

**Restauración del hábitat esencial de peces juveniles mediante la replantación de corales fragmentados en la Reserva Pesquera Marina del Canal de Luis Peña, Culebra.**

EDWIN A. HERNANDEZ DELGADO, BERNARD J. ROSADO MATIAS,  
y ALBERTO M. SABAT

*Universidad de Puerto Rico, Departamento de Biología,  
Grupo de Investigación en Arrecifes de Coral, Apt. 23360,  
San Juan, P.R. 00931-3360. [coral\\_giac@yahoo.com](mailto:coral_giac@yahoo.com)*

RESUMEN

Los arrecifes de coral someros localizados en la Reserva Pesquera Marina del Canal de Luis Peña, Culebra, constituyen parte del Hábitat Esencial de Peces (HEP) en sus estadios juveniles para muchas especies con un valor comercial alto. Una porción significativa del HEP dentro de la Reserva se ha degradado debido a una combinación de factores antropogénicos y naturales. Una de las características principales de dichos arrecifes es la alta fragmentación de corales, lo que causa una reducción en la heterogeneidad espacial del HEP. Se llevó a cabo un experimento de replantación de fragmentos de corales para determinar su supervivencia y la viabilidad del método para restaurar el HEP para juveniles. Se replantaron 100 fragmentos naturales de 14 especies de corales. La sobrevivencia de colonias fue de 91% al cabo de 9 meses. Dicha sobrevivencia se redujo a 79% al cabo de 10 meses debido al desprendimiento mecánico de 19% de los corales en una de las estaciones y a la destrucción de otro 27% debido a la acción humana. En una de las estaciones se documentó una disminución de 44% en la riqueza de especies de corales. En promedio, 59% de las colonias transplantadas se consideraban visualmente saludables y 17% mostraban una reducción en la cobertura de tejido vivo debido al sobrecrecimiento de algas filamentosas mediado por la acción territorialista de las damiselas (Pomacentridae). Un 9% de los corales se desprendieron de forma natural y desaparecieron durante el estudio, mientras que 7% mostraban destrucción mecánica reciente y otro 5% se desprendió recientemente por la acción humana. Se observó la fusión de 2% de las colonias (*Millepora alcicornis*). Las colonias libres de daños mostraron un incremento de 33% en la altura, 28% en el largo y de 34% en su área superficial. Las colonias con señales evidentes de daños mostraron una reducción de 72% en la altura, 68% en el largo y de 46% en su área superficial. Las actividades humanas asociadas al caminar sobre el fondo arrecifal llano fue uno de los factores causantes de mortalidad de corales más significativos en este estudio.

INTRODUCCION

Las áreas someras del arrecife de coral bordeante localizado entre Punta Melones y Bahía Tarja, dentro de la Reserva Pesquera Marina del Canal de Luis Peña (RPMCLP), Culebra, P.R., constituyen un área de criadero natural de peces de alto valor comercial (Pagán Villegas et al., 1999). Estas zonas son parte del Hábitat Esencial de Peces (HEP) para las especies manejadas por el Consejo de Administración Pesquera del Caribe. Aunque la cobertura de corales estimada no excede de 30% (Pagán Villegas et al., 1999), su diversidad de especies de corales y de peces es representativa de la región noreste del Caribe (Hernández Delgado, 2000; Hernández Delgado et al., 2000). Dicha localidad está dominada por sistemas extensos de arrecifes bordeantes someros (<5 m) y por yerbazales marinos. Otras comunidades incluyen pavimentos coralinos, fondos arenosos, arrecifes rocosos y una llanura arrecifal pobremente desarrollada (Hernández Delgado et al., 2000). Sin embargo, a pesar de su importancia ecológica, dicha zona está sujeta frecuentemente a perturbaciones humanas debido a que es utilizada como acceso a la playa por turistas de la naturaleza, buzos y navegantes aficionados.

El impacto físico principal de origen humano es el de caminar sobre el fondo coralino. Otros impactos antropogénicos incluyen la sobrepesca y la descarga ocasional de aguas sedimentadas y eutrofizadas debido a escorrentías provenientes de terrenos parcialmente desmontados. Además, los huracanes recientes han causado una fragmentación significativa de corales en aguas a profundidades menores de 3 m (Hernández Delgado, datos no publicados). Se sugiere que dicha combinación de factores ha causado la pérdida de parte de la heterogeneidad espacial del fondo llano del arrecife, la cual es importante para proveer refugio a los estadios juveniles de peces (Gladfelter y Gladfelter, 1978).

Uno de los objetivos de la designación de la RPMCLP fue el de “proteger las poblaciones mermadas de peces de arrecife” y el de “prevenir los impactos negativos de actividades humanas” (Pagán

Villegas et al., 1999). Por tal razón, cualquier actividad dirigida a la restauración del HEP de los estadios juveniles de peces arrecifales, incluyendo aquellas especies con valor comercial, es cónsono con los objetivos principales de la RPMCLP. El objetivo de este estudio fue el de llevar a cabo un experimento de replantación de fragmentos de corales para determinar su supervivencia y la viabilidad del método para restaurar el HEP para juveniles.

#### METODOLOGIA

El área de estudio se localizó en un arrecife de coral bordeante somero (2 m) en Bahía Tarja, en la costa oeste de Culebra (aproximadamente, 18°18.195'N, 65°18.620'O). Se colectaron 100 fragmentos naturales de 14 especies de corales localizados a profundidades menores de 3 m y se replantaron en 3 cuadrantes de aproximadamente 4 x 4 m (Figura 2). Uno de los cuadrantes se localizó justo en la ruta principal de acceso desde el mar hacia la playa (Tratamiento 1: T1=expuesto). Los otros dos se localizaron aproximadamente a 50 y 80 m al norte de éste (Tratamiento 2: T2=media distancia; Tratamiento 3: T3=lejos). Para llevar a cabo los trasplantes se utilizó concreto hidráulico de secado rápido (Muñoz-Chagín, 1997), el cual se mezcló bajo el agua dentro de una bolsa plástica sellada con un poco de agua de mar hasta alcanzar una consistencia pastosa. Se limpió el sustrato de sedimentos y algas utilizando un cepillo con cerdas de metal, se virtió el concreto y se colocó el fragmento. El secado ocurría generalmente en unos 10 a 20 minutos.

Se replantaron 9 especies de coral en cada cuadrante en el mes de septiembre de 2000 y se determinó la condición de los corales al cabo de 9 meses (junio, 2001) y al cabo de 10 meses (julio, 2001). Cada colonia se midió utilizando un calibrador. Dependiendo de la especie y la morfología del fragmento, se midió el largo y ancho máximo (ej. corales masivos *Montastrea annularis*, *Diploria strigosa*, *Porites astreoides*), o la altura o el largo máximo (ej. *Millepora alcicornis*, *Porites porites*, *Acropora cervicornis*). Los datos crudos se convirtieron a porcentos relativos de cambio entre el comienzo y el final del estudio (10 meses), con el objetivo de facilitar su comparación. Estos se analizaron a nivel de todas las colonias en cada cuadrante y a nivel de cada especie individual en cada cuadrante para las 7 especies más abundantes entre los fragmentos replantados. Los datos convertidos a porcentos relativos se transformaron a su raíz cuadrada (Zar, 1984) con el objetivo de estandarizarlos para reducir las varianzas. Las comparaciones entre los datos totales al comienzo y final del estudio se llevaron a cabo mediante un análisis de varianza de una vía (1-way ANOVA). Los demás datos se analizaron mediante un análisis de varianza de dos vías (2-way ANOVA), mediante el cual se determinó si existía algún nivel de interacción entre los tratamientos y los cuadrantes.

#### RESULTADOS

Las especies de fragmentos de corales más abundantes fueron *P. porites* (30%), *M. alcicornis* (27%), *P. astreoides* (9%), *Agaricia agaricites* (9%), *D. strigosa* (5%) y *A. cervicornis* (5%). Las demás especies replantadas presentaban una frecuencia menor de 5% e incluían a *M. annularis*, *Favia fragum*, *A. palmata*, *D. labyrinthiformis*, *Siderastrea siderea*, *Dendrogyra cylindrus* y *Meandrina meandrites*, f. *braziliensis* (Figura 3).

No se observaron diferencias significativas en el tamaño de los fregmentos replantados (medido en largo máximo x ancho máximo) entre los tratamientos al comienzo, ni al final del estudio (Tabla 1). Para dicho análisis se consideraron solamente las colonias sobrevivientes al cabo de 10 meses. Igualmente, tampoco se observaron diferencias significativas en el porciento de cambio en la altura máxima de los fragmentos replantados sobrevivientes, ni en el porciento de cambio en su largo máximo.

No se documentaron diferencias significativas en cuanto al efecto del tratamiento, del tiempo o de la interacción entre ambos, sobre el área superficial de los fragmentos replantados durante el estudio (Tabla 2). Sin embargo, se documentaron diferencias altamente significativas en cuanto al efecto del tratamiento sobre la altura máxima de los fragmentos (2-way ANOVA; g.l.=2; F=6.57; p=0.0024). Un análisis Bonferroni de Comparación de Medianas demostró que la altura máxima en el T2 varió significativamente a lo largo del estudio, mientras que el T1 y el T3, se mantuvieron iguales. A pesar de eso, no se documentaron diferencias significativas en cuanto al efecto del tiempo, ni en cuanto a la interacción entre el tratamiento y el tiempo, sobre la altura máxima de los fragmentos replantados a lo largo del estudio.

Similarmente, se registraron diferencias altamente significativas en cuanto al efecto del tratamiento sobre el largo máximo de los fragmentos replantados (2-way ANOVA; g.l.=2; F=8.84;  $p=0.0004$ ). Un análisis Bonferroni de Comparación de Medianas demostró que el largo máximo en el T2 varió significativamente a lo largo del estudio, mientras que el T1 y el T3, se mantuvieron iguales. A pesar de eso, no se observaron diferencias significativas en cuanto al efecto del tiempo, ni en cuanto a la interacción entre el tratamiento y el tiempo, sobre el largo máximo de los fragmentos a lo largo del estudio.

La tasa de sobrevivencia de fragmentos replantados fue de 91% al cabo de 9 meses. Dicha sobrevivencia se redujo a 79% al cabo de 10 meses debido al desprendimiento mecánico, en particular, de 19% de los fragmentos y a la destrucción total de otro 27%, ambos en el T1, debido a los efectos de pisadas humanas. En el T1, además, se documentó una disminución de 44% en la riqueza original de especies de fragmentos replantados. El restante de la mortalidad de fragmentos (9%) en el T2 y en el T3 se debió a una combinación de desprendimiento natural y a las actividades territorialistas de los peces damiselas (familia Pomacentridae).

En el T1, se documentó un aumento de 14% en el área superficial de *Meandrina meandrites* f. *braziliensis*, y de 11% en *Dendrogyra cylindrus*. Sin embargo, se documentó una reducción de 18% en el área superficial de *Favia fragum* y de 100% en *Diploria labyrinthiformis* (Figura 4a). En este último caso, se debió a una infección por la enfermedad de la banda negra. En el T2, se documentaron incrementos significativos en el área superficial de los fragmentos de *Millepora alcicornis* (67%) y *D. strigosa* (30%), así como incrementos menores en *Agaricia agaricites* (8%) y en *Montastrea annularis* (7%) (Figura 4b). Sin embargo, se observó una reducción de 7% en un fragmento de *Siderastrea siderea*.

En el T3 (Figura 4c), se documentaron incrementos significativos en el área superficial de los fragmentos de *M. annularis* (26%) y de *Porites astreoides* (21%). Sin embargo, se observó una reducción de 17% en los fragmentos replantados de *M. alcicornis*, principalmente debido a los efectos del sobrecrecimiento de algas filamentosas asociado a la actividad territorialista de las damiselas.

En cuanto a los cambios relativos en la altura máxima, los fragmentos replantados de *Acropora cervicornis* mostraron, consistentemente, el promedio de crecimiento mayor entre todas las especies en los tres tratamientos, con valores fluctuantes entre 49 y 66% (Tabla 3). Un fragmento de *A. palmata* mostró un incremento de 54% en su altura máxima en el T2. Sin embargo, *P. porites* mostró una reducción de 33% en su altura máxima en el T1, debido a los efectos de la destrucción mecánica asociada a las pisadas humanas, y de 11% en el T3, debido al sobrecrecimiento por algas filamentosas asociado al territorialismo en las damiselas y debido al desprendimiento natural de algunos fragmentos.

Igualmente, los fragmentos replantados de *A. cervicornis* mostraron, consistentemente, el promedio de aumento mayor en su largo máximo entre todas las especies en los dos tratamientos en donde este parámetro se midió, con valores fluctuantes entre 47 y 60% (Tabla 3). Así mismo, *Porites porites* mostró una reducción de 33% en su altura máxima en el T1 y de 20% en el T3, debido a los mismos factores explicados arriba. Sin embargo, esta especie mostró un aumento de 14% en su largo máximo en el T2. *Millepora alcicornis* presentó una reducción de entre 5 y 12% en su largo máximo.

Al combinar los resultados de todos los fragmentos replantados (Tabla 4), se observa que la tendencia general en el T1 fue hacia la reducción en el tamaño de los fragmentos debido al efecto mecánico de destrucción y desprendimiento asociado a las pisadas humanas. En el T2, se observó un crecimiento general en los fragmentos replantados, principalmente, como consecuencia del crecimiento marcado documentado en *Acropora cervicornis*, *A. palmata* y en *M. alcicornis*. En el T3, se observó nuevamente un patrón de reducción en el tamaño de los fragmentos, en este caso, como consecuencia principal de los efectos del sobrecrecimiento de algas filamentosas asociado a la actividad territorialista de las damiselas. El alto grado de variabilidad en los resultados se debió a que algunas de las colonias presentaban crecimiento significativo, mientras que algunas otras mostraban una reducción severa en la cobertura de tejido vivo.

En promedio, 59% de los fragmentos replantados se consideraban visualmente saludables y 17% mostraban reducción en la cobertura de tejido vivo debido al sobrecrecimiento de las algas filamentosas

mediado por la acción territorialista de las damiselas (Figura 5). Un 9% de los corales se desprendieron de forma natural y desaparecieron durante el estudio, mientras que 7% mostraban destrucción mecánica reciente. Otro 5% se desprendió recientemente por acción humana. Se observó la fusión de 2% de las colonias (*M. alcornis*).

#### DISCUSION

La estrategia de replantar corales fragmentados resultó muy exitosa considerando el por ciento de sobrevivencia ante la ausencia de impactos humanos directos luego de 9 meses (91%), y aún después de los impactos de las pisadas humanas (79%), al cabo de 10 meses. Dichos resultados son comparables con otros estudios sobre trasplantes de corales en otras localidades. Guzmán (1991) documentó tasas de sobrevivencia de *Pocillopora* spp. de 79 a 83% al cabo de 3 años en trasplantes realizados en la costa del Pacífico de Costa Rica. Clark y Edwards (1995) observaron tasas de sobrevivencia en varias especies de corales en las Islas Maldivas, Océano Índico, de 51% al cabo de 2 años y 4 meses. Muñoz-Chagín (1997) logró documentar una sobrevivencia de 97% de los corales en Yucatán, México, al cabo de un mes. Plucer-Rosario y Randall (1987) informaron tasas de sobrevivencia de trasplantes variables en Guam, dependiendo de la localidad, profundidad y del tipo de trasplante, siendo mayor en las cabezas de corales pequeños (40%), seguidas de pequeños fragmentos (28%) y de fragmentos astillados (7%) al cabo de 3 meses. Bowden-Kirby (1997) observó que la mortalidad de *Acropora* spp. en Puerto Rico era dependiente del tamaño del fragmento y la localidad. En fondos de arena, documentó un 100% de mortalidad al cabo de 3 meses en los fragmentos pequeños (8-12 cm), mientras documentó un 95% de sobrevivencia en aquellos fragmentos grandes (> 30 cm). En los fragmentos trasplantados sobre sustratos de carricoche, se observó una sobrevivencia de 81% en los fragmentos pequeños (3-5 cm), de 91% en los fragmentos de 8-12 cm y de 97% en los fragmentos de 15-22 cm. Los fragmentos de *A. cervicornis* utilizados en nuestro estudio en la RPMCLP oscilaban entre 8 y 12 cm, obteniéndose una sobrevivencia de 100% al cabo de 9 meses.

Al comparar los resultados de nuestro estudio con los resultados de estudios similares, no observamos diferencias importantes, lo que sugiere que el método empleado en la RPMCLP para replantar corales en aguas llanas es uno similar en efectividad y grado de éxito a otros métodos utilizados previamente en otras localidades. Se conoce que la sobrevivencia de fragmentos de corales sueltos en el fondo marino es muy limitada, dependiendo del tipo de sustrato donde se encuentre (Knowlton et al., 1981; Bowden-Kirby, 1997) y que la misma aumenta significativamente al estabilizar los fragmentos (Bowden-Kirby, 1997). Ésto nos sugiere que la estrategia de replantar fragmentos de corales producidos por los efectos del oleaje durante eventos de huracanes o marejadas invernales, o producidos por diversas actividades humanas (ej. caminar sobre el fondo arrecifal, anclaje, encallamientos) debe ser incorporada a cualquier plan de co-manejo en la RPMCLP ya que contribuiría significativamente a aumentar la sobrevivencia de corales juveniles, manteniendo alta la diversidad de especies y la diversidad genética local de corales en aguas someras. También, contribuiría a mantener el potencial de exportación de gametos y larvas hacia otros arrecifes de coral localizados corriente abajo dentro y fuera de la RPMCLP. Más importante aún, la estabilización y alta tasa de sobrevivencia de los fragmentos de corales contribuye significativamente a aumentar la heterogeneidad espacial local de los fondos llanos que constituyen parte del HEP de diversas especies de peces de alto valor comercial en sus estadios juveniles. Datos preliminares de otro estudio en progreso (Hernández Delgado y Rosado Matías, datos no publicados) sugieren que la abundancia y diversidad de especies de peces juveniles es mayor en la zona de trasplantes que fuera de ésta. Ésto sugiere que el replantar fragmentos de corales puede convertirse en una herramienta adicional de manejo en la restauración de las pesquerías arrecifales en aguas llanas.

Sin embargo, algunos de los fragmentos replantados mostraron una frecuencia alta de daño evidente, creando una diferencia marcada en cuanto a las tasas de crecimiento. En promedio, las colonias libres de daños mostraron un incremento de 33% en la altura, 28% en el largo y de 34% en su área superficial. Las colonias con señales evidentes de daños mostraron una reducción de 72% en la altura, 68% en el largo y de 46% en su área superficial. Esa diferencia se debió a dos factores principalmente, uno natural, el otro de origen antropogénico. En el primer caso, aparte de 9 fragmentos que se desprendieron debido a una posible fijación débil al sustrato, y aparte de una colonia que fue infectada por la enfermedad de la banda negra, la mortalidad natural de fragmentos se debió al sobrecrecimiento por algas filamentosas asociado a la actividad territorialista de las damiselas. Estos peces son herbívoros territorialistas (Tresher, 1976; Itzkowitz, 1977) y pueden matar pólipos de corales al establecer nuevos territorios o expandir los

territorios existentes (Kaufman, 1977; Potts, 1977; Lobel, 1980). Además, las damiselas interfieren con el proceso de regeneración de tejido lesionado en corales como *Montastrea annularis* (Hernández-Delgado, 2000). Se ha observado que la habilidad de regeneración de tejidos en corales transplantados disminuye con el grado de exposición a perturbaciones físicas como el oleaje (Clark, 1997). En nuestro caso, el área de estudios en Bahía Tarja se caracteriza por ser una generalmente protegida del oleaje fuerte, lo que, posiblemente, contribuyó a aumentar la habilidad de regeneración de tejido y la sobrevivencia de los fragmentos. Sin embargo, las damiselas, en altas densidades, pueden causar efectos adversos que incluyen un aumento en la mortalidad de corales por efectos de competencia por interferencia, y el sobrecrecimiento de algas filamentosas debido a un efecto de competencia por pre-ocupación del sustrato (Hernández-Delgado et al. 2000; Hernández-Delgado, 2000). Se ha sugerido que este fenómeno pudiera ser consecuencia indirecta de un efecto de cascada asociado a la sobrepesca en el arrecife de coral (Hernández Delgado, 2000).

El factor humano causante de la mortalidad de fragmentos fue el caminar sobre el fondo coralino arrecifal. El cuadrante donde se llevó a cabo el tratamiento #1 era una zona impactada ocasionalmente por submarinistas y por entusiastas de la navegación recreacional, quienes amarran sus embarcaciones en dos boyas de amarre localizadas a unos 50 metros de distancia del área de estudios. Durante el feriado del 4 de julio de 2001, dicha localidad recibió una visita inusualmente alta de embarcaciones recreacionales, lo que aumentó significativamente el flujo de personas a través del área de estudios (Rosado Matías, observación personal). El caminar sobre el arrecife de coral ha sido documentado como una de las causales de mortalidad de corales principales en aguas someras sujetas a usos recreacionales intensos (Hawkins y Roberts, 1993). Ésto sugiere la necesidad inminente de establecer, como medida de manejo en la RPMCLP, letreros para la identificación de rutas seguras de acceso al mar. De esta forma, se incrementarían los efectos sobre una zona geográficamente ínfima, pero se eliminaría el daño disperso a través de diversas zonas de arrecifes de coral dentro de la RPMCLP.

#### CONCLUSIONES

La fragmentación de corales asociada al impacto del oleaje regular y de los huracanes es uno de los procesos de reproducción natural en el arrecife de coral (Highsmith, 1982). Sin embargo, la sobrevivencia de estos fragmentos dependerá del tipo de sustrato en donde se encuentren. En este estudio se demostró, igual que en otros estudios previos, que los corales fragmentados replantados al fondo de arrecifes someros pueden sobrevivir exitosamente a mediano o a largo plazo, lo suficiente como para posiblemente contribuir a los procesos de reclutamiento locales. Además, pueden ayudar a aumentar la heterogeneidad espacial del HEP de peces de importancia comercial en sus estadíos juveniles, lo que convierte a los trasplantes de corales en una herramienta muy importante en los procesos de restauración de pesquerías arrecifales, particularmente, dentro de Reservas Pesqueras Marinas. Por tal razón, se recomienda su incorporación como medida de co-manejo dentro de la RPMCLP.

El éxito obtenido en cuanto a las tasas de sobrevivencia y de crecimiento de corales como *Acropora cervicornis*, *Porites porites* y *Millepora alcicornis* sugiere que el replantar estas especies podría ser una herramienta muy útil para reintroducir corales en hábitáculos desprovistos de cobertura coralina. Particularmente, el éxito obtenido con *A. cervicornis*, actualmente candidata a ser designada como una especie en peligro de extinción, sugiere la viabilidad de nuestro método para tratar de reintroducir esta especie en los arrecifes de coral llanos. Inclusive, sugiere la posibilidad de utilizar replantes de fragmentos de esta especie cultivados artificialmente para repoblar arrecifes.

Es evidente que las actividades humanas asociadas al caminar sobre el fondo arrecifal llano fue uno de los factores causantes de mortalidad de corales más significativos en este estudio. Como estrategia de manejo para restaurar los arrecifes de la RPMCLP, se recomienda identificar mediante letreros y boyas las entradas seguras al mar, así como iniciar un programa permanente para replantar fragmentos de corales. El mismo, además de los beneficios arriba descritos, podría ser utilizado como una estrategia de educación marina dirigida a los estudiantes en las escuelas de la Isla de Culebra, así como a la comunidad en general, pescadores, visitantes turistas, navegantes recreacionales y a las organizaciones ambientales. El trasplante de corales es una de las herramientas más efectivas en la conservación y restauración de arrecifes de coral, cuyo potencial aún no ha sido explotado en Puerto Rico. La RPMCLP nos brinda una excelente oportunidad de probar su eficacia en la regeneración arrecifal en aquellos casos donde pueda ocurrir

destrucción del arrecife debido al impacto de huracanes, algún encallamiento de embarcaciones o debido al efecto de diversas actividades recreacionales. Cualquier método que facilite la regeneración natural del arrecife de coral adquiere mayor valor en aquellas localidades sujetas a perturbaciones humanas (Rinkevich, 1995). Su impacto particular en la restauración de las comunidades de peces no ha sido documentado adecuadamente. Ésto adquiere mayor importancia como herramienta para mejorar el HEP de peces juveniles.

#### AGRADECIMIENTOS

Este estudio fue posible gracias al apoyo financiero de la Fundación Toyota, a través de la Fundación Comunitaria de Puerto Rico. Agradecemos, además, la colaboración de Samuel Suleiman, del Centro de Servicios de Recursos Instruccionales, Decanato de Ciencias Naturales, de la Universidad de Puerto Rico, Recinto de Río Piedras, por su colaboración filmando en video parte de los trabajos de campo. Finalmente, nuestro agradecimiento a Migdalia García por su apoyo logístico durante la realización de este estudio.

#### LITERATURA CITADA

- Bowden-Kirby, A. 1997. Coral transplantation in sheltered habitats using unattached fragments and cultured colonies. *Proc. 8<sup>th</sup> Int. Coral Reef Symp.* **2**:2063-2068.
- Clark, S., & A.J. Edwards. 1995. Coral transplantation as an aid to reef rehabilitation: evaluation of a case study in the Maldives. *Coral Reefs*. **14**:201-213.
- Clark, T. 1997. Tissue regeneration rate of coral transplants in a wave-exposed environment, Cape D'Aguilar, Hong Kong. *Proc. 8<sup>th</sup> Int. Coral Reef Symp.* **2**:2069-2074.
- Gladfelter, W.B., & E.H. Gladfelter. 1978. Fish community structure as a function of habitat structure on West Indian patch reefs. *Rev. Biol. Trop.* **26**:65-84.
- Guzmán, H.M. 1991. Restoration of coral reefs in Pacific Costa Rica. *Conserv. Biol.* **5**:189-195.
- Hawkins, J.P., & C.M. Roberts. 1993. Effects of recreational diving on coral reefs. Trampling of reef-flat communities. *J. Appl. Ecol.* **30**:25-30.
- Hernández-Delgado, E.A. 2000. Effects of anthropogenic stress gradients in the structure of coral reef fish and epibenthic communities. Ph.D. Dissertation, Dept. Biology, University of Puerto Rico, San Juan, P.R. 330 pp.
- Hernández-Delgado, E.A., L. Alicea-Rodríguez, C.G. Toledo-Hernández, & A.M. Sabat. 2000. Baseline characterization of coral reef epibenthic and fish communities within the proposed Culebra Island Marine Fishery Reserve, Puerto Rico. *Proc. Gulf Caribb. Fish. Inst.* **51**:537-556.
- Highsmith, R.C. 1982. Reproduction by fragmentation in corals. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* **7**:207-226.
- Itzkowitz, M. 1977. Spatial organization of the Jamaican damselfish community. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* **28**:217-241.
- Kaufman, L. 1977. The three spot damselfish: Effects on benthic biota of Caribbean coral reefs. *Proc. 3rd. Int. Coral Reef Symp.* **1**:559-564.
- Knowlton, N., J.C. Lang, M.C. Rooney, & P. Clifford. 1981. Evidence for delayed mortality in hurricane-damaged Jamaican staghorn corals. *Nature*. **294**: 251-252.
- Lobel, P.S. 1980. Herbivory by damselfishes and their role in coral reef community ecology. *Bull. Mar. Sci.* **30**:273-289.
- Muñoz Chagín, R.F. 1997. Coral transplantation program in the Paraíso coral reef, Cozumel Island, Mexico. *Proc. 8<sup>th</sup> Int. Coral Reef Symp.* **2**:2075-2078.
- Pagán-Villegas, I.M., E.A. Hernández-Delgado, & V.P. Vicente. 1999. Documento de designación de la Reserva Natural del Canal Luis Peña, Departamento de Recursos Naturales y Ambientales, San Juan, P.R., 21 de mayo de 1999.
- Plucer-Rosario, G., & R.H. Randall. 1987. Preservation of rare coral species by transplantation and examination of their recruitment and growth. *Bull. Mar. Sci.* **41**:585-593.
- Potts, D.C. 1977. Suppression of coral populations by filamentous algae within damselfish territories. *J. Exp. Mar. Biol.* **28**:207-216.
- Rinkevich, B. 1995. Restoration strategies for coral reefs damaged by recreational activities: The use of sexual and asexual recruits. *Rest. Ecol.* **3**:241-251.
- Tresher, R.E. 1976. Field experiments on species recognition by the threespot damselfish, *Eupomacentrus planifrons*, (Pisces: Pomacentridae). *Anim. Behav.* **24**:562-569.

*XXIV Simp. Rec. Nat. (2001):77-97.*

Zar, J.H. 1984. *Biostatistical Analysis*, 2<sup>nd</sup> Ed. Prentice-Hall, Inc., Englewood Cliffs, N.J. 718 pp.

TABLA 1. Resultados del análisis de varianza de una vía entre los tratamientos sobre los cambios observados en los fragmentos sobrevivientes.

Parámetro	G.L.	M.S.	F	<i>p</i>
Área superficial de fragmentos (T0)*2, 45	4.36	0.46	0.6347	
Área superficial de fragmentos (T1)*2, 45	5.28	0.50	0.6120	
% cambio en altura de fragmentos2, 42	0.61	1.91	0.1609	
% cambio en largo de fragmentos2, 46	0.47	1.62	0.2085	

\*Análisis limitado a los fragmentos de las especies más abundantes.

/G.L= Grados de Libertad; M.S.= Mean Square.

TABLA 2. Resultados del análisis de varianza de dos vías entre los tratamientos y el tiempo sobre los cambios observados en los fragmentos sobrevivientes.

Parámetro	G.L.*	M.S.	F	<i>p</i>
<i>Área superficial de fragmentos**</i>				
Tratamiento	2	8.58	0.43	0.6598
Tiempo	1	1.03	0.10	0.7500
Tratamiento x Tiempo	2	11.24	1.12	0.3324
<i>Altura de fragmentos</i>				
Tratamiento	2	42.9	6.57	0.0024
Tiempo	1	0.45	0.07	0.7933
Tratamiento x Tiempo	2	11.20	1.72	0.1838
<i>Largo de fragmentos</i>				
Tratamiento	2	70.1	8.84	0.0004
Tiempo	1	2.48	0.31	0.5776
Tratamiento x Tiempo	2	11.20	0.72	0.4928

\*G.L= Grados de Libertad; M.S.= Mean Square.

\*\*Análisis limitado a los fragmentos de las especies más abundantes.



TABLA 3. Cambios relativos en la altura máxima y largo máximo de los fragmentos replantados en la RPMCLP.

Parámetro (Especie)	T1	T2	T3
Altura máxima			
<i>Porites porites</i>	-32.6±21.5%	14.3±12.4%	-11.2±16.5%
<i>Acropora palmata</i>	-	54.3±0.0%	-
<i>Acropora cervicornis</i>	59.5±0.0%*	66.4±7.6%	48.5±0.0%
<i>Millepora alcicornis</i>	-13.4±28.4%	13.7±10.9%	-
Largo máximo			
<i>Porites porites</i>	-32.5±21.4%	13.7±8.1%	-19.8±14.5%
<i>Acropora cervicornis</i>	46.7±0.0%	59.6±4.5%	-
<i>Millepora alcicornis</i>	-12.0±29.1%	-4.6±8.7%	-

\*Colonia desprendida del fondo. Promedio ± un error estándar.

TABLA 4. Cambios relativos en los tamaños de los fragmentos replantados de todas las especies combinadas en la RPMCLP.

Parámetro (Especie)	T1	T2	T3
Altura máxima	-15.0±16.2%	26.4±10.2%	-2.7±15.2%
Largo máximo	-15.9±15.9%	16.3±9.0%	-19.8±14.5%
Área superficial	-7.1±13.5%	17.1±10.8%	-3.3±12.6%

Promedio ± un error estándar.

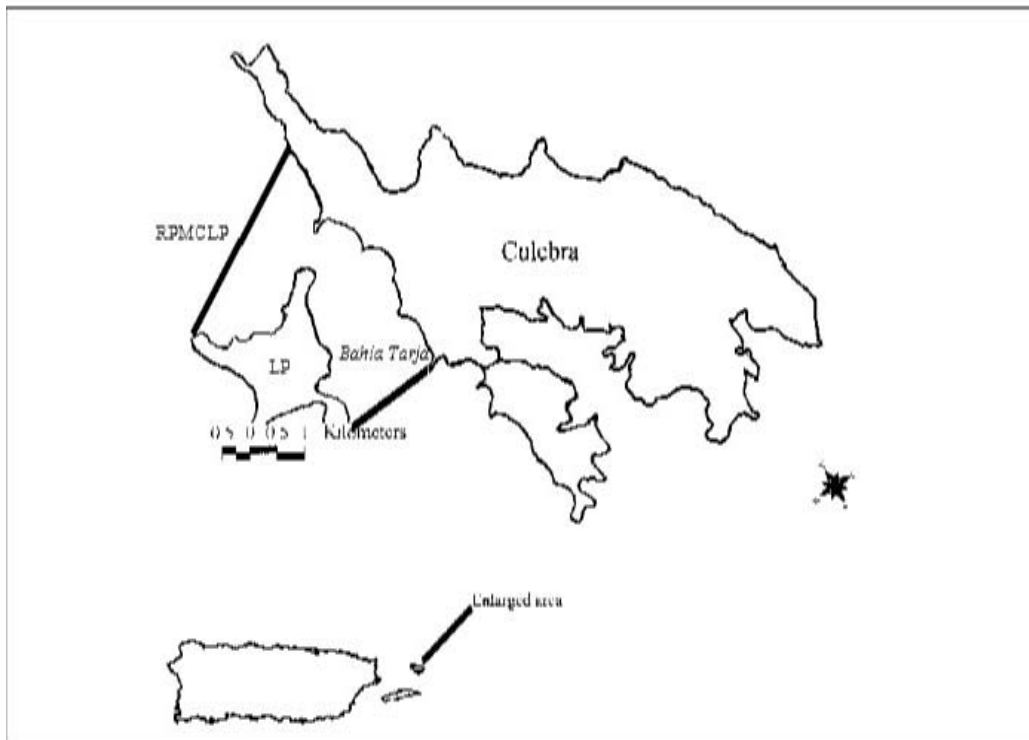


FIGURA 1. Area de estudio en la RPMCLP, Culbra.



FIGURA 2. Localización de los tres cuadrantes experimentales en Bahia Tarja. Uno de los cuadrantes se localizó justo en la ruta principal de acceso desde el mar hacia la playa (Tratamiento 1: T1=expuesto). Los otros dos se localizaron aproximadamente a 50 y 80 m al norte de este (Tratamiento 2: T2=media distancia; Tratamiento 3: T3=lejos).

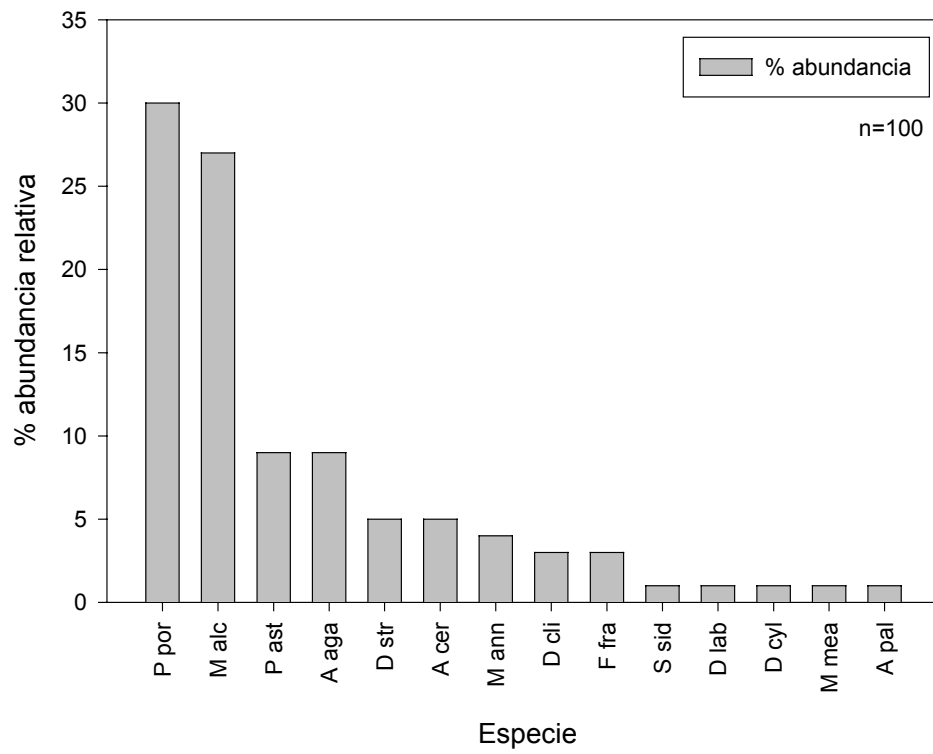


FIGURA 3. Abundancia relativa de especies de corales en los fragmentos replantados (n=100).

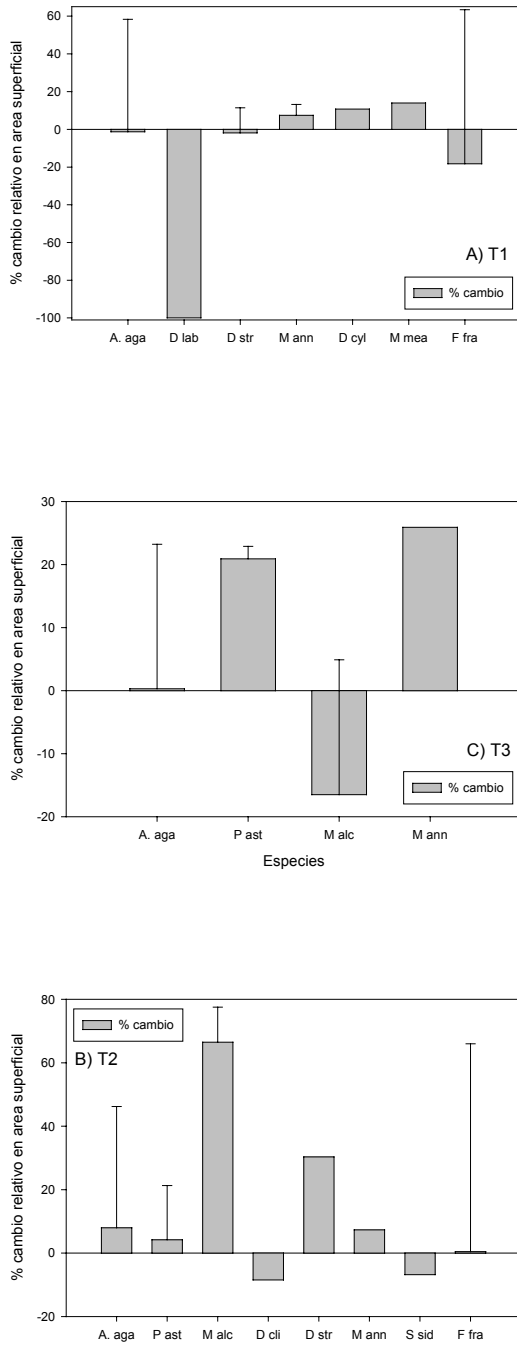


FIGURA 4. Cambios relativos en el área superficial de los fragmentos de corales replantados en la RPMCLP: A) T1; B) T2; y C) T3. Promedio  $\pm$  un error estándar.

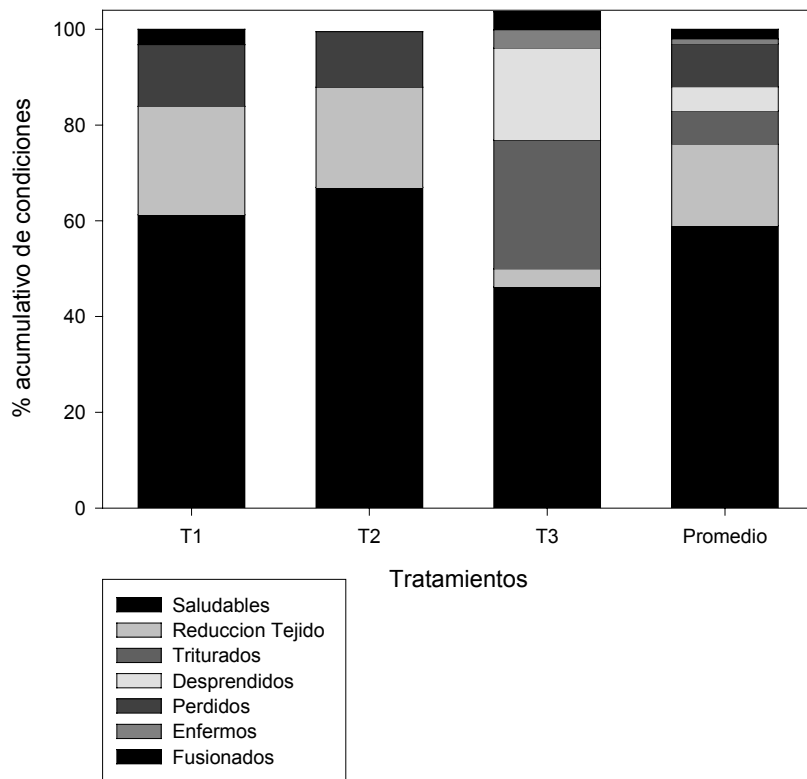


FIGURA 6. Condiciones al cabo de 10 meses de las colonias replantadas.