mn)
1	5/09/2013	N8 40.786	W76 56.995	N8 37.520	W76 56.961	12.98	13.72
2	6/09/2013	N8 37.994	W76 56.909	N8 40.770	W76 58.487	13.35	27.98
3	6/09/2013	N8 41.176	W76 58.521	N8 44.387	W76 58.138	26.70	29.26
4	6/09/2013	N8 47.100	W77 01.158	N8 48.515	W76 58.411	58.52	55.60
5	6/09/2013	N8 49.696	W76 50.340	N8 50.413	W76 50.340	61.26	62.18
6	6/09/2013	N8 44.976	W76 50.371	N8 44.779	W76 47.307	12.80	14.63
7	6/09/2013	N8 45.228	W76 46.887	N8 46.906	W76 43.927	16.09	20.12
8	6/09/2013	N8 47.174	W76 43.206	N8 48.120	W76 39.967	20.12	18.84
9	7/09/2013	N8 48.610	W76 39.809	N8 51.148	W76 41.673	21.58	52.12
10	7/09/2013	N8 51.652	W76 41.769	N8 54.013	W76 41.696	58.52	69.49
11	7/09/2013	N8 54.707	W76 45.447	N8 56.128	W76 42.464	87.78	87.78
12	7/09/2013	N8 49.269	W76 37.956	N8 50.528	W76 35.071	20.12	16.64
13	7/09/2013	N8 50.870	W76 34.676	N8 52.825	W76 31.994	17.01	15.54
14	7/09/2013	N8 53.284	W76 31.795	N8 55.501	W76 30.142	16.46	17.37
15	7/09/2013	N8 55.835	W76 29.698	N8 57.799	W76 27.477	16.64	15.54
16	8/09/2013	N8 58.290	W76 27.488	N9 00.941	W76 26.080	17.92	24.69
17	8/09/2013	N9 03.171	W76 26.853	N9 05.914	W76 22.182	43.89	44.99
18	8/09/2013	N9 06.044	W76 26.884	N9 08.761	W76 25.531	50.47	49.38
19	8/09/2013	N9 09.697	W76 25.053	N9 11.509	W76 23.113	48.28	45.17
20	8/09/2013	N9 15.545	W76 20.648	N9 16.580	W76 17.458	49.38	41.15
21	8/09/2013	N9 16.828	W76 16.791	N9 19.558	W76 14.906	40.97	40.23
22	9/09/2013	N9 19.994	W76 14.707	N9 23.280	W76 13.957	40.23	46.63
23	9/09/2013	N9 23.840	W76 13.914	N9 26.825	W76 13.055	47.55	51.21
24	9/09/2013	N9 26.726	W76 13.185	N9 23.869	W76 13.924	53.04	49.38
25	9/09/2013	N9 23.081	W76 13.134	N9 20.740	W76 13.261	45.72	31.09
26	9/09/2013	N9 20.330	W76 13.134	N9 18.185	W76 10.613	29.26	15.73
27	9/09/2013	N9 18.902	W76 10.428	N9 21.158	W76 08.053	19.20	21.95
28	9/09/2013	N9 34.175	W76 09.393	N9 37.295	W76 08.774	62.18	69.49
29	10/09/2013	N9 38.994	W76 07.124	N9 40.863	W76 04.164	69.49	64.01
30	10/09/2013	N9 41.382	W76 03.578	N9 43.768	W76 01.558	58.52	58.52
31	10/09/2013	N9 49.153	W75 56.326	N9 52.082	W75 54.674	58.52	56.69
32	10/09/2013	N9 56.120	W75 53.728	N9 58.789	W75 54.301	109.73	108.08
33	11/09/2013	N10 36.837	W75 30.413	N10 39.217	W75 28.679	23.96	24.14
34	11/09/2013	N10 39.608	W75 28.416	N10 42.071	W75 26.506	24.14	24.14
35	11/09/2013	N10 42.526	W75 28.384	N10 45.163	W75 27.713	35.66	36.21
36	12/09/2013	N10 50.152	W75 23.014	N10 51.422	W75 20.151	24.87	27.25
37	12/09/2013	N10 51.697	W75 19.838	N10 53.222	W75 17.374	29.99	32.55
38	12/09/2013	N11 07.311	W74 42.350	N11 06.392	W74 39.502	25.60	25.60
39	13/09/2013	N12 13.751	W72 11.627	N12 15.014	W72 08.821	50.47	45.54
40	13/09/2013	N12 15.241	W72 08.477	N12 16.515	W72 05.635	47.55	47.55

Lance	Fecha Final	Latitud Inicial	Longitud Inicial	Latitud Final	Longitud Final	Profundidad (m)	Distancia a la costa (mn)
41	13/09/2013	N12 19.000	W72 06.196	N12 17.961	W72 09.068	65.84	64.37
42	14/09/2013	N12 14.834	W72 08.735	N12 15.581	W72 05.613	40.23	38.95
43	14/09/2013	N12 15.528	W72 05.927	N12 14.752	W72 08.960	40.23	42.98
44	14/09/2013	N12 14.808	W72 09.549	N12 13.942	W72 11.403	43.16	51.94
45	14/09/2013	N12 14.134	W72 10.867	N12 15.416	W72 08.114	50.29	46.45
46	14/09/2013	N12 19.047	W71 57.453	N12 21.116	W71 55.231	27.43	29.26
47	14/09/2013	N12 21.278	W71 54.953	N12 23.183	W71 52.994	30.18	32.00
48	14/09/2013	N12 29.672	W71 38.431	N12 30.006	W71 35.539	42.06	43.89
49	14/09/2013	N12 31.102	W71 36.649	N12 31.337	W71 33.757	65.84	65.84
50	14/09/2013	N12 31.873	W71 30.779	N12 32.063	W71 29.156	69.49	69.49
51	15/09/2013	N12 10.936	W71 03.518	N12 08.174	W71 03.316	38.40	36.58
52	15/09/2013	N12 07.934	W71 03.690	N12 04.984	W71 03.337	18.29	14.63
53	15/09/2013	N12 04.636	W71 04.115	N12 06.640	W71 05.498	12.80	10.97
54	15/09/2013	N12 07.121	W71 05.915	N12 09.718	W71 08.876	11.34	7.32
55	19/09/2013	N12 04.967	W71 16.028	N12 03.087	W72 25.724	50.84	49.74
56	19/09/2013	N12 03.899	W72 28.365	N12 02.504	W72 30.791	58.52	58.52
57	19/09/2013	N11 56.491	W72 35.525	N11 54.307	W72 36.993	43.89	38.40
58	19/09/2013	N11 44.679	W72 58.274	N11 43.041	W73 00.487	28.35	25.97
59	19/09/2013	N11 37.808	W73 06.823	N11 36.425	W73 08.889	14.63	10.97
60	20/09/2013	N11 18.500	W73 28.897	N11 17.995	W73 31.722	44.81	43.16
61	20/09/2013	N11 18.009	W73 32.196	N11 17.845	W73 34.878	44.62	42.25
62	20/09/2013	N11 18.606	W73 34.921	N11 19.003	W73 31.958	60.90	58.52
63	20/09/2013	N11 18.941	W73 31.921	N11 18.834	W73 34.904	59.44	62.18
64	20/09/2013	N11 17.815	W73 36.053	N11 17.680	W73 38.910	44.26	44.62

Material suplementario 4-3. Número de individuos por especie y estrato de profundidad (I=100-200 m, II=200-300 m, III= 300-400 m, IV= 400-500 m, V=500-600 m) de los megainvertebrados de aguas profundas en el Caribe colombiano.

Taxa	I	II	III	IV	V	Total
Crustacea						
Malacostraca						
Decapoda						
Aristeidae						
<i>Aristaeomorpha foliacea</i> (Risso, 1827)		99	305	266	70	740
Calappidae						
<i>Acanthocarpus alexandri</i> (Stimpson, 1871)		4	8			12
<i>Paracyclois atlantis</i> (Chace, 1939)	2	8				10
Crangonidae						
<i>Parapontocaris caribbaea</i> (Boone, 1927)		3	2			5
<i>Parapontocaris vicina</i> (Dardeau & Heard, 1983)		4	8	33	28	73
Epiplatidae						
<i>Rochinia crassa</i> (A. Milne-Edwards, 1879)				5	1	6
<i>Stenocionops spinosissimus</i> (Saussure, 1857)			3			3
Ethusidae						
<i>Ethusa microphthalma</i> (Smith, 1881)			6	1		7
Glyphocrangonidae						
<i>Glyphocrangon longleyi</i> (Schmitt, 1931b)			2	256	28	286
<i>Glyphocrangon neglecta</i> (Faxon, 1896)			3	213	472	688
Eugonatonotidae						
<i>Eugonatonotus crassus</i> (A. Milne-Edwards, 1881)	1		2			3
Inachoididae						
<i>Stenorhynchus yangi</i> (Goeke, 1989)	5					5
Leucosiidae						
<i>Myropsis quinquespinosa</i> (Stimpson, 1871)	4	26	15			45
Mithracidae						
<i>Maguimithrax spinosissimus</i> (Lamarck, 1818)			1			1
<i>Maguimithrax</i> sp.			1			1
Munididae						
<i>Agonida longipes</i> (A. Milne Edwards, 1880)	9	176	449	315	2	951
<i>Munida evermanni</i> (Benedict, 1901)	8	47	9	5		69
<i>Munida flinti</i> (Benedict, 1902)		12				12
<i>Munida fórceps</i> (A. Milne Edwards, 1880)		12	6			18
<i>Munida valida</i> (Smith, 1883)				2	3	5
<i>Munida constricta</i> (A. Milne Edwards, 1880)			3			3
<i>Munida irrasa</i> (A. Milne Edwards, 1880)				1		1
<i>Munida</i> sp.		5	1	2		8
Munidopsidae						
<i>Munidopsis bradleyi</i> (Pequegnat & Pequegnat, 1971)				2	2	4
<i>Munidopsis</i> sp.			34	9	2	45
<i>Munidopsis riveroi</i> (Chace, 1939)			2	5	9	16
<i>Munidopsis alaminos</i> (Pequegnat & Pequegnat, 1970)			5	2		7
<i>Munidopsis polita</i> (Smith, 1883)				1		1
Nephropidae						
<i>Eunephrops bairdii</i> (Smith, 1885)			79	9		88
<i>Metanephrops binghami</i> (Boone, 1927)	19	153	284	21		477
<i>Nephropsis aculeata</i> (Smith, 1881)		3	68	26	13	110
<i>Nephropides caribbaeus</i> (Manning, 1969)				2		2
Oplophoridae						
<i>Oplophorus gracilirostris</i> (A. Milne-Edwards, 1881b)		1	1		3	5
<i>Systellaspis pellucida</i> (Filhol, 1884)			1			1
Paguridae						
<i>Tomopaguropsis</i> sp.	3		26	6		35
<i>Xylopagurus anthonii</i> (Lemaitre, 1995)			3			3
Pandalidae						
<i>Heterocarpus ensifer</i> (A. Milne-Edwards, 1881b)	15	7	61	50	4	137
<i>Plesionika edwardsii</i> (Brandt, 1851)		4	10	12		26
<i>Plesionika longipes</i> (A. Milne-Edwards, 1881b)	37	33	179	59	1	309
<i>Plesionika acanthonotus</i> (Smith, 1882)				1		1
<i>Plesionika miles</i> (A. Milne-Edwards, 1883)			1			1

Taxa	I	II	III	IV	V	Total
<i>Plesionika tenuipes</i> (Smith, 1881)					3	3
<i>Plesionika</i> sp.					3	3
Penaeidae						
<i>Penaeopsis serrata</i> (Spence Bate, 1881)	14	153	494	515	23	1199
Polychelidae						
<i>Polycheles perarmatus</i> (Holthuis, 1952)				1	4	5
<i>Polycheles typhlops</i> (Heller, 1862)	4		51	60	13	128
Portunidae						
<i>Achelous spinicarpus</i> (Stimpson, 1871)	28	263	66		1	358
Psalidopodidae						
<i>Psalidopus barbouri</i> (Chace, 1939)					11	11
Pseudorhombilidae						
<i>Tetraxanthus rathbunae</i> (Chace, 1939)		2				2
Raninidae						
<i>Lysirude nitidus</i> (A. Milne Edwards, 1880)			4	3	1	8
<i>Raninoides lamarcki</i> (A. Milne-Edwards & Bouvier, 1923)	4	2		1		7
Solenoceridae						
<i>Pleoticus robustus</i> (Smith, 1885b)		1	180	509	90	780
<i>Solenocera acuminata</i> (Pérez Farfante & Bullis, 1973)	6	95	45	1		147
<i>Solenocera vioscai</i> (Burkenroad, 1934)			1			1
<i>Solenocera</i> sp.		1	9			10
Trichopeltariidae						
<i>Trichopeltarion nobile</i> (A. Milne-Edwards, 1880)			1			1
Stomatopoda						
Squillidae						
<i>Squilla empusa</i> (Say, 1818)	2	10	27	4		43
Hexanauplia						
Scalpelliformes						
Scalpellidae						
<i>Scalpellum</i> sp.			4	4	8	16
Mollusca						
Bivalvia						
Pectinida						
Propeamussiidae						
<i>Propeamussium dalli</i> (E. A. Smith, 1885)			1			1
Cephalopoda						
Myopsida						
Loliginidae						
<i>Loligo</i> sp.		5	3	1		9
Sepiida						
Sepiolidae						
<i>Semirossia equalis</i> (Voss, 1950)	2	14	39	12		67
Total	163	1143	2503	2415	795	7019

Material suplementario 4-4. Número de individuos por zonas (Norte y Sur) y distancia a la costa (NE= >5mn, NI= <5mn, SE= >5mn, SI= <5mn) de los megainvertebrados de aguas someras en el Caribe colombiano.

Taxa	NE	NI	SE	SI	Total
Arthropoda					
Malacostraca					
Decapoda					
Portunidae					
<i>Achelous gibbesii</i> (Stimpson, 1859)			527	7	534
<i>Achelous spinicarpus</i> (Stimpson, 1871)			356	10	366
Calappidae					
<i>Calappa sulcata</i> (Rathbun, 1898)			2	2	4
Portunidae					
<i>Callinectes larvatus</i> (Ordway, 1863)				1	1
<i>Callinectes ornatus</i> (Ordway, 1863)			88	3	91
<i>Callinectes</i> sp.				2	2
<i>Lupella forceps</i> (Fabricius, 1793)			64	5	69
Aethridae					
<i>Hepatus pudibundus</i> (Herbst, 1785)				1	1
Leucosiidae					
<i>Iliacantha liodactylus</i> (Rathbun, 1898)			3		3
Palinuridae					
<i>Panulirus laevicauda</i> (Latreille, 1817)			1		1
Penaeidae					
<i>Penaeus brasiliensis</i> (Latreille, 1817)		1	1		2
<i>Penaeus monodon</i> (Fabricius, 1798)				5	5
<i>Penaeus notialis</i> Pérez (Farfante, 1967)	7	113	988	275	1383
<i>Penaeus schmitti</i> (Burkenroad, 1936)		2	1		3
<i>Penaeus subtilis</i> (Pérez Farfante, 1967)			2	1	3
<i>Xiphopenaeus kroyeri</i> (Heller, 1862)		78			78
Scyllaridae					
<i>Scyllarus</i> sp.			2		2
Sicyoniidae					
<i>Sicyonia dorsalis</i> (Kingsley, 1878)			3		3
<i>Sicyonia typica</i> (Boeck, 1864)			126		126
Solenoceridae					
<i>Solenocera acuminata</i> (Pérez Farfante & Bullis, 1973)			17		17
Stomatopoda					
Squillidae					
<i>Squilla empusa</i> (Say, 1818)			74	12	86
Echinodermata					
Asteroidea					
Paxillosida					
Astropectinidae					
<i>Astropecten alligator</i> (Perrier, 1881)		5	1		6
Luidiidae					
<i>Luidia ludwigi</i> (Fisher, 1906)		1	1		2
<i>Luidia senegalensis</i> (Lamarck, 1816)				4	4
Echinoidea					
Clypeasteroidea					
Mellitidae					
<i>Encope emarginata</i> (Leske, 1778)		1			1
Ophiuroidea					
Euryalida					
Gorgonocephalidae					
<i>Astrophyton muricatum</i> (Lamarck, 1816)		1			1
Mollusca					
Bivalvia					
Arcida					
Arcidae					
<i>Arca zebra</i> (Swainson, 1833)		3			3
Pectinida					
Pectinidae					

Taxa	NE	NI	SE	SI	Total
<i>Argopecten lineolaris</i> (Lamarck, 1819)	6	32	51	4	93
<i>Argopecten nucleus</i> (Born, 1778)	5				5
<i>Euvola chazaliei</i> (Dautzenberg, 1900)			1		1
<i>Euvola</i> sp			14		14
<i>Euvola ziczac</i> (Linnaeus, 1758)	1	1	25	1	28
Venerida					
Veneridae					
<i>Megapitaria maculata</i> (Linnaeus, 1758)			1		1
Cephalopoda					
Myopsida					
Loliginidae					
<i>Doryteuthis pealeii</i> (Lesueur, 1821)		5	37		42
<i>Loligo</i> sp.	6	30	33	23	92
Gastropoda					
Neogastropoda					
Turbinellidae					
<i>Turbinella angulata</i> (Lightfoot, 1786)		1	1		2
Volutidae					
<i>Voluta</i> sp.		1			1
Total	28	272	2420	356	3076

5 CAPITULO 3. CONSERVATION STRATEGIES FOR POTENTIAL NEW DEEP-SEA CRUSTACEAN FISHERIES IN THE COLOMBIAN CARIBBEAN UNDER AN ECOSYSTEM APPROACH
ESTRATEGIAS DE CONSERVACIÓN PARA NUEVAS PESQUERÍAS POTENCIALES DE CRUSTÁCEOS DE PROFUNDIDAD EN EL CARIBE COLOMBIANO BAJO UN ENFOQUE ECOSISTÉMICO

El presente capítulo aborda la tercera pregunta de investigación ¿Qué indicadores biológicos y pesqueros deben considerarse en la formulación de una estrategia de manejo para el potencial aprovechamiento sostenible de megainvertebrados de aguas profundas en el Caribe colombiano? La identificación de nuevos recursos potenciales que permitan el desarrollo pesquero en Colombia, debe considerar indicadores del estado de los hábitats de aguas profundas y las comunidades asociadas y una línea de ruta basada en un enfoque ecosistémico de la pesca (EEP). En este sentido, en el presente capítulo se postulan ocho indicadores aplicables en las estrategias de manejo y conservación para las posibles nuevas pesquerías de crustáceos de aguas profundas en el Caribe colombiano. Esta batería de indicadores ofrecería información de referencia para desarrollar los objetivos de gestión (la conservación de la biodiversidad, mantenimiento de la estabilidad del ecosistema y resistencia a las perturbaciones, mantenimiento de la estructura y funcionamiento del ecosistema y mantenimiento del potencial de recursos) como medio para evaluar el estado ecológico de los ecosistemas marinos. Además, se desarrollaron y calcularon cuatro de estos indicadores de manera específica para las comunidades de megainvertebrados, los cuales son: biomasa total de las especies estudiadas, método de comparación de abundancia y biomasa ABC, espectro de tamaños, nivel trófico medio de las especies explotadas por la pesquería.

Capítulo de libro publicado en: Hendrickx, Michel (Ed.). 2020. Deep-Sea Pycnogonids and Crustaceans of the Americas. Springer International Publishing. VIII, 799, eBook ISBN 978-3-030-58410-8, Hardcover ISBN 978-3-030-58409-2, DOI 10.1007/978-3-030-58410-8.

Autores: Paramo Jorge¹, Marcela Grijalba-Bendeck², Daniel Pérez^{1,2}, Alejandro Espinoza-Tenorio³, Matthias Wolff⁴

1. Universidad del Magdalena, Tropical Fisheries Science and Technology Research Group (CITEPT), Cra. 32 N° 22-08 Avenida del Ferrocarril, Santa Marta, Colombia

2. Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Faculty of Natural Sciences and Engineering, Doctorate in Marine Sciences Program, Research Group: Dynamics and Management of Marine-Coastal Ecosystems (DIMARCO), Santa Marta, Colombia

3. El Colegio de la Frontera Sur, Unidad Campeche. Av. Rancho Polígono 2-A, Col. Ciudad Industrial, Lerma, 24500, Campeche, México

4. Universität Bremen, Leibniz Zentrum für Marine Tropenforschung (ZMT), Fahrenheit Strasse 6, Bremen, Germany

5.1 Abstract

The further development of the fisheries in Colombia should consider the identification of potential new resources based on knowledge of characteristics of the deep-sea habitats and the organisms which highlight the need for broad exploratory surveys and an ecosystem approach to fisheries management (EAF). The objective of this work was thus to advice management and conservation strategies for the possible new deep-sea crustacean fisheries in the Colombian Caribbean based on an ecosystem approach to fisheries. The management of both, the shallow water shrimp fishery and the potential new deep-sea crustacean fishery should be based on baseline information of the population dynamics and size structure of target species and the optimum level of fishing effort and catch volumes, and should also consider the development of strategies for constant resource and ecosystem monitoring. Open-ocean Marine Protected Areas for the protection of nursery and spawning areas should also be considered.

Keywords: Colombian Caribbean, Deep-sea Crustacean, Ecosystem approach to fisheries, Management.

5.2 Introduction

Fisheries have always been important to humanity (Christensen, 2011) and are the source of a significant amount of food produced for human consumption (Hart & Pearson, 2011). However, intensive fisheries are depleting marine resources in many parts of the ocean and fisheries management has often been ineffective (Daan *et al.*, 2011). Declining fish stocks, combined with the indirect effects of fishing on the marine ecosystems, demonstrate that fisheries management in a great part of the world has failed to achieve sustainability (Worm *et al.*, 2006 y 2011; Hutchings *et al.*, 2010; Longhurst, 2010). This failure is mainly the result of increasing fishing effort in response to the intense social-political pressure to obtain larger catches in the short term, despite limited knowledge of fisheries systems (Pauly *et al.*, 2003), and disregarding the complexity of wider ecological interactions and possible impacts on fragile marine ecosystems (Longhurst, 2010).

Over the past decades, intensive exploitation of the fishing resources, mainly on the continental shelves, has led to the progressively declining catches of many fish and crustacean stocks (Pauly *et al.*, 2003). As a response, new fishing areas in the high seas and in deeper waters are being searched

for, taking advantage of recent advances in capture technologies (Pauly *et al.*, 2003). Nevertheless, deep-sea ecosystems (defined here as >200 m; Carvanagh & Kyne, 2006) and their fisheries are not considered highly productive and are known to be especially vulnerable to over-exploitation due to the life-history characteristics of deep-sea species, including extreme longevity, slow growth rate, late maturity and low fecundity (Morato *et al.*, 2006; Follesa *et al.*, 2011). The potential effects of the fishery on deep-sea resources include the extensive restructuring of entire ecosystems, changes in the geographical ranges of many species, large-scale elimination of taxa, and a decline in biodiversity at all scales (Robison, 2009). Stocks of deep waters thus tend to collapse much more rapidly, and their recuperation is slower, compared to resources from shallow environments (Roberts, 2002). The United Nations (UN) General Assembly had declared 2021-2030 as Decade on “Ecosystem restoration” (www.decadeonrestoration.org) and within of 17 Sustainable Development Goals (SDGs) for 2030, the SDG 14 (life below water) is related to the conservation and sustainable use of the oceans, seas and marine resources for sustainable development (www.sustainabledevelopment.un.org/sdg14). Therefore, management on new deep-sea fisheries should avoid actions of irreversible degradation, advocate for mitigation of the impacts caused on deep-sea ecosystems and restoring the degraded deep-sea habitats (Da Ros *et al.*, 2019).

Among the results of anthropogenic impact, which affect these ecosystems are: i) the removal of predators by fishing and the removal of habitat-forming species (such as gorgonians and stony corals), ii) the modification of the food webs as a response of the by-catch and catching only commercial important species, iii) the accumulation of heavy metals and toxins, and iv) global climate changes that alter the quantity and quality of food that reaches the deep waters (WWF/IUCN, 2004). Therefore, the sustainable use of new deep-sea fisheries resources should include knowledge of the life history of the target species, their ecology and bio-economic potential, as well as of the associated biodiversity in deep-sea ecosystems (FAO, 2003; Munro, 2011).

In the Colombian Caribbean, most of the coastal fisheries are currently being exploited at or above maximum sustainable level (Paramo *et al.*, 2009; Paramo & Saint-Paul, 2010). Since tropical fisheries are complex multi-species systems, which intensively exploit a wide range of species and sizes, a generalized over-exploitation of fisheries resources may easily occur (Munro, 2011). If the fisheries of Colombia are to be further developed, potential new resources in areas yet not accessed should be identified based on knowledge of characteristics of the deep-sea habitats and the organisms they

inhabit. A potential sustainable use of those resources needs an ecosystem approach to fisheries management (EAF).

EAF seeks to balance diverse societal objectives, by taking account of biotic, abiotic and human components of ecosystems and their interactions and applying a holistic approach to fisheries management (Garcia *et al.*, 2003; Bianchi, 2008). Since for the development of an adaptive management agenda the monitoring and evaluation of sustainability indicators is a key step (Espinoza-Tenorio *et al.*, 2014), we used several of those indicators (Shin *et al.*, 2010) to advice management and conservation strategies for the possible new deep-sea crustacean fisheries in the Colombian Caribbean.

5.3 Materials and methods

Data were obtained by trawling in depths between 200 to 550 m (100 m strata intervals) in the Colombian Caribbean. Sampling was carried out in August and December 2009 as well as in March and May 2010 using a commercial shrimp trawler through a bottom trawl with a cod-end mesh size of 44.5 mm from knot to knot. The location of samples depended on the existence of trawlable bottoms, determined by an echosounder Furuno FCV 1150 with a transducer at a frequency of 28 kHz. A total of 87 stations were sampled, with at least two hauls per 100 m depth stratum (Figure 5-1). The haul duration was 30 min, and the distance traveled by the net was estimated using a GPS Garmin MAP 76CSx. The deep-sea crustacean and fish catch from each haul was analyzed for biomass (kg/km²). The swept area was estimated from the spread of the net (11.58 m) and the speed of the vessel (average 2.5 knots) (Gunderson, 1993; King, 2007).

5.4 Potential new crustacean fishery in the colombian caribbean

Penaeids shrimps of shallow water are an important fisheries resource in the Colombian Caribbean, generating large amounts of direct and indirect employment and foreign currency through exports due to their high value on international markets. However, there is little biological information on this shallow water shrimp fishery and stock assessment to determine the abundance and spatial distribution of the species is required to establish artisanal and industrial fishing zones and solve conflicts between stakeholders in accordance with the code of conduct for responsible fisheries

(FAO, 1995). In the Colombian Caribbean, the shallow water shrimp fishery targets the species *Penaeus notialis* (Pérez-Farfante 1967), *Penaeus brasiliensis* (Latreille 1817), *Penaeus subtilis* (Pérez-Farfante 1967) and *Litopenaeus schmitii* (Burkenroad 1936), but *P. notialis* constitute around 70% of the total shrimp catch. This fishery has gone through different stages of development from growth, fully-exploited, over-exploited, to collapse and is probably currently at a recovery stage, with the result of a significant depletion in shrimp stocks (Paramo & Saint-Paul, 2010). Therefore, in the Colombian Caribbean Sea, fisheries management measures, additional to those used traditionally are necessary to protect fisheries resources and to improve the sustainability of the fisheries. These measures should be based on an EAF, including the establishment of marine protected areas, which have recently emerged as a tool for marine conservation and fisheries management (Paramo *et al.*, 2009). Most shrimps are benthic organisms, inhabiting a variety of bottom habitats such as sandy, muddy, rocky or a mixture of these, that are exploited in shallow waters at depths above 100 m (Carpenter 2002). However, in FAO Fishing Area 31 (Caribbean region), there is a deep-sea shrimp fishery targeting the commercial species *Aristaeomorpha foliacea* (Risso 1827) and *Pleoticus robustus* (Smith 1885) at depths greater than 200 m (Carpenter, 2002) and the deep-sea Caribbean lobster *Metanephrops binghami* (Boone 1927) is reported to have potential for economic exploitation in Venezuelan waters (Gómez *et al.*, 2000 y 2005) (Table 5-1). Nevertheless, at present there is no deep-sea crustacean fishery in the Colombian Caribbean. Due to the substantial marketability of these deep-sea crustaceans in international markets, these deep-sea crustaceans represent a potential new economic resource in the Colombian Caribbean Sea. Recent research revealed the potential of the deep-sea giant red shrimp (*Aristaeomorpha foliacea*), the royal red shrimp (*Pleoticus robustus*) (Paramo and Saint-Paul, 2012a), the pink speckled deep-sea shrimp (*Penaeopsis serrata* Burkenroad 1936) (Paramo & Saint-Paul, 2012b) and the deep-sea lobster (*Metanephrops binghami*) (Paramo & Saint-Paul, 2012c) as new fishing resources. However, the authors of the mentioned studies recommend further scientific assessment to be conducted to determine the population life cycle characteristics of those deep-sea crustaceans and to estimate the associated biodiversity before initiating a new commercial fishery.

In a survey deep-sea fish assemblage were studied across a depth range of 200-550 m from the Colombian Caribbean Sea and concerns were raised for the need of an ecosystem approach to fisheries management (Paramo *et al.*, 2012). The authors recommended that any management of potential new deep-sea crustacean fishery need to allow an appropriate level of biodiversity and

the habitat quality to be maintained. Specifically, they argue that population dynamics and size structure of the target and non-target species, the optimum allocation of catches and effort, and the protection of nursery and spawning areas should be elements of the EAF, as well as, strategies for monitoring the health of those deep-sea ecosystems.

Highest biomass values of deep-sea crustacean and fish were found in the northern zone of the Colombian Caribbean, mainly between Santa Marta and Riohacha. In addition to this, high biomass values in the southern zone were found in front of Cartagena and Morrosquillo Gulf (Figure 5-2).

5.5 Potential fishery target species

5.5.1 The giant red shrimp (*Aristaeomorpha foliacea*)

A. foliacea is found in deep waters from 250 to 1300 m over mud bottom and is actively fished outside Colombian waters because of its high commercial value (Tavares, 2002). It has a wide geographical distribution from the Mediterranean Sea, the eastern and western Atlantic, the Indian Ocean and the western Pacific from Japan to Australia, New Zealand and the Fiji Islands (Tavares, 2002). An exploration of deep waters off the Yucatan Peninsula in Mexico showed that *A. foliacea* represents a potential fisheries resource (Gracia *et al.*, 2010). *A. foliacea* constitutes a valuable deep-sea shrimp fishery of the south-eastern and southern sectors of the Brazilian coast (Pezzuto *et al.*, 2006; Dallagnolo *et al.*, 2009), and is a commercially important shrimp species in the deep waters of the Mediterranean Sea (D'Onghia *et al.*, 1998; Figueiredo *et al.*, 2001; Papaconstantinou & Kipiris, 2003; Politou *et al.*, 2004; Mouffok *et al.*, 2008).

5.5.2 The royal red deep shrimp (*Pleoticus robustus*)

P. robustus is captured in high abundances off the coast of northeastern Florida, near the Dry Tortugas islands, in the Mississippi delta and off the coast of Venezuela (Tavares, 2002). However, recent exploration of deep waters off the Yucatan Peninsula in Mexico showed that *P. robustus* represents a potential fisheries resource (Gracia *et al.*, 2010). This species inhabits continental slopes from 180 to 730 m depth and is most abundant at depths between 250 and 475 m over mud, sand, muddy sand, or white calcareous mud (Tavares, 2002).

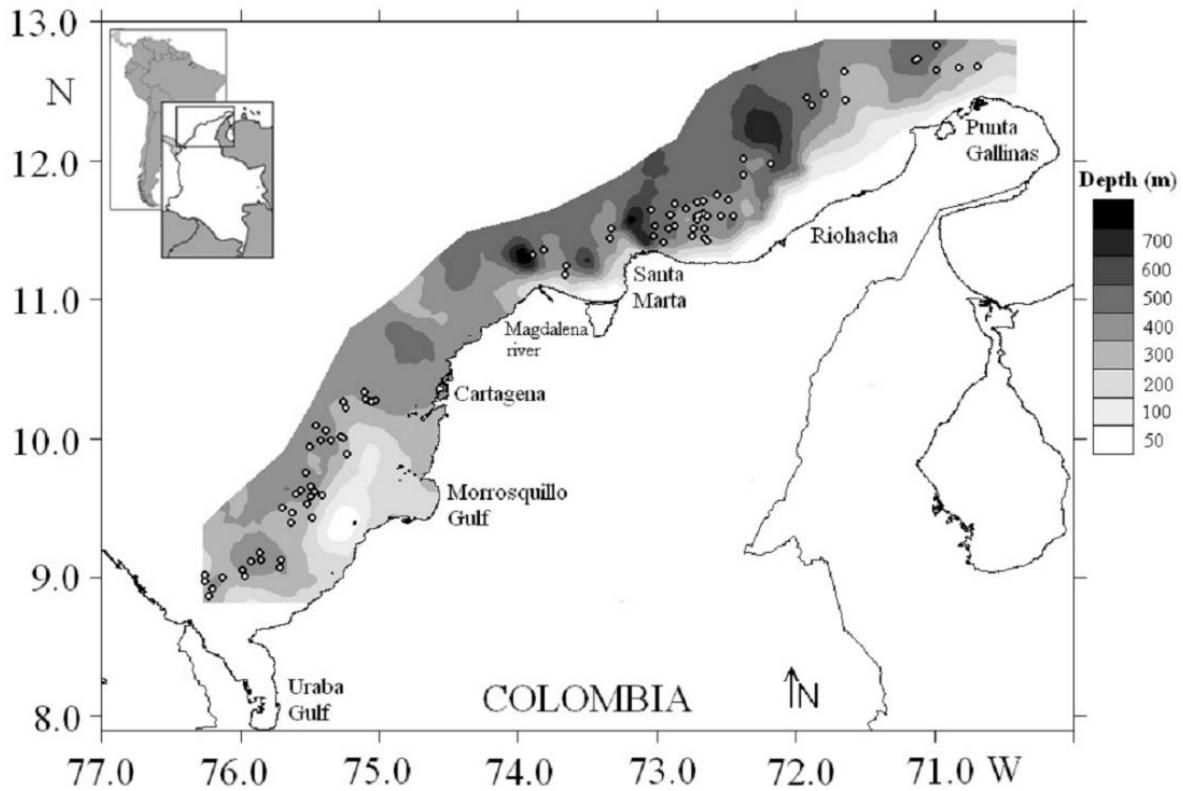


Figure 5-1. Study area in the Colombian Caribbean, circles indicate the sampled stations.

5.5.3 The pink speckled shrimp (*Penaeopsis serrata*)

P. serrata is of potential commercial importance in the western and eastern Atlantic (Holthuis 1980). The species of genus *Penaeopsis* are benthic, occurring in the upper part of the continental and insular slopes of tropical and subtropical regions (Pérez-Farfante 1980). *P. serrata* is distributed in the eastern Atlantic off north-west Africa (Morocco, Río de Oro), the western Atlantic in North Carolina (USA) to Surinam, the Bahamas Islands, the Gulf of Mexico, the Caribbean Sea (Holthuis 1980; Pérez-Farfante 1980) and in the Mediterranean Sea off Alborón Island and in the Sardinian Channel (Mura *et al.*, 2002).

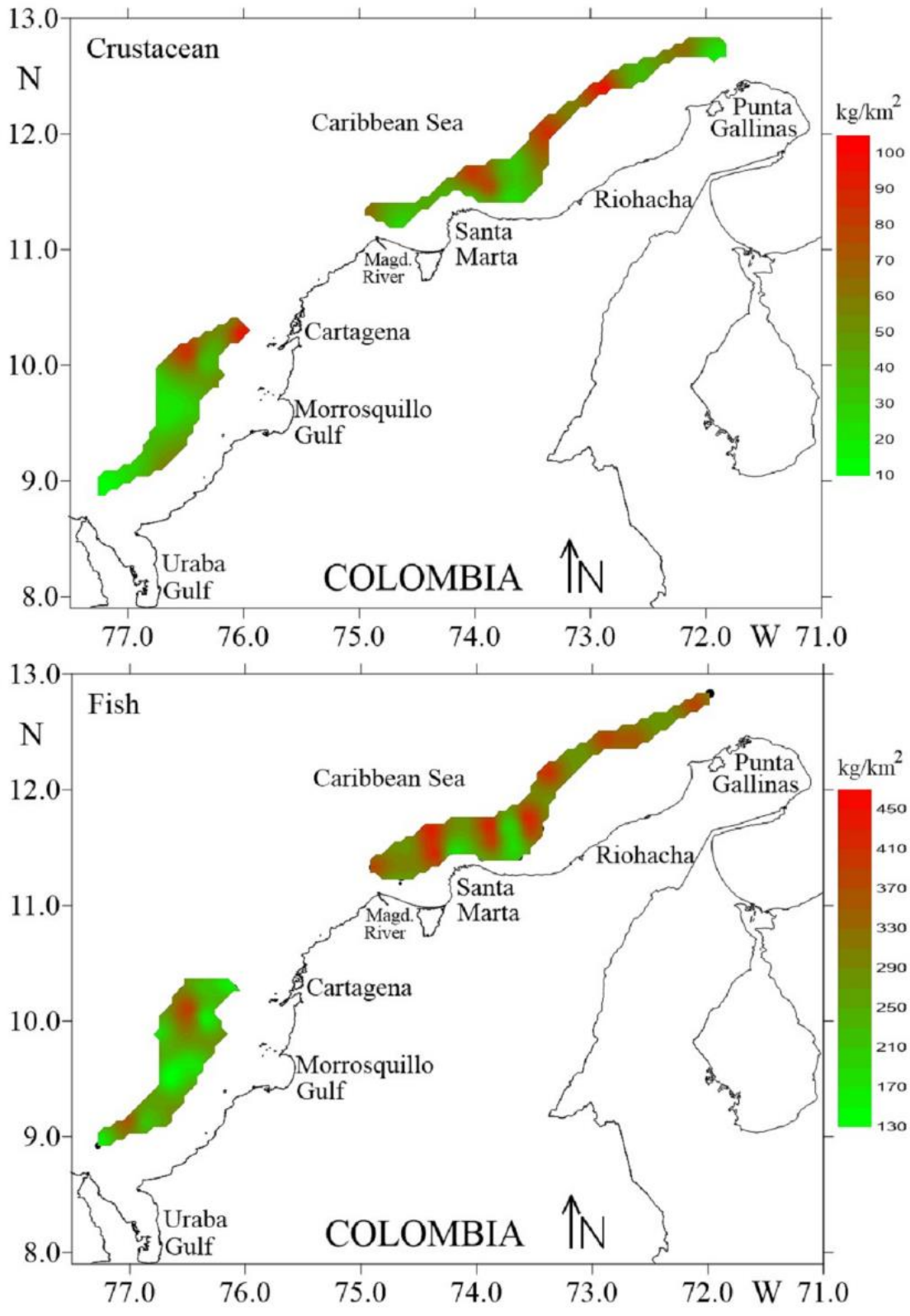


Figure 5-2. Spatial distribution of biomass (kg/km²) of deep-sea crustacean and fish in the Colombian Caribbean Sea.

5.5.4 The Caribbean lobster (*Metanephrops binghami*)

M. binghami is distributed from the Bahamas and southern Florida to French Guiana, including the Gulf of Mexico and the Caribbean Sea (Tavares, 2002; Holthuis, 1991). Crustaceans of the genus *Metanephrops* are an important economic resource (Holthuis, 1991; Chan, 1998; Chan *et al.*, 2009) in some tropical and subtropical regions. Three deep-water crustaceans of the species *Metanephrops* are exploited commercially on the continental slopes of north-west Australia: *Metanephrops boschmai* (Holthuis 1964), *Metanephrops andamanicus* (Wood-Mason 1892) and *Metanephrops australiensis* (Bruce 1966) (Ward & Davis 1987; Wassenberg & Hill 1989). New Zealand has developed a deep-water lobster fishery, targeting scampi (*Metanephrops challenger* Balss 1914) (Smith, 1999). An economically important commercial fishery exists in Taiwan and East China Sea for *Metanephrops thomsoni* (Bate 1888), *Metanephrops japonicus* (Tapparone-Canefri 1873) and *Metanephrops formosanus* (Chan & Yu 1987) (Choi *et al.*, 2008). *M. binghami* has potential for an economic exploitation in waters of Venezuela (Gómez *et al.*, 2000 y 2005).

5.6 Monitoring the ecological status of resources and ecosystem

Fisheries management practices are failing to protect individual stocks and ecosystems; therefore, fisheries management should move from single species management towards an ecosystem approach to fisheries (EAF) (Hilborn, 2010). Nevertheless, approaches based on species are also necessary to understand and to analyze how they contribute to the communities and ecosystems (Guijarro *et al.*, 2011). A fishery consists of an ecosystem with the embedded resources, a fishing fleet and a management system. An EAF should be implemented with stakeholder cooperation, provide good governance and effective enforcement (Hilborn, 2010), and be guided by key indicators of ecosystem condition (Levin *et al.*, 2009). The code of conduct for responsible fisheries (FAO, 2009) calls for the use of best scientific evidence for management, and the need of comprehensive knowledge of resource dynamics and habitat conditions to advice for the conservation and management of fisheries. However, in developing countries, there is a lack of institutional capacity building and funding to carry out the research related to fisheries and their ecosystems, required for an EAF (Mathew, 2011). Additionally, deep-sea fisheries are usually data-poor, with only landing records and rarely scientific survey data being available. Many deep-water species are also difficult to age reliably (Lorance *et al.*, 2011). Nevertheless, to overcome the data

limitation and in the absence of modelling support, simple indicators have proven to be useful to assess the state of the fisheries resources and its ecosystem and to monitor changes as they occur (Ye *et al.*, 2011). Such indicators should be based on easily obtainable and reliable data, should adequately reflect the condition of the resource, and should allow to define associated reference values and responsive management measures.

To develop baseline knowledge for a new deep-sea fishery in the Colombian Caribbean, the following fundamental questions must be addressed: Which resources can we use sustainably? Where can we fish them? How is the associated biodiversity to be affected and how can we achieve a sustainable fishery under an ecosystem approach to fisheries management? What are the ecologically spatial and temporal scales that should be measured? Given the marked population reductions of crustaceans and deep-sea fish in many parts of the oceans, voices around the world are raised seeking to protect these environments (Dallagnolo *et al.*, 2009; Pérez *et al.*, 2013), considering even the prohibition of fishing below a depth of 1000 m (Fisheries Commission for the Mediterranean GFCM). Therefore, it is necessary to understand and evaluate how human activities could modify the complex community structures that these stocks are embedded in the Colombian Caribbean and to take decisions within a context of development based on strategies of management with an ecosystem approach (Bensch *et al.*, 2008), which permits the healthy permanence of these environments and their resources. According to Shin *et al.* (2010) four management objectives can be distinguished as a means of evaluating the ecological state of marine ecosystems Figure 5-3): conservation of biodiversity (CB), maintenance of ecosystem stability and resistance to perturbations (SR), maintenance of ecosystem structure and functioning (EF) and maintaining resource potential (RP). Eight indicators were selected to attain these objectives (Table 5-1).

To assess the resource potential (RP) of an ecosystem, the total biomass of surveyed species is a useful indicator of changes over time, which measures the production capacity and potential contribution of the ecosystem as an exploitable marine resource. The inverse measure of the level of exploitation or total fishing pressure on an ecosystem $1/(\text{landing}/\text{biomass})$ reflects the proportion of the community production that is taken by the fishery and serves as a proxy for exploitation rate.

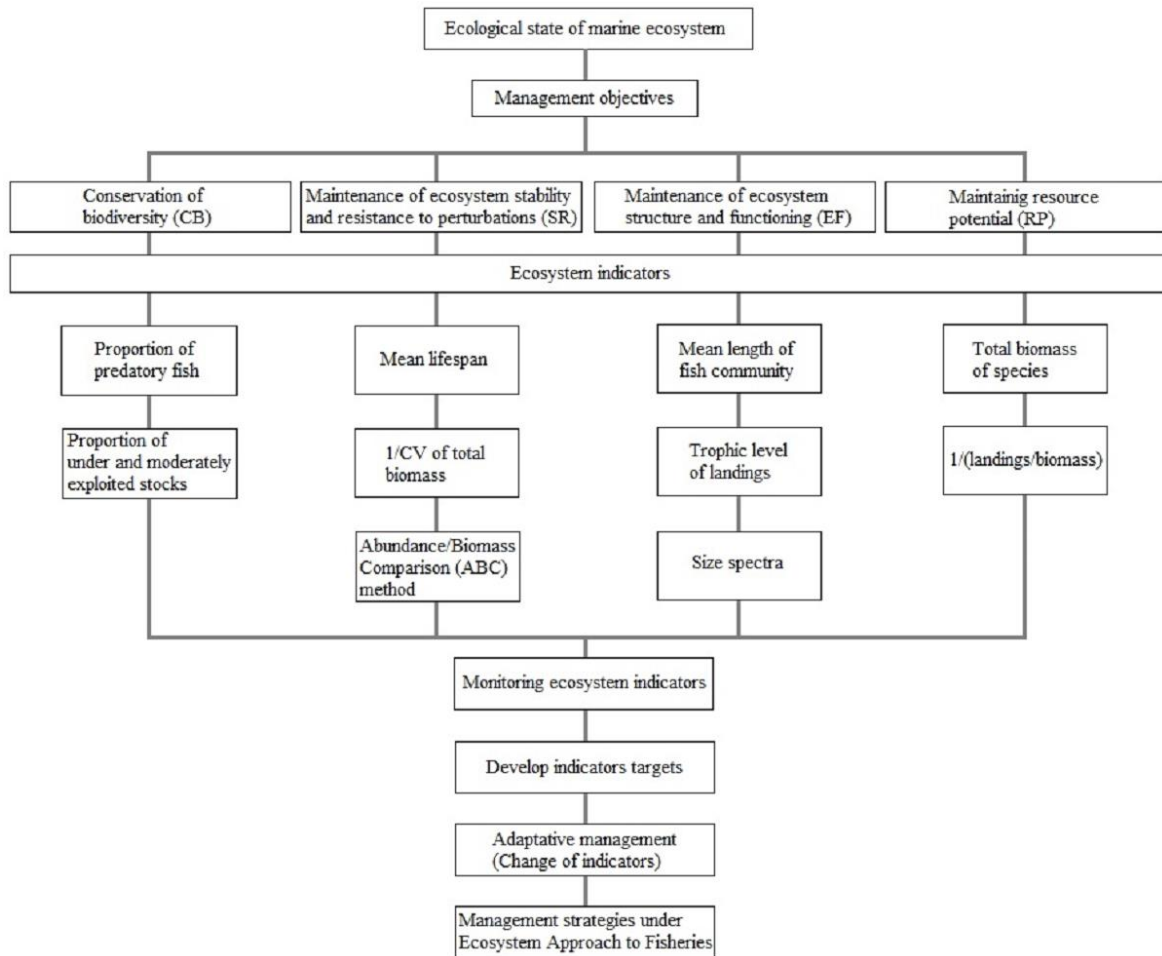


Figure 5-3. Proposal of management strategies under an ecosystem approach to fisheries (EAF) for deep-sea fisheries in the Colombian Caribbean.

With the mean length of fish in the community, we can assess the direct effects of fishing on an ecosystem (EF). Accordingly, the mean trophic level (TL) of species exploited by the fishery represents the trophic position of the whole catch, which is expected to decrease with fishing intensity (EF). Fishing can thus change the structure of marine food webs by reducing the mean TL and thereby affecting ecosystem functioning by shortening the length of food chains and releasing predation on low-trophic-level organisms. For instance, species with short generation times and high fecundity (e.g., gelatinous animals, squids) are particularly suited to the opportunistic replacement of vertebrates with late maturity and fewer young, such as top predators (Lynam *et al.*, 2006).

The proportion of predatory fish is a measure of the diversity of fish in the community (CB) and reflects the potential effects of fishing on the functioning of marine food webs. The removal of larger and more fecund fish could compromise population productivity. Also, the removal of larger species changes the size structure of the community and ecosystem functioning.

How the fishery of deep-sea species will affect deep-sea pelagic biodiversity and ecosystem functioning is difficult to predict, however, because too little is as yet known about the trophic webs and because there is insufficient baseline data to reveal changes (Robison, 2009). The proportion of under- and moderately exploited stocks (CB) is a measure of the success of fisheries management and is used to compare the state of ecosystems. The initial content of a baseline data set would be a list of commercial species and their relative abundances, both in catch statistics and ecosystem fishery surveys. The mean lifespan of a community will reflect the relative abundances of species with different turnover rates and is a proxy for the mean turnover rate of species and communities and is intended to reflect the stability of a system. This is also considered a measure of ecosystem resistance to perturbations (SR). A measure of the stability of the ecosystem (SR) is the 1/coefficient of variation (CV) of total biomass, with a low 1/CV indicating low biomass stability, and thus low ecosystem stability in response to perturbations. As total biomass decreases, the area occupied by the various stocks may decrease, the stocks may be more patchily distributed, or they may occupy the same area at a lower density.

Table 5-1. Indicators for monitoring the ecological status of marine ecosystems.

Indicator	Potential deep-sea implications	Source
1. Total biomass of surveyed species	Alternatives to complete biodiversity monitoring include the assessment of functional ecological groupings at each trophic level, such as guilds of predatory fishes or large, omnivorous siphonophores.	(Robison, 2009)
2. ABC Method	Indicator of disturbance for anthropic and environmental impacts in different communities, macrozoobenthos, macrobenthos and demersal fish. Based on the comparison of biomass respect to the abundance of individuals in a community at the same time and space.	(Warwick, 1986; Clarke & Warwick, 1994; Stenton-Dozey <i>et al.</i> , 1999; Yemane <i>et al.</i> , 2005)
3. Size Spectra	Evaluate the state of communities and their degree of disturbance, caused mainly by the fisheries, by characterizing the behavior of abundance or biomass with respect to the variation in body size.	(Shin <i>et al.</i> , 2005; Edwards <i>et al.</i> , 2017)

Indicator	Potential deep-sea implications	Source
4. Trophic level of landings	Commercial fishing pressures may affect deep pelagic biodiversity by “fishing down the food web”. As the numbers of top predators have declined, fishing effort has shifted to species at lower trophic levels.	(Pauly <i>et al.</i> , 1998)
5. Proportion of predatory fish	Deep-sea top predators are pinnipeds, whales, tunas, and swordfish that feed in midwater as deep as 1000 m or more. Life-history characteristics of these deep-sea species includes extreme longevity, slow growth rate, late maturity and low fecundity	(Morato <i>et al.</i> , 2006; Follesa <i>et al.</i> , 2011; Robison, 2009)
6. Proportion of under- and moderately exploited stocks	Number of under- and moderately exploited species/number of target species	(Shin <i>et al.</i> , 2010)
7. Mean lifespan	Turnover or retention rates for each compartment – how long is the mean, characteristic lifespan of the group?	(Håkanson , 2004)
8. Reciprocal of the coefficient of variation of total biomass	1/coefficient of variation (CV) of total biomass	(Robison, 2009)

The biomass abundance comparison method (ABC) is widely used as an indicator of disturbance in different communities, macrozoobenthos, macrobenthos and demersal fish (Warwick 1986; Stenton-Dozey *et al.*, 1999; Yemane *et al.*, 2005). This technique is based on the comparison of biomass respect to the abundance of individuals in a community at the same time and place, without the need for spatial or a temporal control as a reference (Warwick 1986). An undisturbed community is dominated by slow-growing, large-sized, late-maturing species, and therefore the biomass curve tends to be above the abundance curve. Whereas in a disturbance scenario that can be caused by anthropic activities such as fishing, oil and gas extraction or environmental impacts, opportunistic species of small sizes, with rapid growth and early maturation are dominated, were the biomass curve is below the abundance curve (Clarke & Warwick, 1994). The ABC method was used to identify the degree of alteration of a shallow-water demersal fish community in the Colombian Caribbean, indicating a moderately altered assemblage (Paramo *et al.*, 2009). Something very interesting about the ABC method is that a spatial analysis can also be made of the degree of alteration related to fishing activity and to identify Marine Protected Areas for fisheries management (Paramo *et al.*, 2009; Pérez *et al.*, 2019). Pérez *et al.* (2019) used the ABC method to study mega-invertebrate assemblage in a pristine ecosystem in the Colombian Caribbean, showing

an undisturbed community. The authors also made a spatial analysis of the degree of alteration, showing possible nurse areas for fishing protection.

Another indicator commonly used to determine the state of ecosystems or disturbances mainly due to fishing activity is the size spectrum (Rice and Gislason, 1996; Bianchi *et al.*, 2000; Blanchard *et al.*, 2005; Shin *et al.*, 2005; Law *et al.*, 2012; Jacobsen *et al.*, 2014; Thorpe *et al.*, 2015; Edwards *et al.*, 2017). Body size is linked to the physiological characteristics of individuals and their life history (Peters 1983; West *et al.*, 1997; Gillooly *et al.*, 2001; Brown *et al.*, 2004). This indicator is based on the comparison of the slopes or b parameter of the spectra of abundance or biomass distributions of the communities (Edwards *et al.*, 2017). The steepness of the slope of the abundance size spectrum reflects the removal of large species from the system and possibly increased predation pressure on smaller sizes. On the other hand, when the slope decreases it indicates a general reduction in the abundance of the community (Blanchard *et al.*, 2005; Daan *et al.*, 2005). The data to develop this indicator can be obtained from various sources including samples by trawling, underwater visual census survey for fish, benthic invertebrates in sediments and remote sensors to determination of chlorophyll, which makes it a useful tool for management and conservation of the ecosystem (Petchey & Belgrano, 2010; Edwards *et al.*, 2017)

5.7 Bycatch reduction

Discards are described as the proportion of the total organic material of animal origin in the catch that is thrown away or dumped at sea, for whatever reason and is one of the most important topics in fisheries management (FAO, 2010). Bycatch is the part of a catch that is taken incidentally in addition to the target species towards which fishing effort is directed, but some or all of it may be returned to the sea as discards, usually dead or dying (FAO, 2010). Notwithstanding, global fishery discards have significantly declined (Zeller & Pauly, 2005; Davies *et al.*, 2009), due to improved selectivity of fishing technology and greater utilization of the bycatch for aquaculture and human consumption (Bellido *et al.*, 2011). According to this, Heymans *et al.*, 2011 modelled the deep-sea ecosystem of the Rockall area (200 miles off the west of Scotland) using Ecopath with Ecosim and identified the lack of discard data from deep-water fisheries in the area as an important limitation and potentially a substantial source of error in the model. This emphasizes the importance of having

a good knowledge and quantification of discards to assess ecosystem status, as required for the implementation of EAF.

Zhou *et al.*, 2010 mention that less selective fishing gears may help to maintain diversity and functioning in certain marine ecosystems, through a “balanced” exploitation, in which a reduced fishing effort, is combined with less selective fishing strategies allowing for better use of the multispecies catch to achieve sustainable yields while maintaining healthy ecosystems. Diversifying the harvest and learning to utilize a wider variety of products was also recommended by Hall & Mainprize, 2005. Fisheries production could increase through better use of non-target species, while reducing unsustainably high catches of high trophic level target species, thereby helping to meet the challenge of increasing global food demand (Zhou *et al.*, 2010) and maintaining the ecosystem size spectrum.

5.8 Spatial management through marine protected areas

The implementation of spatial management, with zoning for different kinds of fishing activity and use of seasonal or temporary closures, is one important measure that should be included in the management of the proposed new deep-sea fishery in the Colombian Caribbean. Those spatial management measures must be underpinned by a good knowledge of the biology, spatial distribution and abundance of both resource species and other species impacted by fisheries, including protected species (Bellido *et al.*, 2011). Marine protected areas (MPA) have recently emerged as a tool for marine conservation and fisheries management following an ecosystem-based approach (Worm *et al.*, 2006; Paramo *et al.*, 2009; Fraser *et al.*, 2009; Jackson & Jacquet, 2011). The general concept of an open-ocean international reserve that includes the full water column and the deep seafloor was proposed by Mills & Carlton (1998). They envisioned restrictions on shipping, fishing, mining, dumping, weapons, and floating cities.

The assemblages of fish and invertebrates in deep-sea are complex and are comprised by a high number of species and individuals (Paramo *et al.*, 2012) of comparable numbers. In the deep-sea of the Colombian Caribbean species abundances have been described that are even superior to those that have been described for other deep regions of the North Atlantic and the Gulf of Mexico (Haedrich & Merrett, 2001; Powell & Haedrich, 2003; Priede *et al.*, 2011; Godbold *et al.*, 2013). The results confirm that the Caribbean Sea of Colombia, as part of the southeast of the Great Caribbean

Basin, contributes as a center of high biodiversity and a nucleus of origin and adaptive evolution (Briggs, 2007). Several studies have demonstrated that the greatest species abundance and biodiversity is concentrated in the north of the Colombian Caribbean, along the length of the department of the Guajira, with a marked preponderance off the coast of Riohacha (Paramo *et al.*, 2009; Paramo *et al.*, 2012). The elevated productivity in this zone is attributed to events of seasonal upwelling that enrich the deepest ecosystems with organic material of phytodetritus from the epipelagic zone (Paramo *et al.*, 2009; Rice *et al.*, 1986; Paramo *et al.*, 2011; Correa-Ramirez *et al.*, 2020), which also influences neighboring zones. In this way, the supply of food, which proceeds from the productive shallow waters, acts as a mediating seasonal agent of the reproductive processes and of the trophic interactions that occur in the different strata of the water column down to the sea floor (Fernández-Arcaya *et al.*, 2013). This zone of upwelling, like others in the world, permits the enrichment of the waters and with it the development, establishment, and renovation of the innumerable populations of organisms, counteracting the impact that human activities have on them.

In the same manner as in the case of deep-sea corals, the fish resources in these strata are subject to a high risk due to the growth of the offshore hydrocarbon industry and the modernization of the fishing technology to reach deeper ecosystems, would be imperative their protection which involve objectives of conservation:

- 1.** Conservation of fishing resources both commercial and non-commercial (fish and crustaceans), which are found between 200 and 600 m of depth, which comprise highly complex and dynamic assemblages that represent one of the nuclei of the diversity of the southwestern Caribbean and a center of origin and adaptive evolution; protection is necessary.
- 2.** Contribute towards the conservation of deep-sea communities and their habitats which supply resources for fishing, by considering these the focal point of exportation of materials and energy towards neighboring ecosystems.
- 3.** Contribute to the processes of vertical and horizontal connection in the northern zone of the Colombian Caribbean.
- 4.** Favor the conservation of the deep-sea resources considering their individual conditions of low resistance and high vulnerability.

5. Do not allow fishing of any kind beyond 600 m depth to protect the reproductive adult population and biodiversity.

Upon considering some of the proposed criteria in the literature (<http://www.aida.ngo>), policies of protection of the marine waters, which could be applied in this case, are the **Marine Protected Areas (MPA)** and the **Fisheries Protected Areas (FPA)**. In the latter two types of areas are included **i)** Areas Closed to Fishing, and **ii)** Fisheries Reserves that propose a code of conduct for the management of the zone, the techniques used, and the resources targeted. By the same, various modalities are considered in the areas closed to fishing: **a)** a regulated fishing zone that prohibits determined methods of fishing, at least for certain periods of time, **b)** a protected fishing zone, also called a conservation zone, which seeks the protection of one or various pelagic resources and/or specific demersal zones; **c)** a zone in which fishing is prohibited, which restricts some type of fishing and other extractive measures, **d)** a zone in the process of restoration, which seeks to restore marine habitats on which certain resources of fisheries depend, and **e)** marine refuges, which are marine areas permanently closed to the fishing of one or various species in order to promote the concentration of breeders or nursery areas (<http://www.aida.ngo>).

Understanding the connections between the constituents and the ecological communities is fundamental for defining strategies of conservation (Halpern & Agardy 2014). Nevertheless, while much of the structure and function of the deep-sea environments is unknown, and these environments provide numerous ecosystemic services that must be conserved for the future. In this case, an applicable strategy of conservation seem to be the FPA, with “The spatial and/or temporal prohibition of fishing in a given zone, whether totally or partially, and in this case, permitting determined fishing activities that do not affect negatively the resource that needs to be protected” (<https://aida-americas.org/>). This would be an adequate strategy, given its applicability to the continental shelf, its orientation towards the protection of species of commercial importance, and its final objective of the protection of fishing grounds, rather than the protection of biodiversity, although it favors the latter directly (<https://aida-americas.org/>).

Some countries are considering implementing a depth limit to bottom trawling to manage deep-sea fisheries. Clarke *et al.* (2015) showed evidence that biodiversity, the ratio of Elasmobranchii (sharks and rays) to commercial biomass increased between 600 and 800 m depth, while commercial value

decreases. Therefore, limiting bottom trawling to a maximum depth of 600 m could be an effective management strategy. In fact, the bathymetric distribution of the ratios of by-catch to commercial crustaceans (CC), teleostean to CC, Non CC to CC decreased in relation to increasing depth among the main biological categories (crustaceans, teleostean fish, chondrichthyes and molluscs) of a potentially new deep-sea resource in the Colombian Caribbean (Grijalba-Bendeck *et al.*, 2019). For that reason, the beginning of this potentially new deep-sea fishery must consider sustainable use only up to 600 m depth.

5.9 Conclusions

The shallow water shrimp fishery in the Colombian Caribbean is a typical case in which high exploitation, combined with non-existing fisheries management, has resulted in the significant depletion of stocks (Paramo & Saint-Paul, 2010). For that reason, possible new fishing areas were investigated on the deep sea habitats in the Colombian Caribbean, to determine the potential for a viable deep-sea crustacean fishery (Paramo & Saint-Paul, 2012a,b,c). Potential new fishing resources of substantial biomass in the area are the deep-sea giant red shrimp (*Aristaeomorpha foliacea*), the royal red shrimp (*Pleoticus robustus*), the pink speckled deep-sea shrimp (*Penaeopsis serrata*) and the deep-sea lobster (*Metanephrops binghami*). The profitability of these deep-sea crustaceans' species, both locally and in numerous international markets, underlines the potential of these species as a new economic resource in the Colombian Caribbean. Nevertheless, more scientific assessment is necessary to determine the life cycle and population characteristics of deep-sea crustaceans and the associated biodiversity, before initiating a new commercial fishery. The management of the proposed new deep-sea crustacean fishery should be based on an ecosystem approach, that considers population dynamics and structure and function of the ecosystem, the optimum allocation of catches and effort, protection of nursery and spawning areas, as well as, the development of monitoring strategies by means of ecosystem indicators (Shin *et al.*, 2010). Moreover, ecosystem protection through the implementation of MPAs is also indicated. Finally, survey-based indicators that are independent of the fishery should be used to study the ecosystem responses to fishing pressure. In this way a real evaluation of changes in the marine ecosystem subjected to fishing activities can be achieved following the needs for EAF. This holistic approach will allow an appropriate level of biodiversity and the habitat quality to be maintained while implementing a sustainable fishery.

5.10 Acknowledgments

We thank the crew of vessel “Tee Claude” and members of the research group Tropical Fisheries Science and Technology – CITEPT of Universidad del Magdalena (Colombia) that participated in the laboratory and research survey. The work was sponsored by COLCIENCIAS grant number 1117-452-21288, Universidad del Magdalena, and the Autoridad de Acuicultura y Pesca (AUNAP) through cooperation agreement number 153-2020 with the research project “Reproductive biology of deep-sea crustaceans of commercial importance in the Colombian Caribbean”. Marcela Grijalba-Bendeck and Daniel Pérez also thank to Doctorate in Marine Sciences Program, Facultad de Ciencias Naturales e Ingeniería, Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano.

5.11 References

- Bellido J.M., Santos M.B., Pennino M.G., Valeiras X. & G.J. Pierce. 2011. Fishery discards and bycatch: solutions for an ecosystem approach to fisheries management? *Hydrobiologia* 670: 317-333. <https://doi.org/10.1007/s10750-011-0721-5>
- Bensch, A., Gianni, M., Gréboval, D., Sanders, J. & A. Hjort. 2008. Worldwide review of bottom fisheries in the high seas. Rome: FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper 522, p. 156.
- Bianchi, G., Gislason, H., Graham, K., Hill, L., Jin, X., Koranteng, K., Manickchand-heileman, S., Paya`, I., Sainsbury, K., Sanchez, F. & K. Zwanenburg. 2000. Impact of fishing on size composition and diversity of demersal fish communities. *ICES Journal of Marine Science*, 57: 558-571. <https://doi.org/10.1006/jmsc.2000.0727>
- Bianchi, G. 2008. The concept of the ecosystem approach to fisheries. In: Bianchi G, Skjoldal HR (eds) *The ecosystem approach to fisheries*. Wallingford: CAB and FAO, pp 20-38
- Blanchard, J.L., Dulvy, N.K., Jennings, S. *et al* (2005) Do climate and fishing influence size-based indicators of Celtic Sea fish community structure? *ICES J Mar Sci* 62: 405–411. <https://doi.org/10.1016/j.icesjms.2005.01.006>
- Briggs JC (2007) Marine longitudinal biodiversity: causes and conservation. *Divers Distrib* 13(5): 544-555. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2007.00362.x>
- Brown JH, Gillooly JF, Allen AP *et al* (2004) Toward a metabolic theory of ecology. *Ecology* 85(7): 1771 – 1789. <https://doi.org/10.1890/03-9000>
- Decade on Restoration (2020) <http://www.decadeonrestoration.org>. Accessed 10 May 2020
- Carpenter KE (2002) *The living marine resources of the Western Central Atlantic*. Volume 1: Introduction, molluscs, crustaceans, hagfishes, sharks, batoid fishes, and chimaeras. FAO Species Identification Guide for Fishery Purposes and American Society of Ichthyologists and Herpetologists Special Publication No. 5. Rome, FAO.
- Cavanagh R, Kyne PM (2006) The conservation status of deep-sea chondrichthyans fishes. In: R. Shotton (ed) *Deep Sea 2003: Conference on the governance and management of deep-sea fisheries*. Part 2: Conference poster papers and workshop papers. FAO Fish. Proceed. Rome, 3/2, pp 366-378.
- Chan TY, Yu HP (1987) *Metanephrops formosanus* sp. Nov., a new species of lobster (Decapoda, *Nephropidae*) from Taiwan. *Crustaceana* 52(2): 172-186.
- Chan TY (1998) Shrimps and prawns. In: Carpenter KE, Niem VH (eds) *Species Identification Guide for Fisheries Purposes*. *The Living Marine Resources of the Western Central Pacific*. Rome: FAO. pp 851-971

- Chan TY, Ho KC, Li CP, Chu KH (2009) Origin and diversification of clawed lobster genus *Metanephrops* (Crustacea: Decapoda: *Nephropidae*). *Mol Phylogenet Evol* 50: 411-422. <https://doi.org/10.1016/j.ympev.2008.11.020>
- Choi JH, Kim JN, Kim MH *et al* (2008) Population biology and feeding habits of the nephropid lobster *Metanephrops thomsoni* (Bate 1888) in the East China Sea. *J Environ Biol* 29(4): 453-456
- Christensen V (2011) Introduction: toward ecosystem-based management. In: Christensen, V, Maclean J (eds) *Ecosystem approaches to fisheries*. Cambridge, New York, pp 1-8
- Clarke KR, Warwick RM (1994) *Change in Marine Communities: An Approach to Statistical Analysis and Interpretation*. Plymouth Marine Laboratory, Plymouth, 8: 4-12.
- Clarke J, Milligan RJ, Bailey DM, Neat FC (2015) A scientific basis for regulating deep-sea fishing by depth. *Current Biology*. 25(18): 2425-2429. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2015.07.070>
- Correa-Ramírez M, Rodríguez-Santana A, Ricaurte-Villota C *et al* (2020) The Southern Caribbean upwelling system off Colombia: Water masses and mixing processes. *Deep-Sea Research I*. 155: 103145. <https://doi.org/10.1016/j.dsr.2019.103145>
- Daan N, Gislason H, Pope JG *et al* (2005) Changes in the North Sea fish community: evidence of indirect effects of fishing? *ICES J Mar Sci* 62: 177–188. <https://doi.org/10.1016/j.icesjms.2004.08.020>
- Daan N, Gislason H, Pope JG, Rice, JC (2011) Apocalypse in world fisheries? The reports of their death are greatly exaggerated. *ICES J Mar Sci* 68(7): 1375-1378. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsr069>
- Dallagnolo R, Perez JAA, Pezzuto PR *et al* (2009) The deep-sea shrimp fishery off Brazil (Decapoda: Aristeidae) development and present status. *Lat Am J Aquat Res* 37(3): 327-346. <https://doi.org/10.3856/vol37-issue3-fulltext-5>
- Da Ros Z, Dell'Anno A, Morato T *et al* (2019) The deep-sea: The new frontier for ecological restoration. *Marine Policy* 108: 103642. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2019.103642>
- Davies RWD, Cripps SJ, Nickson A *et al* (2009) Defining and estimating global marine fisheries bycatch. *Marine Policy* 33: 661-672. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2009.01.003>
- D'Onghia G, Tursi A, Maiorano P *et al* (1998) Distribution, biology, and population dynamics of *Aristaeomorpha foliacea* (Risso, 1827) (Decapoda, Natantia, Aristeidae) in the north-western Ionian Sea (Mediterranean Sea). *Crustaceana* 71(5): 518–544.
- Edwards AM, Robinson PW, Plank MJ *et al* (2017) Testing and recommending methods for fitting size spectra to data. *Methods Ecol Evol* 8(1): 57-67. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12641>.
- Espinoza-Tenorio A, Moreno-Báez M, Pech D *et al* (2014) El ordenamiento ecológico marino en México: un reto y una invitación al quehacer científico. *Lat Am J Aquat Res* 42(3): 386–400. <https://doi.org/103856/vol42-issue3-fulltext-1>
- Food and Agricultural Organization of the United Nations (FAO) (1995) *Precautionary approach to fisheries. Part 1: Guidelines on the precautionary approach to capture fisheries and species introductions*. FAO Fisheries Technical Paper. No. 350, Part 1. Rome
- Food and Agricultural Organization of the United Nations (FAO) (2003) *Fisheries management 2. The ecosystem approach to fisheries*. FAO Technical Guidelines for Responsible Fisheries No 4, Suppl. 2. Rome.
- Food and Agricultural Organization of the United Nations (FAO) (2009) *Progress in the Implementation of the Code of Conduct for Responsible Fisheries, related international Plans of Action and Strategy*, COFI/2009/2. FAO. Rome
- Food and Agricultural Organization of the United Nations (FAO) (2010) *Report of the technical consultation to develop international guidelines on bycatch management and reduction of discards*, Rome, 6–10 December 2010. FAO Fisheries and Aquaculture Report No. 957. FAO. Rome
- Fernández-Arcaya U, Ramírez-Llodra X, Rotlant E *et al* (2013) Reproductive biology of two macrourid fish, *Nezuima aequalis* and *Coelorinchus mediterraneus*, inhabiting the NW Mediterranean continental margin (400-2000 m). *Deep Sea Res II* 92: 63-72. <https://doi.org/10.1016/j.dsr2.2013.03.003>
- Figueiredo MJ, Figueiredo I, Machado PB (2001) Deep-water penaeid shrimps (Crustacea: Decapoda) from off the Portuguese continental slope: an alternative future resource? *Fish Res* 51: 321-326. [https://doi.org/10.1016/S0165-7836\(01\)00255-7](https://doi.org/10.1016/S0165-7836(01)00255-7)

- Follesa MC, Porcu C, Cabiddu S *et al* (2011) Deep-water fish assemblages in the central-western Mediterranean (south Sardinian deep-waters). *J Appl Ichth* 27: 129–135. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0426.2010.01567.x>
- Fraser HM, Greenstreet SPR, Piet GJ (2009) Selecting MPAs to conserve groundfish biodiversity: the consequences of failing to account for catchability in survey trawls. *ICES J Mar Sci* 66: 82-89. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsn181>
- Garcia SM, Zerbi A, Aliaume C *et al* (2003) The ecosystem approach to fisheries. Issues, terminology, principles, institutional foundations, implementation and outlook. FAO Fisheries Technical Paper. No. 443. Rome
- Gillooly JF, Brown JH, West GB *et al* (2001) Effects of size and temperature on metabolic rate. *Science* 293: 2248–2251. <https://doi.org/10.1126/science.1061967>
- Godbold J, Bailey D, Collins M *et al* (2013) Putative fishery-induced changes in biomass and population size structures of demersal deep-sea fishes in ICES Sub-area VII, Northeast Atlantic Ocean. *Biogeosciences* 10: 529–539. <https://doi.org/10.5194/bg-10-529-2013>.
- Gómez G, Guzmán R, Marcano L (2000) Contribución al conocimiento de la Cigala del Caribe, *Metanephrops binghami*, en aguas de Venezuela: aspectos biométricos y fecundidad. *Zool Trop* 18(1): 107-118.
- Gómez G, Marcano L, Guzmán R, Ramírez T (2005) Aspectos biométricos y reproductivos de la Cigala, *Metanephrops binghami*, en aguas de Venezuela. *Proc Gulf Carib Fish Inst* 47: 537-547.
- Gracia A, Vázquez-Bader AR, Lozano-Álvarez E, Briones-Fourzán P (2010) Deep-water shrimp (Crustacea: Penaeoidea) off the Yucatan peninsula (Southern Gulf of Mexico): a potential fishing resource. *J Shellfish Res* 29(1): 37-43. <https://doi.org/10.2983/035.029.0124>
- Grijalba-Bendeck M, Paramo J, Wolff M (2019) Catch composition of deep-sea resources of commercial importance in the Colombian Caribbean. *Rev Biol Mar Oceanog* 54(2): 194-203. <http://dx.doi.org/10.22370/rbmo.2019.54.2.1891>
- Guijarro, B., Tserpes, G., Moranta, J. & E. Massuti. 2011. Assessment of the deep water trawl fishery off the Balearic Islands (western Mediterranean): from single to multi-species approach. *Hydrobiologia* 670: 67–85. <https://doi.org/10.1007/s10750-011-0670-z>.
- Gunderson DR (1993) *Surveys of Fisheries Resources*. Wiley, New York
- Haedrich RL, Merrett NR, O’Dea NR (2001) Can ecological knowledge catch up with deep-water fishing? A North Atlantic perspective. *Fish Res* 51(2-3): 113–122. [https://doi.org/10.1016/S0165-7836\(01\)00239-9](https://doi.org/10.1016/S0165-7836(01)00239-9)
- Håkanson L (2004) Break-through in predictive modelling opens new possibilities for aquatic ecology and management – a review. *Hydrobiologia* 518:135–157. <https://doi.org/10.1023/B:HYDR.0000025064.26497.53>
- Halpern B, Agardy T (2014) Ecosystem-Based approaches to marine conservation and management. In: Bertness M, Bruno J, Siliman B, *et al* (eds) *Marine Community Ecology and Conservation*. 1st ed. Sinauer, Sunderland, pp 477-493.
- Hall SJ, Mainprize BM (2005) Managing by-catch and discards: how much progress are we making and how can we do better? *Fish Fish* 6(2): 134-155. <https://doi.org/10.1111/j.1467-2979.2005.00183.x>
- Hart PJB, Pearson E (2011) An application of the theory of island biogeography to fish speciation on seamounts. *Mar Ecol Prog Ser* 430: 281–288. <https://doi.org/10.3354/meps08948>
- Herramientas para la pesquería sostenible y el manejo costero (2015) Capítulo 7. Figuras de Protección del Medio Marino. Available from: <http://www.aida.ngo>. Accessed 21 Sept 2017
- Heymans JJ, Howell KL, Ayers M *et al* (2011) Do we have enough information to apply the ecosystem approach to management of deep-sea fisheries? An example from the West of Scotland. *ICES J Mar Sci* 68(2): 265–280. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsq065>
- Hilborn R (2010) Future directions in ecosystem based fisheries management: A personal perspective. *Fish Res* 108(2-3): 235-239. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2010.12.030>
- Holthuis LB (1980) Shrimps and prawns of the world. An annotated catalogue of species of interest to fisheries. (FAO Species Catalogue, 1). FAO Fisheries Synopsis. 125(1): 1-271.
- Holthuis LB (1991) *Marine Lobsters of the World*. FAO species Catalogue Vol 13. FAO Fisheries Synopsis.
- Hutchings JA, Minto C, Ricard D *et al* (2010) Trends in the abundance of marine fishes. *Can J Fish Aquat Sci* 67(8): 1205–1210. <https://doi.org/10.1139/F10-081>

- Jacobsen NS, Gislason H, Andersen KH (2014) The consequences of balanced harvesting of fish communities. *Proceedings of the Royal Society, Series B*. 281: 20132701.
- Jackson J, Jacquet J (2011) The shifting baselines syndrome: perception, deception, and the future of our oceans. In: Christensen V, Maclean J (eds) *Ecosystem approaches to fisheries*. Cambridge, New York, pp 128-141.
- King M (2007) *Fisheries biology, assessment and management: 1-400*. Blackwell Publishing, Oxford
- Law R, Plank MJ, Kolding J (2012) On balanced exploitation of marine ecosystems: results from dynamic size spectra. *ICES J Mar Sci* 69(4): 602–614. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fss031>
- Levin PS, Fogarty MJ, Murawski SA *et al* (2009) Integrated Ecosystem Assessments: Developing the Scientific Basis for Ecosystem-Based Management of the Ocean. *PLoS Biol* 7(1): e1000014. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.1000014>
- Longhurst A (2010) *Mismanagement of marine fisheries*. University Press, Cambridge
- Lorance P, Agnarsson S, Damalas D *et al* (2011) Using qualitative and quantitative stakeholder knowledge: examples from European deep-water fisheries. *ICES J Mar Sci* 68(8): 1815–1824. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsr076>
- Lynam CP, Gibbons MJ, Axelsen BE *et al* (2006) Jellyfish overtake fish in a heavily fished ecosystem. *Curr Biol* 16(13): R492–R493. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2006.06.018>
- Mathew S (2011) Fishery-dependent information and the ecosystem approach: what role can fishers and their knowledge play in developing countries? *ICES J Mar Sci* 68(8): 1805–1808. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsr113>
- Mills CE, Carlton JT (1998) Rationale for a system of international reserves for the open ocean. *Conserv Biol* 12(1): 244–247.
- Morato T, Watson R, Pitcher TJ *et al* (2006) Fishing down the deep. *Fish Fish* 7(1): 24-34. <https://doi.org/10.1111/j.1467-2979.2006.00205.x>
- Mouffok S, Massuti E, Boutiba Z *et al* (2008) Ecology and fishery of the deep-water shrimp, *Aristeus antennatus* (Risso, 1816) off Algeria (South-western Mediterranean). *Crustaceana* 81(10): 1177-1199. <https://doi.org/10.1163/156854008X374513>
- Munro JL (2011) Assessment of exploited stocks of tropical fishes: an overview. In: Christensen V, Maclean J (eds) *Ecosystem approaches to fisheries*. Cambridge, New York, pp 145-1170.
- Mura M, Murenu M, Cau A (2002) The occurrence of *Penaeopsis serrata* Bate 1881 (Decapoda, Penaeidae) in the Middle-West Mediterranean Sea. *Crustaceana* 75(10): 1263-1269. <https://doi.org/10.1163/156854002321518180>
- Papaconstantinou C, Kapisir K (2003) The biology of the giant red shrimp (*Aristaeomorpha foliacea*) at an unexploited fishing ground in the Greek Ionian Sea. *Fish Res* 62(1): 37-51. [https://doi.org/10.1016/S0165-7836\(02\)00254-0](https://doi.org/10.1016/S0165-7836(02)00254-0)
- Paramo J, Guillot L, Benavides S *et al* (2009) Aspectos poblacionales y ecológicos de peces demersales de la zona norte del Caribe colombiano en relación con el hábitat: una herramienta para identificar Áreas Marinas Protegidas (AMPs) para el manejo pesquero. *Caldasia* 31(1): 123-144.
- Paramo J, Saint-Paul U (2010) Morphological differentiation of southern pink shrimp *Farfantepenaeus notialis* in Colombian Caribbean Sea. *Aquat Liv Res* 23(1): 95-101. <https://doi.org/10.1051/alr/2010004>
- Paramo J, Correa M, Núñez S (2011) Evidencias de desacople físico-biológico en el sistema de surgencia en La Guajira, Caribe colombiano. *Rev Biol Mar Oceanog* 46(3): 421 – 430. <https://doi.org/10.4067/S0718-19572011000300011>
- Paramo J, Saint-Paul U (2012a) Deep-sea shrimps *Aristaeomorpha foliacea* and *Pleoticus robustus* (Crustacea: Penaeoidea) in the Colombian Caribbean Sea as a new potential fishing resource. *J Mar Biol Assoc UK* 92(4): 811-818. <https://doi.org/10.1017/S0025315411001202>
- Paramo J, Saint-Paul U (2012b) Spatial structure of the pink speckled deep-sea shrimp *Penaeopsis serrata* (Bate, 1881) (Decapoda, Penaeidae) during November-December 2009 in the Colombian Caribbean Sea. *Crustaceana* 85(1): 103-116. <https://doi.org/10.1163/156854012X623665>
- Paramo, J Saint-Paul U (2012c) Spatial structure of deep-sea lobster (*Metanephrops binghami*) in the Colombian Caribbean Sea. *Helgol Mar Res* 66: 25-31. <https://doi.org/10.1007/s10152-011-0243-6>

- Paramo J, Wolff M, Saint-Paul U (2012) Deep-sea fish assemblages in the Colombian Caribbean Sea. *Fish Res* 125-126: 87-98. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2012.02.011>
- Pauly D, Christensen V, Dalsgaard J *et al* (1998) Fishing down marine food webs. *Science* 279:860–863. <https://doi.org/10.1126/science.279.5352.860>
- Pauly D, Alder J, Bennett E *et al* (2003) The future for fisheries. *Science* 21: 1359-1361. <https://doi.org/10.1126/science.1088667>
- Pérez JA, Pereira NB, Pereira DA *et al* (2013) Composition and diversity patterns of megafauna discards in the deep-water shrimp trawl fishery off Brazil. *J Fish Biol* 83(4): 804-825. <https://doi.org/10.1111/jfb.12141>
- Pérez-Farfante I (1980) Revision of the penaeid shrimp genus *Penaeopsis* (Crustacea: Decapoda). *Fish Bull* 77(4): 721-763.
- Pérez D, Paramo J, Wolff M (2019) Distribution, abundance and fishing potential of mega-invertebrates in the sub-euphotic zone (150–535 m) in the Colombian Caribbean. *Reg Stud Mar Sci* 32: 100868. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2019.100868>
- Petchey OL, Belgrano A (2010) Body-size distributions and size-spectra: universal indicators of ecological status? *Biol Lett* 6: 434 – 437. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2010.0240>
- Peters RH (1983). *The ecological implications of body size*. Cambridge Univ. Press.
- Pezzuto R, Pérez JAA, Wahrlich R (2006) Deep-sea shrimps (Decapoda: Aristeidae): new targets of the deep-water trawling fishery in Brazil. *Braz J Oceanogr* 54(2-3): 123–134. <https://doi.org/10.1590/S1679-87592006000200003>
- Politou Ch-Y, Kapiris K, Maiorano P *et al* (2004) Deep-sea Mediterranean biology: the case of *Aristaeomorpha foliacea* (Risso, 1827) (Crustacea: Decapoda: Aristidae). *Sci Mar* 68(S3): 129-139.
- Powell SM, Haedrich RL (2003) The deep-sea demersal fish fauna of the northern gulf of Mexico. *J Northwest Atl Fish Sci* 31: 19–33.
- Priede IG, Godbold JA, Niedzielski T *et al* (2011) A review of the spatial extent of fishery effects and species vulnerability of the deep-sea demersal fish assemblage of the Porcupine Seabight, Northeast Atlantic Ocean (ICES Subarea VII). *ICES J Mar Sci* 68(2): 281–289. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsq045>
- Rice J, Gislason H (1996) Patterns of change in the size spectra of numbers and diversity of the North Sea fish assemblage, as reflected in surveys and models. *ICES J Mar Sci* 53(6): 1214–1225. <https://doi.org/10.1006/jmsc.1996.0146>
- Rice AL, Billett DS, Fry J *et al* (1986) Seasonal deposition of phytodetritus to the deep-sea floor. *Proc Royal Soc Edinburgh* 88: 265-279. <https://doi.org/10.1017/S0269727000004590>
- Robison BH (2009) Conservation of deep pelagic biodiversity. *Conserv Biol* 23: 847–858. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01219.x>
- Roberts CM (2002) Deep impact: the rising toll of fishing in the deep sea. *Trends Ecol Evol* 17(5): 242–245. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(02\)02492-8](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(02)02492-8)
- Shin YJ, Rochet MJ, Jennings S *et al* (2005) Using size-based indicators to evaluate the ecosystem effects of fishing. *ICES J Mar Sci* 62(3): 384–396. <https://doi.org/10.1016/j.icesjms.2005.01.004>
- Shin YJ, Shannon LJ, Bundy A *et al* (2010) Using indicators for evaluating, comparing, and communicating the ecological status of exploited marine ecosystems. 2. Setting the scene. *ICES J Mar Sci* 67(4): 692–716. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsp294>
- Smith PJ (1999) Allozyme variation in scampi (*Metanephrops challengeri*) fisheries around New Zealand. *New Zeal J Mar Fresh Res* 33(3): 491-497. <https://doi.org/10.1080/00288330.1999.9516894>
- Stenton-Dozey JMF, Jackson IF, Busby AJ (1999) Impact of mussel culture of macro-enthic community structure in Saldahana Bay, South Africa. *Mar Pollut Bull* 39(1-12): 357–366. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(98\)00180-5](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(98)00180-5)
- Sustainable Development (2020) <http://www.sustainabledevelopment.un.org/sdg14>. Accessed 10 May 2020
- Tavares M (2002) Shrimps. In: Carpenter KE (eds) *The living marine resources of the western central Atlantic, species identification guide for fisheries purposes*. FAO. Rome, pp 251– 291.
- Thorpe RB, Le Quesne WJF, Luxford F *et al* (2015) Evaluation and management implications of uncertainty in a multispecies size structured model of population and community responses to fishing. *Methods Ecol Evol* 6(1): 49–58. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12292>

- WWF/IUCN (2004) The Mediterranean deep-sea ecosystems: an overview of their diversity, structure, functioning and anthropogenic impacts, with a proposal for conservation: Malaga and WWF IUCN, pp 66
- Ward TJ, Davis TLO (1987) Diel periodicity of *Metanephrops australiensis* and other deep-water Crustaceans of northwest Australia. *Fish Res* 5(1): 91-97. [https://doi.org/10.1016/0165-7836\(87\)90018-X](https://doi.org/10.1016/0165-7836(87)90018-X)
- Warwick RM (1986) A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities. *Mar Biol* 92: 557-562.
- Wassenberg TJ, Hill BJ (1989) Diets of four decapod crustaceans (*Linuparus trigonus*, *Metanephrops andamanicus*, *M. australiensis* and *M. boschmai*) from the continental shelf around Australia. *Mar Biol* 103:161-167.
- West GB, Brown JH, Enquist BJ (1997) A general model for the origin of allometric scaling laws in biology. *Science* 276(5309): 122–126. <https://doi.org/10.1126/science.276.5309.122>
- Worm B, Barbier EB, Beaumont N *et al* (2006) Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem services. *Science* 314(3): 787-790. <https://doi.org/10.1126/science.1132294>
- Worm B, Hilborn R, Baum JK *et al* (2011) Rebuilding global fisheries. *Science* 325:578-584. <https://doi.org/10.1126/science.1173146>
- Ye Y, Cochrane K, Qiu Y (2011) Using ecological indicators in the context of an ecosystem approach to fisheries for data-limited fisheries. *Fish Res* 112(3): 108-116. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2011.06.004>.
- Yemane D, Field JG, Leslie RW (2005) Exploring the effects of fishing on fish assemblages using Abundance Biomass Comparison (ABC) curves. *ICES J Mar Sci* 62(3): 374 - 379. <https://doi.org/10.1016/j.icesjms.2005.01.009>
- Zeller D, Pauly D (2005) Good news, bad news: global fisheries discards are declining, but so are total catches. *Fish Fish* 6: 156-15. <https://doi.org/10.1111/j.1467-2979.2005.00177.x>
- Zhou S, Smith ADM, Punt AE *et al* (2010) Ecosystem-based fisheries management requires a change to selective fishing philosophy. *Proc Natl Acad Sci USA* 107(21): 9485-9489. <https://doi.org/10.1073/pnas.0912771107>

6 CAPITULO 4. COMPOSICIÓN Y DISTRIBUCIÓN DE LOS CRUSTÁCEOS DE PROFUNDIDAD CAPTURADOS CON NASAS EN EL ÁREA MARINA DEL DEPARTAMENTO DEL MAGDALENA CARIBE COLOMBIANO

En el presente capítulo aborda la cuarta pregunta de investigación: ¿Podrían ser aprovechados los recursos de aguas profundas de manera sostenible por una pesquería artesanal tecnificada? Se determinó la composición y distribución de los crustáceos de profundidad, capturados con nasas en la zona costera del departamento del Magdalena, Colombia, como información base para el manejo de estos recursos con potencial importancia comercial. El camarón *Plesionika longipes*, fue una de las especies de mayor abundancia, que además de presentar un amplio rango de distribución geográfica también presenta un amplio rango de distribución batimétrica, lo que favoreció la mayor abundancia de este camarón en el área de estudio y por lo que podría ser considerada un recurso pesquero potencial. Otras especies ampliamente distribuidas en el área, capturadas con nasas fueron los camarones *Plesionika edwardssi*, *Plesionika tenuipes*, *Solenocera acuminata*, *Aristaeomorpha foliacea*, *Heterocarpus ensifer* y la langostilla de profundidad *Eunephrops bairdii*. Sin embargo, debido a la poca información disponible sobre las especies y los ecosistemas de profundidad, es necesario conocer la estructura y funcionamiento de estos ambientes y profundizar en la biología de dichos crustáceos, que permitan conocer su ciclo de vida, épocas y zonas de reproducción, parámetros básicos poblacionales, así como estudios pesqueros que evalúen la selectividad, rendimiento, e impacto de las artes de pesca en el medio, con el fin de determinar las mejores herramientas para un aprovechamiento sostenible bajo un enfoque ecosistémico.

Artículo científico publicado en Boletín Científico Museo de Historia Natural 22 (2), julio-diciembre, 2018. 132-143. ISSN: 0123-3068 (Impreso) ISSN: 2462-8190 (En línea)

Autores: Daniel Pérez ^{1,2}, Andrés Franco. ¹, Jorge Paramo ²

¹ Programa de Doctorado en Ciencias del Mar. Facultad de Ciencias Naturales e Ingeniería. Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. Grupo de Investigación Dinámica y Manejo de Ecosistemas Marino-Costeros (DIMARCO), Santa Marta, Colombia. E-mail: danielg.perezf@utadeo.edu.co; andres.franco@utadeo.edu.co

² Grupo de Investigación en Ciencia y Tecnología Pesquera Tropical (CITEPT) Universidad del Magdalena, Santa Marta, Colombia. E-mail: jparamo@unimagdalena.edu.co

6.1 Resumen

Objetivo: Determinar la composición y distribución de los crustáceos de profundidad, capturados con nasas en las ecorregiones Magdalena (MAG), Tayrona (TAY) y Palomino (PAL) del área marina del departamento del Magdalena, Colombia. **Alcance:** Información base para el manejo de las especies de crustáceos de aguas profundas de potencial importancia comercial. **Metodología:** Se realizaron cuatro muestreos entre octubre y noviembre de 2016 en las tres ecorregiones (MAG, TAY y PAL), entre los 200 y 500 metros de profundidad, a bordo de un barco de pesca artesanal utilizando nasas experimentales para la colecta de crustáceos. Se utilizó la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis para determinar diferencias entre las ecorregiones y los principales índices ecológicos (diversidad, riqueza, dominancia y equidad) para determinar la heterogeneidad de las especies. **Principales resultados:** Se capturaron 131 individuos, pertenecientes a 12 familias y 20 especies, de las cuales seis son de interés comercial en otros países. Las especies más abundantes fueron *Achelous spinicarpus*, *Plesionika longipes* y *Heterocarpus ensifer*, y las de mayor tamaño *Eunephrops bairdii* y el camarón *Aristaeomorpha foliacea*. Las ecorregiones Palomino y Tayrona presentaron una mayor similitud en cuanto a composición de especies, así como los mayores valores de diversidad, probablemente por la mayor productividad generada en estas áreas. La amplia distribución y abundancia de *P. longipes* reportada dentro de este estudio y estudios anteriores, permiten que la especie se pueda considerar como un recurso pesquero potencial para el Caribe colombiano. **Conclusiones:** Esta investigación provee información valiosa sobre la composición y distribución de los crustáceos de profundidad en el Caribe colombiano susceptibles a ser aprovechados con métodos de pesca artesanal como las nasas. Sin embargo, se deben realizar más estudios, sobre la biología y ecología de las especies potenciales para la pesca que permitan generar bases para un manejo sostenible bajo un enfoque ecosistémico.

Palabras clave

Recursos potenciales, Camarones, Langostas, Aguas profundas, Pesquería artesanal.

COMPOSITION AND DISTRIBUTION OF DEEP CRUSTACEANS CAPTURED WITH TRAPS IN THE MARINE AREA OF THE DEPARTMENT OF MAGDALENA COLOMBIAN CARIBBEAN

6.2 Abstract

Objective: Determine the deep-sea crustaceans composition and distribution captured with traps in the Magdalena (MAG), Tayrona (TAY) and Palomino (PAL) ecoregions in the marine area of Magdalena Department, Colombia. **Scope:** Basic information for the potential commercial importance deep-sea crustacean species management. **Methodology:** Four samplings were conducted between October and November 2016 in the three ecoregions (MAG, TAY and PAL), between 200 and 500 meters deep, aboard an artisanal fishing boat using experimental traps for the collect of the crustaceans. The nonparametric Kruskal-Wallis test was used to determine differences between the ecoregions and the main ecological indexes (diversity, richness, dominance and evenness) to determine the heterogeneity of the species. **Main results:** 131 individuals were captured, belonging to 12 families and 20 species, of which six are of commercial interest in other countries. The most abundant species were *Achelous spinicarpus*, *Plesionika longipes* and *Heterocarpus ensifer*, and the larger *Eunephrops bairdii* and shrimp *A. foliacea*. The Palomino and Tayrona ecoregions showed greater similarity in species composition, as well as higher diversity values, probably due to the higher productivity generated in these areas. The wide distribution and abundance of *P. longipes* reported here and previous studies allow the species to be considered as a potential fishing resource for the Colombian Caribbean. **Conclusions:** This research provides valuable information on the composition and distribution of deepwater crustaceans in the Colombian Caribbean susceptible to be exploited by artisanal fishing methods such as pots. However, more research should be done on the biology and ecology of potential species for fisheries that will generate bases for sustainable management under an ecosystem approach.

Keywords

Potential resources, Shrimps, Lobsters, Deep-sea, Artisanal fisheries.

6.3 Introducción

Los crustáceos son uno de los grupos de mayor abundancia en los ambientes marinos, gracias a su gran capacidad de adaptación (Abele, 1982; Ponder & Lindberg, 2008). Ecológicamente juegan un papel importante en las comunidades macrobentónicas, debido a su abundancia y su posición intermedia dentro de las redes tróficas, siendo claves en la transferencia de energía hacia los niveles superiores como el de los peces demersales (Fariña *et al.*, 1997; Redant, 1982). Varias especies son objetivo de numerosas pesquerías en el mundo, siendo la pesca de camarón de aguas someras una de las más importantes (Papaconstantinou & Kapiris, 2003). En muchos casos la presión por obtener a corto plazo grandes cantidades de estos recursos han aumentado las tasas de captura (Botsford *et al.*, 1997; Pauly *et al.*, 2003) llevándolos a la sobreexplotación (Guillet, 2008). El Caribe colombiano no escapa a esta situación, lo que sumado con la falta de tecnificación y bajos ingresos obtenidos por la flota artesanal resume la problemática que enfrenta el sector pesquero en la región.

Como parte de las soluciones que se han considerado para dicha problemática se encuentra la pesca en aguas más profundas, lo que implica un gran reto teniendo en cuenta que poco se conoce sobre la fauna de estos ambientes (Campos *et al.*, 2005; INVEMAR, 2010). En este sentido, estudios recientes referencian en el Caribe colombiano abundancias considerables de camarones como *Aristaeomorpha foliacea*, (Risso, 1827) (gamba española), *Pleoticus robustus* (Smith, 1885) (camarón rojo real), *Penaeopsis serrata* (Bate, 1881) (camarón rosado manchado) y *Metanephrops binghami* (Boone, 1927) (la langosta de aguas profundas), especies que presentan un alto valor comercial en varios mercados internacionales (Belcari *et al.*, 2003; Papaconstantinou & Kapiris, 2003) y que podrían ser recursos potenciales para la pesca de aguas profundas en el país (Paramo & Saint-Paul, 2011a, 2011b, Paramo & Saint-Paul, 2012).

Considerando lo anterior, se hace necesario profundizar en el conocimiento de los organismos de profundidad y el funcionamiento de estos ecosistemas; recolectar datos de abundancia y composición de especies y la relación con el ambiente que genere información de línea base. Por tal motivo el objetivo del presente estudio fue determinar la composición y distribución de los crustáceos de aguas profundas capturados con nasas camarónicas en el área marina del Departamento del Magdalena (Caribe colombiano).

6.4 Metodología

El área de estudio comprendió el sector marítimo del departamento del Magdalena Caribe colombiano, desde la desembocadura del río Magdalena, hasta la desembocadura del río Palomino, siguiendo a INVEMAR (2000) en las ecorregiones Magdalena (MAG), Tayrona (TAY) y Palomino (PAL) (Figura 6-1). El diseño del crucero correspondió a un muestreo sistemático, con transectos paralelos y perpendiculares a la costa, espaciados regularmente cada 5 mn, desde 200 m hasta 500 m de profundidad, realizando muestreos cada 100 m. Las zonas de pesca se localizaron con una ecosonda científica Bionic DT-X con un transductor de 38 kHz y se registró su posición geográfica con un sistema de posicionamiento global (GPS por sus siglas en inglés) marca Garmin, modelo MAP 76CSx. Los muestreos fueron realizados entre octubre y noviembre de 2016, a bordo de un barco de pesca artesanal, usando nasas camaroneras plegables de 24 "x 18" x 8 ", construidas con hilo de nylon multifilamento, un tamaño de malla de ½", varillas de hierro de ½" y como carnada se utilizó machuelo entero y desmenuzado. Se construyeron tres trenes de 10 nasas cada uno, utilizándolos en cada estrato de profundidad, durante un periodo de 24 horas teniendo en cuenta las migraciones nictimerales de las especies. Los individuos capturados fueron identificados, pesados mediante una balanza de 0.1 g de precisión y medidos con calibrador con una precisión de 1 mm.

Para evaluar si había diferencias significativas entre las abundancias entre las ecorregiones (en términos de número de individuos), se realizó la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis para muestras independientes. Se determinó la heterogeneidad de las especies de los crustáceos de profundidad calculando algunos de los principales índices ecológicos (diversidad de Shannon (H'), Riqueza de Margalef (d), dominancia de Simpson (1-λ') y equidad de Pielou (J')). Mediante el coeficiente de similitud de Bray Curtis, se estimaron las similitudes entre la composición de las especies para cada uno de los lances en términos de abundancia relativa, (Clarke & Warwick, 1994); y se utilizó el análisis de escalamiento multidimensional (MDS) por medio del programa estadístico PRIMER v5.2.2 (Clarke & Gorley, 2001) para determinar grupos de similitud entre los puntos de muestreo.

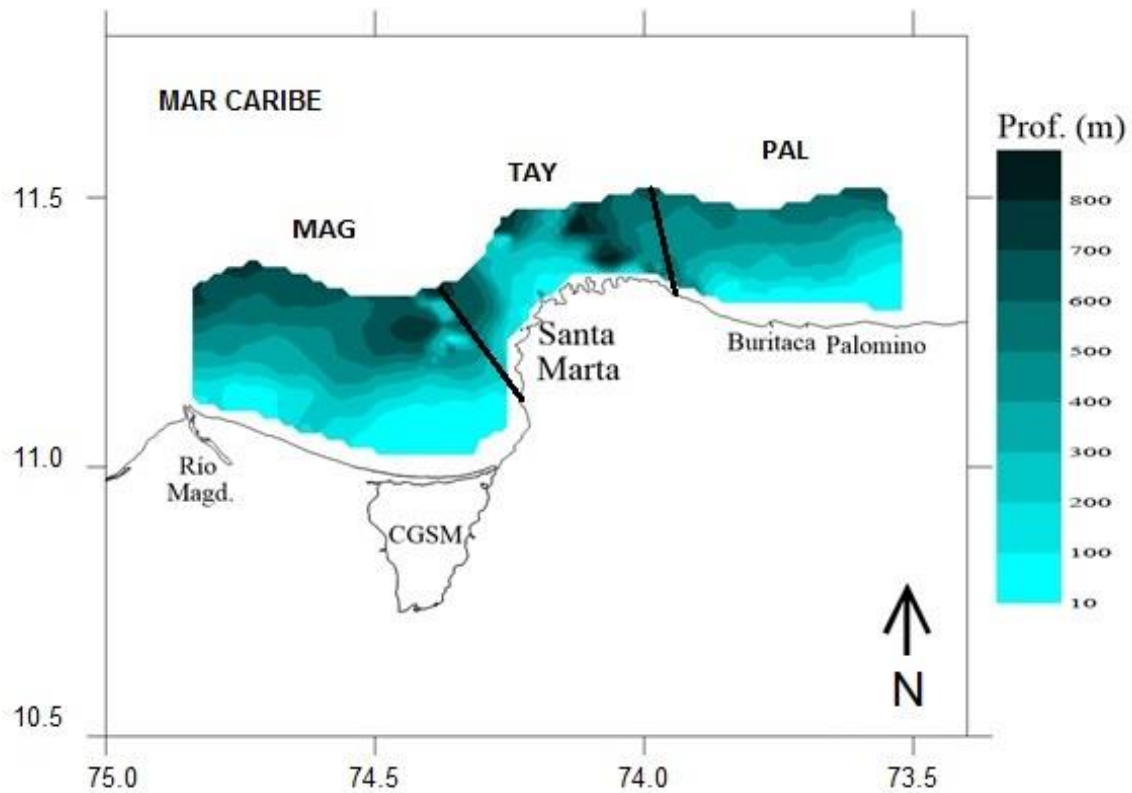


Figura 6-1. Área de estudio del Departamento del Magdalena, Colombia, indicando las ecorregiones Magdalena (MAG), Tayrona (TAY) y Palomino (PAL).

6.5 Resultados

Se realizaron 17 lances, siete en la ecorregión Tayrona, seis en palomino y cuatro en Magdalena, donde se capturaron 131 individuos en total. Taxonómicamente se identificaron 20 especies agrupadas en 12 familias, de las cuales seis son de interés comercial en otros países. *A. spinicarpus*, *P. longipes* y *H. ensifer* presentaron las mayores abundancias con 36, 24 y 23 individuos respectivamente, seguidas de las especies *Myropsis quinquespinosa* (12 individuos) y *Plesionika edwardsii* (siete individuos). Especies como *E. bairdii*, *Plesionika tenuipes* y *Tetraxanthus rathbunae* presentaron entre cuatro y cinco individuos y por ultimo estuvieron especies como *A. foliacea*, *Parapeneus politus* y *Plesionika* sp. con un individuo cada una de ellas (Tabla 6-1). Se encontraron 14 especies en la ecorregión Tayrona, mientras que en Palomino y Magdalena 10 y 8 respectivamente, sin embargo, no hubo diferencias significativas entre la abundancia en número de individuos por ecorregiones ($N= 55$; $H= 3.618$; 2 g.l.; valor $p= 0.164$).

Tabla 6-1. Especies de crustáceos Decapodos encontrados durante los muestreos realizados entre octubre y noviembre de 2016, en las tres ecorregiones del área marina del departamento del Magdalena entre los 100 y 600 metros de profundidad. Con (*) se indican las especies con potencial interés comercial. Promedio=Promedio; Desviación estándar = d.e.; Valor máximo = Max; Valor mínimo = Min; especies con medida del ancho del caparazón ().**

Taxa	Número de individuos por ecorregión			Total	Longitud total o Ancho del caparazón (cm)				Peso (g)			
	MAG	TAY	PAL		Prom.	d.e.	Max.	Min.	Prom.	d.e.	Max.	Min.
Aristeidae												
<i>Aristaeomorpha foliacea</i> (Risso, 1827)*		1		1	18		18	18	20.40		20.40	20.40
Calappidae												
<i>Acanthocarpus alexandri</i> (Stimpson, 1871)**	1	1		2	3.81	2.86	5.84	1.79	27.89	36.08	53.40	2.37
Leucosiidae												
<i>Myropsis quinquespinosa</i> (Stimpson, 1871)**		5	7	12	5.22	0.66	6.13	4.18	44.35	17.92	75.90	19.43
Mithracidae												
<i>Stenocionops spinosissima</i> (Saussure, 1857)**	1			1	3.60		3.60	3.60	22.89		22.89	22.89
<i>Nemausa cornuta</i> (Saussure, 1857)**		1		1	2.16		2.16	2.16	4.06		4.06	4.06
Munididae												
<i>Munida evermanni</i> (Benedict, 1901)	1			1	3.92		3.92	3.92	2.30		2.30	2.30
<i>Munida valida</i> (Smith, 1883)		1	1	2	4.19	0.07	4.24	4.14	4.86	0.67	5.33	4.38
Nephropidae												
<i>Eunephrops bairdii</i> (Smith, 1885)*		4	1	5	16.24	2.80	18.20	11.7	88.02	59.48	155.35	30.70
<i>Nephropsis aculeata</i> (Smith, 1881)*	1			1	4.05		4.05	4.05	1.55		1.55	1.55
Paguridae												
<i>Xylopagurus anthonii</i> (Lemaitre, 1995)	2			2	4.18	0.78	4.74	3.63	2.10	1.05	2.84	1.35
Pandalidae												
<i>Heterocarpus ensifer</i> (A. Milne-Edwards, 1881)*	2	18	3	23	9.76	2.13	12.8	4.6	6.46	3.97	13.92	1.32
<i>Plesionika acanthonotus</i> (Smith, 1882)			1	1	3.84		3.84	3.84	1.02		1.02	1.02
<i>Plesionika edwardsii</i> (Brandt, 1851)		2	5	7	11.44	4.07	14.89	4.89	3.73	2.02	7.38	0.58
<i>Plesionika longipes</i> (A. Milne-Edwards, 1881)		21	3	24	11.50	2.26	14.80	6.40	4.79	3.79	18.42	0.51
<i>Plesionika tenuipes</i> (Smith, 1881)		3	1	4	9.12	1.90	10.80	6.50	2.15	1.13	3.18	0.61
<i>Plesionika sp.</i>		2		2	12.50	2.54	14.30	10.70	5.93	4.56	9.16	2.70
Penaeidae												
<i>Parapenaeus politus</i> (Smith, 1881)*		1		1	7.5		7.5	7.5	1.55		1.55	1.55
Portunidae												
<i>Achelous spinicarpus</i> (Stimpson, 1871)**	12	20	4	36	3.49	0.73	4.95	1.84	7.10	4.59	21.72	1.25
Solenoceridae												
<i>Solenocera acuminata</i> (Pérez Farfante & Bullis, 1973)*		1		1	9.68		9.68	9.68	3.42		3.42	3.42
Xanthidae												
<i>Tetranthos rathbunae</i> (Chace, 1939)	2		2	4	2.45	0.27	2.73	2.20	5.17	0.98	6.35	4.21
Total	22	81	28	131								

Las especies de mayor tamaño y peso fueron la langosta *E. bairdii* y el camarón *A. foliacea*, alcanzando tallas promedio de 18 cm y pesos de 88 y 20 gramos en promedio respectivamente. Las especies *H. ensifer*, *P. longipes*, *P. tenuipes*, *Plesionika sp.* y *P. politus*, son camarones de tallas medias que presentaron longitudes totales y pesos promedios entre los 8 y 14 cm y los 2 y 9 gramos, respectivamente. En cuanto a los cangrejos *M. quinquespinosa*, *Acanthocarpus alexandri*, *Stenocionops spinosissima*, fueron los de mayor tamaño en el ancho del caparazón y los más pesados (Tabla 6-1).

Por lance, las especies que presentaron una mayor abundancia relativa en número de individuos fueron *A. spinicarpus* (2.57 ind/lance), *P. longipes* (1.71 ind/lance) y *H. ensifer* (1.64 ind/lance), mientras que en peso fueron *M. quinquespinosa* (0.038 kg/lance), *E. bairdii* (0.031 kg/lance) y *A. spinicarpus* (0.018 kg/lance). Este último cangrejo fue además el más frecuente (11 lances) seguido de los camarones *H. ensiferus* (siete lances) y *P. longipes* (seis lances) y el cangrejo *M. quinquespinosa* (seis lances). Los individuos capturados se encontraron distribuidos en un rango de profundidad entre los 198 y 500 metros. Aunque *A. spinicarpus*, *H. ensifer*, *Myropsis quinquespinosa* y *P. longipes* presentaron amplios valores de distribución batimétrica fueron más abundantes entre los 300 y 400 m (Figura 6-2).

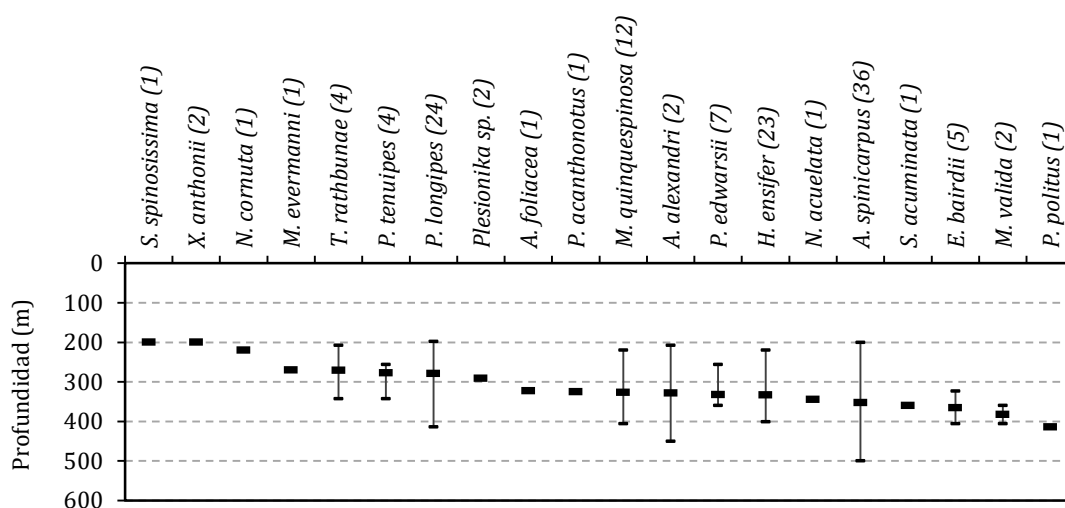


Figura 6-2. Distribución batimétrica de los crustáceos capturados con nasas en el área marina del departamento del Magdalena, Caribe colombiano. Entre paréntesis se indica el total de individuos capturados de cada especie.

Los índices ecológicos mostraron mayor diversidad, equidad y predominio de crustáceos en la ecorregión Palomino, a pesar de no tener la mayor riqueza de especies. La ecorregión Tayrona presentó la mayor riqueza de especies y número de individuos mientras que la ecorregión Magdalena obtuvo los menores valores en todos los índices (Tabla 6-2).

Tabla 6-2. Índices de diversidad por ecorregión para los crustáceos capturados con nasas en el área marina del departamento del Magdalena, Caribe colombiano. S: Número de especies, N: Número de individuos, d: Riqueza de Margalef, J': equidad de Pielou, H' (loge): diversidad de Shannon y $1-\lambda'$: dominancia de Simpson.

Ecorregión	S	N	d	J'	H'(loge)	$1-\lambda'$
Magdalena	8	22	2.265	0.7438	1.547	0.7013
Tayrona	14	81	2.958	0.7504	1.98	0.8228
Palomino	10	28	2.701	0.9013	2.075	0.8836

En cuanto a la composición se encontraron tres agrupaciones, la primera conformada por lances realizados en las ecorregiones Tayrona y Palomino entre los 272 y 365 m de profundidad, caracterizados por tener un mayor número de especies y cantidad de individuos, siendo *H. ensifer* y *A. spinicarpus* las más comunes. La segunda agrupó lances de las tres ecorregiones entre los 280 y 417 m de profundidad con un número bajo de especies e individuos siendo *A. spinicarpus* la especie dominante. La tercera agrupación correspondió a lances realizados en las ecorregiones Palomino y Tayrona entre los 198 y 364 m de profundidad, los cuales también presentaron un número bajo de especies e individuos y la especie dominante fue *P. longipes* (Figura 6-3).

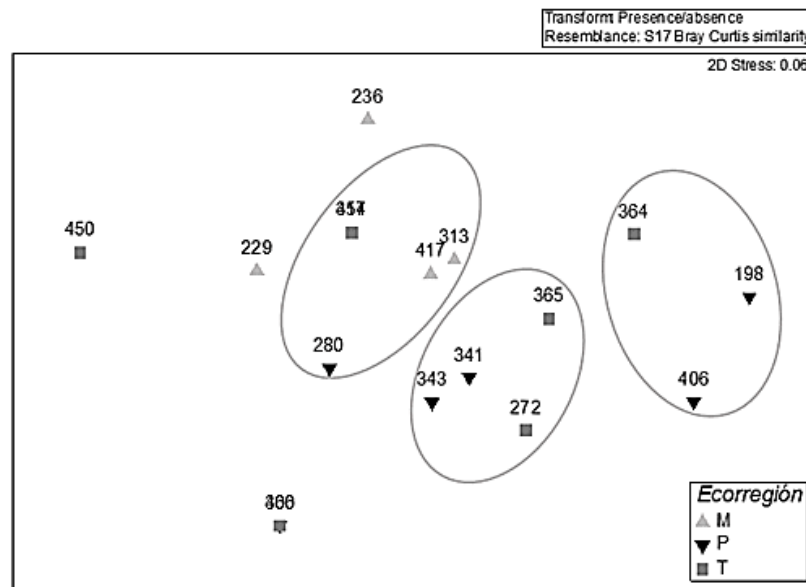


Figura 6-3. Análisis de ordenación MDS (Non-metric Multi-Dimensional Scaling) con la matriz de presencia/ausencia en los 17 lances del muestreo, por ecorregión y promedio de profundidad. Los círculos indican los grupos a un nivel del 40 % de similitud. M= Magdalena, P= Palomino, T= Tayrona.

6.6 Discusión

Las bajas abundancias en número y peso de crustáceos obtenidas deben analizarse considerando que el esfuerzo de captura del presente estudio fue de un tren de 10 nasas operando 24 horas efectivas por lance por ser experimental, mientras que en una faena de pesca comercial se llegan a usar cuatro trenes de 290 nasas (García-Rodríguez *et al.*, 2000) y puede durar 30 horas (Gönülal *et al.*, 2014). Aunque para el Caribe colombiano se han reportado altas biomásas de *A. foliacea* (mediante muestreos con pesca de arrastre) (Paramo & Saint-Paul, 2011a), la baja abundancia de la especie en este estudio puede explicarse con las migraciones verticales relacionadas con la

alimentación y la reproducción de ese camarón y con las que alcanza profundidades mayores a 600 m (D'onghia *et al.*, 1998; Kapiris & Thessalou-Legaki, 2009).

Una de las especies de mayor abundancia en número de individuos y CPUE promedio fue el camarón *P. longipes*, coincidiendo con lo encontrado por Pajuelo *et al.* (2015) en el Atlántico centro-oriental (Islas Canarias), quienes encontraron que especies del género *Plesionika* dominan en la pesca con nasas en comparación con otros métodos de pesca como el arrastre. Otros autores afirman que la familia Pandalidae es muy abundante en aguas profundas del Mar Mediterraneo, el Mar Egeo, las Islas Canarias y Archipiélago de Madeira Atlántico nororiental, siendo *Plesionika narval* un recurso importante para la pesquería artesanal (Arculeo *et al.*, 2002; Pajuelo *et al.*, 2015).

La mayoría de las especies se encontraron dentro del rango de distribución batimétrica reportado previamente por otros autores a nivel mundial (Felder *et al.*, 2009; Holthuis, 1991; King, 1984; Komai & Komatsu, 2009; Pequegnat & Pequegnat, 1970; Pérez-Farfante & Bullis 1973; Williams, 1984; Poupin, 1994; Rathbun, 1937) y para Colombia (Campos *et al.*, 2005; Gómez-Lemos *et al.*, 2010; Paramo *et al.*, 2017), con excepción de *P. politus* que solo se había registrado hasta los 330 m (Felder *et al.*, 2009) y en el presente estudio se capturó por encima de los 400 m (Figura 6-2). La amplia distribución de profundidad de algunos crustáceos decápodos se debe a que mantienen un alto metabolismo a través de su comportamiento nectobentónico (Company & Sardà, 1998) y son capaces de movilizarse a áreas de alimentación más favorables.

Coincidiendo con Paramo *et al.* (2017) *P. longipes* fue la especie que mostró un mayor rango de profundidad (198 a 414 m, 280 m en promedio), lo que favoreció la mayor abundancia de este camarón en el área de estudio y por lo que podría ser considerada un recurso pesquero potencial. Sin embargo, debido a la poca información disponible sobre las especies y los ecosistemas de profundidad, y la incertidumbre sobre la biomasa existente, es necesario adoptar un enfoque precautorio hasta que se conozca la estructura y funcionamiento de dichos ecosistemas (FAO, 2003) y se profundice en la biología de esa especie en particular, así como prospecciones de biomasa y stock pesquero que permitan un aprovechamiento sostenible.

A. spinicarpus y *M. quinquespinoso* también fueron abundantes tanto en número de individuos como en biomasa, y aunque no se consideran comerciales están ampliamente distribuidas en el

Caribe (Williams, 1984; Rathbun, 1937). La importancia de estas especies crustáceos en los fondos marinos es que se encuentran dentro de un nivel trófico intermedio siendo claves para el flujo de energía hacia los niveles superiores de la red (Fariña *et al.*, 1997; Redant, 1982). Por lo anterior, es de gran importancia tenerlas en cuenta en eventuales planes de pesquerías de profundidad para evitar alteraciones significativas dentro de los ecosistemas.

Las tallas encontradas para las especies de potencial importancia comercial se encuentran dentro de los ámbitos de tallas registrados para el Caribe colombiano (Paramo *et al.*, 2017). Para el caso específico de *A. foliacea* el individuo encontrado superaba en tamaño la talla media de madurez reportada para el área (Paramo & Núñez, 2015), situación que según los mismos autores refleja la existencia de poblaciones sin explotar.

El suministro de alimentos es un factor esencial en la biodiversidad de aguas profundas (Tecchio *et al.*, 2011), la composición y estructura de estos ecosistemas son moduladas por la cantidad y calidad de alimento, ya sea por el enriquecimiento de la materia orgánica hundiéndose en la columna de agua (Danovaro *et al.*, 1999; Gönülal *et al.*, 2014; Smith *et al.*, 2008) o por fenómenos de afloramiento (Danovaro *et al.*, 2003; Gage, 2003). Esta condición influye en la abundancia y la diversidad de la fauna bentónica (Danovaro *et al.*, 2008; Lampadariou *et al.*, 2009), la cual en el presente estudio estuvo afectada por las características intrínsecas de las ecorregiones, mostrando mayor similitud en las que se encuentran hacia la parte norte del área de estudio, donde la oceanografía local es modulada por eventos de surgencia estacional con alta productividad (García-Hoyos, 2010; Paramo *et al.*, 2003; Paramo *et al.*, 2009). Esto concuerda con lo reportado en otros estudios donde la abundancia de camarones de profundidad está asociada con una alta productividad biológica (Politou *et al.*, 2004), lo cual también podría explicar que en estas zonas se encontrara una mayor diversidad, sin embargo, con el número reducido de muestras los patrones de diversidad resultantes están lejos de ser definitivos.

Esta investigación provee información de gran importancia sobre la composición y distribución de los crustáceos de profundidad en el Caribe colombiano que son susceptibles a ser aprovechados, con métodos de pesca artesanal como las nasas, las cuales causan un menor impacto en el ecosistema que otros métodos habituales como la pesca de arrastre. Sin embargo, cabe considerar la realización de estudios que permitan determinar la biología y dinámica poblacional de estas

especies potenciales para la pesca, generando bases para su manejo bajo un enfoque ecosistémico que garantice la sostenibilidad de las especies objetivo, la fauna acompañante y el ecosistema en el cual se encuentran.

6.7 Agradecimientos

Este estudio estuvo enmarcado dentro del proyecto "Composición y estructura de los ensamblajes de los crustáceos de aguas profundas de importancia comercial en el Caribe colombiano" financiado por la Universidad Jorge Tadeo Lozano y el proyecto "Aportes a la diversificación de las pesquerías artesanales del área marino y costera de todo el departamento del Magdalena, Caribe colombiano" en el marco del convenio 089 de 2013 entre la Universidad del Magdalena y la Gobernación del Magdalena.

6.8 Bibliografía

- ABELE, L. G., 1982.- Biogeography: 242-304 (en) ABELE, L.G (ed.) The biology of Crustacea: Systematics, the fossil record, and biogeography. Academic Press, Vol. I, Nueva York.
- ARCULEO, M., MAZZOLA, A. & RIGGIO, S., 2002.- Catture sperimentali con le nasse di Plesionika narval (Fabr.) (Crustacea Decapoda) nell'isola di Ustica (Tirreno Meridionale). Naturalista Siciliano, IV-XXVI, 2 (1): 13-20.
- BELCARI, P., VIVA, C., MORI, M., & DE RANIERI, S., 2003.- Fishery and biology of *Aristaeomorpha foliacea* (Risso, 1827) (Crustacea: Decapoda) in the Northern Tyrrhenian Sea (western Mediterranean). J. Northw. Atlant. Fish. Sci. 31:195-204.
- BOTSFORD, L.W., CASTILLA, J.C. & PETERSON, C.H., 1997.- The management of fisheries and marine ecosystems. Science. 277: 509-515.
- CAMPOS, N. H., NAVAS, G., BERMÚDEZ, A., & CRUZ, N., 2005.- Los crustáceos decápodos de la franja superior del talud continental (300-500 m) del mar Caribe colombiano. Monografías de fauna de Colombia. Universidad Nacional de Colombia. Facultad de Ciencias. Instituto de Ciencias Naturales.
- CLARKE, K.R. & GORLEY, R., 2001.- PRIMER v5: user manual/tutorial. Plymouth Marine Laboratory
- CLARKE, K.R. & WARWICK, R.M., 1994.- Change in marine communities: An approach to statistical analysis and interpretation. Plymouth Marine Laboratory.
- COMPANY, J.B. & SARDÀ, F., 1998.- Metabolic rates and energy content of deep-sea benthic decapod crustaceans in the western Mediterranean Sea. Deep-Sea Res I (45): 1861-1880.
- DANOVARO, R., DINET, A., DUINEVELD, G. & TSELEPIDES, A., 1999.- Benthic response to particulate fluxes in different trophic environments: a comparison between the Gulf of Lions-Catalan Sea (western-Mediterranean) and the Cretan Sea (eastern-Mediterranean). Prog. Oceanogr. 44: 287-312.
- DANOVARO, R., DELLA CROCE, N., DELL'ANNO, A. & PUSCEDDU, A., 2003.- A depocenter of organic matter cycling at 7800 m depth in the South Pacific Ocean. Deep-Sea. Res. I, 50: 1411-1420
- DANOVARO, R., GAMBI, C., LAMPADARIOU, N. & TSELEPIDES, A., 2008.- Deep-sea nematode biodiversity in the Mediterranean basin: testing for longitudinal, bathymetric and energetic gradients. Ecography, 31: 231-244

- D'ONGHIA, G., MAIORANO, P., MATARRESE, A., TURSI, A., 1998.- Distribution, biology, and population dynamics of *Aristaeomorpha foliacea* (Risso. 1827) (Decapoda. Natantia. Aristeidae) in the North-Western Ionian Sea (Mediterranean Sea). *Crustaceana*, 71: 518-544.
- FARIÑA, A.C., FREIRE, J. & GONZÁLEZ-GURRIARÁN, E., 1997.- Megabenthic decapod crustacean assemblages on the Galician continental shelf and upper slope (north-west Spain). *Mar. Biol.* 127: 419–434.
- FELDER, D.L., ÁLVAREZ, F., GOY, J.W. & LEMAITRE, R., 2009.- Decapoda (Crustacea) of the Gulf of Mexico, with comments on the Amphionidacea: 1019–1104 (en) FELDER, D.L. & CAMP, D.K. (eds.) *Gulf of Mexico Origin, Waters, and Biota. Volume 1, Biodiversity*. College Station, Texas A&M University Press, Texas.
- FOOD AND AGRICULTURAL ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS -FAO., 2003. *Fisheries management. 2. The ecosystem approach to fisheries. FAO Technical Guidelines for Responsible Fisheries No 4, Suppl. 2*, Rome.
- GAGE, J.D., 2003.- Food inputs, utilization, carbon flow and energetics: 313-380 (en) TYLER, P.A (ed) *Ecosystems of the world (Ecosystems of the deep ocean)*. Elsevier, Amsterdam.
- GUILLET. R. 2008. *Global study of shrimp fisheries. FAO Fisheries Technical Paper. No. 475*.
- GARCÍA-HOYOS, L., FRANCO-HERRERA, A., RAMÍREZ-BARÓN, J., & LÓPEZ-CERÓN, A., 2010.- Dinámica oceánico-atmósfera y su influencia en la biomasa fitoplanctónica, en la zona costera del departamento del Magdalena. *Caribe colombiano. Bol. Invest. Mar. Cost.*, 39 (2): 307 – 335.
- GARCÍA-RODRIGUEZ, M., ESTEBAN, A., & PEREZ GIL J.L., 2000.- Considerations on the biology of *Plesionika edwardsi* (Brandt, 1851) (Decapoda, Caridea, Pandalidae) from experimental trap catches in the Spanish western Mediterranean Sea. *Sci. Mar.*, 64 (4): 369-379.
- GÓMEZ-LEMONS, L., CRUZ, N. & DUQUE G., 2010.- Composición y estructura del ensamblaje de crustáceos Brachyura de la plataforma continental de la Guajira colombiana y su relación con la profundidad y las características del sedimento. *Bol. Invest. Mar. Cost.* 39 (2): 359-379.
- GÖNÜLAL, O., SEZGIN, M & ÖZTÜRK, B., 2014.- Diversity and bathymetric distribution of decapod crustaceans attracted to baited traps from the middle slope of the northern Aegean sea. *Crustaceana* 87 (1): 19-34.
- HOLTHUIS, L.B., 1991.- FAO species catalogue. *Marine lobsters of the world. An annotated and illustrated catalogue of species of interest to fisheries know to date*, 125 (13).
- INVEMAR, 2000.- Programa nacional de investigación en biodiversidad marina y costera (PNIBM). INVEMAR, FONADE, MMA.
- INVEMAR (eds.), 2010.- *Biodiversidad del margen continental del Caribe colombiano. Serie de Publicaciones Especiales, Invemar No. 20*.
- KAPIRIS, K. & THESSALOU-LEGAKI, M., 2009.- Comparative reproduction aspects of the deep-water shrimps *Aristaeomorpha foliacea* and *Aristeus antennatus* (Decapoda. Aristeidae) in the Greek Ionian Sea (Eastern Mediterranean). *Int. J. Zool.*, 2009, ID 979512: 1-9.
- KING, M., 1984.- The species and depth distribution of deep water Caridean shrimps (Decapoda, Caridea) near some southwest Pacific Islands. *Crustaceana*, 47 (2): 174-191.
- KOMAI, T. & KOMATSU, H., 2009.- Deep-sea shrimps and lobsters (Crustacea: Decapoda) from northern Japan, collected during the project "research on deep-sea fauna and pollutants off Pacific coast of northern Japan.
- LAMPADARIOU, N., TSELEPIDES, A. & HATZIYANNI, E., 2009.- Deepsea meiofaunal and foraminiferal communities along a gradient of primary productivity in the eastern Mediterranean Sea. *Sci. Mar.*, 73: 337–345.
- PAJUELO, J.G., TRIAY-PORTELLA, R., SANTANA, J.I., & GONZÁLEZ, J.A., 2015.- The community of deep-sea decapod crustaceans between 175 and 2600 m in submarine canyons of a volcanic oceanic island (central-eastern Atlantic). *Deep-Sea Research I* 105:83–95. doi:10.1016/j.dsr.2015.08.013.
- PAPACONSTANTINO, C. & KAPIRIS, K., 2003.- The biology of the giant red shrimp (*Aristaeomorpha foliacea*) at an unexploited fishing ground in the Greek Ionian Sea. *Fish. Res.*, 62: 37-51.
- PARAMO, J., GUILLOT, L., BENAVIDES, S., RODRÍGUEZ, A. & SANCHEZ, C., 2009.- Aspectos poblacionales y ecológicos de peces demersales de la zona norte del Caribe colombiano en relación con el hábitat: una herramienta para identificar Áreas Marinas Protegidas (AMPs) para el manejo pesquero. *Caldasia.*, 31(1): 123-144.

- PARAMO, J., PÉREZ, D., PACHECO, M., LINERO, C. & AVILA, J., 2017.- Especies potenciales de aguas profundas para la pesca artesanal en el área marina del Departamento del Magdalena, Caribe colombiano. Gobernación del Magdalena – UNIMAGDALENA- CITEPT.
- PARAMO, J., QUIÑONES, R., RAMIREZ, A. & WIFF, R., 2003.- Relationship between abundance of small pelagic fishes and environmental factors in the Colombian Caribbean Sea: an analysis based on hydroacoustic information. *Aquat. Liv. Res.*, 16 (3): 239-245.
- PARAMO, J. & NÚÑEZ, S., 2015.- Estructura de tallas, talla media de madurez sexual y razón sexual de camarones de aguas profundas de importancia comercial en el Caribe colombiano. *Rev. Acad. Colomb. Cienc. Ex. Fis. Nat.* 39(152):408-415.
- PARAMO, J., & SAINT-PAUL, U., 2011a.- Deep-sea shrimps *Aristaeomorpha foliacea* and *Pleoticus robustus* (Crustacea: Penaeoidea) in the Colombian Caribbean Sea as a new potential fishing resource. *J. Mar. Biol. Assoc. U.K.*, 92(4): 811-818.
- PARAMO, J. & SAINT-PAUL, U., 2011b.- Spatial structure of deep sea lobster *Metanephrops binghami* in the Colombian Caribbean Sea. *Helgol. Mar. Res.*, 66: 25-31.
- PARAMO, J. & SAINT-PAUL, U., 2012.- Spatial structure of the pink speckled deep-sea shrimp *Penaeopsis serrata* (Bate, 1881) (Decapoda. Penaeidae) during november-december 2009 in the colombian Caribbean Sea. *Crustaceana.* 85(1): 103-116.
- PAULY, D., ALDER, J., BENNETT, E., CHRISTENSEN, V., TYEDMERS, P. & WATSON, R., 2003.- The future for fisheries. *Science.* 21: 1359-1361.
- PEQUEGNAT, W.E. & PEQUEGNAT, L.H., 1970.- Deep-sea anomurans of superfamily Galatheoidea with descriptions of three new species: 171 – 204 (en) PEQUEGNAT, W.E. & CHACE, F.A. (eds.) Contribution on the biology of the Gulf of Mexico. Texas A&M. University Oceanographic Studies.
- PÉREZ-FARFANTE, I. & BULLIS, H. R., 1973.- Western Atlantic Shrimps of the Genus *Solenocera* with a description of a New Species (Crustacea: Decapoda: Penaeidae). *Smithson. Cont. Zool.*, 153: 1 - 33.
- POLITOU, C.Y., KAPIRIS, K., MAIORANO, P., CAPEZZUTO, F. & DOKOS, J., 2004.- Deep-sea Mediterranean biology: the case of *Aristaeomorpha foliacea* (Risso, 1827) (Crustacea: Decapoda: Aristeidae). *Sci. Mar.*, 68(Suppl. 3): 129-139.
- PONDER, W. F. & LINDBERG, D.R. (EDS.), 2008.- Phylogeny and evolution of the Mollusca. University of California Press.
- POUPIN, J., 1994.- Faune marine profonde des Antilles Françaises. Récoltes du navire Polka Faites en 1993. Orstom Éditions. Institut Français de Recherche Scientifique pour le Développement en Coopération.
- RATHBUN, M.J., 1937.- The oxytomatous and allied crabs of America. Smithsonian Institution, United States National Museum.
- REDANT, F., 1982.- Caridean shrimps in the food of demersal fish off the Belgian coast. 1. Gadiformes. *ICES C.M.* 1982/K: 25.
- SMITH, C.R., DE LEO, F.C., BERNARDINO, A.F., SWEETMAN, A.K., MARTINEZ ARBIZU, P., 2008.- Abyssal food limitation, ecosystem structure and climate change. *Trends. Ecol. Evol.*, 23: 518–528.
- TECCHIO, S., RAMÍREZ-LLODRA, E., SARDÀ, F., COMPANY, J.B., PALOMERA, I., MECHÓ, A., PEDROSA-PÀMIÉS, R. & SANCHEZ-VIDAL, A., 2011.- Drivers of deep Mediterranean megabenthos communities along longitudinal and bathymetric gradients. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 439: 181–192.
- WILLIAMS, A.B., 1984. Shrimps, lobsters and crabs of the Atlantic coast of the eastern United States, Maine to Florida. Smithsonian Institution Press.

7 CAPITULO 5. ESPECIES POTENCIALES DE AGUAS PROFUNDAS PARA LA PESCA ARTESANAL EN EL ÁREA MARINA DEL DEPARTAMENTO DEL MAGDALENA, CARIBE COLOMBIANO

El presente capítulo responde parcialmente a la cuarta pregunta de investigación: ¿Podrían ser aprovechados los recursos de aguas profundas de manera sostenible por una pesquería artesanal tecnificada? En este capítulo se presentan las especies potenciales de aguas profundas (200 – 600 m) que podrían ser aprovechadas por una pesquería de tipo artesanal tecnificada (embarcaciones apropiadas para pesca en alta mar, equipadas con equipos como ecosondas, GPS y mecanismos hidráulicos “cobralineas” para la operación de nasas y palangres) en el área marina del departamento del Magdalena. Los datos fueron obtenidos de dos estudios realizados en el área, el primero consistió en cuatro muestreos sistemáticos en aguas profundas (100 y 600 m), en los meses de agosto y diciembre de 2009, así como marzo y mayo de 2010. Las muestras se obtuvieron por medio de un barco camarero con red de arrastre de ojo de malla de 44.5 mm de nudo a nudo en el copo. El segundo estudio se realizó mediante cuatro muestreos sistemáticos entre octubre y noviembre de 2016 en la zona costera del departamento del Magdalena, entre los 200 y 500 m de profundidad, a bordo de un barco de pesca artesanal, utilizando trenes de nasas experimentales para la colecta de crustáceos. Los individuos colectados fueron identificados, medidos y pesados. Se determinó el rango y el promedio de profundidad en la que se encontraron, la talla y el peso total máximo y mínimo, y se realizaron mapas de distribución de la abundancia. Dentro de las especies potenciales se encontraron tres langostas, nueve camarones y nueve peces. Se presentó una mayor abundancia de las especies en general en la zona norte del área de estudio. Adicionalmente se realizaron talleres con 17 comunidades de pescadores del departamento del Magdalena, donde colecto información socioeconómica, se les presentaron los resultados del estudio y además se capacitaron un total de 402 pescadores en el uso de ecosondas y GPS, y temas como el código de conducta responsable y cuidado del medio ambiente. Se debe tener en cuenta para el desarrollo de una futura pesquería artesanal tecnificada en el Caribe colombiano, incluir en el proceso a las comunidades de pescadores, realizar experimentos con varios tipos de artes (nasas y palangres) evaluando su selectividad y eficiencia, evaluar la viabilidad socioeconómica de la pesquería, así como profundizar los estudios de las especies potenciales y sus ecosistemas permitiendo generar bases sólidas para el manejo y aprovechamiento sostenible de los recursos.

7.1 Cartilla de divulgación publicada por la Universidad del Magdalena – Grupo de investigación Ciencia y Tecnología Pesquera Tropical (CITEPT). 2017. 15 p. ISBN: 978-959-48-2075-4

Autores: Paramo J.², Pérez D.^{1,2}, Pacheco M.², Linero C.², Cusba. J.²

¹ Programa de Doctorado en Ciencias del Mar. Facultad de Ciencias Naturales e Ingeniería. Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. Grupo de Investigación Dinámica y Manejo de Ecosistemas Marino-Costeros (DIMARCO), Santa Marta, Colombia. E-mail: danielg.perezf@utadeo.edu.co; andres.franco@utadeo.edu.co

² Grupo de Investigación en Ciencia y Tecnología Pesquera Tropical (CITEPT) Universidad del Magdalena, Santa Marta, Colombia. E-mail: jparamo@unimagdalena.edu.co



ESPECIES POTENCIALES DE AGUAS PROFUNDAS

Las pesquerías artesanales en el Caribe colombiano han tenido una disminución drástica, esto sumado a la baja tecnificación, disminución de los recursos y bajos ingresos obtenidos por la flota artesanal, es la problemática que enfrenta el sector pesquero en la región. Aunque recientemente se han realizado estudios donde se referencian algunas especies potenciales de peces para la pesca de aguas profundas en la zona (Paramo et al., 2017 a,b), y el trabajo de Páramo y Saint-Paul, (2012 a,b,c) donde se reportan grandes abundancias de camarones de profundidad de las especies *Aristaeomorpha foliacea*, (Risso, 1827) (gamba española), *Pleoticus robustus* (Smith, 1885) (camarón rojo real), *Penaeopsis serrata* (Bate, 1881) (camarón rosado manchado) y *Metanephrops binghami* (Boone, 1927) (la langosta de aguas profundas) en el Caribe colombiano, las cuales son especies que presentan un alto valor comercial en varios mercados internacionales (Belcari et al., 2003; Papaconstantinou y Kaporis, 2003), y son un recurso potencial (Páramo y Saint-Paul 2010; Paramo y Saint-Paul, 2012 a,b,c). Sin embargo el desconocimiento del funcionamiento de los ecosistemas, la biología de las especies aguas profundas y su alta vulnerabilidad, requiere de información precisa acerca de su abundancia, estructura, composición y la relación con su ambiente que conduzcan a generar propuestas de manejo de los recursos pesqueros y al entendimiento del funcionamiento de estos ecosistemas de aguas profundas. Por lo tanto el objetivo del presente proyecto fue evaluar el potencial de peces y crustáceos de profundidad (100 - 600 metros) como alternativa de desarrollo pesquero artesanal en el Departamento del Magdalena, siendo un modelo que se puede replicar en todo el Caribe colombiano.

METODOLOGÍA

Los datos fueron obtenidos de dos tipos de fuentes, la primera a partir de muestreos sistemáticos en el área del departamento del Magdalena bajo los proyectos "Aportes a la diversificación de las pesquerías artesanales del área marino y costera de todo el departamento del Magdalena, Caribe colombiano" convenio 089 de 2013 entre la Universidad del Magdalena y la Gobernación del Magdalena" y "Composición y estructura de los ensamblajes de los crustáceos de aguas profundas de importancia comercial en el Caribe colombiano" de la Universidad Jorge Tadeo lozano (grupo de investigación DIMARCO en conjunto con el grupo de investigación CITEPT -Unimagdalena). La segunda a partir de información obtenida en muestreos realizados durante el año 2009 y 2010 en el Caribe colombiano bajo el proyecto "Desarrollo de nuevas pesquerías de aguas profundas en el Caribe colombiano, hacia una producción limpia y rentable del sector pesquero usando el enfoque precautorio para la pesca responsable" realizado por COLCIENCIAS, INCODER, ZMT, Universidad del Magdalena. Todos los proyectos fueron ejecutados por el grupo de investigación CITEPT de la Universidad del Magdalena. A continuación se detallan las dos metodologías utilizadas:

MUESTREOS REALIZADOS EN EL ÁREA DEL DEPARTAMENTO DEL MAGDALENA 2015 - 2016:

El área de estudio comprendió el sector marítimo del departamento del Magdalena Caribe colombiano, desde la desembocadura del río Magdalena, hasta la desembocadura del río Palomino. Se realizó un crucero de investigación pesquera para la evaluación directa mediante acústica pesquera de las poblaciones de peces demersales de profundidad. El diseño del crucero correspondió a un muestreo sistemático, con transectos paralelos y perpendiculares a la costa, espaciados regularmente cada 5 mn, desde 100 m hasta 600 m de profundidad. Para el registro acústico se utilizó una ecosonda científica Biosonics DT-X con un ecointegrador y un transductor de 38 kHz Split Beam. Los muestreos se realizaron en una embarcación tipo "Nasera - parguera", cuya eslora fue de 14,42 m, con motor interno de 150 hp y con un mecanismo hidráulico (cobra línea) para operar el palangre y nasas de profundidad. Se realizaron cuatro prospecciones pesqueras con palangre mixto de fondo y nasas plegables en el sector marítimo del Departamento del Magdalena, desde 100 m hasta 600 m, usando un diseño de muestreo sistemático. La grilla de muestreo fue paralela a la costa y la ubicación de cada sitio de muestreo mediante será el punto medio de cada cuadrícula. Los individuos capturados (peces y crustáceos), se identificaron, cuantificaron, pesaron, y midieron.

MUESTREOS REALIZADOS EN EL CARIBE COLOMBIANO 2009 Y 2010

Se realizaron cuatro muestreos por medio del método de área barrida, en los meses de agosto y diciembre de 2009 y marzo y mayo de 2010, a profundidades entre los 100 y 600 m (con estratos de profundidad cada 100 m), en el Caribe colombiano. Los muestreos se realizaron por medio de un barco de arrastre camaronero con redes con un ojo de malla de 44.5 mm de nudo a nudo en el copo, empleadas en aguas someras. Se completó una grilla de 87 estaciones, realizando un mínimo de dos lances por estrato de profundidad. Cada lance tuvo una duración de 30 minutos y la distancia recorrida fue calculada por geoposicionamiento. La captura de los crustáceos de profundidad para cada lance fue analizada en términos de biomasa (kg/km²). El área barrida fue estimada a partir de la abertura de la red (11.58 m) y la velocidad del barco (promedio 2.5 nudos).

Eunephrops bairdii

(Smith, 1885)



Foto: Daniel Pérez

Nombre común: Langosta roja

Profundidad: 304 - 450 m, promedio 360m.

Método de captura: Arrastre de fondo y nasas plegables.

Talla total máxima: 220.0 mm
Talla total mínima: 53.1 mm

Peso total máximo: 218.1 g
Peso total mínimo: 1.5 g

Pesquerías: En el mar Caribe, no existen pesquerías para esta especie. Capturado como fauna acompañante en la pesca de arrastre en otros países (Cervigón 1992).

Metanephrops binghami

(Boone, 1927)



Foto: CITEPT

Nombre común: Cigala del Caribe

Profundidad: 191 - 450 m, promedio 312m.

Método de captura: Arrastre de fondo y nasas plegables.

Talla total máxima: 197.5 mm
Talla total mínima: 53.6 mm

Peso total máximo: 100.1 g
Peso total mínimo: 1.7 g

Pesquerías: Capturado sólo en pescas de arrastre exploratorio, frente a Colombia (Cervigón 1992).

Nephropsis aculeata

(Smith, 1881)



Foto: Daniel Pérez

Nombre común: Cigala de florida.

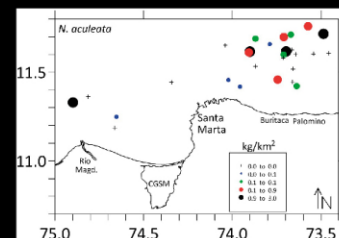
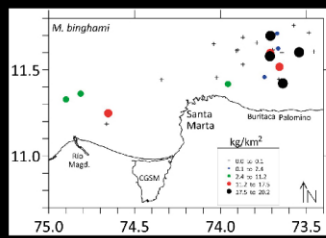
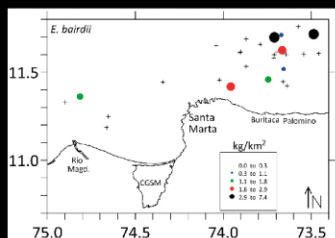
Profundidad: 215 - 535m, promedio 376m.

Método de captura: Arrastre de fondo y nasas plegables.

Talla total máxima: 119.7 mm
Talla total mínima: 40.1 mm

Peso total máximo: 18.9 g
Peso total mínimo: 0.9 g

Pesquerías: En el mar Caribe, no existen pesquerías para esta especie.



Aristaeomorpha foliacea

(Risso, 1827)



Foto: Daniel Pérez

Nombre común: Camarón rojo gigante, Gamba española.

Profundidad: 215 - 535 m, promedio 376m.

Método de captura: Arrastre de fondo y nasas plegables.

Talla total máxima: 225.0 mm
Talla total mínima: 72.5 mm

Peso total máximo: 57.2 g
Peso total mínimo: 2.0 g

Pesquerías: Es considerada con interés económico en Venezuela y Europa mediterránea, se capturan con redes de arrastre de profundidad, se comercializa fresco o congelado (Cervigón 1992).

Pleoticus robustus

(Smith, 1885)



Foto: CITEPT

Nombre común: Camarón rojo real

Profundidad: 258 - 535 m, promedio 418m.

Método de captura: Arrastre de fondo

Talla total máxima: 238 mm
Talla total mínima: 99,1 mm

Peso total máximo: 96,1 g
Peso total mínimo: 5,1 g

Pesquerías: Capturado en la pesca de arrastre en otros países (Cervigón 1992).

Solenocera acuminata

(Pérez Farfante & Bullis, 1973)



Foto: CITEPT

Nombre común: No tiene.

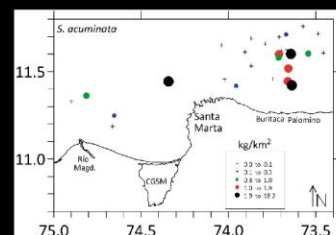
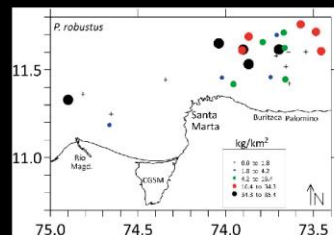
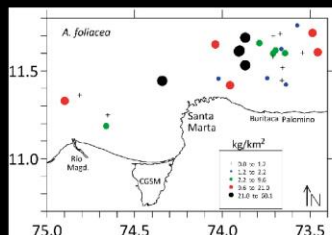
Profundidad: 150 - 400 m, promedio 269m.

Método de captura: Nasas plegables de profundidad.

Talla total máxima: 146.7 mm
Talla total mínima: 70.2 mm

Peso total máximo: 37.3 g
Peso total mínimo: 1.5 g

Pesquerías: En el mar Caribe, no existen pesquerías para esta especie. Capturado como fauna acompañante en la pesca de arrastre en otros países (Cervigón 1992).



Penaeopsis serrata
(Bate, 1881)



Foto: CITEPT

Nombre común: Camarón megalops

Profundidad: 191 – 530 m, promedio 375

Método de captura: Arrastre de fondo

Talla total máxima: 141.6 mm
Talla total mínima: 11.0 mm

Peso total máximo: 16.3 g
Peso total mínimo: 0.8 g

Pesquerías: Capturado en la pesca de arrastre en otros países (Cervigón 1992).

Plesionika edwardsii
(Brandt, 1851)

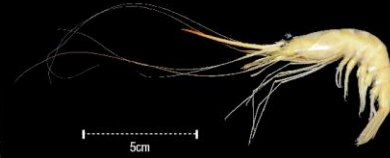


Foto: Daniel Pérez

Nombre común: Camarón soldado rayado, Carabinero.

Profundidad: 246 – 430m, promedio 366m.

Método de captura: Arrastre de fondo y nasas plegables.

Talla total máxima: 162.0 mm
Talla total mínima: 48.9 mm

Peso total máximo: 9.5 g
Peso total mínimo: 0.6 g

Pesquerías: En el mar Caribe, no existen pesquerías para esta especie. Capturado como fauna acompañante en la pesca de arrastre en otros países. En el Mar Egeo otra especie del mismo género "Plesionika narval" es un recurso importante (Kalogirou et al., 2016).

Plesionika longipes
(A. Milne-Edwards, 1881)

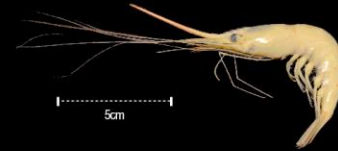


Foto: Daniel Pérez

Nombre común: No tiene.

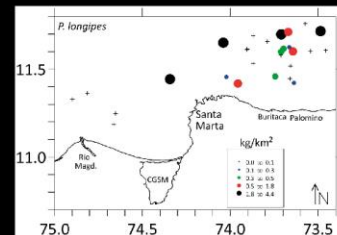
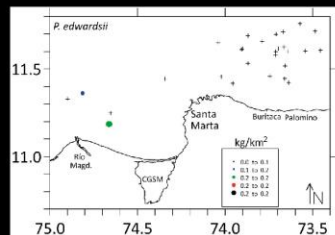
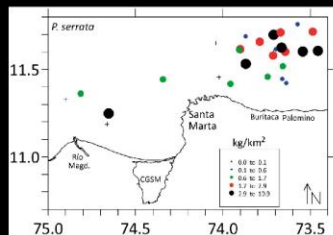
Profundidad: 150 – 507 m, promedio 338m.

Método de captura: Arrastre de fondo y nasas plegables.

Talla total máxima: 183.0 mm
Talla total mínima: 64.0 mm

Peso total máximo: 36.2 g
Peso Mínimo: 0.5 g

Pesquerías: En el mar Caribe, no existen pesquerías para esta especie. Capturado como fauna acompañante en la pesca de arrastre en otros países. En el Mar Egeo otra especie del mismo género "Plesionika narval" es un recurso importante (Kalogirou et al., 2016).



Plesionika tenuipes

(Smith, 1881)



Foto: Daniel Pérez

Nombre común: No tiene.

Profundidad: 256 - 535 m, promedio 388 m.

Método de captura: Arrastre de fondo y nasas plegables.

Talla Máxima: 183.0 mm

Talla Mínima: 64.0 mm

Peso Máximo: 36.2 g

Peso Mínimo: 0.5 g

Pesquerías: En el mar Caribe, no existen pesquerías para esta especie. Capturado como fauna acompañante en la pesca de arrastre en otros países. En el Mar Egeo otra especie del mismo género "Plesionika narval" es un recurso importante (Kalogirou et al., 2016).

Heterocarpus ensifer

(A. Milne-Edwards, 1881)



Foto: Daniel Pérez

Nombre común: Camarón nailon armado

Profundidad: 191 - 530 m, promedio 365 m.

Método de captura: Arrastre de fondo y nasas plegables.

Talla total máxima: 130.3 mm

Talla total mínima: 24.6 mm

Peso total máximo: 16.6 g

Peso total mínimo: 1.5 g

Pesquerías: En el mar Caribe, no existen pesquerías para esta especie. Capturado como fauna acompañante en la pesca de arrastre en otros países (Cervigón 1992).

Parapenaeus politus

(Smith, 1881)

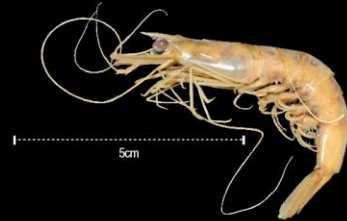


Foto: Daniel Pérez

Nombre común: Camarón rosado de aguas profundas.

Profundidad: 65 - 414 m, promedio 240 m.

Método de captura: Nasas plegables de profundidad.

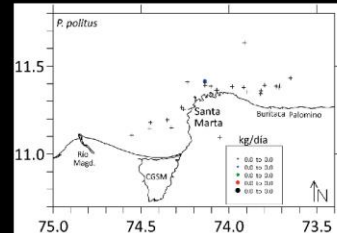
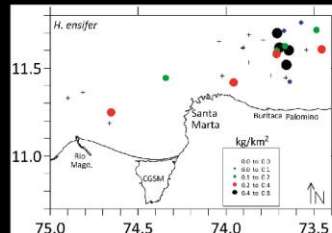
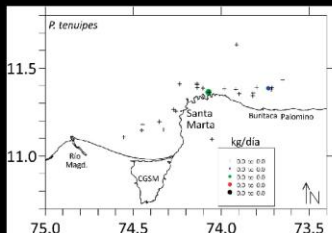
Talla total máxima: 116.8 mm

Talla total mínima: 81.8 mm

Peso total máximo: 11.5 g

Peso total mínimo: 1.5 g

Pesquerías: En el mar Caribe, no existen pesquerías para esta especie. Capturado como fauna acompañante en la pesca de arrastre en otros países (Cervigón 1992).



Brotula barbata
(Bloch y Schneider, 1801)



Foto: Daniel Pérez

Nombre común: Merluza

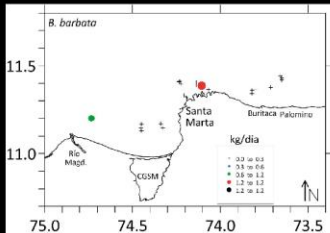
Profundidad: 304 - 320 m,
promedio 309 m.

Método de captura: Nasas plegables.

Talla total máxima: 428 cm
Talla total mínima: 318 cm

Peso total máximo: 12 kg
Peso total mínimo: 0.3 kg

Pesquerías: No existen pesquerías para esta especie en el Caribe colombiano. Sin embargo en el Pacífico colombiano *Brotula clarkae* (Merluza) es una especie de importancia para la pesca.



Merluccius albidus
(Mitchill, 1818)



Foto: CITEPT

Nombre común: Merluza blanca de altura

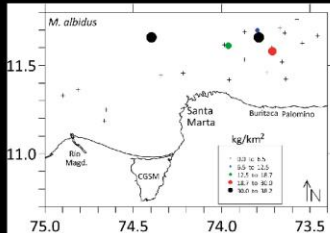
Profundidad: 246 - 535 m,
promedio 368 m.

Método de captura: Arrastre de fondo y nasas plegables.

Talla total máxima: 517 cm
Talla total mínima: 131 cm

Peso total máximo: 11 kg
Peso total mínimo: 0.01 kg

Pesquerías: Existe una pesquería de Estados Unidos y Cuba en el Golfo de México. También está presente dentro de la fauna acompañante de la pesquería de la merluza americana (*M. bilinearis*) en el Atlántico norte (Lloris et al., 2003). También se presentan pesquerías de especies del mismo género, en el Pacífico oriental desde Canadá hasta Chile, en el Atlántico sur occidental, Argentina, el Atlántico oriental y el Mar Mediterráneo.



Urophycis cirrata
(Goode y Bean, 1896)



Foto: Daniel Pérez

Nombre común: Loncha de fondo

Profundidad: 406 m.

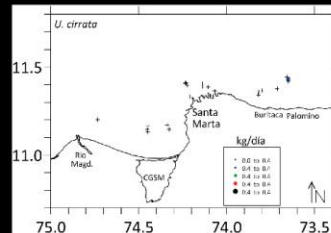
Método de captura: Nasas plegables.

Talla total: 38.6 mm

Peso total: 0.4 kg

Pesquerías: No existen pesquerías para esta especie en el Caribe colombiano.

Ocasionalmente sale como fauna acompañante en las redes de arrastre de fondo (Cervigón, 1992).



Protosciaena bathytatos

(Chao & Miller, 1975)



Foto: Daniel Pérez

Nombre común: No tiene en la zona.

Profundidad: 230 – 421 m, promedio 311 m.

Método de captura: Arrastre de fondo y nasas plegables.

Talla total máxima: 34.9 cm
Talla total mínima: 15.2 cm

Peso total máximo: 0.6 kg
Peso total mínimo: 0.03 kg

Pesquerías: No existen pesquerías para esta especie en el Caribe colombiano. Ocasionalmente sale como fauna acompañante en las redes de arrastre de fondo y se comercializa (Cervigón, 1992).

Steindachneria argentea

(Goode y Bean, 1896)



Foto: Museo de Historia Natural Marina de Colombia MAKURIWA, INVEMAR

Nombre común: Merluza luminosa.

Profundidad: 230 – 540 m, promedio 330m.

Método de captura: Arrastre de fondo.

Talla Máxima: 42.7 cm
Talla Mínima: 10.9 cm

Peso Máximo: 0.6 kg
Peso Mínimo: 0.003 kg

Pesquerías: No existen pesquerías para esta especie en el Caribe (Cervigón, 1992).

Coelorinchus caelorrhincus

(Risso, 1810)



Foto: Museo de Historia Natural Marina de Colombia MAKURIWA, INVEMAR

Nombre común: No tiene en la zona.

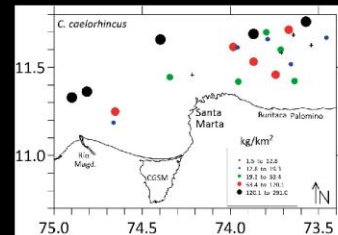
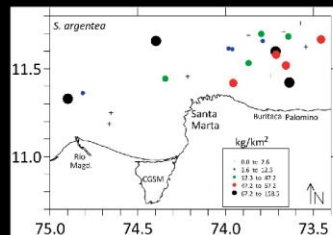
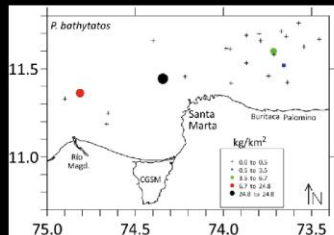
Profundidad: 247 – 540 m, promedio 360m.

Método de captura: Arrastre de fondo.

Talla Máxima: 30.4 cm
Talla Mínima: 2.1 cm

Peso Máximo: 0.4 kg
Peso Mínimo: 0.003 kg

Pesquerías: No existen pesquerías para esta especie. Debido a la falta de información de su biología y ecología se debe tener un enfoque precautorio para el manejo de esta especie (Páramo et al., 2017a)



Epigonus occidentalis
(Goode & Bean, 1896)



Foto: Museo de Historia Natural Marina de Colombia MAKURIWA, INVEMAR

Nombre común: No tiene en la zona.

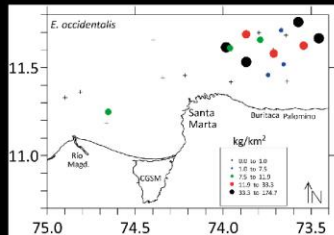
Profundidad: 262 – 540 m, promedio 415m.

Método de captura: Arrastre de fondo.

Talla Máxima: 25.8 cm
Talla Mínima: 7.1 cm

Peso Máximo: 0.1 kg
Peso Mínimo: 0.002 kg

Pesquerías: No existen pesquerías para esta especie. Sin embargo debido a su gran ocurrencia en el mar Caribe colombiano, podría ser una especie potencial para pesca en la zona, teniendo en cuenta un enfoque precautorio para su manejo (Páramo et al., 2017b). Existe una pesquería de otra especie del mismo género: “*Epigonus telescopus*” en Portugal, Nueva Zelanda y Australia.



Polymixia lowei
(Günther, 1859)



Foto: Museo de Historia Natural Marina de Colombia MAKURIWA, INVEMAR

Nombre común: Barbudo, Chivato.

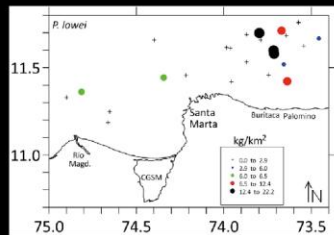
Profundidad: 230 – 443 m, promedio 320m.

Método de captura: Arrastre de fondo.

Talla Máxima: 24.9 cm
Talla Mínima: 8.3 cm

Peso Máximo: 0.09 kg
Peso Mínimo: 0.007 kg

Pesquerías: No existen pesquerías para esta especie en el Caribe. Hace parte de la fauna acompañante en pesquerías de arrastre (Cervigón, 1992).



Polymixia nobilis
(Lowe, 1836)



Foto: Museo de Historia Natural Marina de Colombia MAKURIWA, INVEMAR

Nombre común: Chivato de fondo.

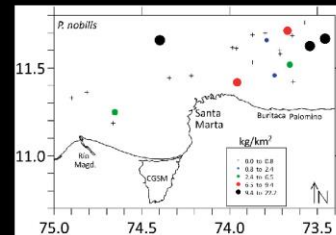
Profundidad: 262 – 540 m, promedio 346m.

Método de captura: Arrastre de fondo.

Talla Máxima: 32 cm
Talla Mínima: 23.5 cm

Peso Máximo: 0.2 kg
Peso Mínimo: 0.005 kg

Pesquerías: No existen pesquerías para esta especie en el Caribe. Hace parte de la fauna acompañante en pesquerías de arrastre (Cervigón, 1992).



Botones del dispositivo



- 1 Sensor de retroiluminación automática
- 2 Botón de encendido
- 3 Botones del dispositivo
- 4 Ranuras para tarjeta de memoria microSD

- ⊖ Enciende y apaga el dispositivo al mantenerlo pulsado. Al pulsarlo y soltarlo rápidamente, ajusta la retroiluminación y el modo de color.
- Aleja una carta o vista.
- + Acerca una carta o vista.
- ⬅➡ Permite desplazarte, seleccionar opciones y mover el cursor.
- SELECT Acepta mensajes y selecciona opciones.
- BACK Permite volver a la pantalla anterior.
- MARK Guarda la ubicación actual como punto intermedio.
- HOME Permite volver a la pantalla de inicio.
- MENU Abre un menú de opciones de la página, cuando sea aplicable. Cierra un menú, cuando sea aplicable.

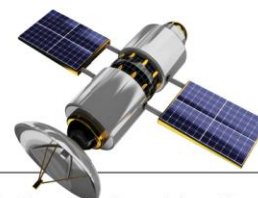
Encendido y apagado del dispositivo

Para encender el dispositivo pulsa el botón de encendido (⊖) durante 3 segundos. Cuando aparezca la pantalla de advertencia, selecciona **acepto** para ver la pantalla de inicio.



Para apagar el dispositivo, mantén pulsado el botón de encendido (⊖)

Señales del satélite GPS



Al encender el dispositivo, el GPS debe reunir datos del satélite y establecer la ubicación actual. Cuando el GPS capta la señal satélite, aparece en la parte superior de la pantalla de inicio un icono con barras verdes .

Cuando se pierde la señal satélite, desaparecen las barras verdes y aparece un signo de interrogación parpadeando sobre la embarcación que se muestra en la carta de navegación.

Marcar o crear un punto

Sirve para ubicar un punto de interés (caladeros, puerto, artes de pesca) y almacenarlo en la memoria del GPS.

Los pasos a seguir son los siguientes:

GPSMAP 527 | GUÍA DE MANEJO



El nuevo punto de interés se puede guardar de las siguientes maneras: Introduciendo coordenadas, usando la carta de navegación o utilizando la posición actual donde está situada la embarcación.



Ingresa la coordenada y se guarda pulsando el botón **SELECT**



Ubicado el marcador amarillo en el punto deseado, se presiona el botón **SELECT** para su almacenamiento.



Se edita el punto colocando un nombre, simbolo, profundidad o comentario con respecto a este, luego debe ser pulsado el botón **BACK**

Navegación hacia un punto

Esta función es utilizada para llegar a cualquier punto (caladeros, puerto, artes de pesca) que previamente hemos introducido o almacenado por medio de sus coordenadas, usando la carta de navegación o la posición de la embarcación.

Para iniciar la navegación:

1. En la pantalla de inicio selecciona el item **inf. de naveg.**
2. Seleccionamos el item **Waypoints.**
3. Busca en la lista el punto donde desea ir.



4. Selecciona **Navegar hacia**
5. Selecciona **Ir a**



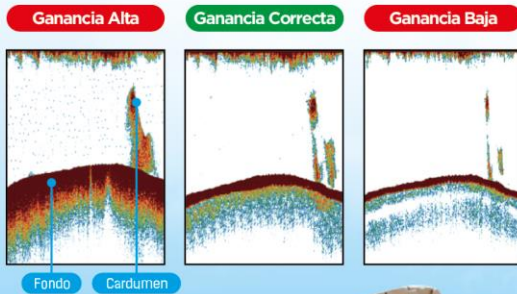
Descripción de los controles



- 1 Ganancia:
G:AF (pesca)
G:AC (Crucero)
- 2 Modo presentación
LF: baja frecuencia
HF: alta frecuencia
- 3 Velocidad del avance de la imagen en el monitor
- 4 Abre los menús. Vuelve a la página anterior. Cancela la opción actual.
- 5 Selecciona elementos del Menú. Cambia los ajustes.
- 6 Guarda los ajustes
- 7 Abre la ventana de selección de escala
- 8 Registra un Waypoint (En conjunto con un GPS)
- 9 Pulso corto: Abre la ventana programada
Pulso largo: Abre la ventana de programación de las teclas de función.
- 10 Pulsando: Abre la ventana de ajuste (Auto Gain).
Rotar: permite ajustar la ganancia manualmente.
- 11 Selecciona el modo de presentación de la pantalla
- 12 Pulsación corta: Enciende el equipo, la unidad emitirá un pitido y se mostrará la pantalla de inicio.
Pulsación larga: apagar el equipo.
- 13 Cardumen de peces
- 14 Fondo
- 15 Profundidad
- 16 Leyenda del fondo

Configuración de la ganancia

La ganancia se puede ajustar de forma automática (pesca o crucero) o manualmente.



Pulsa el botón **GAIN** para abrir la ventana de ajuste (Auto Gain).

Pulse el botón **GAIN** y luego ▲/▼ de nuevo para seleccionar (pesca) o (crucero).

Pesca: Este modo muestra los ecos que sirven para buscar bancos de peces.

[Crucero]: Este modo muestra los ecos del fondo mas fuertes y se utiliza para la navegación de crucero.

Auto Gan	
Pesca	
Crucero	
Off	
Correccion 0	
◀ Min	Max ▶
▲/▼	: Selec
[ENTER]	: Fijar
[MENU]	: Anular

Nota: Para mejorar la visualización en profundidades mayores de 50 metros, es preferible utilizar la baja frecuencia (LF). Para profundidades menores de 50 metros la alta frecuencia (HF).

SONDA DE PESCA

Símbolos de peces

1. Abra el **MENÚ** seleccione (Presentación) y, a continuación, pulse la tecla **ENTER** .

2. Seleccione (**ACCU-FISH**) y, luego, pulse la tecla **ENTER** .

3. En el menú (**ACCU-FISH**) seleccione (símbolo pez) y luego, pulse **ENTER** .

4. Seleccione el símbolo deseado y luego pulse la tecla **ENTER** . El tamaño del símbolo será relacionado con el tamaño del pez.

Símbolo Pez	
<input type="checkbox"/>	Off
<input type="checkbox"/>	Rayado
<input type="checkbox"/>	Sólido
<input type="checkbox"/>	Círculo
<input type="checkbox"/>	Cuadrado
[ENTER] : Fijar	
[MENU] : Anular	

	Rayado	Rayado	Rayado	Rayado
Símbolo de pez grande (más de 50cm o más de 20 pulgadas)				
Símbolo de pez pequeño (de 10 a 49cm, o de 4 a 19 pulgadas)				

Información de pesca

1. Abra el menú, Seleccione (**Presentación**) y luego, pulse la tecla **ENTER** .

2. Seleccione (**ACCU-FISH**) y, a continuación pulse la tecla **ENTER** para mostrar el menú (**ACCU-FISH**).

3. Seleccione (**informa. Pez**) y luego pulse la tecla **ENTER** .

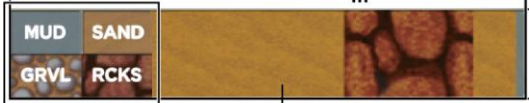
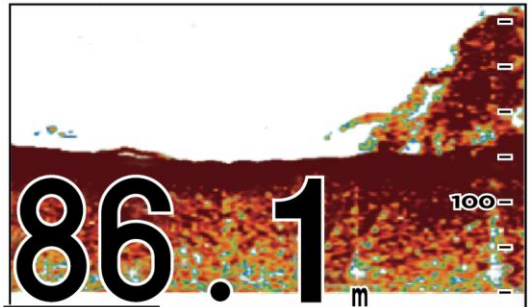
Use **▲/▼** para seleccionar (**OFF**) (**Tamaño pez**) o (**profundidad**) según lo que se desea y luego presione la tecla **ENTER** .

<input type="checkbox"/>	Off
<input type="checkbox"/>	Tamaño Pez
<input type="checkbox"/>	Profundidad



Tipos de fondos

Se indica gráficamente cual es el material del fondo (lodo, arena, grava o roca).



Leyenda de dureza | Barra de probabilidad | columna de presentación de discriminación de fondo



1. Abra el menú, seleccione (**Presentación**), Vaya a (**Disc. Fondo**) y, a continuación, pulse la tecla **ENTER** .

2. Seleccione (**Disc. Fondo**) y luego, pulse la tecla **ENTER** .

3. Seleccione (**Gráfico**) y, a continuación, pulse la tecla **ENTER** .

4. Seleccione leyenda y luego, pulse la tecla **ENTER** , seleccione **On** para mostrar la leyenda de dureza.

Disc. Fondo	
Disc. Fondo	: Off
Leyenda	: Off
Escala auto activada cuando la discriminación de fondo es seleccionada	
▲/▼/◀/▶	: Selec
[ENTER]	: Entrar
[MENU]	: Volver

Para desactivar la presentación de la leyenda del fondo seleccione **Off** en el **paso 4** y luego, a continuación pulse la tecla **ENTER** .

FCV - 627/FCV-587 | GUÍA DE MANEJO

CAPACITACIONES A



Playa Salguero (Playa Salguero)



La Poza de Mendihuaca
(La Poza de Mendihuaca)



Punta Gaira (ASOPAPUGA)



Marquetalia (ASOPEZMAR)



La Paz (ADIMUJER)



Guachaca-Puerto Nuevo (ASOMUPESGUA)



Los Achotes (Los Achotes)



Neguanje (ASOPLAM)

COMUNIDADES DE PESCADORES



Don Diego (Don Diego)



Aeropuerto (ASOPESTUR)



Bahía de Santa Marta (COOIPESCA)



Neguanje (ASONEG)



Bahía Concha (APESA, COOTRAHÍACONCHA)



Tasajera (ASOPESMAG, ASOCIENEMAR)



Ciénaga



Manzanares (ASOPEZMAN)



GRUPO DE INVESTIGACIÓN CIENCIA Y TECNOLOGÍA PESQUERA TROPICAL (CITEPT)

El grupo de investigación Ciencia y Tecnología Pesquera Tropical (CITEPT) de la Universidad del Magdalena, está involucrado activamente en estudiar la historia de vida de las especies, el tamaño de los stocks y la ecología de los recursos pesqueros y los efectos de las actividades pesqueras, el clima y los procesos oceanográficos en la dinámica de las poblaciones tropicales explotadas. Unido a la investigación científica, el grupo hace uso de tecnología de última generación con expertos en acústica pesquera, equipos oceanográficos, uso de imágenes satelitales y Sistemas de Información Geográfica (SIG) aplicados a pesquerías y tecnología de captura (artes y métodos de pesca), para cumplir con su objetivo de manejo integral de los recursos pesqueros.

El grupo está involucrado en las siguientes áreas de investigación: Evaluación de stocks, Modelación pesquera, Ecología Pesquera, Ictiología, Acústica Pesquera, Oceanografía Pesquera, Geoestadística, Áreas Marinas Protegidas, Imágenes satelitales, Análisis de Riesgo e Incertidumbre, Economía Pesquera, Eco-etología de peces, Administración de pesquerías y Selectividad de artes de pesca.

OBJETIVOS DEL GRUPO

Comprender el funcionamiento de las poblaciones de peces tropicales, a través de la investigación de los sistemas marinos y costeros y sus hábitats, utilizando tecnología de última generación, para mejorar el manejo de los recursos pesqueros.

Identificar y evaluar los principales mecanismos y elementos de manejo que contribuyan al aumento de la conservación de la biodiversidad de los ecosistemas marinos y costeros tropicales y el uso sostenible de los recursos pesqueros.

Asesorar a los pescadores (artesanales e industriales), administradores, público en general e investigadores hacia un enfoque ecosistémico, integrado y equitativo del uso sostenible de los recursos pesqueros teniendo en cuenta el enfoque precautorio.

SERVICIOS QUE OFRECE

Evaluación de recursos pesqueros, Batimetría, Oceanografía Pesquera, Acústica Pesquera, Capacitación pescadores.

MISIÓN

Lograr el desarrollo sostenible de los recursos pesqueros en Colombia, a través de la investigación científica que conduzca a la preservación de la biodiversidad, teniendo en cuenta los procesos ecológicos y oceanográficos de los ecosistemas marinos y costeros tropicales y el uso sostenible, equitativo y ético de los recursos naturales renovables. La información generada servirá de base para formulación de planes de manejo integrales que tengan en cuenta la ecología de los océanos, aspectos biológico-pesqueros, económicos y sociales.

VISIÓN

El CITEPT se visiona como líder en el desarrollo de la investigación pesquera en Colombia, contribuyendo con la conservación y sostenibilidad de la biodiversidad marina y costera tropical, el mantenimiento de la calidad ambiental y consecuentemente con el bienestar de las personas que dependen directa e indirectamente de la actividad pesquera.

CONTACTO

Dr. Jorge Páramo Granados | Universidad del Magdalena
jparamo@unimagdalena.edu.co



Rosa Cotes de Zúñiga
Gobernadora | Gobernación del Magdalena

Carlos Gutiérrez Caballero
Secretario de Desarrollo Económico

Tels: (57) (5)438 1144 Fax:(57) (5)421 0239
despacho@magdalena.gov.co notificacionesjudiciales@magdalena.gov.co
Dir: Carrera 1 No.16-15 Palacio Tayrona, Santa Marta - Colombia
contactenos@magdalena.gov.co



PhD Pablo Vera Salazar
Rector

Ing. Juan Carlos De la Rosa Serrano
Vicerrector de Extensión y Proyección Social



INTEGRANTES DEL PROYECTO

Dr. Jorge Páramo Granados
Investigador Principal

M.Sc. Daniel Pérez Ferro
Investigador

M.Sc. María Mercedes Pacheco
Investigador

Carlos Linero Rosado
Auxiliar de investigación

José Avila Cusba
Auxiliar de investigación

**Universidad del Magdalena, Grupo de Investigación
Ciencia y Tecnología Pesquera Tropical (CITEPT).**

Dir: Cra. 32 N° 22-08, Santa Marta
Magdalena - Colombia.

jparamo@unimagdalena.edu.co

Colaboración:



ISBN: 978-958-48-2075-4

Citese como:

Páramo, J., Pérez, D., Pacheco, M., Linero, C., Cusba, J. 2017. Especies potenciales de aguas profundas para la pesca artesanal en el área marina del Departamento del Magdalena, Caribe colombiano. Gobernación del Magdalena - UNIMAGDALENA - CITEPT. 978-958-48-2075-4 ISBN 15 p.

Referencias

Belcari, P., Viva, C., Mori, M. y de Ranieri, S. (2003) Fishery and biology of *Aristaeomorpha foliacea* (Risso, 1827) (Crustacea: Decapoda) in the Northern Tyrrhenian Sea (western Mediterranean). *Journal of Northwest Atlantic Fishery Science* 31:195-204.

Cervigón, F., Cipriani, R., Fischer, W., Garibaldi, L., Hendrickx, M., Lemus, A. J., Márquez, R., Poutiers, J. M., Robaina, G. y B. Rodríguez. 1992. Fichas FAO de identificación de especies para los fines de pesca. Guía de campo de las especies comerciales marinas y de aguas salobres de la costa septentrional de Sur América. FAO, Roma, 513 p.

Kalogirou, S., Smith, C., Anastasopoulou, A., Margaritis, M., Makantasi, P., Bordbar, L., Maravelias, CD., Kapis, K. 2016. A pilot fisheries study of the decapod narval shrimp, *Plesionika narval*. *Plesionika Manage.* <http://plesionika-manage.eu>. Fecha de consulta abril 2017.

Papaconstantinou, C. y K. kapis. 2003. The biology of the giant red shrimp (*Aristaeomorpha foliacea*) at an unexploited fishing ground in the Greek Ionian Sea. *Fish. Res.*, 62: 37-51.

Páramo, J., Fuentes, D. y R. Wiff. 2017b. Population structure and distribution of deep-water cardinal fish *Epigonus occidentalis* (Epigonidae) and *Epigonus pandionis* (Epigonidae) in the Colombian Caribbean Sea. *Journal Of Ichthyology*, 57 (3):424 - 433

Páramo, J., Motta, J. y J. De La Hoz. 2017a. Population structure of grenadier fish *Coelorinchus caelorinchnus* in deep waters of Colombian Caribbean Coast. *Bol. Invest. Mar. Cost.* 46 (1): 153-173

Páramo, J., Saint-Paul, U. 2010. Morphological differentiation of southern pink shrimp *Farfantepenaeus notialis* in Colombian Caribbean Sea. *Aquatic Living Resources*, 23(1): 95-101.

Páramo, J., Saint-Paul, U. 2012a. Deep-sea shrimps *Aristaeomorpha foliacea* and *Pleoticus robustus* (Crustacea: Penaeoidea) in the Colombian Caribbean Sea as a new potential fishing resource. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*. 92(4): 811-818.

Páramo, J., Saint-Paul, U. 2012b. Spatial structure of the pink speckled deep-sea shrimp *Penaeopsis serrata* (Bate, 1881) (Decapoda, Penaeidae) during november-december 2009 in the colombian Caribbean Sea. *Crustaceana*. 85(1): 103-116.

Páramo, J., Saint-Paul, U. 2012c. Spatial structure of deep sea lobster (*Metanephrops binghami*) in the Colombian Caribbean Sea. *Helgoland Marine Research*. 66: 25-31.

Serie GPSMAP 500/700 y serie EchoMAP 50/70, Guía de inicio rápido. Garmin Ltd, Taiwán, 2013.

Serie GPSMAP 500/700 y Serie EchoMAP 50/70. Manual del usuario. Garmin Ltd, Taiwán, 2016.

Sonda de pesca FCV -627/FCV 587, Manual del operador. Furuno Electric Co., Ltd, Japón, 2013.



ESPECIES POTENCIALES DE AGUAS PROFUNDAS PARA LA PESCA ARTESANAL

EN EL ÁREA MARINA DEL DEPARTAMENTO
DEL MAGDALENA, CARIBE COLOMBIANO



Universidad del Magdalena,
Grupo de Investigación Ciencia y Tecnología Pesquera Tropical (CITEPT).
Cra. 32 N° 22-08, Santa Marta, Magdalena, Colombia.
Email: jparamo@unimagdalena.edu.co

ISBN: 978-958-48-2075-4



9 789584 182075 4

Editorial Comunal S.A.S. - C.U.L. 031 312 - 879 076

7.2 Descripción tipo de una posible pesquería artesanal tecnificada para aguas profundas en el Caribe colombiano

En el Caribe colombiano es posible desarrollar una pesquería artesanal en aguas profundas de forma tecnificada, respetando el Código de Conducta para la Pesca Responsable, por medio de la implementación de tecnologías como ecosondas, GPS, cobralíneas y la construcción de artes selectivas (nasas y palangres de profundidad) que faciliten la extracción del recurso pesquero (peces e invertebrados) generando el mínimo impacto en los ecosistemas marinos. La pesca artesanal tecnificada de aguas profundas puede ser una alternativa a las problemáticas de los pescadores locales (como lo son el desplazamiento o pérdida de los sitios tradicionales de pesca, ya sea por la industria, turismo o expansión urbana, y las bajas capturas obtenidas debido a la falta de manejo de los recursos) siempre y cuando se gestionen de manera responsable y sostenible. A continuación, se describen las embarcaciones, equipos y artes de pesca tipo, que responderían a la necesidad de una potencial pesquería artesanal de aguas profundas, las cuales fueron validadas con las comunidades pesqueras del Magdalena:

7.2.1 Embarcación pesquera artesanal de altura

Casco de fibra de vidrio, con una eslora total de 11,94 m, manga 3,2 m y un puntal de 1,95 m, tonelaje neto de 2.86 y tonelaje bruto de 10,23. Motor de 75 hp., dos tanques de combustible de 110 galones cada uno (total de 220 galones) y combustible diésel marino con un consumo aproximado de 50 galones/diez días. Generación de electricidad por batería. Dos bombas de achique y un tanque con capacidad de 220 galones agua. Equipo de compuesto por un compás de 3", una videosonda (i.e. Furuno 636), con un alcance máximo de 150 metros de profundidad, un GPS y un radio de banda marina de 30 amperios. Dentro de los implementos de seguridad debe contar con: aro salvavidas, nueve chalecos, un ancla y tres extintores. Tripulación de cinco personas: el capitán y cuatro marineros. Cuatro camarotes pequeños, capacidad de refrigeración de 2.7 toneladas y uso de hielo en escarcha. Bodega adicional para implementos y materiales. Autonomía superior a los 10 días (Figura 7-1).



Figura 7-1. Embarcación pesquera artesanal de altura.

7.2.2 Embarcación tipo Parguera

Casco construido de madera reforzada con fibra de vidrio, con una eslora de 10,10 metros, y motor de ubicación central de 130 hp. Dos tanques de combustible con una capacidad de 400 galones, consumo promedio de combustible (diésel marino) de 4,56 g/h. Sistema eléctrico de batería y dos bombas de achique. Dos tanques de agua para un volumen total de 100 galones. GPS, radio y ecosonda como equipos de navegación; chalecos, luces de bengala, ancla y dos extintores de diez libras cada uno, dentro de los elementos de seguridad. Tripulación de seis personas. Capacidad de bodega es de 1200 kg, y refrigeración por hielo en moldes (22 moldes de 130 kg). Autonomía superior a los 15 días (Figura 7-2).



Figura 7-2. Embarcación tipo parguera

7.2.3 Embarcación tipo nasera

Casco construido en fibra de vidrio y madera, eslora total de 14,42 m, manga de 3,66 m, puntal de 1,60 m, tonelaje neto de 11,54 y tonelaje bruto de 17,76. Motor de 150 hp. Dos tanques de combustible con una capacidad de 600 galones y consumo aproximado de combustible (ACPM) de 5 g/h. GPS, radio y ecosonda como equipos de navegación; chalecos, luces de bengala, ancla, extintores y un bote auxiliar pequeño como elementos de seguridad extintores. Tripulación de cinco personas: el capitán, el maquinista, el cocinero, el enhielador y un marinero. Autonomía superior a los 15 días (Figura 7-3).

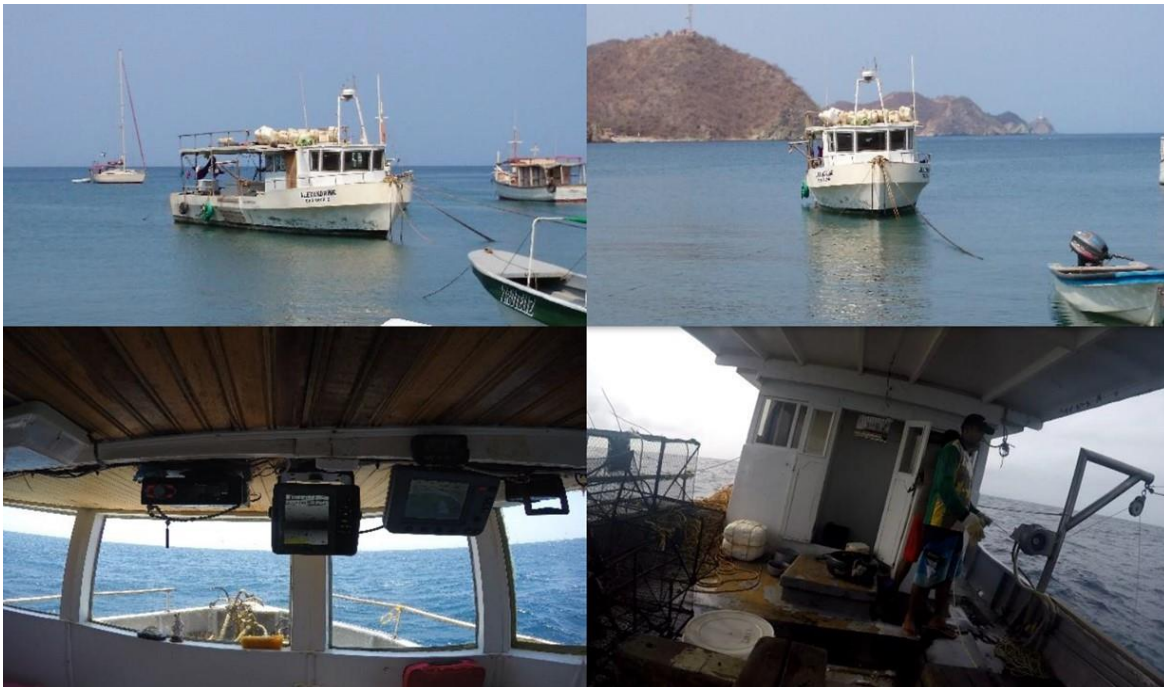


Figura 7-3. Embarcación tipo nasera.

7.2.4 Equipos de Pesca

- **Cobra línea hidráulico:** este equipo está constituido por un tambor de fricción, una polea cobra línea y un motor hidráulico. Esta máquina cumple la función de virar y cobrar los artes de pesca como lo son los palangres y líneas madres de los trenes de nasas, brindándole la facilidad de operar los artes a zonas de mayor profundidad y así mismo un menor esfuerzo y tiempo (Figura 7-4).



Figura 7-4. Cobra línea hidráulico

- **Sistema de Posicionamiento Global (GPS):** funciona una red de satélites que se encuentran en la órbita de la tierra. Su función primordial es facilitar la orientación y la ubicación en la navegación durante cualquier hora del día. Además, presenta una serie funciones que ayudan a los pescadores de referencias sobre: ubicación de los caladeros de pesca, ubicación de la embarcación respecto a la costa, carta náutica con isobatas de profundidad, tiempo y distancia de la embarcación hasta el punto de interés, sitios donde no se puede pescar, entre otros (Figura 7-5).



Figura 7-5. GPS y en las capacitaciones las comunidades de pescadores.

- **Ecosonda:** equipo de detección acústica que determina la profundidad y tipos de fondo marinos, así como los cardúmenes y especies presentes en la columna de agua, indicando la profundidad a la cual se encuentran. Este equipo consta de un transductor que puede tener una o varias frecuencias así mismo emite pulsos sónicos que viajan a través del agua ayudando a detectar los blancos que están debajo del agua a través de los ecos recibidos (Figura 7-6).



Figura 7-6. Ecosonda y su operación en salidas de campo y capacitaciones.

7.2.5 Artes de pesca

- **Nasas:** Pueden ser de dos tipos: plegables construidas con hilo de nylon multifilamento y varillas de hierro de ½ pulgada. Incluyen una estructura plástica o bolsa para colocar la cargada, las nasas se cierran con hilo en la parte superior, lo cual permite que, si se pierden los equipos, las nasas se abran y no se presente pesca fantasma. Este tipo de nasas permiten llevar gran cantidad dentro de la embarcación, debido a su fácil diseño plegable disminuyendo el área ocupada por el arte en las faenas de pesca. Es utilizada para la captura de crustáceos y peces (Figura 7-7). El otro tipo de nasas es “fathoms plus” las cuales están construidas de polietileno de alta densidad, con un diseño el cual se pueden desarmar para ocupar menos espacio y tiene un contenedor en el cual se pone la carnada (Figura 7-7). Su funcionamiento consiste en virar trenes con varias nasas, separadas por una distancia de 50 m a profundidades entre 200 y 600 m. Estas se encuentran unidas a un cabo de línea madre de 500 m y se pueden dejar de 1 a 5 días, periodo

en el cual se pueden hacer revisiones periódicas para obtener la captura. Los tiempos aproximados de calado y virado, están entre los 5 min y 36 minutos respectivamente.



Figura 7-7. Nasas plegables construidas con las comunidades de pescadores y Nasas Fathoms plus utilizadas en el estudio.

- **Palangre mixto de profundidad:**

consta de una línea madre de 250 m, dos boyas de presión polietileno de 400 mm, cabo de polipropileno de 1500 mm que va unido a la boya de presión. 10 bajantes con una separación de 25 m, los cuales tienen en su parte superior boyas de 500 gf, y en su parte inferior un plomo de 10 kg de peso. Los bajantes se conectan a la línea madre por medio de “snaps” lo cual facilita su operación. Cada bajante presenta 10 reinales de poliamida monofilamento de 1 mm, y se pueden utilizar anzuelos curvos anzuelos curvos (para evitar la pesca de especies no deseadas) de diferentes tamaños intercalados en cada uno de los reinales y separado por 1 m de distancia. Su funcionamiento consiste en encarnar previamente cada uno de los anzuelos, luego se suelta la primera boya en un rango de profundidad de 200 a 600 m, seguido del peso muerto, posteriormente se conectan cada uno de los bajantes a la línea madre por medio de los snaps, por último se suelta el segundo peso y a su vez la segunda boya con banderín para facilitar su ubicación. El palangre mixto puede ser dejado durante 2 horas aproximadamente, después puede ser virado por medio de un cobralínea hidráulico que permite disminuir el esfuerzo y tiempo a grandes profundidades. Los tiempos aproximados de calado y virado, son de 20 minutos en el primer caso y 55 minutos en el segundo caso (Figura 7-8).



Figura 7-8. Palangres para pesca de profundidad contruidos con las comunidades de pescadores.

8 DISCUSIÓN GENERAL

Esta investigación evaluó el estado de la comunidad de los megainvertebrados bentónicos de fondos blandos considerando un ecosistema sin perturbar de aguas profundas y un ecosistema perturbado de aguas someras en el Caribe colombiano. La discusión general se desarrolló respondiendo a cada una de las preguntas de investigación que se plantearon:

8.1 ¿Cuál es el estado actual de los megainvertebrados bentónicos en el mar Caribe de Colombia?

El estado de la comunidad de megainvertebrados bentónicos de fondos blandos en el Caribe colombiano se describió a través de los siguientes indicadores ecológicos:

8.1.1 Grupo dominante:

Los crustáceos decápodos fueron el grupo dominante en los fondos blandos en aguas someras y profundas del Caribe colombiano (Sección 3, Capítulo 1), lo cual concuerda, con lo descrito para las comunidades de megainvertebrados en ambientes similares en el Atlántico y el Mediterráneo (Lagardère, 1973; 1977; Haedrich *et al.*, 1975 y 1980; Wenner y Boesch, 1979; Markle *et al.*, 1988; Basford *et al.*, 1989; Olaso, 1990; Bianchi, 1992; Setubal Pires, 1992; Fariña *et al.*, 1997). El éxito de este grupo se debe a su gran capacidad de adaptación a diversos ambientes, incluyendo condiciones oligotróficas características de aguas profundas, donde pueden obtener energía de diversas fuentes, desde los detritos hasta pequeños peces mictófidios, siendo más eficientes y con tasas metabólicas y alimenticias bajas (Cartes & Sardà, 1992; Bayhan *et al.*, 2015; Ramirez-Llodra *et al.*, 2010).

8.1.2 Especies más importantes en abundancia y biomasa:

Las especies más importantes en abundancia y biomasa en los fondos blandos del Caribe colombiano fueron *Pleoticus robustus*, *Penaeopsis serrata*, *Aristaeomorpha foliacea*, *Agononida longipes*, *Metanephrops binghami* y *Plesionika longipes*, en aguas profundas y *Penaeus notialis*, *Achelous gibesii* y *Achelous spinicarpus* en aguas someras (Sección 3, Capítulo 1). Seis de estas especies son exclusivas del Atlántico occidental (*A. longipes*, *P. robustus*, *M. binghami*, *P. longipes*, *Achelous gibesii* y *Achelous spinicarpus*), mientras que *Penaeus notialis* se encuentra tanto en el

Atlántico occidental y oriental (Melo, 1999; Pérez-Farfante & Kensley, 1997; Holthuis, 1991). *P. serrata* se distribuye en el Atlántico y el Mediterráneo y *A. foliacea* está ampliamente distribuida a nivel mundial (Atlántico oriental y occidental, Pacífico occidental, Océano Índico y el mar Mediterráneo; Holthuis 1980). La abundancia de las especies de aguas profundas se concentró en los estratos intermedios de profundidad. *P. serrata*, *A. longipes* y *P. robustus* presentaron mayores abundancias entre los 350 - 450 m, *M. binghami* se encontró entre los 300 - 400 m, *P. longipes* fue más abundante entre 300 y 450 m y *A. foliacea* presentó las mayores abundancias entre los 400 - 450 m.

En aguas profundas, *A. foliacea*, *P. robustus*, *M. binghami* y *P. serrata* son susceptibles de ser aprovechadas por una nueva pesquería (Paramo, *et al.*, 2012; Paramo y Saint-Paul, 2011a; Paramo y Saint-Paul, 2011b), mientras que *Penaeus notialis* ha sido la especie objetivo de la pesquería de camarón de aguas someras por más de 50 años (Escobar *et al.*, 2014 y 2021). Sin embargo, el alto esfuerzo de pesca (más de 120 embarcaciones) y la falta de medidas de manejo y control llevaron a su sobrexplotación (Paramo & Saint-Paul, 2010) para la década de los 90, haciendo que la flota pesquera disminuyera considerablemente desde comienzos del 2000 a la época actual (1 a 2 barcos; AUNAP 2019).

8.1.3 Espectros de tamaño y método ABC (Curvas de Abundancia y Biomasa)

En aguas profundas, se encontró una comunidad alejada al estado estable estacionario (Sprules & Munawar, 1986; Kerr y Dickie, 2001; Sprules y Barth, 2016), de acuerdo a los valores del parámetro *b*, estando más cerca a los valores de las comunidades de depredadores epifaunales (Blanchard *et al.*, 2009), este resultado también se debe a la exclusión del componente íctico dentro del análisis (Heather *et al.*, 2021). Aunque los megainvertebrados más grandes se distribuyeron en aguas más profundas, la disminución de la biomasa, la abundancia y la diversidad, indican un debilitamiento del acoplamiento pelágico-bentónico para el Caribe colombiano a profundidades mayores a 400 m, como se ha registrado en otros estudios (Gray *et al.*, 1997; Hernández-Ávila *et al.*, 2018; Abelló *et al.*, 1988; Ramirez-Llodra *et al.*, 2010). El patrón de solapamiento de las curvas ABC en ambientes de profundidad (Sección 4, Capítulo 2), puede estar indicando eventos de reclutamiento y presencia de grandes agregaciones de individuos juveniles (Godínez, 2003; Godínez *et al.*, 2009; Pérez *et al.*, 2019), coincidiendo con áreas de mayor diversidad de hábitats y especies (Sección 3, Capítulo 1), las

cuales les brindan una mayor disponibilidad de alimento y refugio (Rangel-Buitrago e Idárraga-García, 2010).

En aguas someras (Sección 4, Capítulo 2), los valores del parámetro *b*, indicaron un espectro de tamaños característicos para comunidades de detritívoros (Blanchard *et al.*, 2009). Las diferencias en los espectros de tamaño entre la zona norte y sur del Caribe colombiano, puede explicarse por el cambio en la actividad y el esfuerzo de la pesca de arrastre entre las zonas (con veda y sin veda), ya que la naturaleza conservadora del espectro de tamaño de las comunidades marinas (Pope *et al.*, 1987; Quiñones *et al.*, 2003; Sweeting *et al.*, 2009), parece no verse afectada por la variabilidad natural, tanto ambiental como ecológica (Mazurkiewicz *et al.*, 2020). La disminución en la perturbación en las zonas sin veda para la pesca de arrastre, se debió a que la flota pesquera de arrastre de camarón se redujo a más de la mitad, entre el año 2006 y 2013 (CCI, 2006; Escobar *et al.*, 2014), disminuyendo así el esfuerzo pesquero y el impacto sobre las comunidades bentónicas.

8.1.4 Diversidad

Los mayores valores de diversidad en la zona sur en aguas profundas y someras, están asociados con áreas coralinas, que ofrecen una mayor disponibilidad de hábitats y riqueza de especies (Sección 4, Capítulo 2), como el Parque Nacional Natural Corales de Profundidad (PNNCP) y el Parque Nacional Natural Corales del Rosario y de San Bernardo (Cordes *et al.*, 2008; Vides, 2011; Morales *et al.*, 2017). En la zona norte, las mayores diversidades estuvieron asociadas a montañas y cañones submarinos (Rangel-Buitrago e Idárraga-García, 2010), así como a las áreas con aportes de aguas continentales y eventos de surgencia durante la estación seca (Franco-Herrera *et al.*, 2006; Andrade *et al.*, 2003; Paramo *et al.*, 2003; Paramo *et al.*, 2011). La distribución heterogénea de las condiciones mencionadas, así como el flujo de carbón orgánico particulado hacia el fondo y las masas de aguas profundas, pueden ser los impulsores de la diversidad (Hernández-Ávila *et al.*, 2018) en estos ambientes de aguas someras y profundas del Caribe colombiano.

La diversidad en aguas profundas aumentó con la profundidad con un pico máximo a los 400 m, disminuyendo hacia los estratos más profundos (Sección 4, Capítulo 2), comportándose conforme a lo descrito en otras zonas a nivel mundial (Abelló *et al.*, 1988; Gray *et al.*, 1997; Ramirez-Llodra *et al.*, 2010; Hernández-Ávila *et al.*, 2018). En aguas someras se presentaron menores valores de

diversidad, debido a que la presión pesquera ha afectado la estructura, composición y abundancia de las comunidades bentónicas (García *et al.*, 2007; Gómez-Canchong *et al.*, 2011), donde la alta dominancia de taxones como los penaeidos y portúnidos, impactan negativamente la diversidad de dichas áreas.

8.1.5 Abundancia y biomasa

Las biomásas medias estimadas (Sección 4, Capítulo 2) para aguas profundas (zona norte 51.74kg/km², zona sur 41.99 kg/km²), estuvieron cercanas a las reportadas en el Mediterráneo, (52.84 kg/km²; Ramirez-Llodra *et al.*, 2010). Los altos valores en la zona norte y sur, se asociaron a las zonas de mayor diversidad, claves para el desarrollo de los individuos tanto juveniles como adultos de las especies que componen estas comunidades (Ramírez-Llodra *et al.*, 2010; Ramírez y Paramo, 2020).

En aguas someras las mayores biomásas estuvieron asociadas en la zona norte a áreas de alta productividad, como el sistema de surgencia de la Guajira (Andrade *et al.*, 2003; Paramo *et al.* 2009, 2011) y en la zona sur en áreas influenciadas principalmente por las descargas provenientes del río Sinú y áreas con alta diversidad presentes en las formaciones coralinas del Parque Nacional Natural Corales del Rosario y de San Bernardo (Cordes *et al.*, 2008; Morales *et al.*, 2017; Hernández-Ávila *et al.*, 2018)

La abundancia media estimada en número individuos estuvo entre 4000 y 6000 N/km², cercanas a las reportadas en el Mediterráneo (6374 N/km²; Ramirez-Llodra *et al.*, 2010), y presentaron un patrón de distribución similar descrito por otros trabajos en el Caribe colombiano (Navas *et al.*, 2010; Vides, 2011), con altos valores (N>1000) en las zonas del Norte de La Guajira (Riohacha – Punta Gallinas), Palomino (Riohacha y Santa Marta), Tayrona (Santa Marta) y al sur en el Golfo de Morrosquillo.

8.1.6 Relación con las variables abióticas

En aguas profundas, no hubo variaciones significativas de las variables abióticas (temperatura, densidad y salinidad) entre las zonas. La temperatura fue la variable abiótica que mejor explicó la

distribución de los organismos entre los primeros estratos de profundidad (II y III), sin embargo, este efecto disminuye con la estabilización de las variables abióticas a medida que aumenta la profundidad (Lozano-Duque *et al.*, 2010); en aguas someras en la zona norte, la temperatura también fue la variable más explicativa (Sección 4, Capítulo 2). Guzmán-Alvis *et al.* (2001) y Vides (2011), describen a la profundidad como la variable abiótica que mejor explica la distribución faunística en los fondos someros y profundos del Caribe colombiano; sin embargo, para algunas especies de crustáceos se ha descrito que la temperatura y la salinidad, las cuales varían con la profundidad, son las que afectan la distribución de biomasa de las especies (García-Rodríguez, 2012). No se contó con datos temporales que permitieran determinar la influencia de estas variables en las distintas épocas climáticas, por lo que no se puede determinar el efecto de fenómenos como la surgencia en la época seca en la zona norte o el efecto de las aguas continentales en épocas de lluvia en la zona sur.

8.2 ¿Revela la estructura y composición de la comunidad de megainvertebrados bentónicos de aguas someras signos de recuperación de los recursos colapsados?

La pesca de arrastre de camarón de aguas someras (CAS) en el Caribe colombiano fue, por varias décadas, un recurso de gran importancia en la región, sin embargo, el alto esfuerzo de pesca (más de 120 embarcaciones) y la falta de medidas de manejo y control llevaron a su sobrexplotación (Paramo & Saint-Paul, 2010). Este tipo de pesca genera cambios en la diversidad de especies (como pérdida de depredadores), modificación del hábitat, resuspensión de material de fondo, así como altas biomásas de captura de descarte devueltas al mar (Kaiser & Spencer, 1996; Engel & Kvitek, 1998; Watling & Norse, 1998; Thrush *et al.*, 1998; Tuck *et al.*, 1998; Gubbay & Knapman, 1999; Bergman & Santbrink, 2000; Gislason & Sinclair, 2000; Hall-Spencer & Moore, 2000; Kaiser *et al.*, 2000; Jennings & Lancaster, 2001; Thrush & Dayton, 2002; Myers & Worm, 2003; Trenkel & Rochet, 2003). Ecológicamente, el arrastre afecta especies de gran tamaño y crecimiento lento (Kaiser & Spencer, 1996; Thrush *et al.*, 1998; Tuck *et al.*, 1998; Bergman & Santbrink, 2000; Gislason & Sinclair, 2000; Hall-Spencer & Moore, 2000; Kaiser *et al.*, 2000), ya sea por extracción o por competencia, y favorece el aumento de especies de cuerpos pequeños y rápido crecimiento (Gubbay & Knapman, 1999; Kaiser *et al.*, 2000; Jennings & Lancaster, 2001). Información proveniente de estadísticas pesqueras del país (a cargo de la Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca - AUNAP), así como en los informes del estado de los recursos marinos de Colombia, reportaron la disminución en las

capturas y tallas comerciales del camarón de aguas someras en el Caribe colombiano desde principio del siglo XXI (AUNAP, 2019 y Escobar, 2021). En 1995, se delimitaron las primeras 5 mn como zonas exclusivas de pesca artesanal y se prohibió la pesca de arrastre en varias zonas que comprendían el departamento de Córdoba, el Golfo de Morrosquillo, una parte interna del Golfo de Urabá y una zona de la Península de La Guajira (Acuerdo 12 de 1995 del Instituto de Pesca y Acuicultura - INPA). Sin embargo, hasta la fecha no se sabe cuál es el impacto de esta medida y si hay algún signo de recuperación del recurso y las comunidades marinas de estos ambientes bentónicos.

La alta dominancia en número y biomasa de los crustáceos decápodos (*Penaeus notialis*, *Achelous gibesii* y *Achelous spinicarpus*), en las zonas evaluadas (Sección 4, Capítulo 2), coincide con los resultados de Ramírez y Paramo (2020) para la zona sur y evidencia signos de recuperación de estos recursos, ya que son especies con ciclo de vida corto (García, 1996; Leal-Gaxiola *et al.*, 2001; Charnov y Hannah, 2002; López-Martínez *et al.*, 2003 y 2005), por lo que pueden recuperarse rápidamente después de una sobreexplotación (Ramírez y Paramo, 2020). El espectro de tamaños y la alta concentración de biomasa de una gran cantidad de individuos pequeños y adultos (Ramírez y Paramo, 2020), en la zona sur interior (SI) donde se presentó una veda espacial para la pesca (<5mn), indican que la medida de manejo instaurada desde 1995, influyó de manera positiva y se evidencia una recuperación tanto de la comunidad de megainvertebrados como de la especie objetivo. Así mismo, la disminución en el grado de perturbación encontrada entre la zona norte interior (NI) y sur exterior (SE) respecto a los reportes de 2004 y 2005 (Pérez, 2011), también se explican en la reducción de la flota pesquera de arrastre de camarón (trece barcos activos en 2006 a cuatro barcos activos en 2013; CCI, 2006; Escobar *et al.*, 2014).

8.3 ¿Qué indicadores biológicos y pesqueros deben considerarse en la formulación de una estrategia de manejo para el potencial aprovechamiento sostenible de megainvertebrados de aguas profundas en el Caribe colombiano?

La ordenación pesquera basada en un enfoque ecosistémico de la pesca (EEP), tiene en cuenta los componentes abióticos, bióticos y humanos de los ecosistemas y sus interacciones, aplicando una perspectiva integrada dentro de límites ecológicos razonables y coherentes (Defeo, 2015). Sin embargo, los enfoques basados en especies también son necesarios para comprender y analizar

cómo contribuyen a las comunidades y ecosistemas (Guijarro *et al.*, 2011). Estos enfoques deben implementarse con la participación activa de todos los actores que involucra la actividad pesquera (Hilborn, 2010), y guiarse por indicadores clave de la condición del ecosistema (Levin *et al.*, 2009). Pese a las limitaciones de gobernanza y recursos existentes en los países en desarrollo para la investigación necesaria para un EEP (Mathew, 2011), sobre todo en el caso de los recursos de aguas profundas, los indicadores simples han demostrado ser útiles para evaluar el estado de los recursos pesqueros y su ecosistema y para monitorear los cambios a medida que ocurren (Ye *et al.*, 2011). Dichos indicadores deberían basarse en datos fiables y fáciles de obtener, deberían reflejar adecuadamente la condición del recurso y deberían permitir definir valores de referencia asociados y medidas de gestión receptivas.

Para desarrollar conocimientos básicos para una nueva pesquería de aguas profundas en el Caribe colombiano, se deben abordar las siguientes preguntas fundamentales: ¿Qué recursos se pueden utilizar de manera sostenible? ¿Dónde se pueden pescar? ¿Cómo se verá afectada la biodiversidad asociada y cómo se lograría una pesca sostenible bajo un enfoque ecosistémico para la gestión pesquera? ¿Cuáles son las escalas ecológicamente espaciales y temporales que deben medirse?, por lo tanto, es de gran importancia tener una visión holística de todos los factores e interacciones que hacen parte de la actividad pesquera, que permitan generar estrategias de manejo bajo enfoque ecosistémico (Bensch *et al.*, 2008). Según Shin *et al.* (2010), se pueden distinguir cuatro objetivos de gestión como medio para evaluar el estado ecológico de los ecosistemas marinos: conservación de la biodiversidad (CB), mantenimiento de la estabilidad del ecosistema y resistencia a las perturbaciones (SR), mantenimiento de la estructura y funcionamiento del ecosistema (EF) y mantenimiento del potencial de recursos (RP). Para abordar estos objetivos se plantearon ocho indicadores (Table 5-1; Sección 5, Capítulo 3), cuatro de ellos obtenidos en el presente estudio. Esta investigación es pionera usando este tipo de enfoque, por lo que los aspectos que requerían series de tiempo para revelar cambios en las comunidades no fueron abordados. A continuación, se presentan los ocho indicadores planteados:

8.3.1 Biomasa total de las especies estudiadas

Este indicador mide la capacidad de producción y la contribución potencial del ecosistema como recurso marino explotable. La medida inversa del nivel de explotación o la presión total de pesca

sobre un ecosistema ($1/[\text{desembarque} / \text{biomasa}]$), refleja la proporción de la producción comunitaria que es tomada por la pesquería y sirve como un indicador de la tasa de explotación. En el presente estudio, se estimaron las biomásas de los megainvertebrados en aguas profundas y se mapeó su distribución espacial, siendo un punto de referencia para el manejo de los recursos en estos hábitats (Sección 4, Capítulo 2). Las mayores biomásas de megainvertebrados (incluidos los potencialmente aprovechables), se presentaron entre Riohacha y Santa Marta, así como frente a Cartagena y el Golfo de Morrosquillo.

8.3.2 Método ABC de comparación de abundancia y biomasa

Se utiliza ampliamente como indicador de perturbación en diferentes comunidades (Warwick 1986; Stenton-Dozey *et al.*, 1999; Yemane *et al.*, 2005). Esta técnica se basa en la comparación de la biomasa con respecto a la abundancia de individuos en una comunidad en un mismo momento y lugar, sin necesidad de control espacial o temporal como referencia (Warwick 1986). En el presente estudio, se utilizó el método ABC para estudiar el ensamblaje de megainvertebrados en un ecosistema prístino de aguas profundas en el Caribe colombiano, demostrando una comunidad inalterada. También se realizó un análisis espacial del grado de alteración, mostrando posibles áreas de crianza para la protección de la pesca (Sección 4, Capítulo 2). En aguas someras, donde hubo actividad pesquera, se identificaron zonas no perturbadas, donde de las poblaciones asociadas a la pesquería muestran signos de recuperación, tal es el caso de las áreas donde ha operado una veda espacial en la zona sur, lo que a su vez evidencia la efectividad de la medida de manejo tomada en 1995.

8.3.3 Espectro de tamaños

Es un indicador comúnmente utilizado para determinar el estado de los ecosistemas o las perturbaciones debidas principalmente a la actividad pesquera (Edwards *et al.*, 2017). Se basa en la comparación de las pendientes o parámetros b de los espectros de abundancia o distribuciones de biomasa de las comunidades (Edwards *et al.*, 2017). La inclinación de la pendiente del espectro de tamaños de abundancia refleja la eliminación de especies grandes del sistema y posiblemente una mayor presión de depredación en tamaños más pequeños. Por otro lado, cuando la pendiente disminuye indica una reducción general en la abundancia de la comunidad (Blanchard *et al.*, 2005;

Daan *et al.*, 2005). Los datos de este indicador se pueden obtener de diversas fuentes, siendo una herramienta útil para el manejo y conservación del ecosistema (Petchey y Belgrano, 2010; Edwards *et al.*, 2017). En el presente estudio, se utilizó para determinar el estado de las comunidades de los megainvertebrados en el Caribe colombiano (Sección 4, Capítulo 2), encontrando en aguas profundas (entre 200m y 600 m), comunidades sanas cercas al estado estable (comunidades prístinas), con estructura de tallas que sugieren comunidades no perturbadas. Igual comportamiento se observa en algunas áreas de aguas someras (inferiores a 100 m), donde se ha ejercido pesca de arrastre y presentan signos de recuperación.

8.3.4 Nivel trófico medio de las especies explotadas por la pesquería

Es un indicador que representa la posición trófica de toda la captura, que se espera que disminuya con la intensidad de pesca. Por lo tanto, la pesca puede cambiar la estructura de las redes tróficas marinas al reducir la longitud total media y, por lo tanto, afectar el funcionamiento del ecosistema al acortar la longitud de las cadenas tróficas y liberar la depredación de organismos de bajo nivel trófico. En el presente estudio, aunque no se estimó el nivel trófico medio de todas las especies que componen la captura, se tomaron como referencia los valores de otros estudios para las especies más abundantes (Wassenberg y Hill, 1989; Críales *et al.*, 2006; Bayhan *et al.*, 2015) y se determinó que en aguas profundas los megainvertebrados de fondos blandos están dominados por especies con niveles tróficos superiores a los de aguas someras (Sección 4, Capítulo 2).

8.3.5 La proporción de peces depredadores

Es una medida de la diversidad íctica en la comunidad y refleja los efectos potenciales de la pesca en el funcionamiento de las redes tróficas marinas, ya que la extracción de peces más grandes y fecundos podría comprometer la productividad de la población. Además, la remoción de especies más grandes cambia la estructura de tamaño de la comunidad y el funcionamiento del ecosistema (Paramo *et al.*, 2020). En el presente estudio no se obtuvo este indicador ya que solo se trabajó con la comunidad de megainvertebrados bentónicos, sin embargo, se plantea la posibilidad de analizar este indicador en futuros trabajos, y complementar lo obtenido.

8.3.6 Proporción de poblaciones subexplotadas y moderadamente explotadas

Es una medida del éxito de la ordenación pesquera y se utiliza para comparar el estado de los ecosistemas. El contenido inicial de un conjunto de datos de línea de base sería una lista de especies comerciales y sus abundancias relativas, tanto en las estadísticas de captura como en las encuestas de pesca de ecosistemas (Paramo *et al.*, 2020). Para el Caribe colombiano son limitados los datos de las pesquerías con series de tiempo, por lo cual se dificultó la estimación de este indicador.

8.3.7 La tasa media de recambio de especies

La vida media de una comunidad reflejará la abundancia relativa de especies con diferentes tasas de recambio, reflejando la estabilidad del sistema. Esto también se considera una medida de la resistencia de los ecosistemas a perturbaciones (Paramo *et al.*, 2020). La limitación de datos de las pesquerías con series de tiempo, dificultó la estimación de este indicador.

8.3.8 Recíproco del coeficiente de variación de la biomasa total

Es una medida de la estabilidad del ecosistema, un bajo valor de $1 / CV$ que indica una baja estabilidad de la biomasa y, por lo tanto, una baja estabilidad del ecosistema en respuesta a las perturbaciones. A medida que disminuye la biomasa total, el área ocupada por las diversas poblaciones puede disminuir, las poblaciones pueden estar distribuidas de manera más irregular o pueden ocupar la misma área con una densidad más baja (Paramo *et al.*, 2020). Este indicador también requiere de datos de series de tiempo, por lo cual no fue estimado en el presente estudio.

8.4 ¿Podrían ser aprovechados los recursos de aguas profundas de manera sostenible por una pesquería artesanal tecnificada?

Las pesquerías costeras a nivel mundial presentan una gran disminución en sus capturas debido a la sobrepesca y mala gestión de los recursos (Palomares y Pauly, 2020), además el calentamiento global viene afectando la composición de la pesca, presentándose cambios en la distribución de las especies, tanto de peces como de invertebrados marinos, hacia latitudes más altas o aguas más profundas (Cheung *et al.*, 2013; Palomares y Pauly, 2020). El reto para todos los actores como los pescadores, industria, científicos y entidades que manejan los recursos, es recuperar las poblaciones existentes o encontrar recursos que promuevan nuevas pesquerías, bajo un esquema de

sostenibilidad, teniendo en cuenta los tres pilares fundamentales: desarrollo económico, desarrollo social y protección del medio ambiente (Asche *et al.*, 2018).

En el Caribe colombiano, se han reportado varias especies de megainvertebrados de aguas profundas, que podrían considerarse como recurso potencial (Paramo & Saint-Paul, 2012 a, b y c, Pérez *et al.*, 2018), sin embargo, el limitado el conocimiento de las especies y ecosistemas de los ambientes de profundidad, así como su alta vulnerabilidad a métodos de pesca poco selectivos como la pesca de arrastre y la recuperación más lenta que la de aguas menos profundas (Roberts, 2002; Synnes, 2007; Kapisir & Thessalou, 2009), requiere que se generen alternativas sostenibles, como lo podrían ser las pesquerías artesanales (Palomares y Pauly, 2020). Este tipo de pesquería, además de utilizar menos combustible en su operación, es más selectiva, debido a que pueden utilizar artes pasivas como las nasas (donde las especies objetivo son atraídas por algún tipo de estímulo como luces o carnada), y sus productos tienen un aprovechamiento directo por consumo humano, en lugar de ser descartados o procesados como alimentos para otros animales como pasa en muchas pesquerías industriales (Pauly, 2018).

Las especies de la familia Pandalidae como *Plesionika narval*, son un importante recurso para la pesquería artesanal con nasas en aguas profundas del Mar Mediterráneo, el Mar Egeo, las Islas Canarias y Archipiélago de Madeira Atlántico nororiental (Arculeo *et al.*, 2002; Pajuelo *et al.*, 2015). En el Caribe colombiano, habita un camarón de aguas profundas de esta familia, *Plesionika longipes*, que resultó ser una de las especies de mayor abundancia (número de individuos y CPUE promedio; Sección 6, capítulo 4), en los experimentos de pesca con nasas. Además, de su amplia distribución geográfica en el Caribe colombiano, *P. longipes* presenta un amplio rango batimétrico (Sección 3, Capítulo 1), lo que favoreció la mayor abundancia de este camarón en el área de estudio y por lo que podría ser considerada un recurso pesquero potencial.

Otras especies ampliamente distribuidas en el área, capturadas con nasas fueron los camarones *Plesionika edwardssi*, *Plesionika tenuipes*, *Solenocera acuminata*, *Aristaeomorpha foliacea*, *Heterocarpus ensifer* y la langostilla de profundidad *Eunephrops bairdii* (Sección 6, Capítulo 4 y Sección 7, Capítulo 5). Sin embargo, debido a la poca información disponible sobre las especies y los ecosistemas de profundidad, es necesario adoptar un enfoque precautorio hasta que se conozca la estructura y funcionamiento estos ambientes (FAO, 2003) y se profundice en la biología de dichos

crustáceos, que permitan conocer su ciclo de vida, épocas y zonas de reproducción, así como sus parámetros básicos poblacionales que permitan un aprovechamiento sostenible. Por lo tanto, el uso de estos recursos podría estar dirigido hacia una pesquería artesanal tecnificada (con equipos para operar en aguas profundas), supervisada, con vedas espaciales y temporales alineadas a los eventos reproductivos y sitios de crianza, una zonificación bien definida con reservas marinas no explotadas y áreas con niveles limitados de esfuerzo pesquero, de manera que se desarrolle una pesquería sostenible bajo un enfoque ecosistémico (Defeo, 2015).

8.5 Bibliografía de la discusión general

- Abelló, P., Valladares, F.J. & A. Castellón. 1988. Analysis of the structure of decapod crustacean assemblages off the Catalan coast (North-West Mediterranean). *Marine Biology*, 98: 39-49. <https://doi.org/10.1007/BF00392657>
- Andrade, C.A., Barton, E.D. & C.H.N.K., Mooers. 2003. Evidence for an eastward flow along the Central and South American Caribbean Coastal. *Journal of Geophysical Research*. 108: 1–11.
- Arculeo, M., Mazzola, A. & S. Riggio. 2002. Catture sperimentali con le nasse di *Plesionika narval* (Fabr.) (Crustacea Decapoda) nell'isola di Ustica (Tirreno Meridionale). *Naturalista Siciliano*, IV-XXVI, 2 (1): 13-20.
- Asche, F., Garlock, T. M., Anderson, J. L., Bush, S. R., Smith, M. D., Anderson, C. M., Chu, J., Garrett, K., A., Lem, A., Lorenzen, K., Oglend, A., Tveteras, S. & S. Vannuccini. 2018. Three pillars of sustainability in fisheries. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 115 (44) 11221-11225; DOI: 10.1073/pnas.1807677115
- AUNAP. 2019. Documento técnico de cuotas 2019. p 226.
- Basford, D. J., A. Eleftheriou & D. Raffaelli, 1989. The epifauna of the northern North Sea (56–61°N). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*. 69: 387–407.
- Bayhan, K., Cartes, J., & E. Fanelli. 2015. Biological condition and trophic ecology of the deep-water shrimp *Aristaeomorpha foliacea* in the Levantine Sea (SW Turkey). *Mediterranean Marine Science*, 16(1), 103-116. doi:<https://doi.org/10.12681/mms.867>
- Bensch, A., Gianni, M., Gréboval, D., Sanders, J. & A. Hjort. 2008. Worldwide review of bottom fisheries in the high seas. Rome: FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper 522, p. 156.
- Bergman, M. J. N. & J.W. Van Santbrink. 2000. Mortality in megafaunal benthic populations caused by trawl fisheries on the Dutch continental shelf in the North Sea in 1994. – *ICES J. Mar. Sci.*, 57: 1321–1331.
- Bianchi, G. 1992. Demersal assemblages of the continental shelf and upper slope of Angola. *Marine Ecology Progress Series*. 81: 101–120.
- Blanchard, J.L., Dulvy, N.K., Jennings, S., Ellis, J.R., Pinnegar, J.K., Tidd, A. & L.T., Kell. 2005. Do climate and fishing influence size-based indicators of Celtic Sea fish community structure? *ICES J. Mar. Sci.* 62(3): 405–411. doi: 10.1016/j.icesjms.2005.01.006.
- Blanchard, J.L., Jennings, S., Law, R., Castle, M.D., McCloghrie, P., Rochet, M.J. & E. Benoit. 2009. How does abundance scale with body size in coupled size-structured food webs? *JAnim Ecol* 78:270-280.
- Cartes, J.E. & F. Sardá. 1992. Abundance and diversity of decapod crustaceans in the deep-Catalan sea (western Mediterranean). *J nat Hist.*, 26:1305–1323. <https://doi.org/10.1080/00222939200770741>
- CCI. 2006. Pesca y Acuicultura Colombia 2006. INCODER. 138 pp.
- Charnov, E. L. & R. W. Hannah. 2002. Shrimp adjust their sex ratio to fluctuating age distributions. *Evol. Ecol. Res.*, 4: 239-246.
- Cheung, W.W.L., Watson, R. & D. Pauly. 2013. Signature of ocean warming in global fisheries catch. *Nature* 497(7449):365–368.

- Cordes, E.E., McGinley, M.P., Podowski, E.L., Becker, E.L., Lessard-Pilon, S., Viada, S.T. & C.R. Fisher. 2008. Coral communities of the deep Gulf of Mexico. *Deep Sea Res. Part I Oceanogr. Res. Pap.*, 55(6): 777-787.
- Críales-Hernández, M.I., García, C. B. & M. Wolff. 2006. Flujos de biomasa y estructura de un ecosistema de surgencia tropical en La Guajira, Caribe colombiano. *Rev. Biol. Trop.*, 54 (4): 1257-1282.
- Daan, N., Gislason, H., Pope, J.G. & J.C., Rice. 2005. Changes in the North Sea fish community: Evidence of indirect effects of fishing? *ICES J. Mar. Sci.* 62(2): 177–188. doi: 10.1016/j.icesjms.2004.08.020.
- Defeo, O. 2015. Enfoque ecosistémico pesquero: Conceptos fundamentales y su aplicación en pesquerías de pequeña escala de América Latina. FAO Documento Técnico de Pesca y Acuicultura, FAO, Rome (2015). 84 p.
- Edwards, A., Robinson, J.P., Plank, J., Baum, J. & J., Blanchard. 2017. Testing and recommending methods for fitting size spectra to data. *Methods Ecol. Evol.*, 8(1): 57-67. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12641>
- Engel, J. & R. Kvitek. 1998. Effects of otter trawling on a benthic community in Monterey Bay National Marine Sanctuary: *Conservation Biology*, 12, 1204-1214.
- Escobar, F.D, Puentes, V., Polo, C.J., & J.A. Alonso. 2014. Caribe continental. En: Puentes, V., Escobar, F.D., Polo, C.J., & Alonso, J.C. (Eds.). 2014. Estado de los Principales Recursos Pesqueros de Colombia - 2014. Serie Recursos Pesqueros de Colombia – AUNAP. Oficina de Generación del Conocimiento y la Información, Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca – AUNAP. pp. 55 – 56.
- Escobar, F., Vilorio, E., Viaña, J., Salas, S., Castillo, H., Girón, A. Romero, J.A. & M. Rueda. 2021. Causas y tensiones del cambio en los ecosistemas marinos y costeros y sus servicios: indicadores de presión (Pp. 122-135). En: INVEMAR. Informe del estado de los ambientes y recursos marinos y costeros en Colombia, 2020. Serie de Publicaciones Periódicas No. 3. Santa Marta. 268 p.
- Food and Agricultural Organization of the United Nations – FAO. 2003. Fisheries management 2. The ecosystem approach to fisheries. FAO Technical Guidelines for Responsible Fisheries No 4, Suppl. 2. Rome.
- Fariña, A. C., J. Freire & E. González-Gurriarán, 1997. Megabenthic decapod crustacean assemblages on the Galician continental shelf and upper slope (north-west Spain). *Marine Biology*. 127: 419–432.
- Franco-Herrera, A., L. Castro & P. Tigreros, 2006. Plankton Dynamics in the South Central Caribbean Sea: Strong Seasonal Changes in a Coastal Tropical System. *Caribbean Journal of Science*. 42 (1): 24–38.
- García, C.B., Duarte, L.O., Altamar, J. & L. Manjares. 2007. Demersal fish density in the upwelling ecosystem off Colombia, Caribbean Sea: historic outlook. *Fish. Res.*, 85: 68-73.
- García, S. M., 1996. The precautionary approach to fisheries and its implications for fishery research, technology and management: an updated review. In: FAO (ed.), *Precautionary approach to fisheries*, 2: 1-75. (FAO Scientific Papers, Rome).
- García-Rodríguez, M. 2012. Sobre la distribución de *Aristeus antennatus* (Risso, 1816) en el talud de la costa catalano-levantina e Islas Baleares (Mediterráneo Occidental). *Revista de Investigación Marina*. 19 (6): 554-558.
- Gislason, H. & M. Sinclair. 2000. Ecosystem effects of fishing. *ICES J Mar Sci* 57:465–791.
- Godínez-Domínguez, E., 2003. Ecología de las asociaciones de macroinvertebrados bentónicos de fondos blandos del pacífico central mexicano. Tesis Doctoral. Departamento de Biología Animal, Biología Vegetal e Ecología Universidade da Coruña.
- Godínez-Domínguez, E., J. Freire, C. Franco-Gordo & G. González-Sansón, 2009. Decomposing diversity patterns of a soft-bottom macroinvertebrate community in the tropical eastern Pacific. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 89(1): 31–38.
- Gómez-Canchong, P., Quiñones, R. & L. Manjarrés. 2011. Size structure of a heavily fished benthic/demersal community by shrimp trawling in the Colombian Caribbean Sea. *Lat. Am. J. Aquat. Res.*, 39(1): 43-55.
- Gray, J.S., Poore, G.C.B., Ugland, K.I., Wilson, R.S. Olsgard, F. & O. Johannessen. 1997. Coastal deep-sea benthic diversities compared. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 159:97-103.
- Gubbay, S. & P.A. Knapman. 1999. A review of the effects of fishing within UK European marine sites. *English Nature (UK Marine SACs Project)*, p. 134.
- Guijarro, B., Tserpes, G., Moranta, J. & E. Massuti. 2011. Assessment of the deep water trawl fishery off the Balearic Islands (western Mediterranean): from single to multi-species approach. *Hydrobiologia* 670: 67–85. <https://doi.org/10.1007/s10750-011-0670-z>.

- Guzmán-Alvis, A., Solano, O. D., Córdoba-Tejada, M. y A. López-Rodríguez. 2001. Comunidad macroinfaunal de fondos blandos someros tropicales (Caribe colombiano). *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 30: 39-66.
- Haedrich R. L., G. T. Rowe & P. T. Polloni. 1975. Zonation and faunal composition of epibenthic populations on the continental slope south of New England. *Journal of Marine Research*, 33, 191–212.
- Haedrich R. L., G. T. Rowe & P. T. Polloni. 1980. The megabenthic fauna in the deep sea south of New England, USA. *Marine Biology*, 57, 165–17.
- Hall-Spencer, J.M., Moore, P.G. 2000. Impact of scallop dredging on maerl grounds, in: Kaiser M., Ramsay K., Richardson C.A., Spence, F.E., Brand A.R. 2000. The effects of fishing on non-target species and habitats: biological, conservation and socio-economic issues. *Fishing News Books*: pp. 105-117.
- Hernández-Ávila, I., Guerra-Castro, E., Bracho, C., Rada, M., Ocaña, F.A. & D. Pech. 2018. Variation in species diversity of deep-water megafauna assemblages in the Caribbean across depth and ecoregions. *PLoS ONE* 13(8): e0201269. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0201269>
- Heather, F.J., Blanchard, J.L., Edgar, G.J., Trebilco, R. & R.D. Stuart-Smith. 2021. Globally consistent reef size spectra integrating fishes and Invertebrates. *Ecology Letters* (2021) 24: 572–579
- Hilborn R. 2010. Future directions in ecosystem based fisheries management: A personal perspective. *Fish Res* 108(2-3): 235-239. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2010.12.030>
- Holthuis, L.B. 1980. Shrimps and prawns of the world. An annotated catalogue of species of interest to fisheries. (FAO Species Catalogue, 1). *FAO Fisheries Synopsis*, 125 (1): 1–271.
- Holthuis, L.B. 1991. Marine Lobsters of the World. *FAO species Catalogue Vol 13*. *FAO Fisheries Synopsis*.
- Jennings, S. & J. Lancaster. 2001. Trawling disturbance can modify benthic production processes. *J. Anim. Ecol.*, 70, 459-475
- Kaiser, M. J. & B.E. Spencer. 1996. Behavioural responses of scavengers to beam trawl disturbance p 117-123. In: Greenstreet S.P.R. & M.L. Tasker. 1996. Aquatic predators and their prey. Blackwell Scientific, Oxford.
- Kaiser, M., Ramsay, K., Richardson C.A., Spence, F.E. & A.R., Brand. 2000. Chronic fishing disturbance has changed shelf sea benthic community structure. *Journal of Animal Ecology*, 69: 494-503.
- Kapiris K. & M., Thessalou-Legaki. 2009. Comparative reproduction aspects of the deep-water shrimps *Aristaeomorpha foliacea* and *Aristeus antennatus* (Decapoda, Aristeidae) in the Greek Ionian Sea (Eastern Mediterranean). *Int. J. Zool.*, Article ID 979512, 9 pages, doi:10.1155/2009/979512.
- Kerr, S.R., & L.M., Dickie. 2001. *The Biomass Spectrum*, Columbia University Press.
- Lagardère, J. P., 1973. Distribution des décapodes dans le sud du Golfe de Gascogne. *Revue des Travaux de l'Institut des Pêches Maritimes*. 37: 77–95.
- Lagardere, J. P., 1977. Recherches sur la distribution verticale et sur l'alimentation des crustacés décapodes benthiques de la Pente Continentale du Golfe de Gascogne. Analyse des groupements carcinologiques. *Bulletin Centre d'Études Recherches Scientifiques Biarritz*, 11 (4): 367–440.
- Leal-Gaxiola, A., López- Martínez, J., Chávez, E. A., Hernández-Vásquez, S., & F. Méndez-Tenorio. 2001. Interannual variability of the reproductive period of the brown shrimp, *Farfantepenaeus californiensis* (Holmes, 1900) (Decapoda, Natantia). *Crustaceana*, 74, 839-851.
- Levin, P.S., Fogarty, M.J., Murawski, S.A. & D. Fluharty. 2009. Integrated Ecosystem Assessments: Developing the Scientific Basis for Ecosystem-Based Management of the Ocean. *PLoS Biol* 7(1): e1000014. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.1000014>.
- López-Martínez, J., Arreguín-Sánchez, F., Hernández-Vásquez, S., García-Juarez, A. R., & W. Valenzuela-Quiñonez. 2003. Interannual variation of growth of the brown shrimp *Farfantepenaeus californiensis* and its relationship to temperature. *Fisheries Research*, 61, 95-105.
- López-Martínez, J., Rábago-Quiroz, C., Nevárez-Martínez, M. O., García-Juárez, A. R., Rivera-Parra, G., & J. Chávez-Villalba. 2005. Growth, reproduction, and size at first maturity of blue shrimp, *Litopenaeus stylirostris* (Stimpson, 1874) along the east coast of the Gulf of California, Mexico. *Fisheries Research*, 71(1), 93-102.
- Lozano-Duque, Y., Medellín-Mora, J. & G. Navas. 2010. Contexto climatológico y oceanográfico del mar Caribe colombiano. Pp (52-84). En *INVEMAR* (Eds.). 2010. Biodiversidad del margen continental del Caribe colombiano. Serie de Publicaciones Especiales, *Inveemar* No. 20 p. 4588.

- Markle, D.F., M.J. Dadswell & R.G. Halliday, 1988. Demersal fish and decapod crustacean fauna of the upper continental slope off Nova Scotia from La Have to St. Pierre Banks. *Canadian Journal of Zoology*, 66, 1952–1960.
- Mathew, S. 2011. Fishery-dependent information and the ecosystem approach: what role can fishers and their knowledge play in developing countries?. *ICES J Mar Sci* 68(8): 1805–1808. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsr113>
- Mazurkiewicz, M., Górska, B., Renaud, P.E. & M. Włodarska-Kowalczyk. 2020. Latitudinal consistency of biomass size spectra - benthic resilience despite environmental, taxonomic and functional trait variability. *Sci Rep* 10, 4164. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-60889-4>.
- Melo, G. 1999. Manual de Identificação dos Crustacea Decapoda do Litoral Brasileiro: Anomura; Thalassinidea; Palinuridea e Astacidea. São Paulo: Plêiade/FAPESP, 551 p.
- Morales, D. F., V.L. Rocha, & B. Posada. 2017. Geomorfología de los fondos submarinos del Parque Nacional Natural Corales de Profundidad, mar Caribe colombiano. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*. 46 (2): 73–90.
- Myers, R. A. & B. Worm. 2003. Rapid worldwide depletion of predatory fish communities. *Nature* 423, 280–283.
- Navas, G., Vides, M. & M., Diaz-Ruiz. 2010. Ensamblajes faunísticos de la plataforma y talud superior del mar Caribe colombiano. Pp (354-390). En INVEMAR (Eds.). 2010. Biodiversidad del margen continental del Caribe colombiano. Serie de Publicaciones Especiales, Invemar No. 20 p. 4588.
- Olaso, I. 1990. Distribución y abundancia del megabentos invertebrado en fondos de la plataforma cantábrica. *Publicaciones Especiales del Instituto Español de Oceanografía*. 5, 128 pp.
- Pajuelo, J.G., Triay-Portella, R., Santana, J.I. & J.A. González. 2015. The community of deep-sea decapod crustaceans between 175 and 2600 m in submarine canyons of a volcanic oceanic island (central-eastern Atlantic). *Deep-Sea Research I* 105:83–95. doi:10.1016/j.dsr.2015.08.013.
- Palomares, M. L. D., Froese, R., Derrick, B., Meeuwig, J. J., Noël, S. L., Tsui, G., Woroniak, J., Zeller, D. & D. Pauly. 2020. Fishery biomass trends of exploited fish populations in marine ecoregions, climatic zones and ocean basins. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 243: 1– 10.
- Papaconstantinou, C. & K., Kaporis. 2003. The biology of the giant red shrimp (*Aristaeomorpha foliacea*) at an unexploited fishing ground in the Greek Ionian Sea. *Fish. Res.* 62: 37-51.
- Paramo, J. & U., Saint-Paul. 2010. Morphological differentiation of southern pink shrimp *Farfantepenaeus notialis* in Colombian Caribbean Sea. *Aquat. Living Resour.* 23(1): 95-101.
- Paramo, J. & U., Saint-Paul. 2012a. Deep-sea shrimps *Aristaeomorpha foliacea* and *Pleoticus robustus* (Crustacea: Penaeoidea) in the Colombian Caribbean Sea as a new potential fishing resource. *J. Mar. Biol. Assoc. U. K.* 92(4): 811-818.
- Paramo, J. & U., Saint-Paul. 2012b. Spatial structure of the pink speckled deep-sea shrimp *Penaeopsis serrata* (Bate, 1881) (Decapoda, Penaeidae) during november-december 2009 in the Colombian Caribbean Sea. *Crustaceana*. 85(1): 103-116.
- Paramo, J. & U., Saint-Paul. 2012c. Spatial structure of deep sea lobster (*Metanephrops binghami*) in the Colombian Caribbean Sea. *Helgol Mar Res.* 66: 25-31.
- Paramo, J., R.A. Quiñones, A. Ramírez & R. Wiff, 2003. Relationship between abundance of small pelagic fishes and environmental factors in the Colombian Caribbean Sea: an analysis based on hydroacoustic information. *Aquatic Living Resources* 16(3):239–245.
- Paramo, J., M. Correa & S. Nuñez, 2011. Evidencias de desacople físico-biológico en el sistema de surgencia en la Guajira, Caribe colombiano. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*. 46 (3), 421–430.
- Paramo J., Grijalba-Bendeck M., Pérez D., Espinoza-Tenorio A. & M. Wolff. Conservation strategies for potential new deep-sea crustacean fisheries in the Colombian Caribbean under an ecosystem approach. In: Hendrickx, Michel (Ed.). 2020. *Deep-Sea Pycnogonids and Crustaceans of the Americas*. Springer International Publishing. VIII, 799, eBook ISBN 978-3-030-58410-8, Hardcover ISBN 978-3-030-58409-2, DOI 10.1007/978-3-030-58410-8.
- Paramo, J., M. Wolff, & U. Saint-Paul, 2012. Deep-sea fish assemblages in the Colombian Caribbean Sea. *Fisheries Research*. 125-126: 87–98
- Pauly, D. 2018. A vision for marine fisheries in a global blue economy. *Marine Policy* 87: 371– 374.

- Pérez, D., Franco, A. & J. Paramo. 2018. Composición y distribución de los crustáceos de profundidad capturados con nasas en el área marina del departamento de Magdalena, Caribe Colombiano. *Boletín Científico Museo de Historia Natural Universidad de Caldas*, 22 (2): 132-143.
- Pérez, D., Paramo, J. & M. Wolff. 2019. Distribution, abundance and fishing potential of mega-invertebrates in the sub-euphotic zone (150–535 m) in the Colombian Caribbean. *Reg Stud Mar Sci* 32: 100868. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2019.100868>
- Pérez, D. 2011. Incidencia de la pesca industrial del camarón sobre los macroinvertebrados en el Caribe colombiano. Tesis para optar al título de Magíster en Ciencias en Biología – Línea Biología Marina. Universidad nacional de Colombia. Facultad de ciencias – sede Bogotá. Santa Marta. p.65
- Pérez Farfante, I. & B.F. Kensley, 1997. Penaeoid and Sergestoid Shrimps and Prawns of the World. Keys and diagnoses for the families and genera. *Mémoires du Muséum National d’Histoire Naturelle, Paris*, V.175, 233p.
- Petchey, O.L. & A. Belgrano. 2010. Body-size distributions and size-spectra: universal indicators of ecological status? *Biol Lett* 6: 434 – 437. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2010.0240>
- Pope, J.D., Stokes, T.K., Murawski, S.A. & S.I. Idoine. 1987. A comparison of fish size composition in the North Sea and on Georges Bank, in: Wolff, W., Soeder, C.J., Drepper, F.R., (Eds.), *Ecodynamics, Contributions to Theoretical Ecology*. Springer-Verlag, Berlin. pp. 146–152.
- Quiñones, R.A., Platt, T., & J. Rodríguez. 2003. Patterns of biomass size spectra from oligotrophic waters of the Northwest Atlantic. *Prog. Oceanogr.* 57, 405-427.
- Ramirez, A. & J. Paramo. 2020. Size structure, sex ratio, and condition factor of the pink shrimp *Penaeus (Farfantepenaeus) notialis* Pérez Farfante, 1967 (Decapoda: Dendrobranchiata: Penaeidae) in the Colombian Caribbean. *Journal of Crustacean Biology*. 40(2), 172–175. doi:10.1093/jcblol/ruz093.
- Ramirez-Llodra, E., Company J. B., Sardà, F. & G. Rotllant. 2010. Megabenthic diversity patterns and community structure of the Blanes submarine canyon and adjacent slope in the Northwestern Mediterranean: a human overprint? *Marine Ecology*. 31: 167–182. doi:10.1111/j.1439-0485.2009.00336.x
- Rangel-Buitrago, N., & J. Idárraga-García. 2010. Geología general, morfología submarina y facies sedimentarias en el margen continental y los fondos oceánicos del mar caribe colombiano. Pp (28-51). En INVEMAR (Eds.). 2010. Biodiversidad del margen continental del Caribe colombiano. Serie de Publicaciones Especiales, Invemar No. 20 p. 458.
- Roberts, C.M. 2002. Deep impact: the rising toll of fishing in the deep sea. *Trends in Ecology & Evolution*. 17:242–245.
- Setubal Pires, A. M. 1992. Structure and dynamics of benthic megafauna on the continental shelf offshore of Ubatuba, southeastern Brazil. *Marine Ecology Progress Series* 86: 63–76.
- Shin YJ, Shannon LJ, Bundy A et al (2010) Using indicators for evaluating, comparing, and communicating the ecological status of exploited marine ecosystems. 2. Setting the scene. *ICES J Mar Sci* 67(4): 692–716. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsp294>.
- Sprules, W. G. & M. Munawar. 1986. Plankton size spectra in relation to ecosystem productivity, size and perturbation. *Can J Fish Aquat Sci*. 43:1789-1794.
- Sprules, W. G. & L.E. Barth. 2016. Surfing the biomass size spectrum: some remarks on history, theory, and application. *Can J Fish Aquat Sci*. 73(4): 477-495
- Stenton-Dozey, J.M.F. Jackson I. F. & A.J. Busby. 1999. Impact of mussel culture of macro-benthic community structure in Saldahana Bay, South Africa. *Marine Pollution Bulletin* 39: 357-366.
- Sweeting, C.J., Badalamenti, F., D’Anna, G., Pipitone, C. & N.V.C., Polunin. 2009. Steeper biomass spectra of demersal fish communities after trawler exclusion in Sicily. *ICES J Mar Sci* 66:195–202.
- Synnes, M. 2007. Bioprospecting of organisms from the deep sea: scientific and environmental aspects. *Clean Techn Environ Policy*, 9:53–59
- Thrush, S. F., Hewitt, J. E., Cummings, V. J., Dayton, P. K., Cryer, M., Turner, S. J., Funnell, G. A., Budd, R. G., Milburn, C. J. & M.R. Wilkinson. 1998. Disturbance of the marine benthic habitat by commercial fishing: impacts at the scale of the fishery. *Ecol Appl*. 8: 866–879.
- Thrush, S.F. & P.K. Dayton. 2002. Disturbance to marine benthic habitats by trawling and dredging: implications for marine biodiversity. *Annu Rev Ecol Syst*, 33: 449-473

- Trenkel, V.M. & M. J. Rochet. 2003. Performance of indicators derived from abundance estimates for detecting the impact of fishing on a fish community. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 60: 67-85.
- Tuck, I., Hall, S.J., Robertson, M., Armstrong, E. & D.J. Basford. 1998. Effects of physical trawling disturbance in a previously unfished sheltered Scottish sea loch. *Marine Ecology Progress Series*, 162, 227±242.
- Vides, C. M. 2011. Distribución de la megafauna bentónica del caribe colombiano, asociada a variables ambientales del fondo marino. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*. 40 (2): 249 –270.
- Warwick, R. M. 1986. A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities. *Marine Biology*. 92: 557–562.
- Wassenberg T.J. & B.J. Hill. 1989. Diets of four decapod crustaceans (*Linuparus trigonus*, *Metanephrops andamanicus*, *M. australiensis* and *M. boschmai*) from the continental shelf around Australia. *Mar Biol* 103:161-167.
- Watling, L. & E. Norse. 1998. Disturbance of the seabed by mobile fishing gear: a comparison to forest clearcutting. *Conservation Biology* 12:1180–1197.
- Wenner, E. L. & D. F. Boesch. 1979. Distribution patterns of epibenthic decapod Crustacea along the shelf-slope coenocline, Middle Atlantic Bight, U.S.A. *Bulletin of the Biological Society of Washington*, 3, 106–133.
- Ye, Y., Cochrane, K. & Y. Qiu. 2011. Using ecological indicators in the context of an ecosystem approach to fisheries for data-limited fisheries. *Fish Res* 112(3): 108-116. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2011.06.004>.
- Yemane, D., Field, J. G. & R.W. Leslie. 2005. Exploring the effects of fishing on fish assemblages using Abundance Biomass Comparison (ABC) curves. *ICES Journal of Marine Science*, 62: 374 -379

9 CONCLUSIONES

La estructura y composición de las comunidades se ve afectada por el aumento de la profundidad y por las perturbaciones antrópicas (pesca de arrastre), lo que se reflejó en el espectro de tamaños de los megainvertebrados de fondos blandos y en las curvas de biomasa y abundancia. En los ambientes profundos, se encontró una comunidad alejada al estado estable estacionario (Sprules & Munawar, 1986; Kerr y Dickie, 2001; Sprules y Barth, 2016), de acuerdo a los valores del parámetro b , estando más cerca a los valores de las comunidades de depredadores epifaunales (Blanchard *et al.*, 2009), este resultado también se debe a la exclusión del componente íctico dentro del análisis (Heather *et al.*, 2021), además de una gran dominancia de especies adaptadas para aprovechar al máximo la energía en estos ambientes (i.e. *Aristaeomorpha foliacea* y *Metanephorps bhingami*). Considerando que en aguas profundas del Caribe colombiano no hay perturbaciones por pesca, el comportamiento de las curvas de abundancia y biomasa, puede estar indicando eventos de reclutamiento y presencia de grandes agregaciones de individuos juveniles, que utilizan estas zonas como refugio y zonas de alimentación; de esta manera, las diferencias entre los dominantes en abundancia y en biomasa se minimizan y las curvas de biomasa y abundancia se pueden sobreponer.

En aguas someras, el espectro de tamaños y las curvas de abundancia y biomasa evidenciaron ambientes con diferentes niveles de perturbación como se tenía previsto. En aquellos sitios donde no es permitida la pesca de arrastre desde 1995 (zona Sur Interior - SI), se presentaron valores del parámetro b menos negativos respecto a las zonas perturbadas y una alta concentración de biomasa de individuos pequeños y adultos, indicando que la medida de manejo instaurada está influyendo de manera positiva, de modo que ha permitido la recuperación de la comunidad de megainvertebrados incluyendo las especies de camarones objetivo de la pesquería de arrastre (i.e. *Penaeus notialis*). Además, la curva de abundancia y biomasa para esta zona no indicó perturbaciones, presentándose la curva de biomasa por encima de la abundancia.

En las zonas de aguas someras donde no hay restricción para la pesca de arrastre camarón (SE, NE, NI) se presentaron valores del parámetro b más negativos ($b = -0.7, -0.84$ y -0.89 , respectivamente), típicos de comunidades de detritívoros indicadores de perturbación. De igual manera, el entrecruzamiento de las curvas de abundancia y biomasa confirmaron la moderada perturbación que se presenta en dichos ambientes. Por otro lado, comparado con datos de 2004, en 2013 se

evidencia en general una disminución en el grado de perturbación en aguas someras, debido a la reducción del esfuerzo pesquero.

Contrario a lo que se planteó como una de las hipótesis de esta investigación, no se evidenció ningún patrón o variación del espectro de tamaños asociada a la productividad en las diferentes zonas, en parte debido a que no se contó con datos puntuales e *in situ* que permitieran su análisis temporal. Por esta misma razón, tampoco se logró comparar la estructura y composición de la comunidad de los megainvertebrados de fondos blandos de acuerdo a las condiciones ambientales (i.e. temperatura, salinidad, profundidad y tipo de fondo).

Finalmente, se resalta que esta tesis aporta información de gran importancia sobre la composición, distribución y estado de las comunidades de megainvertebrados en el Caribe colombiano, junto con indicadores ecológicos como puntos de referencia para el entendimiento de estos sistemas y para futuros usos por diversos sectores como la industria, las pesquerías, la academia y las entidades tomadoras de decisiones. También se proponen estrategias de manejo y conservación para las posibles nuevas pesquerías de crustáceos de aguas profundas en el Caribe colombiano bajo un enfoque ecosistémico de la pesca, y se presentan alternativas de aprovechamiento, con métodos de pesca artesanal limpia como las nasas, las cuales causan un menor impacto.

10 RECOMENDACIONES

Los indicadores ecológicos planteados en la presente tesis son confiables, certeros y requieren información relativamente fácil de obtener (i.e. la talla o peso de los individuos). Por esto se recomienda su uso en la evaluación del estado de comunidades de difícil acceso, como las bentónicas de aguas profundas.

Las investigaciones futuras sobre megainvertebrados de aguas profundas y someras deben dirigirse al entendimiento de la dinámica temporal, la determinación de los parámetros del ciclo de vida de las especies y monitoreos del estado de salud de las comunidades. De esta manera, por ejemplo, la identificación de épocas, sitios de reproducción y desove, pueden usarse como elementos de planificación espacial para la delimitación de áreas de conservación y áreas de uso sostenible de los recursos.

Se recomienda la realización de estudios pesqueros que evalúen la selectividad, rendimiento, e impacto de las artes de pesca en el medio, con el fin de determinar nuevas alternativas de pesca limpia que garanticen la sostenibilidad de las especies objetivo, la fauna acompañante y el ecosistema en el cual se encuentran.



UTADEO
UNIVERSIDAD DE BOGOTÁ JORGE TADEO LOZANO

