

1 **Conectividad ecosistémica en un área marina protegida del Caribe**
2 **Colombiano: caso de estudio ciclo de vida de *Haemulon flavolineatum***
3 **(migración ontogénica).**

4
5
6
7 **Presentado por**

8 **Diana Carolina Rodriguez Torres**

9
10
11
12 **Director**

13 **Luis Alberto Acosta Moreno**

14
15
16 **Trabajo de grado**

17 **Presentado para optar por el título de**

18
19
20 **BIÓLOGA**

21
22
23
24
25
26
27 **Pontificia Universidad Javeriana**
28 **Facultad de Ciencias**

29
30
31
32 **Bogotá D.C.**
33 **2020**

34 **Conectividad ecosistémica en un área marina protegida del Caribe Colombiano:**
35 **caso de estudio ciclo de vida de *Haemulon flavolineatum* (migración ontogénica).**

36 Diana Carolina Rodríguez Torres¹

37 ¹ro_diana@javeriana.edu.co

38 **Resumen**

39 La conectividad estructural y funcional se ha convertido en uno de pilares para el
40 manejo, diseño y conservación de áreas protegidas. Las especies usan diferentes
41 ecosistemas en el paisaje marino para completar sus ciclos de vida, de allí la protección de
42 los mismos en conjunto como áreas costeras de reproducción, crianza, alimentación o
43 refugio. Este estudio busca determinar si existe evidencia de conectividad estructural y
44 funcional entre los ecosistemas de arrecifes, manglar y pastos marinos tomando como caso
45 de estudio el ciclo de vida de *Haemulon flavolineatum* en el área marina protegida Bahía
46 Portete (Kaurrele) por medio del análisis del estado, la configuración espacial de los
47 ecosistemas y la migración ontogénica de *H. flavolineatum*. Con base en la literatura se
48 obtuvo el estado de los tres ecosistemas usando la cobertura de corales, densidad de
49 vástagos de pastos y densidad de individuos de manglar. A su vez, partir del mapa de
50 coberturas de los ecosistemas y sus parches se realizó un análisis de fragmentación del
51 paisaje mediante Fragstats. Por último, con base en la literatura sobre la historia de vida y
52 migración ontogénica de *H. flavolineatum* se evaluó la conectividad funcional potencial entre
53 ecosistemas de la bahía.

54 Se encontró deterioro en el estado de conservación de pastos y arrecifes en el área
55 de estudio y poca información de manglar para definir su estado. Para la configuración
56 espacial, los arrecifes son los menos representativos en términos de área de ocupación
57 relativa en la Bahía (1,43 % del área total), también presentan el menor número de parches
58 (6) y la mayor distancia al vecino más cercano (157,18 metros). Mientras que los pastos
59 tienen la mayor cobertura (8,93% del área total), presentan el mayor número de parches
60 (197) y mayor nivel de fragmentación en la zona Norte. Por último, el manglar es el
61 ecosistema con mayor tamaño de parche (228,15 hectáreas), menor distancia al vecino
62 más cercano (23,92 metros) y los parches con mayor complejidad de forma – Índice Shape
63 (5,37) en la zona Sur de la bahía. La conectividad estructural para cada ecosistema en el
64 rango de distancias de 100 a 1000 m fue menor del 40% de conectancia y a nivel de paisaje
65 el contagio fue menor (58%) que el intercalamiento (76%). La conectividad funcional para

66 *H. flavolineatum* durante su migración de pastos marinos a manglar está dada en tres zonas
67 desconectadas entre sí: sur, central y norte. Se obtuvo mayor conectividad potencial para
68 en la zona sur con mayor cantidad de enlaces (104 enlaces) a distancias entre 0 a 100 m
69 (48 enlaces). Para la migración de manglar a arrecifes la bahía se presenta totalmente
70 conectada por estos dos ecosistemas con mayores enlaces a distancias entre 8 a 14 km
71 (124 enlaces) y una conectividad más factible por mayores enlaces entre 0 a 4 km en la
72 zona sur. En conclusión, si existe evidencia de conectividad tanto estructural como funcional
73 para *H. flavolineatum* en bahía Portete debido a que su configuración espacial facilita la
74 conectividad estructural entre los ecosistemas de arrecifes, pastos marinos y manglar. Ello
75 favorece el potencial de conectividad funcional para la especie, especialmente en la zona
76 sur comparada con la zona central y norte de la bahía. Se recomienda la conservación de
77 los ecosistemas de la zona sur y la restauración principalmente en la zona norte.

78 **Palabras clave:** paisaje marino, conectividad, áreas costeras, migración ontogénica,
79 estado de conservación, fragmentación.

80 **Introducción**

81 **Los ecosistemas son resilientes y mejor aún, esta capacidad aumenta cuando**
82 **son vecinos unos de otros y la conectividad entre ellos es más fuerte (Koch et al.**
83 **2009, Earp et al. 2017).** La conectividad se puede definir desde dos enfoques, conectividad
84 estructural y conectividad funcional. La primera es una medida de permeabilidad del hábitat
85 basado en sus características físicas y la configuración espacial de los parches del hábitat,
86 los disturbios a los que se ve sometido y demás elementos propios del paisaje, tanto marino
87 como de agua dulce y terrestre, que se estimen necesarios para que los organismos puedan
88 moverse en su entorno y cumplir sus ciclos de vida (Hilty et al. 2019). Por otro lado, la
89 conectividad funcional describe la respuesta de los genes, gametos, propágulos o
90 individuos a la estructura del paisaje, observado en procesos como sobrevivencia,
91 dispersión, asentamiento, reproducción o migración (Crooks y Sanjayan 2006, Weeks
92 2017). Para analizar el funcionamiento del paisaje marino y como se encuentra conectado,
93 se usan conocimientos y herramientas extraídas de la ecología del paisaje terrestre, que
94 han mostrado tener aplicaciones prometedoras en el paisaje marino costero (Pittman 2018).
95 Principalmente el modelo de mosaicos de parches, porque la conectividad se percibe en
96 función de la facilidad o dificultad al movimiento a través de diferentes coberturas y
97 elementos de la matriz, cada una con una resistencia diferente, teniendo en cuenta la
98 extensión del hábitat, la subdivisión por fragmentación, la geometría de los parches y el

99 aislamiento por distancias entre parches y ecosistemas (Cushman et al. 2009). Este
100 enfoque permite establecer que hábitats presentan mayor o menor conectividad con otros,
101 lo que facilita la planificación espacial marina y la gestión pesquera (Berkström et al. 2020).
102 Además, una de las herramientas que se aplican es la teoría de grafos, que es la base de
103 otros métodos de conectividad como la teoría de circuitos y de las rutas de menor costo. En
104 sí, estudia los grafos que representan una red de objetos interconectados, en el que los
105 parches de los hábitats representan los nodos y las posibles uniones que conectan estos
106 nodos se denominan enlaces (Urban y Keitt 2001, Theobald 2006).

107 **A pesar de que se ha mostrado una falta de integración de la ecología del**
108 **paisaje y la biología de la conservación en el paisaje marino (Olds et al. 2016, Balbar**
109 **y Metaxas 2019), la conectividad como integradora de estas temáticas ha comenzado**
110 **a tomar más relevancia.** Especialmente, se ha venido observando la importancia de un
111 manejo a nivel ecosistémico acompañado del conocimiento de los procesos e interacciones
112 de los hábitats a nivel local y procesos como la circulación marina para entender más a
113 fondo la conectividad en el paisaje marino (Unsworth et al. 2008) e incluirla en la toma de
114 decisiones para la conservación marina tropical (Olds et al. 2014). Por ejemplo, en las
115 reservas de Roviana y Vonavona en Australia se ha demostrado que la inclusión de la
116 conectividad ecosistémica mejora los beneficios para 17 especies de peces (Olds et al.
117 2014). También, se ha analizado que determinar el espaciamiento óptimo entre Áreas
118 Marinas Protegidas (AMP) dentro de una red requiere de conocer hasta qué distancia o
119 ecosistema las larvas, juveniles y adultos se dispersan o se mueven regularmente (Halpern
120 y Warner 2003). Y que la planificación de estrategias debe considerar los mosaicos de
121 hábitats interconectados en vez de uno solo, por lo que estos no se encuentran aislados
122 sino interactuando entre ellos (Berkström et al. 2013, Olds et al. 2016). Ya que, se ha
123 identificado que en el paisaje marino existen áreas principales (mosaicos de hábitats)
124 restringidas por los rangos de hogar de las especies que atraen mayores densidades de
125 organismos móviles y son más productivos que otras áreas (Nagelkerken et al. 2015). Por
126 lo tanto, prima la conectividad entre hábitats, enfocado a las migraciones ontogénicas para
127 la creación y efectividad de AMPs (Olds et al. 2014, Weeks 2017). Las AMPs no solo
128 conservan la biodiversidad marina, también ayudan a mantener la productividad pesquera
129 de zonas aledañas, debido a que, los parches que contribuyen al mantenimiento de las
130 poblaciones adultas de especies de importancia pesquera solo pueden mantener su
131 productividad como resultado de los vínculos de hábitats a través de la ontogenia
132 (Nagelkerken et al. 2015). De modo que, para mantener la conectividad biológica, las AMPs

133 son clave, ya que según lo definido por la IUCN las AMP son “Un espacio geográfico
134 claramente definido, reconocido, dedicado y gestionado, a través de medios legales u otros
135 medios efectivos, para lograr la conservación a largo plazo de la naturaleza con los servicios
136 del ecosistema y los valores culturales asociados” (Day et al. 2019). Aun así, de manera
137 global sólo el 7% de las áreas protegidas del mundo se encuentran bien conectadas y la
138 efectividad de manejo para las áreas marinas es del 1% del total del 10% propuesto que
139 era lo ideal según la meta 11 de las metas Aichi para el 2020 (CBD 2010, Protected Planet
140 2020). Sin embargo, la conectividad no siempre es buena, la homogenización de los
141 ecosistemas por la dispersión antrópica puede disminuir la diversidad funcional de las
142 especies e incrementar la correlación ambiental y los rangos de dispersión de por ejemplo
143 especies invasoras (Shanafelt et al. 2015).

144 **Investigar cómo las especies realizan migraciones ontogénicas, definido**
145 **como el desplazamiento a través de los ecosistemas costeros cumpliendo diferentes**
146 **fases de su ciclo de vida es importante, porque aporta al entendimiento de la**
147 **conectividad que existe entre estos hábitats y ecosistemas, frente a su**
148 **funcionamiento, el flujo de materia y energía, así como parte de la red trófica (Kneib**
149 **1997, Olds et al. 2018).** En particular, un grupo de hábitats que se han reportado
150 comúnmente por estar conectados por migraciones ontogénicas, son los manglares y
151 pastos marinos que sirven como sala cuna de peces arrecifales (Nagelkerken et al. 2017,
152 Hemingson y Bellwood 2020). Además de decápodos como los peneidos, con ciclos de vida
153 complejos, que experimentan migraciones a través de diferentes hábitats mientras se
154 desarrollan (Haywood y Kenyon 2009). El desplazamiento de las especies a través de
155 diferentes hábitats puede verse afectado por los patrones de comportamiento de cada una,
156 el tamaño y la disposición espacial entre cada ecosistema donde desarrollan su ciclo vital
157 y las características del espacio o matriz del paisaje entre estos, como la discontinuidad por
158 subdivisión del hábitat y la topografía del fondo puesto que son factores que influyen en la
159 conectividad de las poblaciones (García et al. 2013). Así como también depende de las
160 diferentes estrategias de dispersión que presentan los organismos marinos (Di Franco et
161 al. 2012), que garantiza el intercambio del material genético entre poblaciones y asegura
162 su resistencia frente a posibles amenazas (Pérez-Ruzafa et al. 2006, Sale et al. 2010).
163 Dilucidando que, aun cuando las especies convivan en un mismo hábitat tienen respuestas
164 conductuales diferentes y en consecuencia experimentan distintos niveles de conectividad
165 (Bennett 2004). A su vez, se ha demostrado que la conectividad en el medio marino se ve
166 intensamente modificada por procesos oceanográficos, como los movimientos horizontales

167 y verticales del agua que pueden variar entre años, estaciones y a corto plazo (Virtanen,
168 Moilanen y Viitasalo 2020).

169 **La fragmentación y pérdida de los hábitats afecta de forma directa e indirecta**
170 **el funcionamiento, la estabilidad y la diversidad de los ecosistemas (Thompson et al.**
171 **2017). En especial los bosques de manglar, arrecifes coralinos y praderas de pastos**
172 **marinos son particularmente vulnerables a las perturbaciones.** Al presentar mayor
173 cercanía a las costas reciben una descarga directa de contaminantes y una mayor
174 accesibilidad que atrae al turismo que en la mayoría de las ocasiones tiende a ser
175 inconsciente e irresponsable (Zaneveld et al. 2016, De et al. 2020). En conjunto con el
176 desarrollo urbanístico, la acuicultura, la sobrepesca, entre otros, degradan y ocasionan la
177 pérdida de estos ecosistemas costeros a nivel mundial (Polidoro et al. 2010, Loh et al. 2015,
178 Griffiths et al. 2020). Las emisiones de efecto invernadero tampoco se quedan atrás,
179 provocando el aumento de la temperatura del océano, ocasionando el derretimiento de los
180 polos y por consiguiente el aumento del nivel del mar de forma acelerada, disminución de
181 la salinidad en los océanos, acompañado de una disminución del pH en el agua,
182 volviéndose un 30% más ácido a partir de la época preindustrial (Copernicus Marine Service
183 2020). Esto lleva al detrimento de procesos importantes como la conectividad, en donde
184 es importante pensar que, la pérdida de conectividad ecológica es frecuentemente
185 consecuencia de las decisiones de manejo y políticas creadas por los sectores del
186 transporte, agricultura, extracción y desarrollo (Hilty et al. 2020).

187 **En Colombia, durante la década pasada la evidencia científica para apoyar la**
188 **conectividad en el diseño de AMPs era escasa, la generación de planes de acción**
189 **basados en este concepto era nulo y no había sido incorporado de manera eficiente**
190 **en la política ambiental, lo que impidió la toma de decisiones para la conservación de**
191 **los ecosistemas marinos del país (Romero-torres y Acosta 2012).** Por ello, actualmente
192 el Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SINAP) busca la inclusión de la evidencia
193 científica y un plan de investigación en conectividad ecológica en la hoja de ruta para el
194 2020-2030. Proyectos como Conexión BioCaribe lo han venido incluyendo, dando ejemplo
195 a otras regiones del país. En ese sentido, el presente trabajo pretende ser un posible insumo
196 para la toma de decisiones sobre el manejo y conservación del paisaje marino del Caribe
197 Colombiano, por medio del aprovechamiento del conocimiento existente frente a la
198 conectividad estructural y funcional de ecosistemas costeros y así aumentar la información
199 disponible para una mejor propuesta de la red de AMPs. Por lo anterior, es pertinente

200 preguntarse si existe evidencia de conectividad estructural y funcional entre los ecosistemas
201 de arrecifes, manglar y pastos marinos, tomando como caso de estudio el ciclo de vida de
202 *Haemulon flavolineatum* en el área marina protegida Bahía Portete-Kaurrele (BPK) en la
203 Guajira. De manera que, para determinar la conectividad estructural y funcional potencial
204 en esta AMP, el presente estudio tiene como objetivos: extraer de la literatura el estado de
205 conservación cada ecosistema dentro del BPK, analizar la conectividad estructural y la
206 configuración espacial de los parches de manglar, pastos marinos y arrecifes coralinos en
207 la bahía y por último, evaluar en base a la literatura sobre la historia de vida y migración
208 ontogénica de *H. flavolineatum* la conectividad potencial de esta especie en el mosaico de
209 parches y ecosistemas presentes en la bahía. La información sobre qué áreas de la bahía,
210 con sus ecosistemas y parches, están mejor conectadas por esta especie dentro del BPK,
211 contribuirá a mejorar las estrategias y plan de manejo del AMP. Además, esta primera
212 aproximación metodológica ayudará a evaluar la conectividad entre ecosistemas y a definir
213 el diseño óptimo y corredores de las nuevas AMPs proyectadas para el país en el Caribe y
214 Pacífico Colombiano dentro del plan 2030.

215 **El conocimiento de áreas con valor para mantener poblaciones de especies de**
216 **importancia pesquera como *H. flavolineatum* y especies similares que realizan**
217 **migraciones ontogénicas, puede llevar a mejorar las condiciones de pobreza y**
218 **ausencia del estado en bahía Portete potenciado por la emergencia sanitaria que se**
219 **vive por la pandemia debido al covid-19.** Los ingresos de la población se han visto
220 disminuidos por la reducción de embarcaciones llegando a puerto nuevo además de las
221 restricciones de personal por bioseguridad (De la hoz 2020) y en el pasado, se ha
222 documentado la explotación laboral de los indígenas Wayuu en los puertos (Peláez 2014).
223 Proyectos dirigidos por CORPOGUAJIRA e INVEMAR para la caracterización de la zona
224 costera de la Guajira han implementado estrategias de cultivo pilotos de macro algas y
225 crustáceos con resultados potenciales si se acoplan a una mejora en las tecnologías de la
226 maricultura (Delgadillo-Garzón y Newmark 2008). Teniendo en cuenta que los principales
227 ejes socioeconómicos de las comunidades es la pesca y el pastoreo (Guerra 1990), esta
228 información da una base para mejorar o implementar formas de manejo y aprovechamiento
229 sostenible en la bahía que permitan aumentar la capacidad pesquera. Brindando otra
230 modalidad de ingresos para el pueblo Wayuu y al trabajar con ellos se esperaría brindarles
231 conocimiento y empoderarlos de los recursos que tiene la bahía para ofrecerles.

232

233 Metodología

234 El estudio se ubicó en el Caribe Colombiano, que debido a la jurisdicción sobre
235 archipiélagos insulares presenta fronteras al norte con Jamaica, Haití y República
236 Dominicana, al noroccidente con Nicaragua, al oriente limita con Venezuela y al occidente
237 con Panamá. La costa Caribe del país se encuentra influenciada por los vientos alisios que
238 determinan mayormente las características oceanográficas de la zona, donde fluctúan
239 dependiendo del desplazamiento anual en sentido norte sur de la zona de confluencia
240 intertropical (ZCIT) dando más dominio a la corriente del Caribe o a la corriente de Panamá
241 dependiendo del momento del año. A su vez el sistema de surgencia del Sur del Caribe es
242 el encargado de brindar los nutrientes necesarios para sustentar la productividad biológica
243 de la zona (INVEMAR 2019). La AMP a estudiar fue escogida depurando la información
244 del registro único nacional de áreas protegidas (RUNAP) tomando únicamente aquellas de
245 carácter público, las cuales son: las del Sistema de Parques Nacionales Naturales, las
246 Reservas Forestales Protectoras, los Parques Nacionales Regionales, los Distritos de
247 Manejo Integrado, los Distritos de Conservación de Suelos y las Áreas de Recreación.
248 Luego, se determinó cuáles de estas áreas son costeras o marinas y pertenecen al Caribe
249 Colombiano, tanto continental como oceánico para ser incluidas en el análisis. Se buscó
250 que declaración le dio origen, la autoridad ambiental a cargo, la ubicación y extensión (Tabla
251 1). Después, se descartaron las AMPs DRMI La Playona - Loma de la Caleta y SF Acandí,
252 Playón y Playona por no presentar ninguno de los tres ecosistemas de interés (manglar,
253 pastos y arrecifes) y posteriormente se descartaron las AMPs que no tuvieran representado
254 y protegido el mosaico de ecosistemas (arrecifes-pastos-manglar) quedando únicamente 8
255 AMPs que cumplieron con estos criterios de inclusión-exclusión. Además, se consideró la
256 escala espacial de las AMPs, de las cuáles por su tamaño apto para un primer
257 acercamiento, heterogeneidad y representatividad de los ecosistemas se escogió la AMP
258 Bahía Portete Kaurrele (BPK).

259

260

261

262

263

264

265

extraída de la resolución o plan de manejo respectivo.

Nombre	Declaración	Autoridad Ambiental	Ubicación	Extensión (Ha)
PNN Tayrona	Resolución 292 de 1969	PNN	Dpto de Magdalena, municipio de Santa Marta	19304,44
PNN Sierra Nevada de Santa Marta	Resolución 191 de 1964	PNN	Dpto de Magdalena Guajira y Cesar, municipios de Ciénaga, Aracataca	383000
PNN Old Providence MacBean Lagoon	Resolución 1021 de 1995	PNN	Dpto Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina en el municipio de Providencia y Santa Catalina	1615,44
PNN Corales del Rosario y San Bernardo	Resolución 165 de 1977	PNN	Dptos de Bolívar y Sucre, jurisdicción de la ciudad de Cartagena de Indias	123454,61
PNN Bahía Portete-Kaurrele	Resolución 2096 de 2014	PNN	Dpto de la Guajira entre el Cabo de la Vela y Punta Gallinas.	14080,14
PNN Corales de Profundidad	Resolución 339 de 2013	PNN	A 12 km del PNN Corales del Rosario y San Bernardo y a 32 km de Punta de Barú	142192,16
PNR Boca de Guamayas	Resolución 10 de 2008	CARSUCRE	Dpto de Sucre, municipio de Santiago de Tolú	2984,77
PNR Humedales del río León y Suriqui	Resolución 10 de 2011	CORPOURABA	Dpto de Antioquia , municipios de Turbo y Carepa	5286,73
PNR Jhonny Cay	Resolución 24 de 2011	CORALINA	Dpto Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina	44,24
SF Los Flamencos	Resolución 169 de 1977	PNN	Dpto de la Guajira, municipio de Riohacha, corregimiento San Lorenzo de Camarones.	7000
SFF Ciénaga Grande de Santa Marta	Resolución 168 de 1977	PNN	Dpto de Magdalena, municipios de Pivijay y Remolino	27020,11
SFF El corchal Mono Hernandez	Resolución 763 de 2002	PNN	Dpto de Bolívar y Sucre, municipios de Arjona y San Onofre	3870,71
SF Acandí, Playón y Playona:	Resolución 1847 de 2013	PNN	Dpto de Chocó, municipio de Acandí	26232,71
VP Isla de Salamanca	Resolución 292 de 1969	PNN	Dpto de Magdalena, municipios de Sitionuevo y Puebloviejo	56593,12
DRMI Bahía Cispata, la Balsa, Tinajones y sectores vecinos río Sinú	Resolución 56 de 2006	CVS	Dpto de Córdoba en los municipios de San Antero, San Bernardo del Viento y Santa cruz de Lorica	27837,93
DRMI Ciénaga de la caimanera	Resolución 11 de 2008	CARSUCRE	Dpto de Sucre, municipio de Santiago de Tolú	1782,9
DRMI Musichi	Resolución 31 de 2011	CORPOGUAJIRA	Dpto de la Guajira, municipio de Manaure	1494,41

DRMI Ríonegro, los bajos aledaños, la Ciénaga de la Marimonda y Salado	Resolución 12 de 2009	CORPOURABA	Dpto de Antioquia, municipio de Necoclí	30758,76
DRMI Lago azul-los manatíes	Resolución 2 de 2013	CODECHOCO	Dpto del Chocó, municipio de Unguía	31100,91
DRMI Delta del río Ranchería	Resolución 15 de 2014	CORPOGUAJIRA	Dpto de la Guajira, municipios de Riohacha y Manaure	3608,98
DRMI Pastos marinos sawairu	Resolución 19 de 2018	CORPOGUAJIRA	Dpto de la Guajira, municipios de Uribia y Manaure	67176,65
DRMI La playona - Loma de la Caleta	Resolución 2 de 2012	CODECHOCO	Dpto del Chocó, municipio de Acanfí	9374,12
DNMI Reserva de la biosfera SeaFlower	Resolución 107 de 2005	MADS	Dpto Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina	6113886,51

268

269

270

271

272

273

274

275

276

277

278

279

280

281

282

283

284

285

286

287

288

289

290

La AMP Bahía Portete Kaurrele - BPK está ubicada al norte del departamento de la Guajira en el Caribe Colombiano Continental, entre el cabo de la Vela y punta Gallinas. Es considerada un ambiente hipersalino y somero con profundidades promedio de 9 m, variando de 3 a 20 m. Su conexión con mar abierto es a través de una boca de 2 km de ancho (Solano 1994, INVEMAR 2004). Presenta formaciones coralinas en la zona sur y oeste y pastos marinos y bosque de manglar bordeando mayormente la costa de la bahía (Figura 1). Se conocen dos temporadas de mayor influencia de vientos y menor precipitación en junio y de mayor precipitación y menores vientos en noviembre, en la temporada de junio se han registrado menores valores de temperatura, salinidad y pH mientras que en la temporada de noviembre se presentan menores valores de oxígeno disuelto. Asimismo, las corrientes superficiales de la bahía están dadas por vientos hacia el occidente y boca de la misma (Gallego y Giraldo 2018). Por otra parte, la estación de monitoreo de aguas marinas y costeras ubicada en Puerto Nuevo para el primer semestre del 2019 manifiesta según el Índice de Calidad de Aguas para Preservación de flora y fauna -ICAMPFF (Vivas-Aguas et al. 2014) valores de 74,49 indicando calidad adecuada referido a aguas con buenas condiciones para la vida acuática. Para la revisión en literatura sobre el estado de conservación de los ecosistemas, no se encontró un plan de manejo respectivo para BPK.

Para el análisis de conectividad, en primer lugar, se llevó a cabo una búsqueda en literatura, con el fin de obtener el estado de cada uno de los ecosistemas. Puesto que se esperaba una mejor conectividad si el estado y la calidad del hábitat son propicios. Lo que

291 permitiría el mantenimiento de poblaciones importantes de organismos que serán capaces
292 de conectar con otros hábitats diferentes. Se revisó las publicaciones de las autoridades
293 nacionales ambientales como el Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras José
294 Benito Vives de Andrés" (INVEMAR), las corporaciones autónomas regionales (CAR) y
295 parques nacionales naturales (PNN) y como segunda alternativa se realizaron búsquedas
296 en las bases de datos de Scielo, ProQuest, Web Of Science y Scopus. Ecuación de
297 búsqueda utilizada: ("bahia portete" OR "bahia kaurrele") AND (coral reef OR coral* OR
298 arrecife* OR "arrecife coralino" OR manglar* OR mangrove OR "bosque de manglar" OR
299 "pastos marinos" OR "praderas de fanerógamas" OR seagrass*) AND (colombia). Sin
300 restricciones de fecha para abarcar la mayor información disponible pertinente. Debido a
301 que los índices de condición-tendencia para pastos marinos y manglar aún se encuentran
302 en desarrollo, se usó como referencia de estado para cada ecosistema solo una de las
303 variables propuestas para el índice y que habla de su condición de integridad biótica. Para
304 arrecifes coralinos se utilizó la variable de cobertura de coral duro escleractíneo vivo en
305 porcentaje (Rodríguez-Rincón et al. 2014). Para el ecosistema de pastos marinos se tomó
306 la variable de densidad de vástagos/m² (Gómez-López et al. 2014a) y para el ecosistema
307 de manglar, se escogió la variable de densidad referente a individuos/hectárea (Navarrete-
308 Ramírez y Rodríguez-Rincón 2014). La cual posee valores de referencia para asignar el
309 estado según la región y el departamento (Ver escalas de referencia de cada variable
310 mencionada en INVEMAR 2019).

311

312 El análisis de conectividad se realizó con base a una especie que hiciera uso de los
313 tres ecosistemas durante su ontogenia y que presentara información pública sobre su
314 dispersión larval, migración ontogénica, historia y ciclo de vida. *Haemulon flavolineatum*
315 (Desmarest, 1823) está presente en todo el Caribe y su ciclo de vida y ontogenia se
316 encuentra estudiado, lo que permite usarla como un ejemplo óptimo para inferir
317 conectividad. Debido a que la conectividad ecosistémica es dada por la migración
318 ontogénica de esta especie, la sobrevivencia de la misma se puede ver afectada
319 indirectamente por los cambios negativos que se presenten en uno de los tres ecosistemas,
320 tales como la pérdida de cobertura y fragmentación de cada ecosistema. Por ello, se realizó
321 un análisis de fragmentación a nivel de cada ecosistema utilizando el programa Fragstats
322 4.2.1.603 (Mcgarigal y Ene 2015). En donde para cada ecosistema se determinaron
323 diferentes índices (Tabla 2).

324

325 **Tabla 2.** Índices de análisis estructural en Fragstats. En la columna nivel, la cobertura se
 326 refiere a cada uno de los ecosistemas (manglar, arrecife coralino y pastos marinos) mientras
 327 que el nivel de paisaje (bahía) se refiere aquí a la suma de las tres coberturas/ecosistemas.

Índice	Descripción	Nivel	Unidades
PLAND	Porcentaje de cada cobertura en el paisaje	Cobertura	0 - 100 %
LPI	Porcentaje que ocupa el parche más grande en cada cobertura	Cobertura	0 - 100%
PA	Media ponderada del tamaño de los parches en una cobertura	Cobertura	ha
ENN	Promedio de la distancia al vecino más cercano de la misma cobertura	Cobertura	m
NP	Número de parches en una cobertura	Cobertura	número
SHAPE	Promedio de la complejidad de la forma ajustado a un estándar cuadrado de los parches de una cobertura	Cobertura	= 1 forma cuadrada >1 forma irregular
CONNECT	Enlaces funcionales entre parches de la misma cobertura	Cobertura	0 - 100 %
CONTAG	Grado de agregación de celdas adyacentes correspondientes a parches de diferentes coberturas	Paisaje	0 - 100 %
IJI	Grado de intercalamiento de parches adyacentes de diferentes coberturas	Paisaje	0 - 100 %

328

329 El índice CONNECT se calculó a diferentes distancias para abarcar posibles rangos
 330 de hogar de las familias de peces que habitan estos ecosistemas como Lutjanidae,
 331 Serranidae y Haemulidae (Green et al. 2015, Gallego y Giraldo 2018). Es importante
 332 denotar que se utilizaron dos índices a nivel de paisaje para análisis entre ecosistemas
 333 ((CONTAG y IJI). CONTAG analiza más minuciosamente la agregación de celdas (píxeles
 334 del ráster que se ingresó al programa para ser analizado) que correspondan a parches de
 335 diferentes coberturas. Mientras que IJI analiza el grado de intercalamiento de los parches
 336 de diferentes coberturas. El análisis de Fragstats también se llevó a cabo para cada uno de
 337 los componentes del grafo de migración ontogénica desde pastos marinos a manglar para
 338 determinar si existían diferencias entre cada uno en cuanto a su configuración espacial.

339

340 La cobertura de los arrecifes coralinos provino de la capa arrecifes de coral -
 341 Proyecto MEC 1:100.000 (Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales,
 342 Instituto Geográfico Agustín Codazzi, Instituto de Investigación de recursos biológicos

343 Alexander Von Humboldt, Instituto de Investigaciones Ambientales del Pacífico, Instituto de
344 Investigaciones Marinas y Costeras José Benito Vives De Andrés, e Instituto Amazónico
345 de Investigaciones Científicas Sinchi 2015). La cobertura de pastos provino de la capa
346 pastos marinos - Proyecto Atlas Pastos Marinos 2014 (Gómez-Lopez et al. 2014b) y la
347 cobertura de manglar de Capa proyecto SIGMA versión 6 -Proyecto SIGMA (INVEMAR
348 2014). Las capas anteriormente mencionadas presentan limitaciones de escala ya que
349 provienen de diferentes fuentes y por lo tanto se presentaron solapamientos que al
350 solucionarse puede que las áreas estimadas a partir de ellas no correspondan en su
351 totalidad a la cobertura real, los cortes y manejo de las capas se hicieron en ArcGis 10.7.1.

352

353 Finalmente, para el análisis de conectividad funcional en la bahía, se empleó la
354 información del ciclo de vida de *H. flavolineatum* el cual ocurre ocupando diferentes
355 ecosistemas durante sus estadios de desarrollo. Se usaron los datos de estudios realizados
356 en las islas de Curaçao y Aruba (Grol et al. 2014) por ubicarse en la región Caribe.
357 Comenzando con la dispersión de larvas en la columna de agua a una distancia reportada
358 de 37 km favorecido por las corrientes durante esta fase pelágica (**fase 1**) (Green et al.
359 2015). Posteriormente, se ha observado el asentamiento (**fase 2**) de las larvas en fondos
360 duros y fondos blandos con cascajo (no coralinos o escombros) alimentándose de plancton
361 traído por la corriente (Grol et al. 2014) y prefiriendo profundidades óptimas de 8 m para
362 reducir el riesgo de depredación (Jordan et al. 2012). Cuando el alevino alcanza
363 aproximadamente 2 cm de longitud migra a las praderas de pastos marinos (**fase 3**) donde
364 pasa a una alimentación bentónica compuesta principalmente por copépodos y tanaidáceos
365 quienes poseen alta abundancia en este ecosistema (Grol et al. 2014). Luego, el juvenil con
366 un tamaño aproximado de 8 a 12 cm migra al manglar (**fase 4**), el cual le brinda mayor
367 refugio, debido a que por su aumento en tamaño sería vulnerable, si se queda residiendo
368 en los pastos. Sin embargo, el juvenil realiza migraciones diarias desde el manglar a pastos
369 para alimentarse, migraciones que se han reportado en promedio a distancias de 0,5 km de
370 rango de hogar (home range) (Verweij y Nagelkerken 2007, Grol et al. 2014, Green et al.
371 2015, Vaslet et al. 2015). Finalmente, desde el manglar realiza un viaje de regreso a los
372 arrecifes (**fase 5**) en donde el juvenil alcanza la madurez sexual. Los adultos maduros se
373 reproducen generando nuevamente las larvas. Estos adultos exhiben una dieta preferencial
374 por gusanos bentónicos más abundantes en el arrecife (Sierra-Rozo et al. 2012, Grol et al.
375 2014). Para *H. flavolineatum* se ha estudiado que el rango de distancia necesaria entre las
376 áreas de crianza (manglar y pastos) y los arrecifes coralinos (rango de migración

377 ontogénica) para mantener la biomasa óptima de adultos es de 2 a 4 km y llega a cero de
378 biomasa o se extingue localmente si los ecosistemas están a más de 14 km (Green et al.
379 2015, Nagelkerken et al. 2017).

380

381 La extensión máxima de BPK no supera 13 km de diámetro y las corrientes
382 superficiales registradas se movilizan de oriente a occidente y hacía la boca de la bahía
383 (Gallego y Giraldo 2018). En el presente estudio se asumió que los gametos y larvas de *H.*
384 *flavolineatum*, provenientes de las áreas coralinas, podrían disperse por toda la bahía por
385 la dinámica de corrientes de fondo y superficiales, lo cual explicaría la presencia de la
386 especie en la bahía. Además, no se modelo la conectividad ecosistémica para las primeras
387 tres fases del ciclo de vida, dispersión larval, asentamiento larval y migración ontogénica
388 desde fondos blandos con cascajo a pastos por falta de información sobre estos procesos.
389 La consulta con expertos, que han buceado la bahía, indico que la mayoría del fondo
390 profundo en la bahía tiende a ser limoso y fangoso, pero poco o nada del tipo de hábitat
391 fondos blandos con cascajo, clave para el ciclo de vida registrado en Curaçao y Aruba para
392 la especie. Por lo tanto, queda abierto a investigación las distancias de dispersión, el tipo
393 de hábitat de asentamiento y el movimiento hacia los pastos de *H. flavolineatum* en Bahía
394 Portete.

395

396 Apoyado en la teoría de grafos, en donde se tienen nodos o vértices (parches) y
397 enlaces (distancias entre parches), se tomó el grafo bipartito para modelar la conectividad
398 de la migración de pastos marinos a manglar (fase 4) y la migración de manglar a arrecifes
399 (fase 5). En este grafo se tienen dos sets de nodos desunidos, para el primer análisis
400 cobertura de pastos y cobertura de manglares y para el segundo análisis cobertura de
401 manglares y cobertura de arrecifes, de manera que no haya nodos del mismo set con
402 enlaces entre sí, lo que resulta ideal como modelo para examinar la conectividad funcional
403 entre ecosistemas. Para el primer grafo analizado (pastos-manglares) la bahía se dividió en
404 tres componentes, Sur, Norte y Central, ello basado en que las distancias lineales de los
405 parches de pastos a manglar eran >500 m que fraccionó la bahía en puntos específicos.
406 Después en cada componente se determinaron las distancias lineales entre los parches de
407 pastos marinos a los parches de manglar para enlazarlos considerando cinco umbrales de
408 distancia que entraran dentro de lo descrito para el rango de hogar de *H. flavolineatum*
409 (Green et al. 2015) (0 a 100 m, 100 a 200 m, 200 a 300 m, 300 a 400 m y 400 a 500 m).
410 Para el segundo grafo (manglar-arrecifes), como todos los nodos (parches) de ambos sets

411 (manglar y arrecifes) conectaban a las distancias reportadas de 14 km máximo de distancia
412 para su migración (Nagelkerken 2017), toda la bahía se trató como un único componente,
413 igualmente se determinaron las distancias lineales de acuerdo a tres umbrales de distancia
414 (0 a 4 km, 4 a 8 km y 8 a 14 km). Las distancias lineales se calcularon en ArcGis 10.7.1 con
415 ayuda de la herramienta Measure calibrada en medición geodésica. Los rangos de
416 distancias propuestos para cada ejercicio permiten examinar a que distancias se
417 presentaban el mayor número de enlaces.

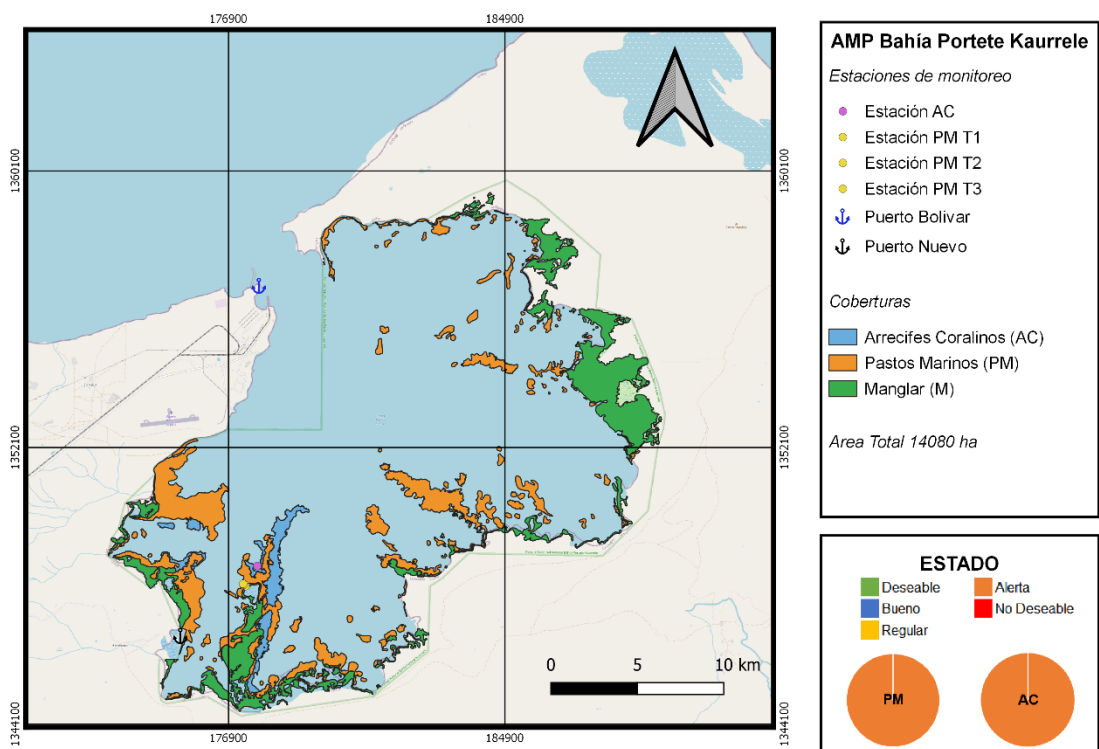
418

419 Finalmente, se determinó el parche con mayor grado (valencia o conexiones) de
420 cada set para el grafo que modela la migración ontogénica desde pastos marinos a manglar.
421 Esto en base al número de enlaces que inciden en el parche, tomándose la totalidad de los
422 enlaces posibles para cada parche independiente de las distancias de cada enlace. Sin
423 embargo, en el segundo grafo que modela la migración ontogénica desde manglares a
424 arrecifes coralinos no se determinó la valencia para sus parches ya que al ser únicamente
425 6 parches en el set de arrecifes coralinos que conectaban todos con los parches de manglar
426 (55), cada parche en ambos sets tendría exactamente la misma valencia, es decir, cada
427 parche de arrecife coralino tendría una valencia de 55 y cada parche de manglar una
428 valencia de 6.

429

430 **Resultados**

431 A partir del informe de estado del INVEMAR para el 2019 se obtuvieron valores para
432 las variables de cobertura coralina y densidad de vástagos y se halló un estado 100% de
433 alerta para la única estación de monitoreo de arrecifes coralinos y 100% de alerta para la
434 única estación de monitoreo de pastos marinos (Figura 1). Del ecosistema de manglar no
435 se tienen datos recientes de la variable de densidad individuos/hectárea ni ninguna otra que
436 pudiera remplazar esta, por lo que no fue posible determinar su estado.



437

438 **Figura 1.** Mapa de la ubicación espacial de los ecosistemas de interés en el PNN Bahía
 439 Portete Kaurrele y el estado de los mismos reportado en literatura para una única estación
 440 de monitoreo para AC (arrecifes coralinos) y otra para PM (pastos marinos) compuesta por
 441 tres transectos (T1, T2, y T3). Elaborado por Diana Carolina Rodríguez Torres.

442

443 En cuanto a la configuración espacial y la conectividad estructural se encontró que el área
 444 total de la bahía es de 14080 ha, en donde el ecosistema de arrecifes es el menos
 445 representativo con un 1,43 % del área total - PLAND, con 6 parches ubicados en su totalidad
 446 en la zona Sur, presenta el menor tamaño promedio de parche ($64,75 \pm 32,36$ ha – PA_AM),
 447 menor porcentaje que ocupa su parche más grande (0,71%) y mayor distancia al vecino
 448 más cercano (157,18 m – ENN_AM). Mientras que los pastos marinos es el más
 449 representativo de los tres ecosistemas ocupando un 8,93% del área total – PLAND, con un
 450 total de 197 parches ubicados en su mayoría en la zona Norte (98). Sin embargo, los
 451 parches de esta zona comparados con los parches de los componentes Sur y Central tienen
 452 el menor tamaño promedio ($13,64 \pm 5,02$ ha), mayor número de ellos por hectárea (11,76)
 453 y el valor de índice shape más bajo (2,54), haciendo referencia a parches más geométricos,
 454 con menor complejidad de forma que tienden a ser por intervención antrópica indicando

455 mayor fragmentación. Siendo el sur el componente con los parches de mayor tamaño en
 456 promedio ($119,70 \pm 35,98$ ha), menor número de parches por hectárea (4,43), mayor valor
 457 del índice shape (3,30), es decir más curvilíneas o ameboideas que refieren a formas
 458 naturales y complejas no intervenidas y menor distancia al vecino más cercano (43,30 m).
 459 También, los pastos marinos en toda la bahía comparado con los otros ecosistemas
 460 presentan mayor nivel de fragmentación (1,37 parches en cada 100 hectáreas - PD) con un
 461 tamaño en promedio de sus parches de $87,06 \pm 22,93$ ha, porcentaje que ocupa su parche
 462 más grande de 1,73% y su distancia al vecino más cercano fue de 50,04 metros. Por último,
 463 el manglar tiene un área total de 7,96%, con un total de 59 parches ubicados en su mayoría
 464 en la zona Sur (29) donde a su vez presentan el índice shape más alto (5,37). En la zona
 465 Norte están los parches de mayor tamaño ($342,73 \pm 105,5$ ha) en donde el parche más
 466 grande ocupa el 53,23% de la cobertura total del ecosistema en esa zona. Por último, en la
 467 zona Central los parches de manglar son los más pequeños en promedio ($26,02 \pm 11,23$
 468 ha) y con mayores distancias al vecino más cercano (100,43 m). En toda la bahía, el
 469 manglar tiene el mayor tamaño medio ponderado de parche ($228,15 \pm 62,15$ ha – PA_AM),
 470 presenta el parche que ocupa mayor porcentaje dentro de su cobertura (3,15% - LPI), 0,43
 471 parches por hectárea - PD y la menor distancia al vecino más cercano (23,92 metros –
 472 ENN_AM) (tabla 3 y anexo 1). Por lo que, de manera global para la bahía, los arrecifes
 473 coralinos presentarían mayor riesgo de movilización para *H. flavolineatum* cuando son
 474 adultos por las mayores distancias entre sus parches y menor área promedio de los mismos.
 475 Seguido de los pastos cuando son alevines, siendo menor el riesgo en la zona sur y mayor
 476 en la zona Norte por su nivel de fragmentación. Finalmente, los manglares en cuanto a su
 477 configuración espacial son los más favorables para la movilidad de los juveniles, en especial
 478 en la zona norte mientras que la zona central sería la más riesgosa por sus mayores
 479 distancias y menores áreas de parche.

480

481 **Tabla 3.** Resultados del análisis de fragmentación generado en Fragstats para los
 482 ecosistemas de interés y a nivel de todo el paisaje en la AMP Bahía Portete Kaurrele. AC
 483 (arrecifes coralinos), M (manglar), PM (pastos marinos), descripciones de cada índice
 484 (PLAND, LPI, PA, ENN, NP, CONTAG y IJI) en tabla 2.

Cobertura	PLAND	LPI	PA	SD	ENN	SD	NP
AC	1,43	0,71	64,75	32,36	157,18	191,01	6
PM	8,93	1,73	87,06	22,93	50,04	109,62	197
M	7,96	3,15	228,15	62,15	23,92	58,41	55

Paisaje	CONTAG	58,18	IJI	76,55
---------	--------	-------	-----	-------

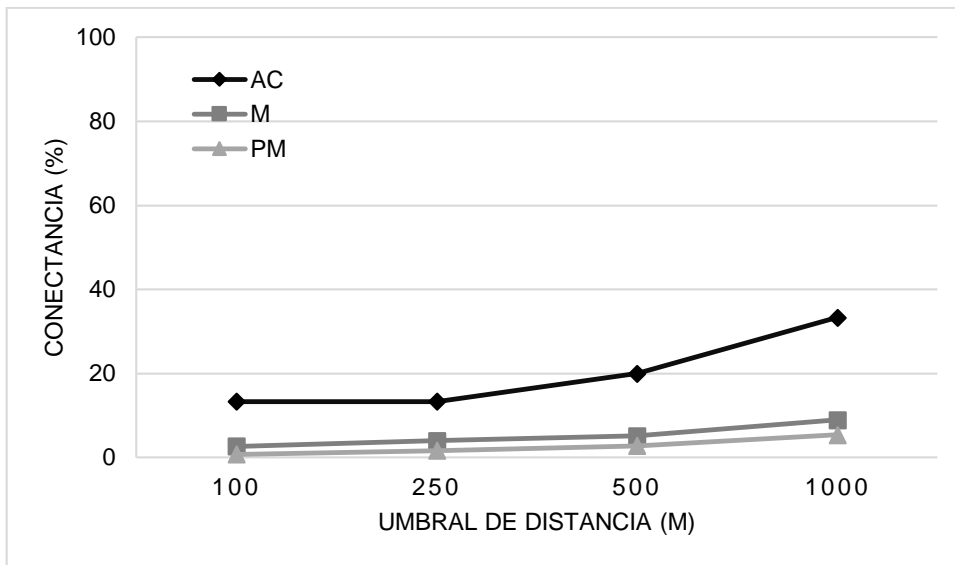
485

486 A nivel de paisaje tanto el contagio (CONTAG) como intercalamiento (IJI)
 487 sobrepasaron el 50%, siendo menor el contagio (58,18%) que el intercalamiento (76,55%),
 488 lo que quiere decir que los parches de diferentes ecosistemas tienden a estar más dispersos
 489 y más intercalados, mostrando mayor heterogeneidad en su distribución y presencia de
 490 parches principalmente pequeños (tabla 3). En la figura 2 se ilustra la conectancia dada por
 491 el índice CONNECT, siendo mayor para el ecosistema de arrecifes coralinos dado por su
 492 menor cantidad de parches y su agrupamiento en la zona Sur de la bahía, mientras que los
 493 pastos marinos y los manglares se encuentran en toda el área y un mayor número de
 494 parches. Aun así, para ninguno de los ecosistemas supera el 50%, por lo que la
 495 conectividad estructural dentro de cada ecosistema es baja para organismos de corto
 496 desplazamiento como *H. flavolineatum*.

497

498 El modelo de grafo bipartito generado para la migración ontogénica desde pastos marinos
 499 a manglar (fase 4 del ciclo de vida) quedó dividido en tres zonas desconectadas entre sí:
 500 sur, central y norte (Figura 3). La zona sur mostró mayor número de enlaces funcionales
 501 (104 enlaces) concentrados principalmente en el rango de distancias de 0 a 100 m (48),
 502 esto último concordante también para la zona norte (47) y central (22). A su vez, la zona
 503 sur obtuvo el mayor número de enlaces (20) en el rango de distancias más alto de 400 a
 504 500 m y el menor número de parches desconectados (6) que no alcanzaban por distancia
 505 a conectar con parches del set contrario. El mayor número de parches desconectados (23),
 506 el parche de manglar con mayor valencia (27), es decir el parche con mayor número de
 507 enlaces funcionales que inciden en este y el parche de pastos marinos con menor valencia
 508 (4) se dio en la zona Norte. El parche con mayor valencia para pastos marinos (9) se dio en
 509 la zona sur (tabla 4).

510



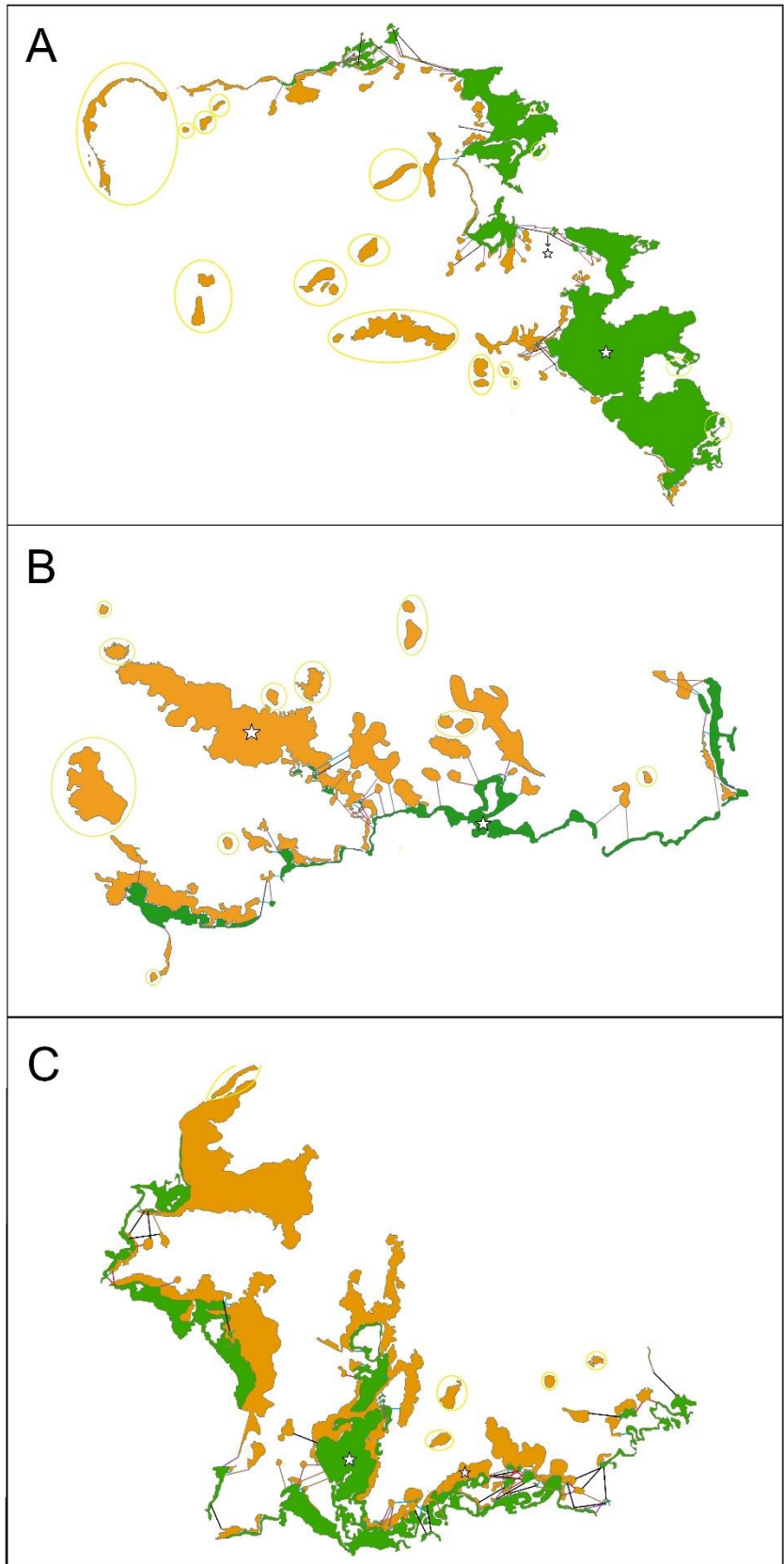
511

512 **Figura 2.** Conectividad dada en porcentaje para representar el número enlaces funcionales
 513 entre parches del mismo ecosistema a diferentes umbrales de distancia para los tres
 514 ecosistemas de interés del AMP Bahía Portete Kaurrele en base a los resultados generados
 515 en Fragstats para el índice CONNECT. AC (arrecifes coralinos), M (manglar), PM (pastos
 516 marinos).

517

518 Los parches con los valores más altos de enlaces generalmente son aquellos que tienen
 519 un mayor perímetro como el parche de manglar de la zona norte o de la zona central o son
 520 parches que están ubicados estratégicamente a distancias alcanzables para parches del
 521 ecosistema contrario como el parche de mayores enlaces para pastos marinos en la zona
 522 norte (Figura 3). No se podría hablar de una conectividad total del grafo entre pastos
 523 marinos y manglar debido a que como se mencionó anteriormente, está conformado por
 524 tres zonas desconectadas entre sí de forma directa. Sin embargo, la zona sur muestra un
 525 mayor potencial de conectividad para *H. flavolineatum* para su migración en fase juvenil de
 526 pastos marinos a manglar por tener mayores enlaces totales, mayores enlaces a menores
 527 distancias y menor número de parches desconectados (tabla 4).

528



530 **Figura 3.** Esquema de cada componente del modelo de grafo bipartito para la conectividad
 531 funcional de la AMP Bahía Portete Kaurrele en base a *Haemulon flavolineatum* para la
 532 migración ontogénica de pastos marinos a manglar (fase 4 de su ciclo de vida). A. Norte de
 533 la Bahía, B. Centro de la Bahía, C. Sur de la Bahía. Los símbolos en forma de estrella
 534 señalan el parche de manglar (Verde) o pastos marinos (Naranja) que presenta mayor
 535 valencia. Umbrales de distancia de 0 a 100 m (líneas azules), 100 a 200 m (líneas rojas),
 536 200 a 300 m (líneas moradas), 300 a 400 m (líneas cafés) y 400 a 500 m (líneas negras).
 537 Circunferencias amarillas representan parches aislados.

538

539 **Tabla 4.** Número de enlaces funcionales (EF) entre parches de pastos marinos (PM) y
 540 parches de manglar (M) para cada zona de la bahía (sur, norte y central) a cinco umbrales
 541 de distancia dentro de los límites reportados para su rango de hogar. Número de parches
 542 desconectados que no alcanzaban por distancia a conectar con parches del set contrario
 543 en cada zona de la bahía y la valencia indicando el total de EF que obtuvo el parche con
 544 más EF, para el modelo de grafo bipartito de la conectividad funcional potencial de la AMP
 545 Bahía Portete Kaurrele en base a la migración ontogénica desde pastos marinos a manglar
 546 de *Haemulon flavolineatum*.

Distancia (m)	Número de enlaces		
	Sur	Norte	Central
100	48	47	22
200	12	12	7
300	12	15	9
400	12	8	9
500	20	12	2
Total EF	104	94	49
Parches desconectados	6	23	12
Valencia PM	9	4	7
Valencia M	11	27	18

547

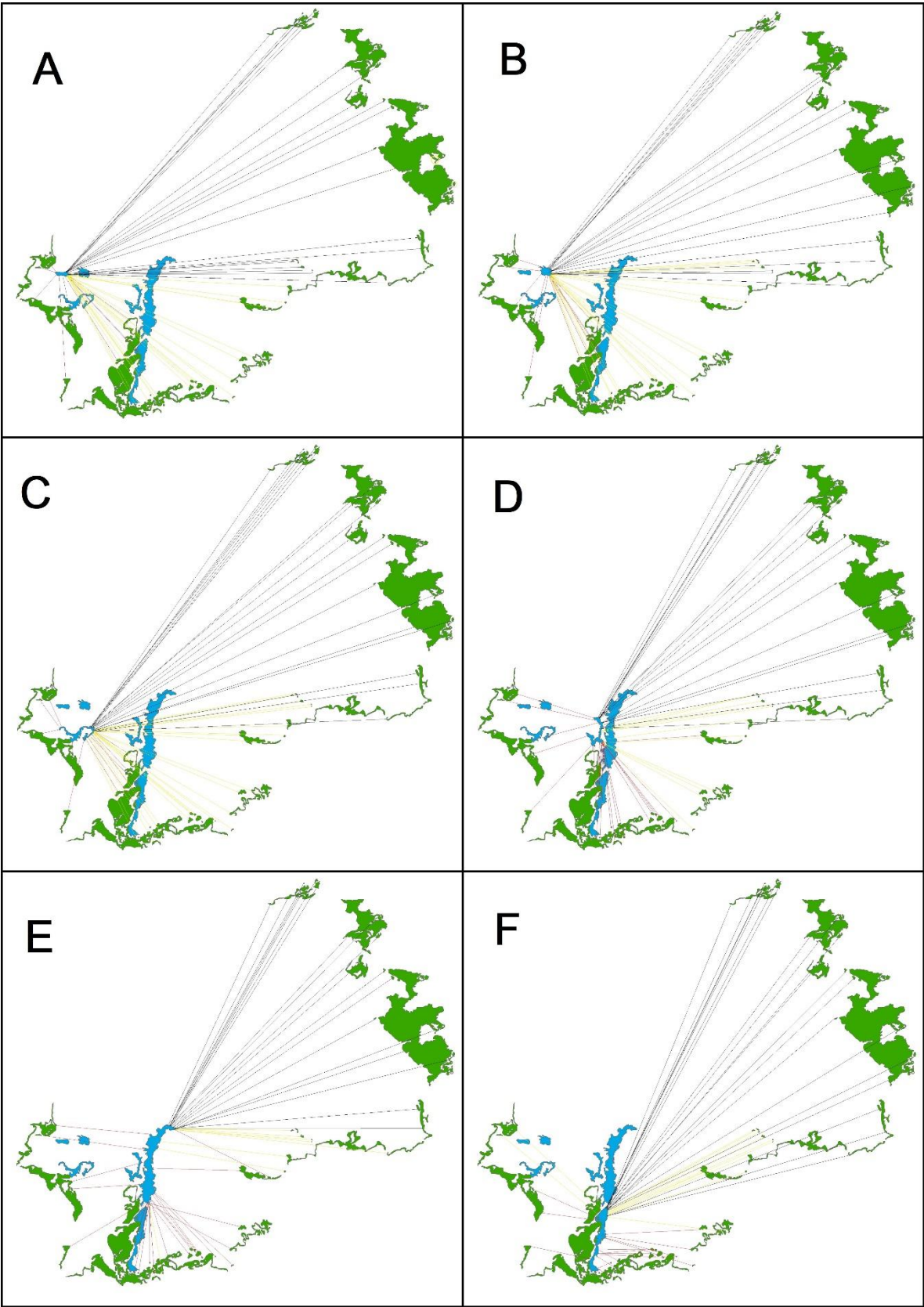
548 El modelo de grafo bipartito generado para la migración ontogénica desde manglar
 549 a arrecifes coralinos (fase 5 del ciclo de vida) (figura 4) mostró que para esta migración la
 550 bahía podría estar conectada en su totalidad con mayores enlaces funcionales totales (125
 551 enlaces) a distancias de 8 a 14 km. A nivel de cada parche de arrecifes coralinos, el parche
 552 3E es el que obtuvo mayores enlaces (28) en el menor rango de distancia de 0 a 4 km, de

553 manera contraría el parche 3A tuvo menor número de enlaces (8) a esta distancia. De 4 a
 554 8 km el parche 3C obtuvo el mayor número de enlaces (24) sin ser muy diferentes al parche
 555 3A (20) y el parche 3B (23). Por último, a las distancias de 8 a 14 km, el parche 3A obtuvo
 556 mayor el número de enlaces (25) y a su vez, fue el único parche que presentó dos parches
 557 desconectados de manglar que se ubicaban a distancias fuera del rango propuesto (Tabla
 558 5 y Figura 4). Para la migración ontogénica desde manglar a arrecifes, la bahía
 559 posiblemente esté totalmente conectada por distancias directas ya que ningún parche se
 560 encuentra potencialmente desconectado. No obstante, los mayores enlaces son a las
 561 mayores distancias (8 a 14 km) por lo que el potencial de conectividad es bajo, ya que la
 562 especie preferirá moverse a parches cercanos para evitar una exposición prolongada sin
 563 protección. De esta manera el parche coralino 3E posiblemente tendría las mayores
 564 migraciones de *H. flavolineatum* desde el manglar y el parche 3A menores migraciones
 565 (tabla 5).

566

567 **Tabla 5.** Número de enlaces funcionales entre los parches de arrecifes coralinos, 3A, 3B,
 568 3C, 3D, 3E y 3F (observables en figura 4) y parches de manglar para la totalidad de la bahía
 569 a tres umbrales de distancia dentro de los límites reportados para el rango de migración
 570 ontogénica. Número de parches desconectados de manglar que no alcanzaban por
 571 distancia a conectar con un parche determinado de arrecife coralino para el modelo de grafo
 572 bipartito para la conectividad funcional de la AMP Bahía Portete Kaurrele en base a la
 573 migración ontogénica desde manglar a arrecifes coralinos de *Haemulon flavolineatum*. Total
 574 ED (número de enlaces para cada rango de distancia), Total EP (número de enlaces para
 575 cada parche), AC (arrecifes coralinos).

Distancia (km)	Número de enlaces por parche						Total ED
	3A	3B	3C	3D	3E	3F	
4	8	11	11	24	28	23	105
8	20	23	24	11	8	12	98
14	25	21	20	20	19	20	125
Total EP	53	55	55	55	55	55	
Parches desconectados	2	0	0	0	0	0	



577 **Figura 4.** Esquema para cada parche de arrecife coralino del modelo de grafo bipartito para
578 la conectividad funcional de la AMP Bahía Portete Kaurrele en base a *Haemulon*
579 *flavolineatum* para para la migración ontogénica desde manglar a arrecifes coralinos (fase
580 5 de su ciclo de vida). Arrecife coralino (Azul), Manglar (Verde). Umbrales de distancia de
581 0 a 4 km (líneas rojas), 4 a 8 km (líneas amarillas) y 8 a 14 km (líneas negras).
582 Circunferencias amarillas representan parches aislados.

583

584 Finalmente, debido la presencia de la totalidad de parches de arrecifes coralinos, una
585 óptima y equilibrada configuración espacial de los pastos marinos y manglar, mayores
586 enlaces a menores distancias (0 a 100m) para la migración de pastos a manglar.
587 Acompañado de los mayores enlaces a menores distancias (0 a 4 km) para la migración de
588 manglar a arrecifes, la zona Sur sería más propicia y con mayor potencial de conectividad
589 para que *H. flavolineatum* cumpla todas las fases de su ciclo de vida haciendo uso de los
590 tres ecosistemas.

591

592 **Discusión**

593 **La zona Sur de la bahía presenta el mejor potencial de conectividad para**
594 ***H. flavolineatum* por la configuración espacial de los hábitats.** La conexión entre
595 ecosistemas costeros mediada por peces depende fuertemente de la disposición espacial
596 del hábitat en el paisaje marino (Nagelkerken et al. 2008). Por lo que la presencia de los
597 tres hábitats y por consiguiente las menores distancias entre los parches de pastos marinos
598 y manglar y entre manglar y arrecifes en el sur de la bahía aumentaría su probabilidad de
599 conectividad considerando lo dicho por Kendall et al. (2003). Ellos mencionan que se
600 presentan más juveniles en áreas de refugio (manglar) cuando existe mayor proximidad de
601 estas a áreas de alimentación (pastos marinos) y si los refugios se encuentran a áreas de
602 alimentación de mayor tamaño. Concordando a su vez con lo observado en el archipiélago
603 de Mozambique, con una mayor proporción de especies que utilizan hábitats costeros como
604 áreas de crianza en el sur, donde los manglares estaban presentes y las distancias a los
605 pastos eran menores (Berkström et al. 2020) y en Kaledupa, Indonesia donde se
606 encontraron mayores abundancias de juveniles de peces de las familias Acanthuridae,
607 Apogonidae y Plotosidae en los pastos marinos muy cercanos tanto a manglar como a
608 arrecifes (Unsworth et al. 2008). De igual modo, se observó un patrón similar en las islas
609 de Providencia y Santa Catalina donde la biomasa de lutjánidos y haemúlidos se
610 cuadruplica en parches arrecifales próximos a áreas de manglar/pastos (Appeldoorn et al.

611 2003). Por otra parte, la compensación existente entre oportunidades y riesgos va a
612 influenciar el costo relativo de moverse a través de diferentes hábitats (Zollner y Lima 2005).
613 La zona sur presenta un mejor continuo de pastos marinos y manglar lo que aumenta la
614 probabilidad de migración en comparación a si los manglares estuvieran aislados en
615 parches distantes (Jaxion-Harm et al. 2012). Como se ha demostrado en Florida en donde
616 se encontraron mayores abundancias de individuos de la familia Haemulidae en manglares
617 adyacentes a pastos que en manglares aislados (Pittman et al. 2007). Igual sucede para la
618 migración final a arrecifes, es más probable que los peces no migren desde sus áreas de
619 crianza a arrecifes muy aislados si existen parches cercanos que presenten las condiciones
620 y recursos necesarios para crecer y sobrevivir (Nagelkerken et al. 2017). En este caso, el
621 parche 3E del arrecife (figura 4) podría ser el de mayor importancia potencial para la
622 conectividad funcional de *H. flavolineatum*, debido a que el beneficio supera al costo de
623 movilización para lograr la migración. Esto respaldado por el mayor número de enlaces a
624 menores distancias concentrados al lado este de la zona Sur y menor número de enlaces
625 a mayores distancias. Asimismo, en la zona norte de la bahía, aun cuando la migración de
626 manglar a arrecifes es posible por la presencia de enlaces funcionales, presenta las
627 mayores distancias por lo que puede que el costo total de la ruta sea demasiado alto y el
628 paisaje marino ya no estaría conectado funcionalmente a esa escala (Caldwell y Gergel
629 2013). Por ejemplo, *Stegastes diencaeus* prefiere nadar en restos de coral que por fondos
630 arenosos presumiblemente para reducir el riesgo de predación (Turgeon et al 2010). Es
631 importante mencionar que, en la zona sur los pastos marinos y manglares inmediatos a los
632 arrecifes podrían llegar a ser evitados, ya que los haemulones pueden preferir zonas de
633 refugio lejanas a los arrecifes donde por lo general se encuentra mayor número de
634 depredadores (Manson et al. 2005). Además de que se ha visto que la predación sobre *H.*
635 *flavolineatum* disminuye con la distancia al arrecife (Shulman 1985).

636

637 **Según el modelamiento de grafos realizado a partir de la medición de**
638 **distancias directas para la migración ontogénica de *H. flavolineatum*, existe**
639 **conectividad potencial en bahía Portete, principalmente en la zona sur, pero no en la**
640 **totalidad de su extensión.** Debido a que el grafo que representó la migración ontogénica
641 de pastos marinos a manglar quedo dividido en tres componentes desconectados entre sí
642 al encontrarse zonas específicas de la bahía en donde no se podían dar enlaces puesto que
643 superaban el umbral de rango de hogar promedio propuesto de 0.5 km de la especie (Green
644 et al. 2015) por lo que las poblaciones de cada componente podrían estar aisladas durante

645 la fase 4 de su ciclo de vida. En un principio si la calidad de cada componente es adecuada
646 para la sobrevivencia de *H. flavolineatum*, el aislamiento no tendría mayor problema, pero
647 si sucede algún disturbio que amenace su subsistencia, al tratar de moverse a zonas
648 más seguras o con mejores recursos la lejanía entre estas aumentaría el riesgo de
649 sobrevivir mientras se trasladan. Entretanto, el grafo que representó la migración
650 ontogénica de manglar a arrecifes si permaneció como un solo componente conectado al
651 haber enlaces posibles entre todos los parches en el umbral de migración propuesto de 14
652 km desde áreas de crianza a arrecifes (Nagelkerken et al. 2017), permitiendo mayor
653 resiliencia de la población de *H. flavolineatum* en caso de perturbaciones en alguna zona
654 de la bahía ya que es más probable que se trasladen a locaciones más seguras sin perecer.
655 Al mirar la conectividad de otras especies en otras locaciones, Berkström et al. (2020) en el
656 archipiélago de Mozambique ubicado en el indo-pacífico con una extensión de más de
657 143000 ha, encontraron que si los arrecifes están a distancias mayores de 80 km del
658 manglar no se encontraban especies de haemúlidos que hicieran usos de estas áreas de
659 crianza, al igual que no se encontraron peces loro (Scarinae) o pargos (Lutjanidae) en los
660 arrecifes cuando estaban a más de 12 km de los pastos marinos. Por otro lado, Nagelkerken
661 et al. (2017) en cuatro islas del Caribe (Aruba, Curaçao, Grand Cayman y Bermuda) en
662 donde los arrecifes son un continuo al rededor en las tres primeras ubicaciones y en la
663 última son pequeños parches, y los manglares y pastos marinos en todas las islas se ubican
664 confinados en ensenadas y lagunas semi cerradas, encontraron que especies que
665 presentaban alta dependencia de las áreas de crianza como *Haemulon sciurus*, *Lutjanus*
666 *apodus* y *Scarus iseri* disminuían fuertemente sus densidades en los arrecifes a distancias
667 de 2 a 4km. La extensión de BPK es muchísimo menor comparada con el archipiélago de
668 Mozambique (14080 ha) y sus parches de arrecifes coralinos se encuentran confinados a
669 una zona de la bahía mas no dispuestos como un continuo como sucede en Aruba,
670 Curaçao, Grand Cayman o alrededor como en Bermuda. Por lo que los umbrales de
671 distancia entre las áreas de crianza (manglar y pastos marinos) a los arrecifes puede variar
672 debido a diferencias regionales y al mismo tiempo, por las diferencias de distribución y
673 arreglo espacial de los hábitats entre paisajes marinos de una misma región (Igulu et al.
674 2014, Shideler et al 2017). Si bien en comparación a Aruba y Curacao la mayoría de los
675 parches de manglar están a distancias que superan su óptimo de 2 a 4 km de los arrecifes,
676 la población existente de *H. flavolineatum* en la bahía podría estar adaptada a las mayores
677 distancias de migración que se tendrían que hacer desde los parches de manglar del norte
678 a los arrecifes ubicados en el sur como sucede en Mozambique para otras especies y

679 contrario al supuesto planteado presentar conectividad potencial adecuada en toda la
680 extensión de la bahía. De igual manera, la conectancia entre parches de cada ecosistema
681 es baja. Por lo que, probablemente los individuos de *H. flavolineatum* solo se movilizarían
682 en su día a día a unos pocos parches que, si están a las distancias adecuadas entre ellos,
683 y algunos otros individuos podrían quedarse confinados en los otros parches que
684 permanecen aislados por distancia. Generando así, posibles cambios en la estructura de la
685 comunidad de peces en los mosaicos de parches de cada ecosistema que se encuentran
686 conectados en comparación con los que no. Aun así, se observa un aumento progresivo de
687 enlaces funcionales entre parches de la misma cobertura con la distancia por lo que para
688 otras especies que tengan un rango de hogar mayor tendrán mejores posibilidades de
689 desplazarse. La baja conectancia concuerda con los altos valores de intercalamiento y
690 menores valores de contagio, ya que se tendría mayor heterogeneidad de parches de
691 diferentes ecosistemas, más pequeños, más intercalados y más dispersos (McGarigal
692 2015), limitando la conectividad entre parches del mismo ecosistema.

693

694 **Si la conectividad ecosistémica es baja y el desarrollo del ciclo de vida en las**
695 **diferentes etapas está parcialmente interrumpido, podría explicar la baja frecuencia**
696 **de observación y densidad de *H. flavolineatum* por parte de expertos que tienen**
697 **acceso a BPK.** Esto puede deberse a la falta de los hábitats ideales para su asentamiento
698 en las primeras fases del ciclo de vida. El asentamiento inicial se da en hábitats de fondos
699 blandos con cascajo o rocosos en Curaçao y Aruba (Grol et al. 2014), esta conformación
700 no se encuentra en la bahía cuyo sustrato tiende más a fondos limosos y fangosos por lo
701 que puede que en esta etapa larval al no encontrarse el hábitat adecuado sea limitado su
702 asentamiento, aspecto que debe investigarse. Sin embargo, la especie está siendo
703 registrada por lo que debe estar utilizando algún hábitat o recurso complementario en la
704 bahía que permita su asentamiento, dado que como sucede con otras especies el cambio
705 de hábitat ontogénico puede variar espacialmente (Kimirei et al 2011). Aparte de los
706 cambios de hábitat utilizados en la metodología del presente estudio, *H. flavolineatum*
707 también cumple su ciclo de vida desde escombros hasta fondos de espinas de erizos de
708 mar, posteriormente a pastos marinos y finalmente a arrecifes (Ogden 1988). Aspectos
709 abióticos como salinidad, temperatura, sedimentación, disponibilidad de nutrientes y
710 concentración de oxígeno son condiciones que también determinan los tipos de hábitats
711 usados, su configuración espacial y por lo tanto los ensamblajes de fauna (Fabricius et al
712 2005). Lo que podría explicar también porque esta especie no es muy avistada en la bahía

713 si las condiciones no son las ideales para su presencia. La turbidez en el agua por fuertes
714 vientos característicos de la región (Delgadillo-Garzón y Newmark 2008) no permiten la
715 correcta entrada de luz y puede generar excesiva dinámica de agua. Por lo tanto, hay menor
716 desarrollo de pastos marinos, proceso que explicaría su mayor fragmentación respecto a
717 los demás ecosistemas y a su vez, el estado de alerta por densidad de vástagos. Krumme
718 (2009) determinó que, durante su alimentación, los individuos de *H. flavolineatum* suelen
719 ser solitarios, por lo que parches de menor área de pastos marinos podrían afectar
720 negativamente a la especie ya que existiría mayor competencia, además de crearse rutas
721 más largas de migración entre parches. Aspecto que puede estar sucediendo en el norte
722 de la bahía. Al contrario, la zona sur y central tienen parches de un tamaño mayor que
723 favorecería el uso de los mismos por parte de la especie reduciendo su competencia y
724 permitiendo mayor densidad de individuos por parche, favoreciendo su número poblacional.
725 Se sabe que la complejidad estructural del hábitat puede aumentar la densidad de
726 individuos ya que ofrece un refugio adecuado (Olson et al. 2019). Entonces, si los arrecifes
727 y pastos tienen un alto nivel de degradación, no son capaces de mantener su funcionalidad,
728 área y conectividad entre ellos, ni brindar recurso suficiente a las especies que habitan allí,
729 limitando la presencia de especies como *H. flavolineatum* porque estos ecosistemas no
730 cuentan con las características ideales para sobrevivir. No obstante, el estado de alerta de
731 conservación por cobertura coralina en la bahía puede ser una característica natural, ya
732 que anteriormente, en la bahía, se han descrito como formaciones coralinas más no como
733 arrecife coralino, encontrándose dos formaciones principales, parches arrecifales y
734 formaciones de corales dispersos en praderas de pastos marinos (INVEMAR 1988). Mas
735 no se descarta el posible origen antrópico de los estados de alerta de conservación de
736 ambos ecosistemas. En donde a futuro, se pueden generar cambios en el funcionamiento
737 de los hábitats costeros (Bradley et al. 2019) esto acompañado de la alta fidelidad de *H.*
738 *flavolineatum* a sitios específicos los hace vulnerables a perturbaciones (Krumme 2009),
739 procesos que pondrían en peligro de extinción local a la especie.

740

741 **El presente estudio al ser meramente teórico, requiere de la confirmación en**
742 **campo de la presencia de *H. flavolineatum* en cada hábitat y la determinación del**
743 **estado del ciclo de vida en el que se encuentra en las diferentes zonas de la bahía**
744 **para constatar o rectificar la propuesta de potencial de conectividad planteada.** Aun
745 así, es uno de los primeros acercamientos a la conectividad del paisaje marino a partir de

746 la migración ontogénica de especies que hagan uso de diferentes hábitats marino costeros
747 en Colombia. En el archipiélago de San Andrés y Providencia, el trabajo de Sierra-Rozo et
748 a. (2012) demostraron la importancia de los pastos marinos y el manglar como hábitats de
749 cría para diferentes especies de peces entre ellas *H. flavolineatum* en la Isla de San Andrés,
750 al encontrar abundancias significativas de juveniles en estos ecosistemas, entre otros
751 estudios (Friedlander et al. 2003). Marcando un punto de partida y el comienzo de nuevos
752 cuestionamientos en el área de conectividad que pueden ser aplicados a la conservación y
753 planeación de áreas protegidas. Por ejemplo, tomar como referencia las distancias
754 necesarias por parte de las especies para migrar entre ecosistemas y cumplir su ciclo de
755 vida como herramienta para la creación de nuevas áreas marinas protegidas, reajustar la
756 extensión de las ya existentes o conectarlas entre ellas. La migración por stepping stones
757 es un aspecto que necesita un estudio a mayor profundidad y que entraría a debatir con el
758 supuesto utilizado en la metodología de las distancias máximas de 14 km de migración de
759 las áreas de crianza a arrecifes. Ya que, si el individuo es capaz de migrar por stepping
760 stones mediante movimientos diarios y constantes que le permitan estar a una distancia
761 más corta de la original a los arrecifes se podría decir que la zona norte no tendría un
762 potencial bajo de conectividad, ya que la configuración espacial de los hábitats alrededor
763 de toda la costa de la bahía permitiría este movimiento. A su vez, el parche de manglar más
764 grande de la bahía se encuentra en la zona norte, lo que puede tener gran importancia
765 ecológica para las especies que habitan allí, ya que en el Caribe se ha registrado que es
766 mayor su uso como área de crianza frente a los pastos marinos (Igulu et al. 2014). Además,
767 se ha estudiado que los hábitats de establecimiento transitorio suelen ejercer presión de
768 cuello de botella sobre las poblaciones en los estadios tempranos luego del establecimiento
769 (Fodrie et al. 2009). Por ello, la necesidad de proteger los hábitats que puedan estar siendo
770 usados como rutas de migración durante la ontogenia y los primeros estadios del ciclo de
771 vida porque de lo contrario estas áreas pueden convertirse en sumideros de juveniles
772 (Nagelkerken et al. 2015). De allí nace la necesidad de hacer un acercamiento práctico y
773 real de cómo se dan los procesos de conectividad en la bahía, teniendo como valor
774 agregado la probabilidad de sobrelapamientos con otras especies por las ventajas que
775 proveen estas rutas que se esperan estén bien estructuradas para disminuir el riesgo de
776 predación (Gilliam y Fraser 2001).

777

778 **La implementación de corredores en áreas aisladas y fragmentadas sería**
779 **primordial. A su vez, áreas de alta conectividad potencial requieren plan de manejo y**
780 **de preservación especial.** En puerto nuevo, que se ubica en la zona sur de la bahía (Figura
781 1) se quiere realizar dragado para la incursión de embarcaciones de mayor calado y
782 tamaño, esto puede afectar negativamente los ecosistemas. Esta actividad requiere de la
783 movilización de sedimentos, lo que aumentaría la turbidez del agua limitando más el
784 desarrollo adecuado de los ecosistemas. También, se generan cambios en la estructura del
785 suelo afectando el sustrato usado por los organismos bentónicos para su fijación (Escobar
786 et al. 2016). Puerto Nuevo justamente está ubicado donde se predice el mejor potencial de
787 conectividad ecosistémica por lo que se requiere determinar el impacto del dragado sobre
788 nuestra especie focal y ecosistemas de los que depende. Si hay buenas poblaciones de *H.*
789 *flavolineatum*, la cadena trófica que sostiene también se ve beneficiada, ya que es una
790 importante presa para grandes carnívoros (Friedlander et al. 2010). La zona sur de la bahía,
791 al poseer mayores enlaces de rango corto y ya que estas se consideran más efectivas y
792 persistentes (Melià et al. 2016), sería una ubicación valiosa para la sobrevivencia de *H.*
793 *flavolineatum* a nivel local seguido por la zona central. En cambio, la zona norte presenta
794 grandes desafíos de distancia y fragmentación de pastos marinos que requieren
795 restauración para mejorar la conexión entre parches, al igual que los manglares en la zona
796 Central. Esto puede tener resultados más prometedores si se realiza con el objetivo de
797 implementar corredores, facilitando la migración por stepping stones y por lo tanto disminuir
798 el riesgo de movimiento en la matriz. El acelerado cambio climático al que el mundo se
799 enfrentan hoy, crea la necesidad de aumentar la resiliencia de los ecosistemas y de que las
800 especies sean capaces de adaptarse a las nuevas condiciones y estructura del paisaje que
801 se generaran (Hilty et al. 2020). Para esto, los corredores ecológicos pueden contribuir con
802 los dos fines. Zonas extensamente conectadas son más resistentes al cambio climático
803 porque es más probable que los procesos ecológicos importantes para la estabilidad se
804 desarrollen allí (Walker y Salt 2006). El uso de corredores se ha observado en la isla Santa
805 Catalina, California para *Paralabrax clathratus*, la cual se registró moviéndose a distancias
806 mayores de 200 m cuando tenía en el recorrido parches de kelp, mientras que el movimiento
807 entre dos ubicaciones no se daba a esa misma distancia cuando el recorrido era únicamente
808 fondo arenoso, creándose una barrera natural (Lowe et al. 2003). También, en Moreton
809 Bay, Australia donde Davis et al. (2017) sugieren que algunas especies pueden usar
810 pequeños parches de pastos marinos localizados en matrices de fondos arenosos como
811 corredores entre hábitats submareales y manglares intermareales, no obstante, puede

812 variar entre locaciones por las diferencias que se puedan dar en las características
813 estructurales del hábitat del corredor.

814

815 **A continuación, se mencionan algunas limitaciones que pueden afectar los**
816 **resultados obtenidos para la conectividad potencial de *H. flavolineatum* en BPK.**

817 Primero, el número de enlaces funcionales puede estar sesgado por número de parches en
818 cada componente. Claramente si se tienen más parches habrá mayor probabilidad de que
819 haya más enlaces funcionales siempre y cuando los parches entren en las distancias de los
820 umbrales propuestos. Aspecto que también puede ser negativo si se tiene en cuenta que a
821 mayor nivel de fragmentación del ecosistema se generarán más parches. Lo dicho
822 anteriormente podría explicar porque la zona norte tiene mayores enlaces funcionales con
823 respecto a la zona central, ya que el norte posee mayor fragmentación de los pastos
824 marinos al tener más parches con menor tamaño. Segundo, los enlaces funcionales se
825 plantearon como distancias lineales directas y no teniendo en cuenta movimientos por
826 elementos conectores (stepping stones) que podrían darse, si la relación costo beneficio es
827 mejor para esa ruta en referencia a la especie en cuestión, estaría funcionando como un
828 corredor ecológico importante. Tercero, el mayor número de enlaces (valencia) de los
829 parches dado en la mayoría de los casos por un mayor perímetro, refleja posiblemente un
830 mayor uso de estos por parte de *H. flavolineatum*. Sin embargo, si la relación área/perímetro
831 es baja puede que, la poca disposición de espacio del parche no sea adecuado para
832 sustentar procesos ecológicos vitales, puesto que el parche estaría constituido más por
833 borde que por área núcleo y se sabe que los bordes de los hábitats presentan menores
834 beneficios de crianza por el alto riesgo de predación (Olson et al. 2019). Adicionalmente,
835 como no se cuenta con un registro actual de las variables fisicoquímicas de la totalidad de
836 la bahía y tampoco el conocimiento certero de como *H. flavolineatum* se ve afectada por
837 ellas, no se puede hablar con total veracidad si se está dando la conectividad como se
838 suscita aquí. Limitante que también se da para el estado de los ecosistemas. Se resaltan
839 dos aspectos relevantes, uno es la falta de muestreos recientes principalmente para el
840 ecosistema de Manglar, donde la información más reciente es del año 2008 cuando se
841 planteó el diseño del área protegida y la cual a la fecha no presenta un plan de manejo
842 (Gutiérrez-Moreno et al. 2008). Al ser tan antiguos, los datos son obsoletos al otorgar
843 información actualizada y segundo, es la escasez de estaciones de muestreo, existiendo
844 solo una para arrecifes y otra para pastos marinos (INVEMAR 2019), lo que lleva a baja

845 comprensión global real del AMP, por lo que la zona sur propuesta por su configuración
846 espacial puede tener mayor conectividad, pero si el estado de los parches de cada hábitat,
847 que por ahora es desconocido no es óptimo, perdería su potencial.

848

849 **Conclusión**

850 Si existe evidencia de conectividad tanto estructural como funcional para *Haemulon*
851 *flavolineatum* en bahía Portete debido a que su configuración espacial facilita la
852 conectividad estructural entre los ecosistemas de arrecifes, pastos marinos y manglar. Ello
853 favorece el potencial de conectividad funcional para la especie, especialmente en la zona
854 sur comparada con la zona central y norte de la bahía. Se podría considerar la zona sur
855 como un hábitat óptimo potencial porque los juveniles tendrían menor riesgo de migración
856 entre ecosistemas durante su ciclo de vida, al ser menor el costo de moverse porque
857 esta zona brinda mejores oportunidades. Por otro lado, un hábitat subóptimo sería tanto la
858 zona norte como la zona central por la falta de arrecifes cercanos, sumado a la baja
859 conectividad estructural de los pastos marinos y del manglar respectivamente. Aumentando
860 el riesgo de migración y subsistencia de los juveniles de *Haemulon flavolineatum*. Se
861 requieren estudios en campo que constaten la propuesta de conectividad potencial del
862 presente trabajo.

863 Proyectos futuros deberían estar enfocados a preservar la zona sur de Bahía
864 Portete para la sobrevivencia de la especie a nivel local por su mayor potencial de
865 conectividad realizando trabajo en conjunto con las comunidades que habitan la bahía.
866 Además, se recomienda la restauración principalmente de pastos marinos en el norte que
867 presentan alto nivel de fragmentación y del manglar en la zona central, para crear
868 corredores entre los ecosistemas y permitir ciclos de vida como los de la especie *Haemulon*
869 *flavolineatum*.

870 **Agradecimientos**

871 Dedico este esfuerzo a mi madre, padre y hermana por su apoyo absoluto durante
872 todos estos años y a mis gatos por su compañía. A mi director el profesor Alberto Acosta
873 por sus consejos, su acompañamiento y confianza en este proceso. Al INVEMAR por
874 proporcionar el material de estudio. Finalmente, a Paula Acevedo, Edwin Uribe, Camila
875 Machado, Leonardo Segura, Alejandro Preciado, Juan Diego Bolívar, Mauricio Romero y
876 Raúl Navas por brindarme su ayuda cuando recurrí a ellos.

877 **Referencias**

- 878 Appeldoorn RS, Friedlander A, Nowlis J, Usseglio P, Mitchell-Chui A (2003) Habitat
879 Connectivity in reef fish communities and marine reserve design in Old Providence-Santa
880 Catalina, Colombia. *Gulf and Caribbean Research*. 14: 61-77.
- 881 Balbar AC, Metaxas A (2019) The current application of ecological connectivity in the
882 design of marine protected areas. *Global Ecology and Conservation*. Doi
883 10.1016/j.gecco.2019.e00569.
- 884 Bennet A (2004) Enlazando el Paisaje: el papel de los corredores biológicos y la
885 conectividad en la conservación de la vida silvestre. IUCN. 276p.
- 886 Berkström C et al. (2013) Assessing connectivity in a tropical embayment: Fish migrations
887 and seascape ecology. *Biological Conservation* 166: 43–53 doi
888 10.1016/j.biocon.2013.06.013.
- 889 Berkström C et al. (2020) Thresholds in seascape connectivity: the spatial arrangement of
890 nursery habitats structure fish communities on nearby reefs. *Ecography*, 43(6), 882–896.
891 doi.org/10.1111/ecog.04868
- 892 Bradley M, Baker R, Nagelkerken I, Sheaves M (2019) Context is more important than
893 habitat type in determining use by juvenile fish. *Landscape Ecology*. 34(2):427–442.
894 doi.org/10.1007/s10980-019-00781-3
- 895 Caldwell IR, Gergel SE (2013) Thresholds in seascape connectivity: Influence of mobility,
896 habitat distribution, and current strength on fish movement. *Landscape Ecology*. 28(10):
897 1937–1948. doi.org/10.1007/s10980-013-9930-9
- 898 CBD (2010) Strategic plan for biodiversity (2011-2020) and the aichi biodiversity targets.
899 In: *The Wetland Book: I: Structure and Function, Management, and Methods*. doi
900 10.1007/978-90-481-9659-3_119.
- 901 Centro de Investigaciones Oceanográficas e Hidrográficas. Climatología del Caribe. (s.f).
902 www.cioh.org.co/meteorologia/ClimatologiaCaribe.php. Consultado en Julio 28 de 2020.
- 903 Copernicus Marine Service (2020) Ocean State Report. *Journal of Operational*
904 *Oceanography*, (4)

905 Crooks KR, Sanjayan MA, editores (2006) Connectivity conservation. Cambridge
906 University Press.

907 Cushman SA, Evans J, McGarigal K (2009) Landscape Ecology: Past, Present and Future
908 In: Huettmann F, Cushman SA (eds.) Spatial Complexity, Informatics, and Wildlife
909 Conservation. Springer, USA, pp 65-82 doi 10.1007/978-4-431-87771—4-_4

910 Davis JP, Pitt KA, Olds AD, Harborne AR, Connolly RM (2017) Seagrass corridors and
911 tidal state modify how fish use habitats on intertidal coral reef flats. Marine Ecology
912 Progress Series. 581: 135–147 doi.org/10.3354/meps12311

913 Day J et al. (2019) Guidelines for Applying IUCN Protected Area Management Categories
914 to Marine Protected Areas.

915 De la Hoz, F (2020) Habitantes de Portete están en grave riesgo por falta de trabajo. El
916 heraldo. [www.elheraldo.co/la-guajira/habitantes-de-portete-estan-en-grave-riesgo-por-](http://www.elheraldo.co/la-guajira/habitantes-de-portete-estan-en-grave-riesgo-por-falta-de-trabajo-757657)
917 [falta-de-trabajo-757657](http://www.elheraldo.co/la-guajira/habitantes-de-portete-estan-en-grave-riesgo-por-falta-de-trabajo-757657). Consultado en Noviembre 5 de 2020.

918 De K, Nanajkar M, Mote S, Ingole B (2020) Coral damage by recreational diving activities
919 in a Marine Protected Area of India: Unaccountability leading to ‘tragedy of the not so
920 commons. Marine Pollution Bulletin. 155: 111190 doi 10.1016/j.marpolbul.2020.111190.

921 Delgadillo-Garzón O, Newmark F (2008) Cultivo piloto de macroalgas rojas (rhodophyta)
922 en bahía portete, la guajira, Colombia. Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras.
923 37(2): 7–26.

924 Di Franco A, Gillanders BM, De Benedetto G, Pennetta A, De Leo GA, Guidetti P (2012)
925 Dispersal Patterns of Coastal Fish: Implications for Designing Networks of Marine
926 Protected Areas. PLOS ONE 7(2): e31681. doi.org/10.1371/journal.pone.0031681

927 Earp HS, Prinz N, Cziesielski J, Andskog M (2017) For a World Without Boundaries:
928 Connectivity Between Marine Tropical Ecosystems in Times of Change. In: Jungblut S,
929 Liebich V, Bode M (eds.) YOUMARES 8 – Oceans Across Boundaries: Learning from
930 each other. 125–144 doi 10.1007/978-3-319-93284-2_9.

931 Escobar M, Rios M, Rojas J (2016) Guía Ambiental De Terminales Portuarios. 370: 1–157.
932 [http://www.invemar.org.co/documents/10182/43044/Version+Preliminar+Terminales+Portu-](http://www.invemar.org.co/documents/10182/43044/Version+Preliminar+Terminales+Portuarios+V1.pdf/53124700-911d-4265-82e1-85ee847e1f14)
933 [arios+V1.pdf/53124700-911d-4265-82e1-85ee847e1f14](http://www.invemar.org.co/documents/10182/43044/Version+Preliminar+Terminales+Portuarios+V1.pdf/53124700-911d-4265-82e1-85ee847e1f14)

934 Fabricius K, De'ath G, McCook L, Turak E, Williams DM (2005) Changes in algal, coral
935 and fish assemblages along water quality gradients on the inshore Great Barrier Reef.
936 *Marine Pollution Bulletin*. 51(1):384–398

937 Fodrie FJ, Levin LA, Lucas AJ (2009) Use of population fitness to evaluate the nursery
938 function of juvenile habitats. *Marine Ecology Progress Series*. 385: 39-49.

939 Friedlander A., Nowlis JS, Sánchez JA, Appeldoorn R, Usseglio P, McCormick C, Bejarano
940 S, Mitchell-Chui A (2003) Designing effective Marine Protected Areas in Seaflower
941 Biosphere Reserve, Colombia, based on biological and sociological information.
942 *Conservation Biology*, 17(6):1769-1784.

943 Friedlander AM, Sandin SA, DeMartini EE, Sala E (2010) Spatial patterns of the structure
944 of reef fish assemblages at a pristine atoll in the central Pacific. *Marine Ecology Progress
945 Series*. 410:219–231

946 Gallego J, Giraldo A (2018) Spatial and temporal variation of fish larvae in a hypersaline
947 bay of the Colombian Caribbean. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*
948 47(1):117–141. doi.org/10.25268/bimc.invemar.2018.47.1.741

949 García JA et al. (2013) Áreas Protegidas y Conectividad en el Medio Marino. En: Esteve
950 MA, Martínez JM, Soro B (eds.) *Análisis ecológico, económico y jurídico de la red de
951 espacios naturales en la región de Murcia*. Universidad de Murcia, Murcia, pp 181-210

952 Gilliam JF, Fraser DF (2001) Movement in corridors: enhancement by predation threat,
953 disturbance, and habitat structure. *Ecology* 82:258-273.

954 Gómez-López D, Navarrete-Ramírez SM, Navas-Camacho R, Díaz-Sánchez CM,
955 MuñozEscobar L, Galeano E (2014^a). Protocolo Indicador Condición Tendencia Praderas
956 de Pastos Marinos (ICTPM). Indicadores de monitoreo biológico del Subsistema de Áreas
957 Marinas Protegidas (SAMP), Serie de Publicaciones Generales No. 6. INVEMAR. 36 p.

958 Gómez-Lopez D, Díaz C, Galeano E, Muñoz L, Millán S, Bolaños J, Garcia C (2014b)
959 Informe técnico Final Proyecto de Actualización cartográfica del atlas de pastos marinos
960 de Colombia: Sectores Guajira, Punta San Bernardo y Chocó: Extensión y estado actual.
961 PRY- BEM-005-13 (convenio interadministrativo 2131068) FONADE -INVEMAR.
962 Circulación restringida. Santa Marta. 136 p.

963 Green AL, Maypa AP, Almany GR, Rhodes KL, Weeks R, Abesamis RA, Gleason MG,
964 Mumby PJ, White AT (2015) Larval dispersal and movement patterns of coral reef fishes,
965 and implications for marine reserve network design. *Biological Reviews* 90(4):1215–1247
966 doi.org/10.1111/brv.12155

967 Griffiths LL, Connolly RM, Brown CJ. (2020) Critical gaps in seagrass protection reveal the
968 need to address multiple pressures and cumulative impacts. *Ocean and Coastal*
969 *Management*, 183 doi 10.1016/j.ocecoaman.2019.104946.

970 Grol MGG, Rypel AL, Nagelkerken I (2014) Growth potential and predation risk drive
971 ontogenetic shifts among nursery habitats in a coral reef fish. *Marine Ecology Progress*
972 *Series*, 502: 229–244. doi.org/10.3354/meps10682

973 Guerra W (1990) Apalaanchi: una visión de la pesca entre los Wayuú. En: Ardila, G. (ed.)
974 *La Guajira. De la memoria al porvenir una visión antropológica*. Centro Editorial Fondo
975 FEN Colombia, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá. pp 163-190.

976 Gutiérrez-Moreno C, David Alonso C, Segura-Quintero C (2008) Diseño de un área
977 marina protegida para bahía Portete - la guajira, caribe colombiano. *Boletín de*
978 *Investigaciones Marinas y Costeras*, 37(2):189–212.

979 Halpern BS, Warner RR (2003) Matching marine reserve design to reserve objectives.
980 *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 270(1527): 1871–1878 doi
981 10.1098/rspb.2003.2405.

982 Haywood M, Kenyon R (2009) Habitat Shifts by Decapods – an Example of Connectivity
983 Across Tropical Coastal Ecosystems. In: Nagelkerken I (ed). *Ecological Connectivity*
984 *Among Tropical Coastal Ecosystems*. Springer, pp 229 - 269

985 Hemingson CR, Bellwood DR (2020) Greater multihabitat use in Caribbean fishes when
986 compared to their Great Barrier Reef counterparts. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*,
987 239(November 2019), 106748. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2020.106748>

988 Hilty JA, Keeley ATH, Lidicker Jr. WZ, Merenlender AM (2019) *Corridor Ecology: Linking*
989 *Landscapes for Biodiversity Conservation and Climate Adaptation*. 2nd ed. Washington,
990 DC: Island Press

991 Hilty JA et al. (2020) Guidelines for conserving connectivity through ecological networks
992 and corridors. Best Practice Protected Area Guidelines Series No. 30, 30, 140.
993 portals.iucn.org/library/node/49061

994 Igulu MM et al. (2014) Mangrove habitat use by juvenile reef fish: Meta-analysis reveals
995 that tidal regime matters more than biogeographic region. PLoS ONE. 9(12).
996 doi.org/10.1371/journal.pone.0114715

997 Instituto de Hidrología et al (2015) Ecosistemas continentales, costeros y marinos de
998 Colombia. Bogotá.

999 INVEMAR (1988) Diagnóstico actual de las comunidades marinas de la bahía de Portete,
1000 análisis de efectos reales por la construcción y operación de las instalaciones portuarias.
1001 Informe final. INVEMAR, Santa Marta. 156 p.

1002 INVEMAR (2004) Monitoreo de ecosistemas Representativos de bahía Portete. Informe
1003 final, INVEMAR, Santa Marta. 137 p.

1004 INVEMAR (2014) Sistema de Información para la Gestión de los Manglares de Colombia
1005 [en línea] Base de datos disponible en el Sistema de Información Ambiental Marino de
1006 Colombia-SIAM.

1007 INVEMAR (2020) Informe del estado de los ambientes y recursos marinos y costeros en
1008 Colombia, 2019. Serie de Publicaciones Periódicas No. 3. Santa Marta. 183 p.

1009 Jaxion-Harm J, Saunders J, Speight MR (2012) Distribution of fish in seagrass, mangroves
1010 and coral reefs: Life-stage dependent habitat use in Honduras. Revista de Biología
1011 Tropical. 60(2): 683–698. doi.org/10.15517/rbt.v60i2.3984

1012 Jordan LKB, Lindeman KC, Spieler RE (2012) Depth-Variable Settlement Patterns and
1013 Predation Influence on Newly Settled Reef Fishes (*Haemulon* spp., Haemulidae). PLoS
1014 ONE 7(12):41–46. doi.org/10.1371/journal.pone.0050897.

1015 Kendall MS, Christensen J, Hillis-Starr Z (2003) Multi-scale data used to analyze the
1016 spatial distribution of French grunts, *Haemulon flavolineatum*, relative to hard and soft
1017 bottom in a benthic landscape. Environmental Biology of Fishes 66:19–26

1018 Kimirei IA, Nagelkerken I, Griffioen B, Wagner C, Mgaya YD (2011) Ontogenetic hábitat
1019 use by mangrove/seagrass-associated coral reef fishes shows flexibility in time and space.
1020 Estuarine, Coastal and Shelf Science. 92:47-58.

1021 Kneib RT (1997) The role of tidal marshes in the ecology of estuarine nekton.
1022 Oceanography and Marine Biology. 35:163–220

1023 Koch EW et al. (2009) Non-linearity in ecosystem services: Temporal and spatial variability
1024 in coastal protection. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7(1): 29–37 doi:
1025 10.1890/080126.

1026 Krumme U (2009) Diel and Tidal Movements by Fish and Decapods Linking Tropical
1027 Coastal Ecosystems. In: Nagelkerken I (ed.). *Ecological Connectivity Among Tropical*
1028 *Coastal Ecosystems*. Springer. 271-324.

1029 Lowe CG, Topping DT, Cartamil DP, Papastamatiou YP (2003) Movement patterns, home
1030 range, and habitat utilization of adult kelp bass *Paralabrax clathratus* in a temperate no-
1031 take marine reserve. *Marine Ecology Progress Series*, 256:205–216.
1032 doi.org/10.3354/meps256205

1033 Manson FJ, Loneragan NR, Skilleter GA, Phinn SR (2005) An evaluation of the evidence
1034 for linkages between mangroves and fisheries: a synthesis of the literature and
1035 identification of research directions. *Oceanography and Marine Biology: An Annual*
1036 *Review*. 43:483-513.

1037 McGarigal K. (2015). "FRAGSTATS v4.2", FRAGSTATS HELP. Amherst. University of
1038 Massachusetts. [https://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/documents/fragstats.he](https://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/documents/fragstats.help.4.2.pdf)
1039 [lp.4.2.pdf](https://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/documents/fragstats.help.4.2.pdf). Consultado en 15 de noviembre de 2020.

1040

1041 Melià P, Schiavina M, Rossetto M, Gatto M, Fraschetti S, Casagrandi R (2016) Looking for
1042 hotspots of marine metacommunity connectivity: A methodological framework. *Scientific*
1043 *Reports*, 6:1–11. doi.org/10.1038/srep23705

1044 Nagelkerken I, Bothwell J, Nemeth RS, Pitt JM, Van Der Velde G (2008) Interlinkage
1045 between Caribbean coral reefs and seagrass beds through feeding migrations by grunts
1046 (*Haemulidae*) depends on habitat accessibility. *Marine Ecology Progress Series*. 368:
1047 155–164. doi.org/10.3354/meps07528

1048 Nagelkerken I, Sheaves M, Baker R, Connolly RM (2015) The seascape nursery: A novel
1049 spatial approach to identify and manage nurseries for coastal marine fauna. *Fish and*
1050 *Fisheries*, 16(2):362–371. doi.org/10.1111/faf.12057

1051 Nagelkerken I, Huebert KB, Serafy JE, Grol MGG, Dorenbosch M, Bradshaw CJA (2017)
1052 Highly localized replenishment of coral reef fish populations near nursery habitats. *Marine*
1053 *Ecology Progress Series* 568:137–150. doi.org/10.3354/meps12062

1054 Navarrete-Ramírez SM, Rodríguez-Rincón AM (2014) Protocolo Indicador Condición
1055 Tendencia Bosques de Manglar (ICTBM). Indicadores de monitoreo biológico del
1056 Subsistema de Áreas Marinas Protegidas (SAMP). INVEMAR, GEF y PNUD. Serie de
1057 Publicaciones Generales del INVEMAR No. 67, Santa Marta. 40 p

1058 Loh TL, McMurray S, Henkel T, Vicente J, Pawlik J (2015) Indirect effects of overfishing on
1059 Caribbean reefs: Sponges overgrow reef-building corals 2015(3) doi: 10.7717/peerj.901.

1060 Ogden JC (1988) The influence of adjacent systems on the structure and function of coral
1061 reefs. *Proceedings of the International Coral Reef Symposium*. 1:123-129.

1062 Olds AD, Connolly RM, Pitt KA, Maxwell PS, Aswani S, Albert S (2014) Incorporating
1063 surrogate species and seascape connectivity to improve marine conservation outcomes.
1064 *Conservation Biology* 28(4): 982–991 doi: 10.1111/cobi.12242.

1065 Olds AD et al. (2016) Quantifying the conservation value of seascape connectivity: a
1066 global synthesis. *Global Ecology and Biogeography*. 25:3–15 doi: 10.1111/geb.12388

1067 Olds AD, Nagelkerken I, Huijbers CM, Gilby BL, Pittman SJ, Schlacher TA (2018)
1068 Connectivity in coastal seascapes. In: Pittman SJ (ed) *Seascape ecology: taking*
1069 *landscape ecology into the sea*. Wiley Blackwell, Oxford, United Kingdom., pp 261–291

1070 Olson AM, Hessing-Lewis M, Haggarty D, Juanes F (2019) Nearshore seascape
1071 connectivity enhances seagrass meadow nursery function. *Ecological Applications*.
1072 29(5):1–14. <https://doi.org/10.1002/eap.1897>

1073 Peláez L (2014) Las grúas humanas de puerto nuevo. Publicaciones Semana S.A.
1074 especiales.semana.com/especiales/gruas-humanas-puerto-nuevo/phone/index.html.
1075 Consultado en Noviembre 5 de 2020.

1076 Pérez-Ruzafa Á, González-Wangüemert M, Lenfant P, Marcos C, García-Charton JA
1077 (2006) Effects of fishing protection on the genetic structure of fish populations. *Biological*
1078 *Conservation* 129(2): 244–255 doi: 10.1016/j.biocon.2005.10.040.

1079 Pittman SJ, Caldow C, Hile SD, Monaco ME (2007) Using seascape types to explain the
1080 spatial patterns of fish in the mangroves of SW Puerto Rico. *Marine Ecology Progress*
1081 *Series*. 348: 273-284.

1082 Pittman SJ (2018) *Seascape ecology*. Wiley.

1083 Polidoro BA et al. (2010) The loss of species: Mangrove extinction risk and geographic
1084 areas of global concern 5(4) doi: 10.1371/journal.pone.0010095.

1085 Protected Planet (2020). www.protectedplanet.net/target-11-dashboard. Consultado en
1086 Julio 28 de 2020

1087 Rodríguez-Rincón A, Navarrete-Ramírez SM, Gómez-López SD, Navas-Camacho R.
1088 (2014) Protocolo Indicador Condición Tendencia Áreas Coralinas (ICTAC). Indicadores de
1089 monitoreo biológico del Subsistema de Áreas Marinas Protegidas (SAMP). Serie de
1090 Publicaciones Generales del Invemar, 66. Santa Marta. 52 p.

1091 Romero-Torres M, Acosta A (2012) *Conocimiento Científico: Permeando la Política*
1092 *Ambiental*. Pontificia Universidad Javeriana, Conservación Internacional Colombia. Bogotá
1093 D.C, Colombia

1094 Shanafelt DW, Dieckmann U, Jonas M, Franklin O, Loreau M, Perrings C (2015)
1095 Biodiversity, productivity, and the spatial insurance hypothesis revisited. *Journal of*
1096 *Theoretical Biology* 380: 426-435. doi:10.1016/j.jtbi.2015.06.017

1097 Sale PF et al. (2010) *Conservando la Conectividad de los Arrecifes Guía para los*
1098 *Administradores de las Áreas Marinas Protegidas*. Grupo de Trabajo de Conectividad,
1099 Programa de Investigación dirigido a los Arrecifes de Coral y a la Creación de
1100 Capacidades para la Gestión.

1101 Shideler GS, Araujo RJ, Walker BK, Blondeau J, Serafy JE. 2017. Non-linear thresholds
1102 characterize the relationship between reef fishes and mangrove habitat. *Ecosphere* 8.
1103 doi.org/10.1002/ecs2.1943.

1104 Shulman MJ (1985) Recruitment of coral reef fishes: distribution of predators and shelter.
1105 *Ecology*. 66:1056–1066

1106 Sierra-Rozo O, Santos-Martínez A, Acero A (2012) Prospección ecológica del manglar y
1107 praderas marinas como hábitats de cría para peces arrecifales en san Andrés isla, caribe
1108 insular colombiano. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*, 41(2): 375–398.

1109 Solano, O (1994) Corales, formaciones arrecifales y blanqueamiento de 1987 en bahía
1110 Portete (Guajira, Colombia). *Boletín de Investigaciones Marino Costeras*. Punta Betín, 23:
1111 149-163.

1112 Theobald DM (2006) Exploring the functional connectivity of landscapes using landscape
1113 networks. In: Crooks KR, Sanjayan MA (eds.). *Connectivity Conservation: Maintaining*
1114 *Connections for Nature*, pp 416–443. Cambridge, UK: Cambridge University Press.
1115 doi.org/10.1017/CBO9780511754821.019.

1116 Thompson PL, Rayfield B, Gonzalez A. (2017). Loss of habitat and connectivity erodes
1117 species diversity, ecosystem functioning, and stability in metacommunity networks.
1118 *Ecography*, 40(1):98–108. <https://doi.org/10.1111/ecog.02558>

1119 Turgeon K, Robillard A, Grégoire J, Duclos V, Kramer DL (2010) Functional connectivity
1120 from a reef fish perspective: behavioral tactics for moving in a fragmented landscape.
1121 *Ecology* 91:3332–3342

1122 Unsworth RKF, De León PS, Garrard SL, Jompa J, Smith DJ, Bell JJ (2008) High
1123 connectivity of Indo-Pacific seagrass fish assemblages with mangrove and coral reef
1124 habitats. *Marine Ecology Progress Series*. 353: 213–224. doi.org/10.3354/meps07199

1125 Urban D, Keitt T (2001) Landscape Connectivity: A Graph-Theoretic Perspective. *Ecology*,
1126 82(5):1205-1218. doi:10.2307/2679983

1127 Vaslet A, Phillips DL, France CAM, Feller IC, Baldwin CC (2015) Trophic behaviour of
1128 juvenile reef fishes inhabiting interlinked mangrove–seagrass habitats in offshore
1129 mangrove islets. *J Fish Biol*, 87: 256-273. doi:[10.1111/jfb.12715](https://doi.org/10.1111/jfb.12715)

1130 Verweij MC, Nagelkerken I (2007) Short and long-term movement and site fidelity of
1131 juvenile Haemulidae in back-reef habitats of a Caribbean embayment. *Hydrobiologia*,
1132 592(1):257–270 doi.org/10.1007/s10750-007-0772-9

1133 Virtanen EA, Moilanen A, Viitasalo M. (2020) Marine connectivity in spatial conservation
1134 planning: analogues from the terrestrial realm. *Landscape Ecology*. Springer Netherlands.
1135 35(5): 1021–1034 doi: 10.1007/s10980-020-00997-8.

1136 Vivas-Aguas LJ et al. (2014) Diagnóstico y evaluación de la calidad de las aguas marinas y
 1137 costeras del Caribe y Pacífico colombianos. Serie de publicaciones No. 4. Informe Técnico
 1138 REDCAM 2013, INVEMAR, Santa Marta. 314 p.

1139 Walker B, Salt D (2006) Resilience Thinking: Sustaining Ecosystems and People in a
 1140 Changing World. Washington, DC: Island Press.

1141 Weeks R (2017) Incorporating seascape connectivity into conservation prioritisation. PLoS
 1142 One 12(7):1–16 doi.org/10.1371/journal.pone.0182396.

1143 Zaneveld JR et al. (2016) Overfishing and nutrient pollution interact with temperature to
 1144 disrupt coral reefs down to microbial scales. Nature Communications, 7: 1–12 doi:
 1145 10.1038/ncomms11833.

1146 Zollner PA, Lima SL (2005) Behavioral tradeoffs when dispersing across a patchy
 1147 landscape. Oikos. 108:219–230

1148 **Anexos**

1149 **Anexo 1.** Valores de índices correspondientes al Análisis en Fragstats para cada zona del
 1150 grafo bipartito (Sur, Central y Norte) que modela la migración ontogénica desde pastos
 1151 marinos a manglar de *Haemulon flavolineatum*. AC (arrecifes coralinos), PM (Pastos
 1152 marinos), M (Manglar). Descripción de cada índice (PLAND, NP, LPI, PA, ENN y SHAPE)
 1153 en la tabla 2.

SUR	PLAND	NP	LPI	PA	SD	ENN	SD	SHAPE	SD
AC	15,10	6	7,48	64,76	32,36	157,54	190,72	3,91	1,19
PM	53,26	59	18,37	119,70	35,98	43,30	170,70	3,30	0,93
M	31,64	28	12,99	100,43	35,33	25,36	68,76	5,37	1,67
CENTRAL									
PM	80,02	40	31,69	65,20	21,82	48,06	64,63	3,14	0,76
M	19,98	11	9,52	26,02	11,23	102,96	56,90	4,97	1,59
NORTE									
PM	25,84	98	4,74	13,64	5,02	75,12	64,90	2,54	0,74
M	74,16	16	53,23	342,73	105,54	15,31	41,46	4,22	1,21

1154