



2.2 Resultados del Programa de arrecifes coralinos. Peces

Fabián Pina Amargós¹ / Héctor Salvat Torres¹ / Dorka Cobián Rojas² / Leonardo Espinosa³ / Pedro Chevalier Monteagudo⁴

¹Centro de Investigaciones de Ecosistemas Costeros

²Parque Nacional de Guanahacabibes, ECOVIDA

³Parque Nacional Cayos de San Felipe, ENPFF

⁴Acuario Nacional de Cuba

Introducción

Las áreas marinas protegidas benefician dos grupos de actividades humanas, teniendo en cuenta la relación de estas con los recursos marinos: los usos no extractivos (principalmente turismo, conservación e investigación científica) y los usos extractivos (principalmente pesca). El incremento de la abundancia y la biomasa de las especies en general y de los peces en particular, dentro de las áreas marinas protegidas, y la posibilidad de que la biomasa incrementada se “derrame” (del inglés *spillover*) más allá del área marina protegida, son los principales resultados de estas herramientas de gestión de los recursos naturales. Con el objetivo de determinar si los beneficios esperados se verifican en la práctica se han desarrollado numerosas investigaciones científicas en los últimos años, con resultados a favor y en contra (Lester *et al.*, 2009; Molloy, McLean and Coté, 2009; Pina-Amargós *et al.*, 2014). Esto se debe, sobre todo, a las dificultades logísticas y metodológicas que entrañan las investigaciones marinas, especialmente las vinculadas a los efectos de las áreas marinas protegidas.

Entre los problemas más comunes de los diseños experimentales aplicados, a los efectos de estas áreas, se pueden mencionar: no considerar las comparaciones lugares protegidos dentro de las áreas marinas protegidas vs lugares no protegidos (Halpern, 2003; Alcalá *et al.*, 2005; Pina-Amargós

et al., 2014); no replicar los muestreos en el tiempo (conclusiones a partir de estudios “instantáneos”) (Halpern, 2003; Alcalá *et al.*, 2005; Newman *et al.*, 2006; Pina-Amargós *et al.*, 2014) y no tener en cuenta otros factores que pueden incidir en las diferencias de abundancia y biomasa, como es la calidad del hábitat (Friedlander *et al.*, 2003; Wilson, Graham and Polunin, 2007; Harborne, Mumby and Ferrari, 2012; Pina-Amargós *et al.*, 2014) o el reclutamiento diferencial de peces (Swearer *et al.*, 2002; Warner y Cowen, 2002; Alcalá *et al.*, 2005).

Los estudios empíricos realizados demuestran aumento de biomasa (como promedio 3 veces) y densidad (como promedio dos veces), con la declaración de áreas marinas protegidas, o cuando se comparan estas áreas con otras abiertas a la pesca, tanto para el total de especies como para familias, grupos funcionales o especies individuales (Lester *et al.*, 2009; Molloy, McLean and Coté, 2009; Pina-Amargós *et al.*, 2014). También se observan incrementos en la talla media (como promedio, 20 %-30 %), la riqueza de especies y la capacidad reproductiva (Russ *et al.*, 2003; Willis, 2003; Palumbi, 2004; Pina-Amargós *et al.*, 2014). En general, las especies que mejor responden a la protección son aquellas codiciadas por los pescadores, tanto comerciales como deportivos (Mosquera *et al.*, 2000; Coté *et al.*, 2001; Micheli *et al.*, 2004; Pina-Amargós *et al.*, 2014).

En el ámbito cubano, los efectos de las áreas marinas protegidas sobre la ictiofauna han sido poco investigados. Sin embargo, algunas publicaciones y varios informes de diversos proyectos esgrimen de forma más o menos amplia la protección-explotación diferencial de los recursos pesqueros, como una causa de las diferencias observadas (Aguilar *et al.*, 1997; González-Sanson *et al.*, 1997 a, b; Claro *et al.*, 1999, 2000; Alcolado *et al.*, 2001 b; Espinosa *et al.*, 2001; Pina-Amargós *et al.*, 2002; Angulo-

Valdés, 2005, 2007; Angulo-Valdés *et al.*, 2007; Pina-Amargós *et al.*, 2007, 2012a, 2012b, 2014).

En aras de contribuir a llenar este vacío del conocimiento, este informe tiene como objetivo evaluar el estado de las comunidades de peces comerciales de gran talla, en varias áreas marinas protegidas ubicadas en los Archipiélagos del Sur de Cuba, entre 2010 y 2013, como parte del Proyecto “Aplicación de un enfoque regional al manejo de las áreas marino-costeras protegidas, en la región Archipiélagos del Sur de Cuba”.

Materiales y métodos

Entre 2010 y 2013 se realizaron monitoreos a varias áreas protegidas ubicadas al sur de Cuba: RE Los Pretiles, PN Guanahacabibes, PN Cayos de San Felipe, PN Punta Francés, Parque Nacional Ciénaga de Zapata (Cazones), END Sistema Espeleolacustre, PNP Guajimico, PN Jardines de la Reina, END Banco de Buena Esperanza, PN Desembarco del Granma y RF El Macío (figura 9).

Para arrecifes de cresta, escarpe poco profundo y camellones se realizan los conteos de especies comerciales y de gran talla (tabla 3), y se estima la talla de cada individuo en intervalos de 10 cm. En los arrecifes de cresta se realizaron dos recorridos de 500 m x 10 m (5 000 m²), mientras que en los escarpes poco profundos y camellones se realizaron dos recorridos de 800 m x 10 m (8 000 m²) (Pina-Amargós *et al.*, 2014).

La escasa abundancia de especies seleccionadas en la mayoría de las áreas marinas protegidas impide un análisis por especies, de ahí que los datos que se muestran corresponden a todas las especies agrupadas. Los datos de densidad (individuos/1 000 m²) y biomasa (kg/1 000 m²) de cada unidad de muestreo por sitios, hábitat, año, nivel de protección (en los casos de PN Punta Francés y PN Jardines de la Reina con Zonas Bajo Régimen Especial de Uso y Protección vigentes), con anterioridad fueron transformados para ajustarse

a los presupuestos de las pruebas paramétricas. Los datos de densidad se transformaron a raíz cuadrada y los de biomasa a raíz cúbica. La mayoría de los análisis fueron ANOVA de una vía, pero para medir las diferencias en zonas protegidas y no protegidas, de las áreas marinas protegidas PN Punta Francés y PN Jardines de la Reina, y para evaluar la evolución de las áreas protegidas por años, se realizaron ANOVA anidado.

Para los análisis *post-hoc* se utilizó la prueba de comparaciones múltiples *post hoc* de Student Newman-Keuls. Todos los ANOVA y las pruebas Student-Newman-Keuls fueron realizados con STATISTICA 6.0 (Statsoft, 2001). Se verificaron los supuestos de homogeneidad de varianzas y normalidad de los datos, siguiendo los criterios de Zar (1996) y Underwood (1997). Todos los análisis se realizaron a un nivel de significación de 0.05, con intervalos de confianza a 95 %. Con esas herramientas se evalúa la evolución de cada área marina protegida a lo largo del proyecto; se comparan las áreas marinas protegidas entre ellas, cada año y total; se comparan entre niveles de protección en PN Punta Francés y PN Jardines de la Reina y entre estas; y se comparan los valores de biomasa con los valores base de biomasa declarados al inicio del proyecto, para medir la efectividad de las áreas marinas protegidas.

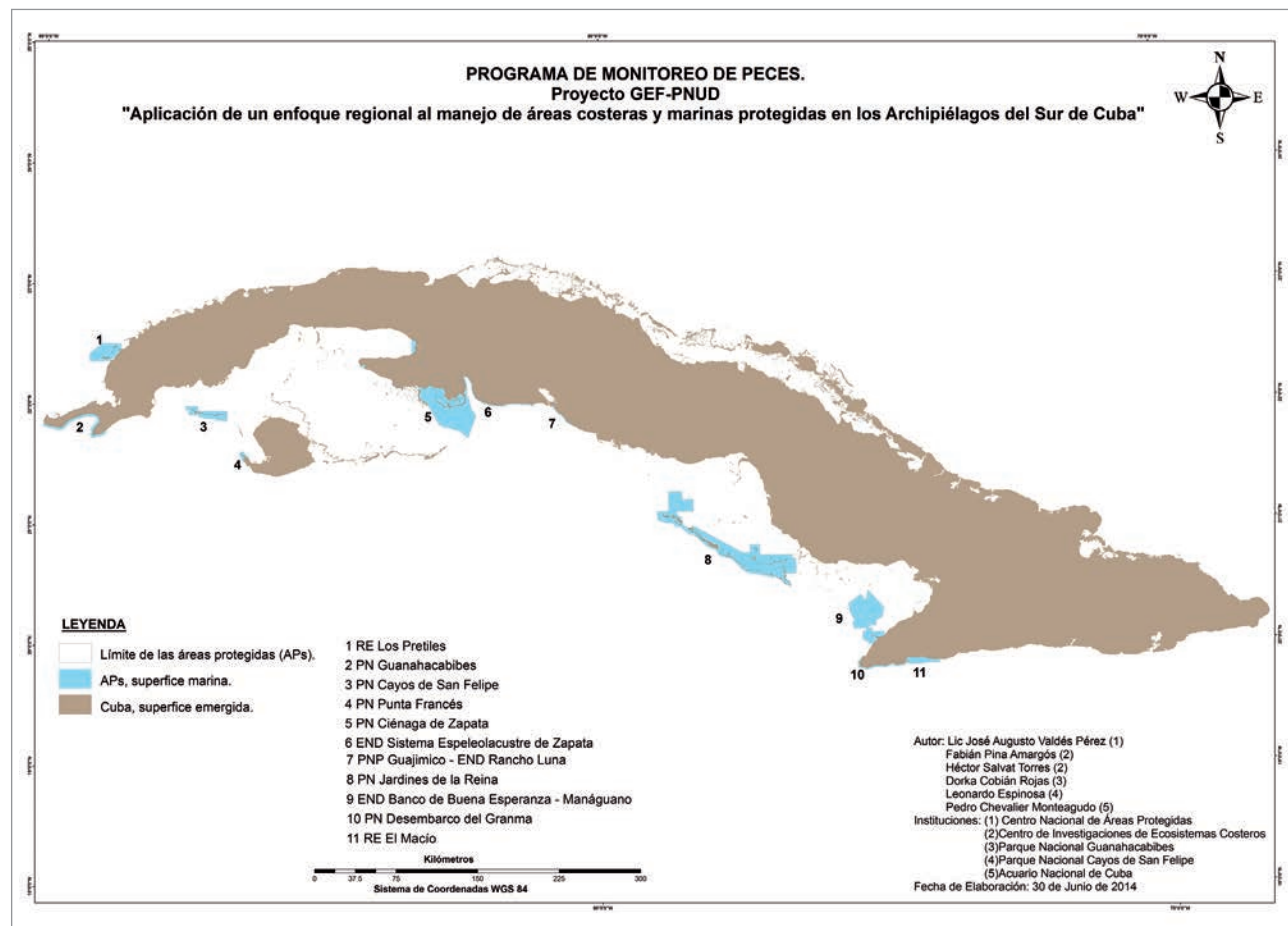


Fig. 9 Localización de las áreas marinas protegidas estudiadas.

Tabla 3. Especies de peces seleccionadas para censos visuales

| Nombre común | Nombre científico | Nombre común | Nombre científico |
|---------------|------------------------------|-----------------|------------------------------|
| Cibí amarillo | <i>Caranx bartholomaei</i> | Cherna criolla | <i>Epinephelus striatus</i> |
| Jiguagua | <i>Caranx hippos</i> | Guasa | <i>Epinephelus itajara</i> |
| Gallego | <i>Caranx latus</i> | Aguají | <i>Mycteroperca bonaci</i> |
| Pintada | <i>Scomberomorus regalis</i> | Arigua | <i>Mycteroperca venenosa</i> |
| Picúa | <i>Sphyaena barracuda</i> | Bonací gato | <i>Mycteroperca tigris</i> |
| Sábalo | <i>Megalops atlanticus</i> | Loro guacamayo | <i>Scarus guacamaia</i> |
| Pargo criollo | <i>Luftjanus analis</i> | Loro medianoche | <i>Scarus coelestinus</i> |
| Cubera | <i>Luftjanus cyanopterus</i> | Pez perro | <i>Lachnolaimus maximus</i> |
| Jocú | <i>Luftjanus jocu</i> | Raya | <i>Dasyatis americana</i> |

Resultados y discusión

Durante los cuatro años de monitoreo fueron muestreadas 11 áreas marinas protegidas (figura 9), ocho de ellas con al menos tres muestreos, lo que permitió contar con un tamaño de muestra aceptable para

efectuar comparaciones y evaluar tendencias (tablas 4 y 5). Las áreas marinas protegidas END Banco de Buena Esperanza, PN Desembarco del Granma y RE El Macío solo fueron muestreadas en un año.

Tabla 4. Resultados de densidad (D, individuos/1 000 m²) y biomasa (B, kg/1 000 m²) en escarpes-camellones de cada área marina protegida por años. Los valores son medias ± error estándar. El dato entre paréntesis que acompaña a B es el valor de biomasa en kg/1 000 m², que sirve de base para medir la efectividad de las AMPs

| AMP | Variable | 2010 | 2011 | 2012 | 2013 | Media total |
|--------------------------------|----------|------------|------------|------------|------------|-------------|
| RE Los Pretiles | D | 11.98±2.93 | - | 9.72±1.45 | 14.12±2.91 | 11.94±1.59 |
| | B (9.0) | 22.40±2.65 | - | 17.80±1.56 | 13.28±1.67 | 17.83±2.01 |
| PN Guanahacabibes | D | 16.91±1.41 | 11.84±2.34 | 12.69±1.32 | 16.32±0.92 | 14.44±1.25 |
| | B (8.0) | 20.37±2.34 | 22.80±2.56 | 23.32±1.87 | 23.47±3.23 | 22.49±1.56 |
| PN Cayos de San Felipe | D | - | 12.44±1.00 | 11.91±.89 | 12.05±1.02 | 12.13±0.93 |
| | B (47.0) | - | 24.84±4.21 | 26.41±1.53 | 25.41±2.23 | 25.55±3.73 |
| PN Punta Francés | D | - | 10.19±0.88 | 12.95±2.11 | 12.47±1.12 | 11.87±1.45 |
| | B (18.0) | - | 13.17±0.90 | 17.72±1.72 | 16.55±1.89 | 15.81±1.45 |
| END Sistema Espeleolacustre | D | - | 14.55±1.11 | 11.46±2.22 | 14.02±2.21 | 13.34±1.34 |
| | B (23.0) | - | 15.95±1.51 | 14.00±0.34 | 18.97±1.62 | 16.31±1.92 |
| PN Ciénaga de Zapata (Cazones) | D | 16.79±1.45 | - | 16.84±1.99 | 17.42±1.23 | 17.02±0.76 |
| | B (23.0) | 15.94±1.58 | - | 15.56±1.42 | 14.34±1.92 | 15.28±1.42 |
| PNP Guajimico | D | - | 5.24±0.34 | 5.76±0.54 | 4.90±0.45 | 5.30±0.51 |
| | B | - | 10.24±0.64 | 10.02±1.11 | 10.20±0.88 | 10.18±0.91 |
| PN Jardines de la Reina | D | 28.57±4.01 | 30.80±2.14 | 28.91±2.56 | 25.57±1.86 | 28.46±3.12 |
| | B (32.0) | 41.58±5.12 | 47.11±6.43 | 46.12±4.23 | 47.82±7.54 | 45.66±4.37 |
| END Banco de Buena Esperanza | D | - | - | 4.93±0.34 | - | - |
| | B | - | - | 9.36±1.16 | - | - |
| PN Desembarco del Granma | D | - | - | 5.73±0.74 | - | - |
| | B | - | - | 10.06±1.32 | - | - |
| RE El Macío | D | - | - | 5.03±0.48 | - | - |
| | B | - | - | 14.53±1.72 | - | - |



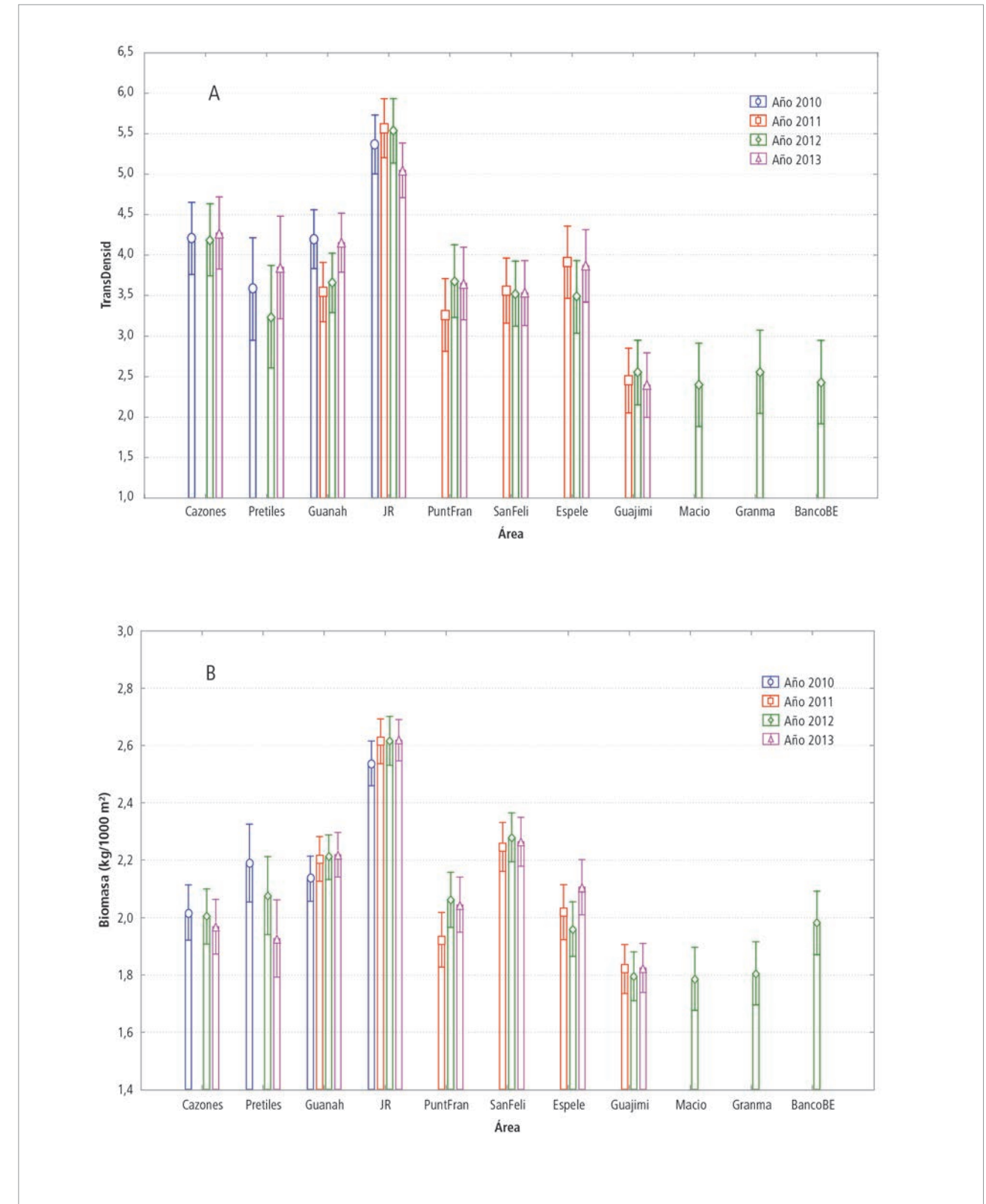
Tabla 5. Resultados de densidad (D, individuos/1000 m²) y biomasa (B, kg/1000 m²) en crestas de arrecife de cada área marina protegida por años. Los valores son medias ± error estándar. El dato entre paréntesis que acompaña a B es el valor de biomasa en kg/1000 m² que sirve de base para medir la efectividad de las AMPs

| AMP | Variable | 2010 | 2011 | 2012 | 2013 | Media total |
|--------------------------------|----------|-------------|------------|------------|------------|-------------|
| PN Punta Francés | D | - | 15.08±1.34 | 14.20±1.57 | 15.80±2.03 | 15.03±1.32 |
| | B (18.0) | - | 26.78±3.21 | 23.92±2.54 | 26.88±2.92 | 25.86±2.76 |
| PN Ciénaga de Zapata (Cazones) | D | 9.62±1.14 | - | 9.82±0.98 | 11.12±0.82 | 10.19±0.91 |
| | B (23.0) | 15.85±1.38 | - | 16.18±1.54 | 14.42±1.43 | 15.48±1.74 |
| PN Jardines de la Reina | D | 61.53±10.21 | 63.28±4.56 | 63.28±6.71 | 62.78±7.34 | 62.72±8.21 |
| | B (32.0) | 35.40±4.21 | 37.06±3.67 | 37.34±2.98 | 34.82±4.12 | 36.16±3.79 |
| END Banco de Buena Esperanza | D | - | - | 9.83±1.02 | - | - |
| | B | - | - | 15.82±1.87 | - | - |

Las áreas marinas protegidas mostraron diferentes resultados a lo largo del proyecto (tablas 4 y 5, figuras 10, 11 y 12).

En la RE Los Pretiles, los valores de densidad oscilaron con el valor superior en 2013, mientras la biomasa disminuyó ostensiblemente a lo largo del proyecto, aunque fue superior al valor de base. Sin embargo, estas variaciones no fueron estadísticamente significativas ni para la densidad ($F_{(2,9)} = 1.22, p = 0.33$), ni para la biomasa ($F_{(2,9)} = 3.33, p = 0.07$). En el PN Guanahacabibes, los valores de densidad fueron similares al inicio y al final del proyecto, con valores inferiores en los años intermedios, lo que demostró diferencias significativas ($F_{(6,86)} = 2.93, p < 0.001$), mientras que la biomasa ascendió a lo largo del proyecto, pero no significativamente ($F_{(3,44)} = 1.21, p = 0.32$) y fue superior al valor de base. En el PN Cayos de San Felipe los valores de densidad ($F_{(2,27)} = 0.006, p = 0.99$) y biomasa ($F_{(2,27)} = 0.239, p = 0.78$) se mantuvieron similares a lo largo del proyecto y la biomasa estuvo por debajo del valor de base. En el PN Punta Francés los valores de densidad y biomasa ascendieron hacia el final del proyecto, tanto en crestas de arrecife como en escarpes-camellones, mientras que la biomasa estuvo por debajo del valor base en los escarpes-camellones, pero por encima de ese valor en las crestas de arrecife. Estas diferencias no fue-

ron significativas (escarpes-camellones, densidad $F_{(2,18)} = 0.933, p = 0.41$, biomasa $F_{(2,18)} = 2.65, p = 0.10$; crestas de arrecife, densidad $F_{(2,9)} = 0.168, p = 0.85$, biomasa $F_{(2,9)} = 0.342, p = 0.72$). En el END Sistema Espeleolacustre, los valores de densidad fueron similares al inicio y final del proyecto ($F_{(2,21)} = 1.77, p = 0.19$), mientras la biomasa fue mayor al final que al inicio (diferencia no significativa $F_{(2,21)} = 3.10, p = 0.06$), pero inferior al valor de base. En el PN Ciénaga de Zapata (Cazones) los valores de densidad y biomasa se mantuvieron similares a lo largo del proyecto, tanto en crestas de arrecife (densidad $F_{(2,9)} = 0.408, p = 0.67$, biomasa $F_{(2,9)} = 0.347, p = 0.71$) como en escarpes-camellones (densidad $F_{(2,21)} = 0.271, p = 0.76$, biomasa $F_{(2,21)} = 0.073, p = 0.93$), mientras que la biomasa estuvo por debajo del valor base en ambos hábitats. En el PNP Guajimico los valores de densidad y biomasa se mantuvieron similares a lo largo del proyecto (densidad $F_{(2,27)} = 0.266, p = 0.77$, biomasa $F_{(2,27)} = 0.122, p = 0.88$). En el PN Jardines de la Reina, los valores de densidad y biomasa no ascendieron significativamente hacia el final del proyecto, tanto en crestas de arrecife (densidad $F_{(3,24)} = 0.033, p = 0.99$, biomasa $F_{(3,24)} = 0.742, p = 0.53$), como en escarpes-camellones (densidad $F_{(6,78)} = 2.20, p = 0.05$, biomasa $F_{(4,40)} = 2.31, p = 0.09$). La biomasa fue superior al valor base en ambos hábitats.



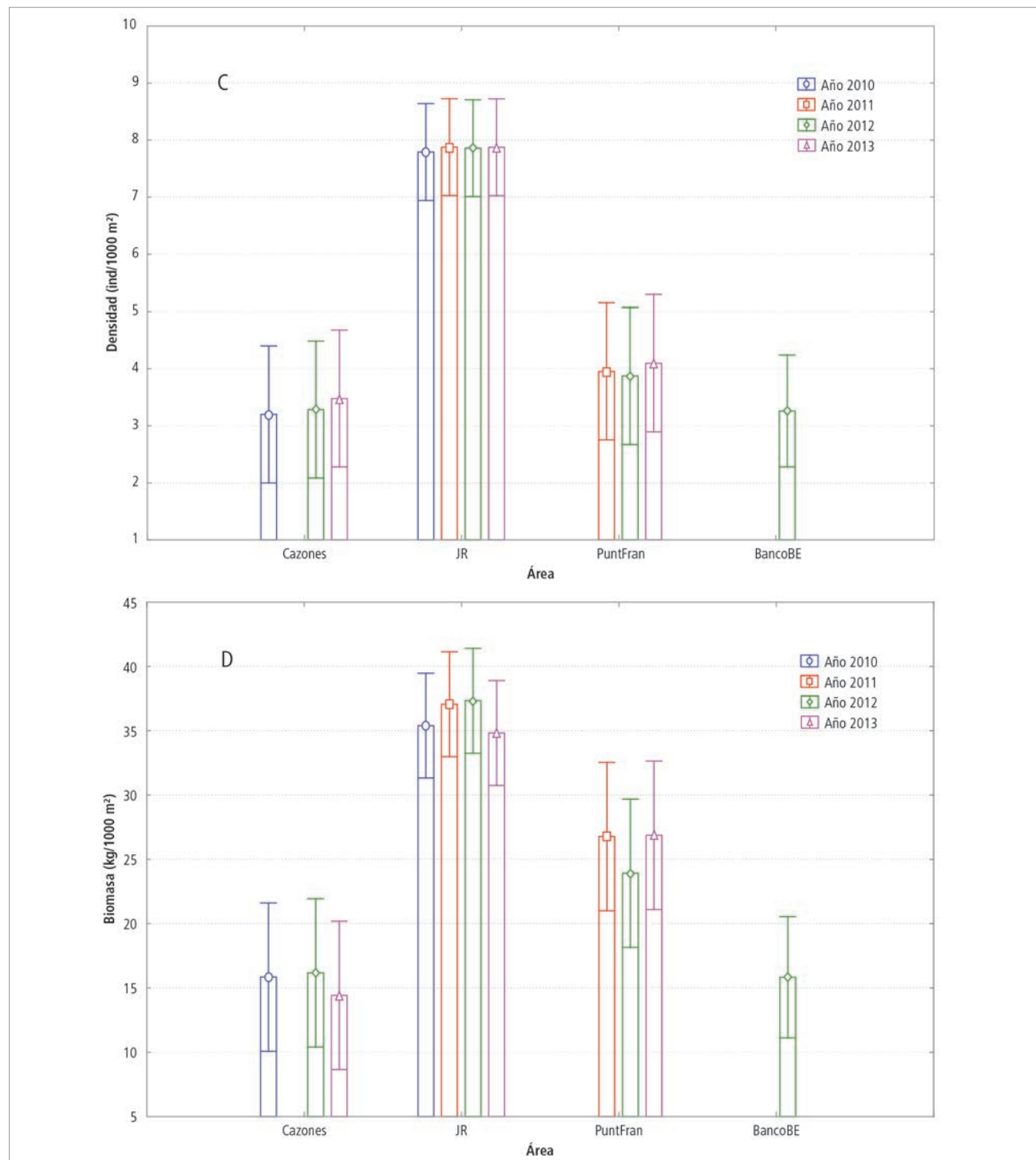


Fig. 10 Resultados de los ANOVA anidados, para evaluar la evolución de las áreas marinas protegidas a lo largo del proyecto (a: densidad en escarpes-camellones, b: biomasa en escarpes-camellones, c: densidad en arrecifes de cresta, d: biomasa en arrecifes de cresta) (Guanah: PN Guanahacabibes, JR: PN Jardines de la Reina, PuntFran: PN Punta Francés, SanFeli: PN Cayos de San Felipe, Espele: END Sistema Espeleolacustre, Guajimi: PNP Guajimico, BancoBE: END Banco de Buena Esperanza).

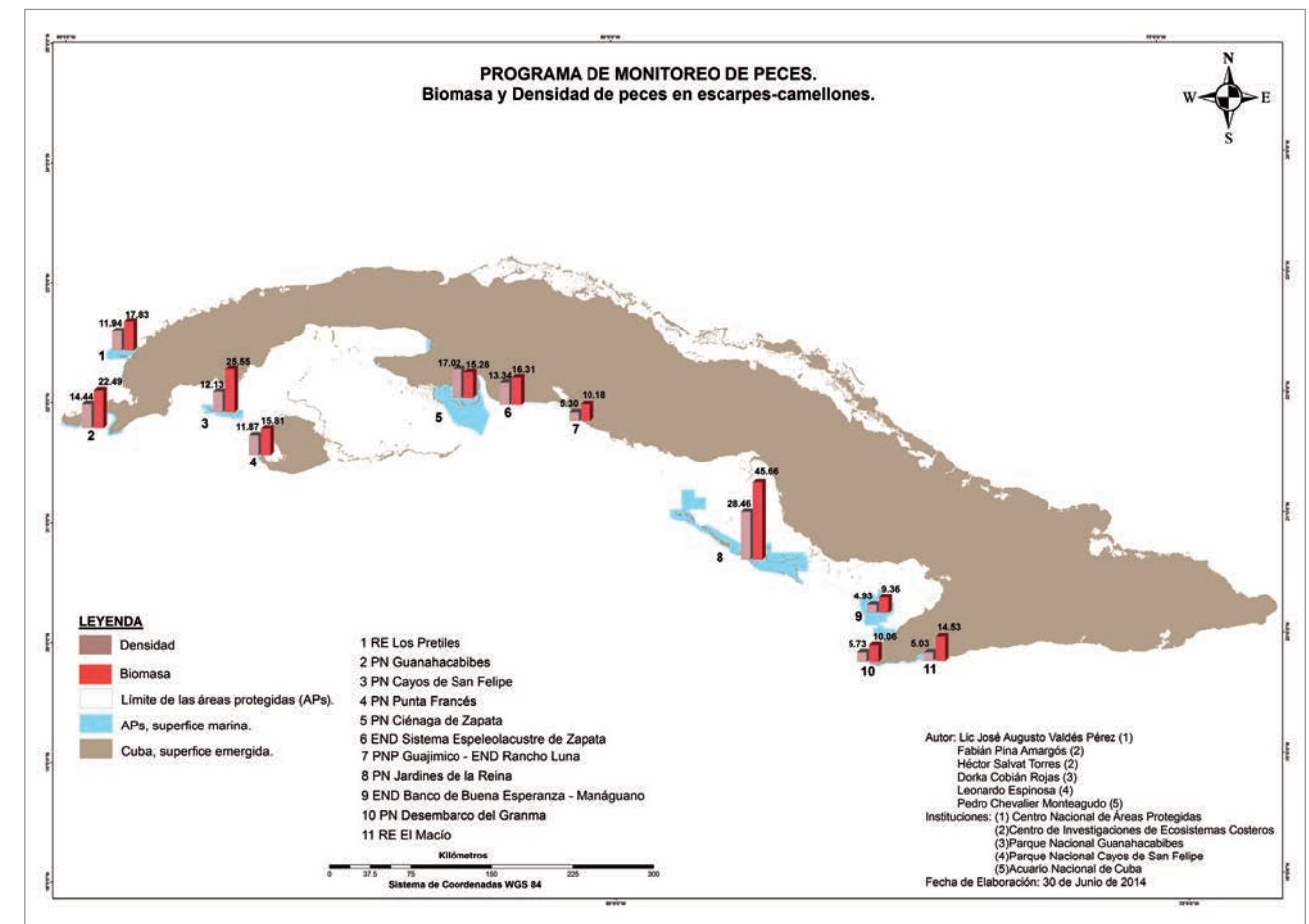


Fig. 11 Biomasa y densidad de peces en escarpes-camellones.

En cuanto a la comparación entre áreas protegidas se obtuvieron diferencias significativas (tablas 4 y 5, figuras 11, 12 y 13). El PN Jardines de la Reina mostró la mayor densidad de peces de gran talla e importancia comercial en los escarpes-camellones, seguida por un grupo integrado por: PN Ciénaga de Zapata (Cazones), PN Guanahacabibes, END Sistema Espeleolacustre, PN Cayos de San Felipe, RE Los Pretiles y PN Punta Francés; y por último un grupo integrado por: END Banco de Buena Esperanza, RE El Macío, PN Desembarco del Granma y el PNP Guajimico ($F_{(10,247)} = 50.69, p < 0.001$). En los escarpes-camellones la biomasa nuevamente fue encabezada por el PN Jardines de la Reina, seguida por un grupo integrado por el PN Cayos de San Fe-

lipe y el PN Guanahacabibes, seguido de un grupo compuesto por RE Los Pretiles, END Sistema Espeleolacustre, PN Punta Francés y el PN Ciénaga de Zapata (Cazones), y por último un grupo integrado por el PNP Guajimico, PN Desembarco del Granma y el RE El Macío ($F_{(10,247)} = 86.26, p < 0.001$).

En los arrecifes de cresta, la densidad fue dominada por el PN Jardines de la Reina, seguida por un grupo integrado por el PN Ciénaga de Zapata (Cazones), PN Punta Francés y END Banco de Buena Esperanza ($F_{(3,58)} = 75.75, p < 0.001$), y la biomasa fue dominada por el PN Jardines de la Reina, seguida por el PN Punta Francés y por el grupo del END Banco de Buena Esperanza y el PN Ciénaga de Zapata (Cazones) ($F_{(3,58)} = 54.69, p < 0.001$).

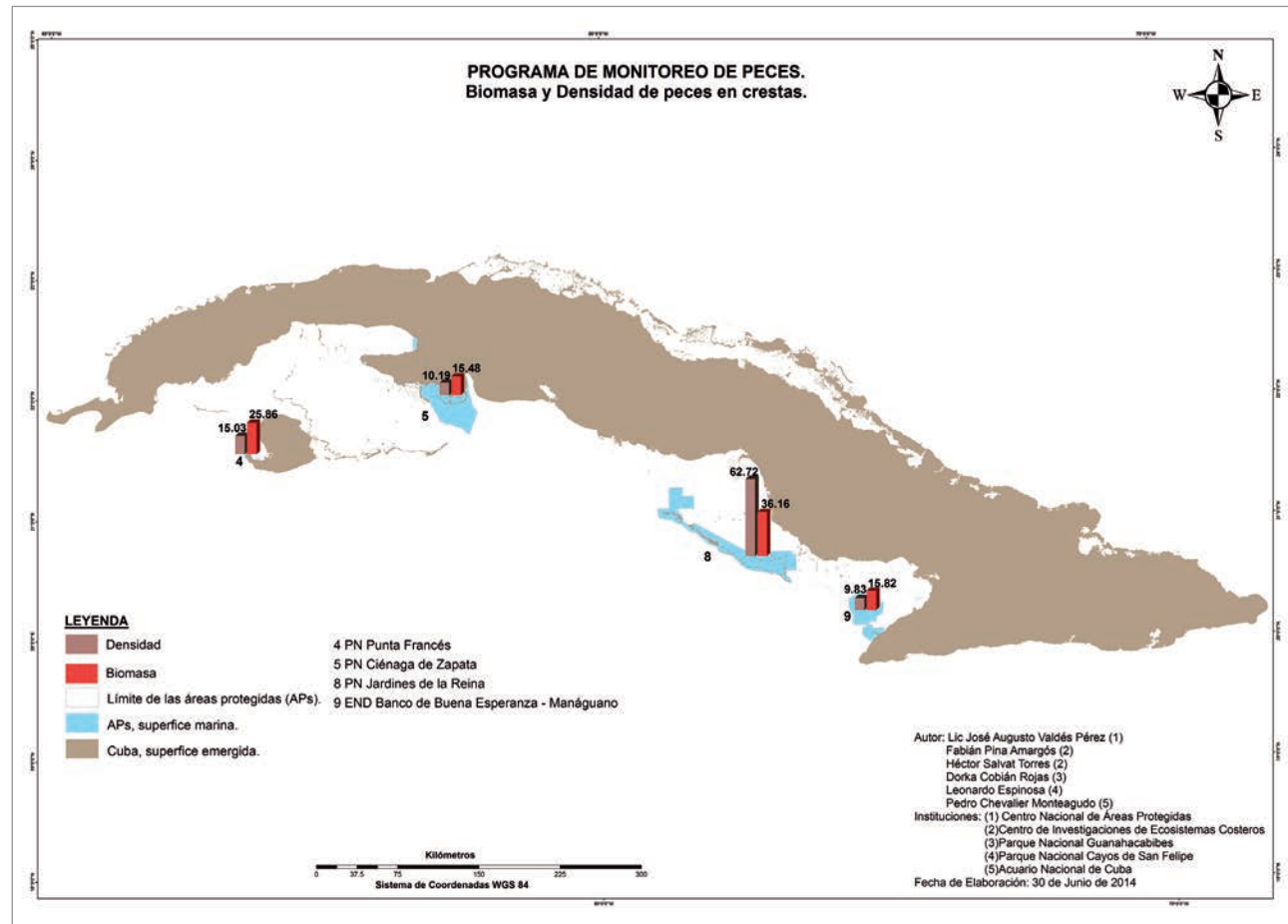
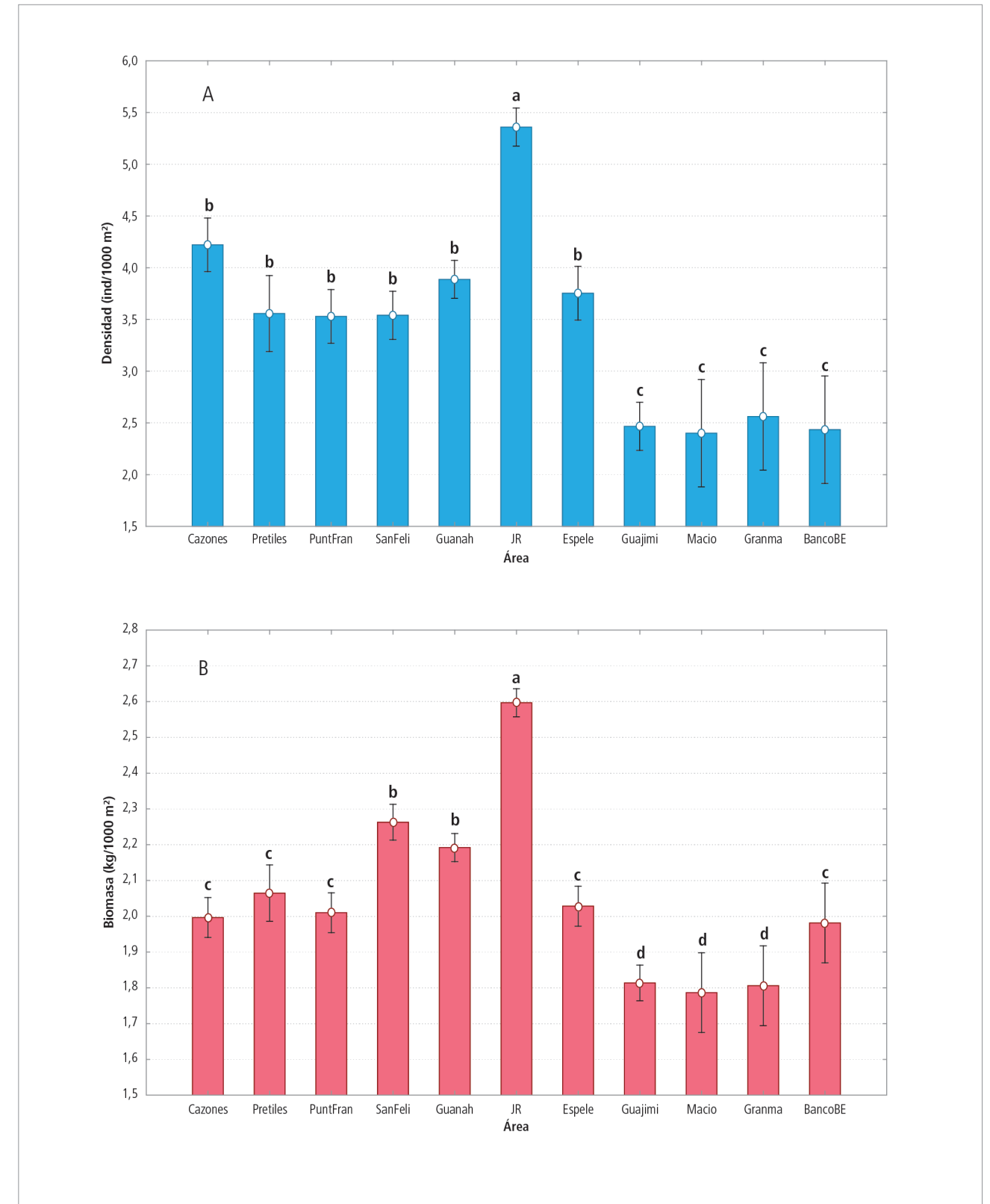


Fig. 12 Biomasa y densidad de peces en crestas.

Por su parte, la comparación de sitios protegidos dentro de las Zonas Bajo Régimen Especial de Uso y Protección con los sitios no protegidos fuera de estas, mostró resultados estables (tabla 6, figura 14). Los sitios de crestas de arrecife protegidos del PN Jardines de la Reina mostraron el doble de la densidad ($F_{(4,24)} = 13.07, p < 0.001$) y 1.3 veces la biomasa ($F_{(4,24)} = 35.91, p < 0.001$) que los sitios no protegidos. Los sitios de escarpes-camellones protegidos del PN Jardines de la Reina mostraron 1.8 veces la densidad ($F_{(8,78)} = 22.16, p < 0.001$) y 1.6 veces la biomasa ($F_{(4,40)} = 34.74, p < 0.001$) que los sitios no protegidos. Los sitios de escarpes-camellones protegidos del PN Punta Francés mostraron 1.2 veces la densidad y 1.2 veces la biomasa, que los sitios

no protegidos. Sin embargo, ninguno fue significativo (densidad $F_{(3,18)} = 0.399, p = 0.76$; biomasa $F_{(3,18)} = 1.73, p = 0.20$). La comparación entre el PN Jardines de la Reina y el PN Punta Francés demostró que la densidad en los escarpes-camellones es tres veces más grande en los sitios protegidos del PN Jardines de la Reina y dos veces mayor en los sitios no protegidos de Jardines de la Reina, cuando se compara con similares niveles de protección en Punta Francés. Por su parte, la biomasa en los escarpes-camellones es casi cuatro veces superior en los sitios protegidos de Jardines de la Reina y casi el triple superior en los sitios no protegidos de Jardines de la Reina, cuando se compara con similares niveles de protección en Punta Francés.



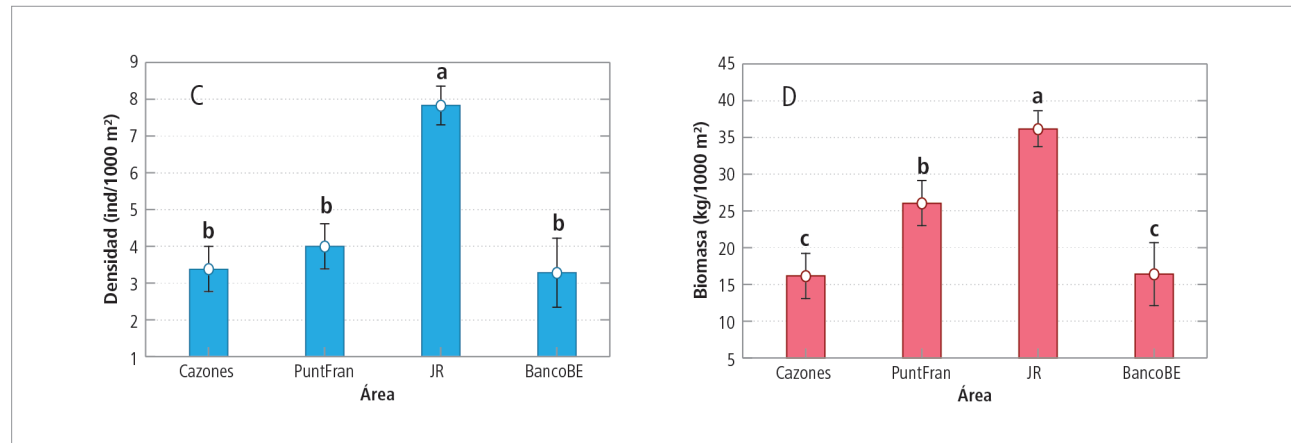


Fig. 13 Resultados de los ANOVA de una vía, para comparar las áreas marinas protegidas a lo largo del proyecto (a: densidad en escarpes-camellones, b: biomasa en escarpes-camellones, c: densidad en arrecifes de cresta, d: biomasa en arrecifes de cresta) (Guanah: Guanahacabibes, JR: Jardines de la Reina, PuntFran: Punta Francés, SanFeli: San Felipe, Espele: Espeleolacustre, Guajimi: Guajimico, BancoBE: Banco).

Tabla 6. Resultados de densidad (D, individuos/1 000 m²) y biomasa (B, kg/1 000 m²) por hábitats de los niveles de protección (AMP, área marina protegida; NP no protegida) de Jardines de la Reina (JR) y Punta Francés (PF) por años. Los valores son medias ± error estándar. El dato entre paréntesis que acompaña a B es el valor de biomasa en kg/1 000 m² que sirve de base para medir la efectividad de las AMPs

| Hábitat | Nivel de protección – Área protegida | Variable | 2010 | 2011 | 2012 | 2013 | Media total |
|---------------------|--------------------------------------|----------|-------------|-------------|------------|------------|-------------|
| Escarpes-camellones | AMP JR | D | 41.02±3.56 | 43.58±5.31 | 40.40±3.87 | 38.30±4.23 | 40.83±3.82 |
| | | B (32.0) | 56.95±8.32 | 65.12±7.34 | 58.95±7.23 | 63.05±5.33 | 61.02±6.34 |
| | NP JR | D | 22.34±2.15 | 24.41±3.56 | 23.28±4.23 | 19.20±2.45 | 22.31±2.27 |
| | | B (32.0) | 33.90±4.51 | 38.10±4.34 | 39.71±3.21 | 40.20±5.32 | 37.98±4.01 |
| | AMP PF | D | - | 11.50±0.91 | 14.35±2.13 | 12.75±1.02 | 12.87±1.18 |
| | | B (18.0) | - | 16.02±1.56 | 18.68±2.14 | 16.35±1.75 | 17.02±1.23 |
| NP PF | D | - | 8.88±2.23 | 11.55±1.65 | 12.20±0.63 | 10.88±1.24 | |
| | B (18.0) | - | 10.32±1.24 | 16.78±2.34 | 16.75±0.89 | 14.62±1.34 | |
| Arrecifes de cresta | AMP JR | D | 81.22±12.45 | 83.75±10.28 | 87.35±6.87 | 83.22±8.23 | 83.89±9.34 |
| | | B (32.0) | 38.85±5.23 | 42.65±4.23 | 43.48±3.78 | 39.95±3.56 | 41.23±4.67 |
| | NP JR | D | 41.85±6.34 | 42.82±5.34 | 39.22±2.67 | 42.35±4.35 | 41.56±4.78 |
| | | B (32.0) | 31.95±5.23 | 31.47±3.17 | 31.20±4.41 | 29.70±1.67 | 31.08±3.56 |

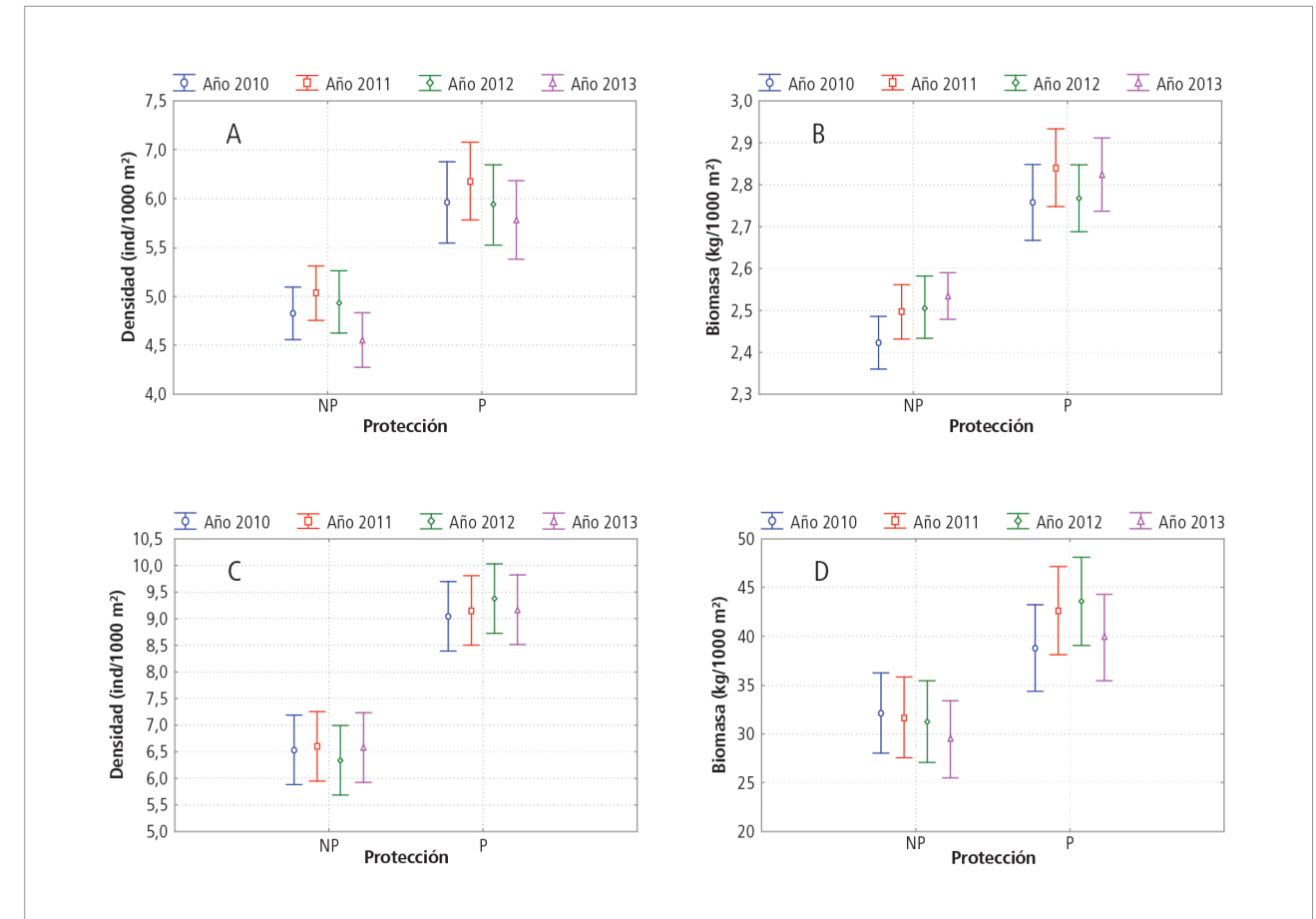


Fig. 14 Resultados de los ANOVA anidados, para evaluar el efecto de la protección en Jardines de la Reina (a: densidad en escarpes-camellones, b: biomasa en escarpes-camellones, c: densidad en arrecifes de cresta, d: biomasa en arrecifes de cresta) (NP: sitios no protegidos, P: sitios protegidos).

Ninguna de las áreas marinas protegidas estudiadas mostró diferencias significativas, en cuanto a densidad y biomasa de peces de importancia comercial y gran talla, para los dos hábitats de arrecifes coralinos entre el inicio y el final del proyecto. Esto puede deberse a que el período del proyecto (cuatro años de muestreos) es muy corto para que ocurra una respuesta a la protección de las especies de peces de gran talla. Estas especies responden más lentamente al efecto de la protección (Gell y Roberts, 2003; Russ *et al.*, 2003; Palumbi, 2004; Pina-Amargós *et al.*, 2014). La mayoría de las especies objeto de estudio en este proyecto maduran

por encima de los cinco años, por lo que habría que acumular al menos dos años más de observaciones para poder evaluar la efectividad de las áreas protegidas aprobadas. Existen numerosos ejemplos del incremento de los beneficios de las áreas marinas protegidas con el decurso del tiempo (Willis, 2003; Alcalá *et al.*, 2005; Claudet *et al.*, 2010).

No obstante, hay innumerables evidencias del efecto positivo de las áreas marinas protegidas declaradas por este proyecto en la protección de los peces comerciales de gran talla.

Primero, de las siete áreas marinas protegidas donde se contó con información por al menos



tres años y con datos base de biomasa, cuatro mostraron biomasa superior, durante la realización de este proyecto, a las biomasa tomadas como base. Esto significa que en los últimos 5-10 años, las áreas marinas protegidas RE Los Pretiles, PN Guanahacabibes, PN Punta Francés y PN Jardines de la Reina, han experimentado incrementos en sus biomasa de peces en respuesta a las medidas de manejo pesquero y de áreas marinas protegidas, que se han venido adoptando en esos lugares.

Segundo, estas mismas áreas, más PN Ciénaga de Zapata (Cazones), END Sistema Espeleolacustre y el PN Cayos de San Felipe, fueron las de mayor densidad y biomasa cuando se compararon entre sí, encabezadas por el PN Jardines de la Reina. Las áreas más rezagadas, END Banco de Buena Esperanza, RE El Macío, PN Desembarco del Granma y PNP Guajimico, experimentan pesquerías comerciales y de subsistencia más intensas que las que reportan mayores densidades y biomasa (observaciones de los autores). La relación negativa entre la captura y la abundancia y biomasa de peces, ha sido verificado por otros autores en Cuba (Pina-Amargós *et al.*, 2014), Filipinas (Alcala *et al.*, 2005 y los trabajos anteriores en Apo y Sumilon), Seichelles (Jennings *et al.*, 1996 b) y las predicciones de análisis teóricos (Halpern, 2003).

Tercero, incluso cuando el PN Jardines de la Reina como un todo muestra los mayores valores de densidad y biomasa, estos valores son mayores aún en los sitios protegidos de una de las áreas marinas protegidas más antiguas, grandes y mejor patrulladas de Cuba, cuando se comparan con los sitios no protegidos. En el caso del PN Punta Francés, donde no existen diferencias significativas entre sitios protegidos y no protegidos, esto pudiera deberse a que no se realiza el patrullaje necesario para impedir las actividades pesqueras dentro del área marina protegida. Las áreas marinas protegidas grandes y especialmente antiguas,

podrían ser más beneficiosas para la recuperación de poblaciones de peces de arrecifes coralinos de gran talla y mayor movilidad, que áreas marinas protegidas pequeñas (Halpern, 2003; Claudet *et al.*, 2008; Gaines *et al.*, 2010; Pina-Amargós *et al.*, 2014). Sin embargo, el patrullaje y manejo efectivo de áreas marinas protegidas grandes es difícil de alcanzar, especialmente en países en desarrollo con recursos limitados para la conservación (Mora *et al.*, 2006; Guidetti *et al.*, 2008; Pina-Amargós *et al.*, 2014). No obstante, el manejo efectivo es esencial para el éxito de las áreas marinas protegidas (Pomeroy *et al.*, 2005; Mora *et al.*, 2006; Pina-Amargós *et al.*, 2014). Al final, la respuesta positiva de los peces a la protección indica que se cumple con las regulaciones pesqueras y de protección (Smith, Zhang and Coleman, 2006; Guidetti *et al.*, 2008; Pina-Amargós *et al.*, 2014). El resto de las áreas marinas protegidas estudiadas, en el sur de Cuba, carecen de sitios colindantes similares no protegidos que permitan evaluar el efecto de la protección. Esta es una de las principales debilidades en el diseño y monitoreo de las áreas marinas protegidas del mundo (Halpern, 2003; Alcala *et al.*, 2005; Pina-Amargós *et al.*, 2014).

Los incrementos de densidad y biomasa observados también pudieran estar asociados a las mejores condiciones de los hábitats (Nilsson, 1998; Wilson, Graham and Polunin, 2007; Harborne, Mumby and Ferrari, 2012). La cobertura de corales vivos, el tamaño máximo de las colonias, la densidad de reclutas y la complejidad estructural es similar y muy variable a lo largo de la zona de estudio (ver resultados del informe de corales pétreos; Guardia *et al.*, 2004 a, 2004 b, Pina-Amargós *et al.*, 2008; Pina-Amargós *et al.*, 2014), por lo que no constituyen un factor regulador importante de la abundancia o biomasa de los peces.

Otro factor que pudiera estar provocando la diferencia de abundancia y biomasa es el reclu-

tamiento diferencial de peces. Ni este ni ningún otro estudio ha tratado de dilucidar el movimiento real de larvas de peces en la plataforma cubana. Solo se conocen dos estudios publicados sobre el transporte de larvas de peces en Cuba, basados en modelaciones a partir de larvas virtuales producidas en sitios de agregación reproductiva: uno sobre roncós y pargos, en la región suroccidental (Lindeman *et al.*, 2001), y otro sobre pargos, en todas las costas cubanas (Paris *et al.*, 2005). En general, ambos trabajos refuerzan las evidencias de que la retención de larvas es un fenómeno más frecuente de lo que anteriormente se pensaba (Swearer *et al.*, 2002; Warner y Cowen, 2002; Alcala *et al.*, 2005), lo cual es particularmente fuerte para la zona sur de Cuba, donde se ubican las

áreas marinas protegidas objeto de este proyecto. Desafortunadamente, no es posible hacer inferencias, a partir de estos trabajos, de lo que sucede a escalas de áreas marinas protegidas individuales, sin introducir un componente especulativo importante. Sin embargo, nada apunta en contra de que las especies analizadas aquí, con períodos larvales en el orden del mes de duración (Lindeman *et al.*, 2000), sean capaces de distribuirse de forma relativamente homogénea a lo largo del sur de Cuba (Pina-Amargós *et al.*, 2014).

Existen evidencias del efecto positivo de las áreas marinas protegidas del sur de Cuba, en el incremento de densidad y biomasa de peces comerciales y de gran talla, aunque no se hayan verificado durante el proyecto.

Bibliografía

- AGUILAR, C., G. GONZÁLEZ-SANSÓN, J. ANGULO, C. GONZÁLEZ. 1997. Variación espacial y estacional de la ictiofauna en un arrecife de coral costero de la región noroccidental de Cuba. I: Abundancia total. *Revista de Investigaciones Marinas*. 18(3):223-232.
- ALCALA, A. C., G. R. RUSS, A. P. MAYPA y H. P. CALUMPONG. 2005. A long-term, spatially replicated experimental test of the effect of marine reserves on local fish yields. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 62:98-108.
- ALCOLADO, P. M., E. GUARDIA, F. PINA-AMARGÓS, K. CANTELAR, S. GONZÁLEZ-FERRER, H. CABALLERO, R. N. GINSBURG, J. C. LANG, P. A. KRAMER, K. W. MARKS, E. A. RODRÍGUEZ. 2001 b. Estado de salud de los arrecifes coralinos del Archipiélago Jardines de la Reina (SE de Cuba). Informe de Proyecto Nacional "Evaluación de un área ecológicamente relevante con vistas a su categorización dentro del Sistema Nacional de Áreas Protegidas". 10 p., 7 tablas, 25 figuras, 9 anexos.
- ANGULO-VALDÉS, J. A. 2005. Effectiveness of a Cuban Marine Protected Area in Meeting Multiple Management Objectives. PhD Thesis. Dalhousie University. 268 pp.
- ANGULO-VALDÉS, J. A. 2007. Ecotourism and Marine Protected Areas: A Possible Synergy to Achieve the Sustainable Tourism Paradigm in the Insular Caribbean. *OceanYearbook* 21:339-363.
- ANGULO-VALDÉS, J., R. BORREGO y G. GONZÁLEZ-SANSÓN. 2007. Effects of Tourism Activities on Coral Reef Communities in the Punta Francés National Marine Park, Cuba. *Revista de Investigaciones Marinas* 28(2).
- CLARO, R., K. CANTELAR, F. PINA-AMARGÓS y J. P. GARCÍA-ARTEAGA. 2000. "Biodiversidad y manejo de la ictiofauna del Archipiélago Sabana-Camagüey". Informe Final de Proyecto. 80 pp.
- CLARO R., J.P. GARCÍA-ARTEAGA, F. PINA-AMARGÓS y E. SOCARRÁS. 1999. Caracterización de la fauna de vertebrados marinos presentes en la plataforma marina de los cayos de la porción centro-occidental del subarchipiélago Jardines de la Reina.



En: Conservación de la naturaleza y desarrollo del turismo en el subarchipiélago Jardines de la Reina. E. Socarrás (Editor). Informe Proyecto Nacional "Conservación de la naturaleza y desarrollo del turismo en el subarchipiélago Jardines de la Reina". pp. 134-148.

- CLAUDET, J., CW OSEBERG, L. BENEDETTI-CECCHI, P. DOMENICI, JA GARCIA-CHARTON, A. PEREZ-RUSAF, F. BADALAMENTI, J. BAYLE-SEMPERE, A. BRITO, F. BULLERI, J. M. CULIOLI, M. DIMECH, J. M. FALCON, I. GUALA, M. MILAZZO, J. SANCHEZ-MECA, P. J. SOMERFIELD, B. STOBART, F. VANDEPERRE, C. VALLE, S. PLANES. 2008. Marine reserves: size and age do matter. *Ecology Letters* 11(5):481-489.
- CLAUDET, J., C. W. OSEBERG, F. BADALAMENTI, M. MILAZZO, J. M. FALCON, I. BERTOCCI, L. BENEDETTI-CECCHI, J. A. GARCIA-CHARTON, R. GONI, J. A. BORG, A. FORCADA, G. A. DE LUCIA, A. PÉREZ-RUSAF, P. AFONSO, A. BRITO, I. GUALA, L. L. DIREACH, P. SANCHEZ-JEREZ, P. J. SOMERFIELD, S. PLANES. 2010. Marine reserves: fish life history and ecological traits matter. *Ecological Applications* 20(3):830-839.
- COTÉ, I. M., I. MOSQUEIRA y J. D. REYNOLDS. 2001. Effects of marine reserve characteristics on the protection of fish populations: a meta-analysis. *J. Fish Biol.*, 59: 178-189.
- ESPINOSA, J., K. CANTELAR, S. GONZÁLEZ-FERRER, P. M. ALCOLADO y F. PINA-AMARGÓS. 2001. Evaluación del estado de salud de los arrecifes coralinos del archipiélago Sabana-Camagüey. Informe de Proyecto CUB/98/G32. 12 p. 8 tablas.
- FRIEDLANDER, A. M., E. K. BROWN, P. L. JOKIEL, W. R. SMITH y K. S. RODGERS. 2003. Effects of habitat, wave exposure, and marine protected area status on coral reef fish assemblages in the Hawaiian archipelago. *Coral Reefs* 22:291-305.
- GAINES, S. D., C. WHITE, M. H. CARR, S. R. PALUMBI. 2010. Designing marine reserves networks for both conservation and fisheries management. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 107(43):18286-18293.
- GELL, F. R. y C. M. ROBERTS. 2003. Benefits beyond boundaries: the fishery effects of marine reserves. *Trends in Ecology and Evolution*. 18(9):448-455.
- GONZÁLEZ-SANSÓN, G., C. AGUILAR, J. ANGULO, C. GONZÁLEZ. 1997 b. Variación espacial y estacional de la ictiofauna en un arrecife de coral costero de la región noroccidental de Cuba. III: Análisis multidimensional. *Revista de Investigaciones Marinas*. 18(3): 241-248.
- GUARDIA, E., P. GONZÁLEZ-DÍAZ y S. CASTELLANOS. 2004 a. Estructura de la comunidad de grupos bentónicos sésiles en la zona de buceo de Punta Francés, Cuba. *Rev. Invest. Mar.* 25 (2): 81-90.
- GUARDIA, E., A. VALDIVIA, P. GONZÁLEZ-DÍAZ. 2004 b. Estructura de comunidades bentónicas en la zona de buceo de María de Gorda, ensenada de corrientes, sureste de la Península de Guanahacabibes, Cuba. *Rev. Invest. Mar.* 25 (2): 103-111.
- GUIDETTI, P., M. MILAZZO, S. BUSSOTTI, A. MOLINARI, M. MURENU, A. PAIS, N. SPANO, R. BALZANO, T. AGARDY, F. BOERO, G. CARRADA, R. CATTANEO-VIETTI, A. CAU, R. CHEMELLO, S. GRECO, A. MANGANARO, G. NOTARBARTOLO DI SCIARA, G. F. RUSSO, L. TUNESI. 2008. Italian marine reserve effectiveness: does enforcement matter? *Biological Conservation* 141(3):699-709.
- HARBORNE, A. R., P. J. MUMBY, R. FERRARI. 2012. The effectiveness of different meso-scale rugosity metrics for predicting intra-habitat variation in coral reef assemblages. *Environmental Biology of Fishes* 94(2):431-442.
- JENNINGS, S., S. S. MARSHAL y N. V. C. POLUNIN. 1996 b. Seychelles' marine protected areas: comparative structure and status of reef fish communities. *Biological Conservation*. 75: 201-209.
- LESTER, S., B. HALPERN, K. GROUD-COLVERT, J. LUBCHENKO, B. RUTTENBERG, S. GAINES, S. AIRAME, R. WARNER. 2009. Biological effects within no-take marine reserves: a global synthesis. *Marine Ecology Progress Series* 384:33-46.
- LINDEMAN, K. C., T. N. LEE, W. D. WILSON, R. CLARO y J. S. AULT. 2001. Transport of larvae originating in southwest Cuba and the Dry Tortugas: evidence for partial retention in grunts and snappers. *Proc. Gulf Caribb. Fish Inst.* 52:732-747.
- LINDEMAN, K. C., R. PUGLIESE, G. T. WAUGH y J. S. AULT. 2000. Developmental patterns within a multispecies reef fishery: management applications for essential fish habitats and protected areas. *Bulletin of Marine Science*. 66(3): 929-956.
- MICHELI, F., B. S. HALPERN, L. BOSTFORD y R. R. WARNER. 2004. Community changes in marine reserves. *Ecol. Appl.* 14: 597-606.
- MOLLOY, P. P., I. B. MCLEAN, IM. COTE. 2009. Effects of marine reserve age on fish population: a global meta-analysis. *Journal of Applied Ecology* 46(4):743-751.
- MOSQUERA, I., I. M. COTÉ, S. JENNINGS y J. D. REYNOLDS. 2000. Conservation benefits of marine reserves for fish populations. *Anim. Conserv.*, 3: 321 - 332.
- NEWMAN, M. J. H., G. A. PAREDES, E. SALA y J. B. C. JACKSON. 2006. Structure of Caribbean coral reef communities across a large gradient of fish biomass. *Ecology Letters*, 9:1216-1227.
- NILSSON, P. 1998. Criteria for the selection of marine protected areas. Report 4834. Swedish Environmental Protection Agency, Stockholm, Sweden.
- PALUMBI, S. R. 2004. Marine Reserves and Ocean Neighborhoods: The Spatial Scale of Marine Populations and Their Management. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 29:31-68.
- PARIS, C. B., R. K. COWEN, R. CLARO y K. C. LINDEMAN. 2005. Larval transport pathways from Cuban snapper (Lutjanidae) spawning aggregations based on biophysical modeling. *Mar Ecol Prog Ser.* 296:93-106.
- PINA-AMARGÓS, F., P. M. ALCOLADO, L. HERNÁNDEZ-FERNÁNDEZ, G. GONZÁLEZ-SANSÓN, R. GONZÁLEZ DE ZAYAS, L. CLERO ALONSO, K. CANTELAR y S. GONZÁLEZ-FERRER. 2002. Estado de salud de los arrecifes coralinos de Jardines de la Reina. Informe de Proyecto Territorial "Caracterización y manejo de los ecosistemas marinos del archipiélago Jardines de la Reina". 25 p.
- PINA AMARGÓS, F., R. CLARO, J. P. GARCÍA-ARTEAGA, N. LÓPEZ-FERNÁNDEZ y G. GONZÁLEZ-SANSÓN. 2007. Ictiofauna del archipiélago Jardines de la Reina, Cuba. *Revista de Investigaciones Marinas*. 28(3):217-224.
- PINA AMARGÓS, F., L. HERNÁNDEZ FERNÁNDEZ, L. CLERO ALONSO y G. GONZÁLEZ SANSÓN. 2008. Características de hábitats coralinos en Jardines de la Reina, Cuba. *Revista de Investigaciones Marinas*. 29 (3): 225-237.
- PINA AMARGÓS, F., SALVAT TORRES, H., ANGULO VALDÉS, J. A., CABRERA PÁEZ, Y., GARCÍA-MACHADO, E. 2012a. Ictiofauna del golfo de Ana María, Cuba. *Rev. Invest. Mar.* 32(2), 45-53.
- PINA AMARGÓS, F., SALVAT TORRES, H., LÓPEZ-FERNÁNDEZ, N. 2012b. Ictiofauna del archipiélago Jardines de la Reina, Cuba. *Rev. Invest. Mar.* 32(2), 54-65.
- PINA-AMARGÓS, F., G. GONZÁLEZ-SANSON, F. MARTIN BLANCO and ABEL VALDIVIA. 2014. Evidence for protection of targeted reef fish on the largest marine reserve in the Caribbean. *PeerJ* 2:e274; DOI 10.7717/peerj. 274.
- POMEROY, R. S., L. M. WATSON, J. E. PARKS, G. A. CID. 2005. How is your MPA doing? A methodology for evaluating the management effectiveness of marine protected areas. *Ocean and Coastal Management* 48(7-8):485-502.
- RUSS, G. R., A. C. ALCALA y A. P. MAYPA. 2003. Spillover from marine reserves: the case of *Nasovlamini* at Apo Island, the Philippines. *Marine Ecology Progress Series*. Vol. 264:15-20.
- RUSS, G. R., A. C. ALCALA, A. P. MAYPA, H. P. CALUMPONG y A. T. WHITE. 2004. Marine reserve benefits local fisheries. *Ecol. Appl.* 14: 597-606.
- SALE, P. F., R. K. COWEN, B. S. DANILOWICZ, G. P. JONES, J. P. KRITZER, K. C. LINDEMAN, S. PLANES, N. V. C. POLUNIN, G. R. RUSS, Y. S. SADOVY y R. S. STEINECK. 2005. Critical science gaps impede use of no-take fishery reserves. *Trends in Ecology and Evolution*. 20(2):74-80.





- SMITH, M. D., J. ZHANG, F. C. COLEMAN. 2006. Effectiveness of marine reserves for large-scale fisheries management. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 63(1):153-164.
- STATSOFT, INC. 2001. STATISTICA (data analysis software system), version 6. www.statsoft.com.
- SWEARER, S. E., J. S. SHIMA, M. E. HELLBERG, S. R. THOORROLD, G. P. JONES, D. R. ROBERTSON, S. G. MORGAN, K. A. SELKOE, G. M. RUIZ y R. R. WARNER. 2002. Evidence of self-recruitment in demersal marine populations. *Bull. Mar. Sci.* 70: 251-271.
- UNDERWOOD, A. J. 1997. *Experiments in ecology. Their logical design and interpretation using analysis of variance*. Cambridge University Press, Cambridge, 504 p.
- WARNER, R. R. y R. K. COWEN. 2002. Local retention of production in marine populations: evidence, mechanisms, and consequences. *Bull. Mar. Sci.* 70: 245-249.
- WILLIS, T. J. 2003. Protection of exploited fishes in temperate regions: high density and biomass of snapper *Pagrus auratus* (Sparidae) in northern New Zealand marine reserve. *J. Appl. Ecol.* 40: 214-227.
- WILSON, S., N. GRAHAM, N. POLUNIN. 2007. Appraisal of visual assessments of habitat complexity and benthic composition on coral reefs. *Marine Biology* 151(3):1069-1076.
- ZAR, J. H. 1996. *Biostatistical analysis*. Prentice Hall, New Jersey, 3ra. Ed., 662p.