

## VARIACIÓN ESPACIAL EN LA ESTRUCTURA DE LA COMUNIDAD DE PECES EN UN ESTUARIO URBANO

Ivangs Manuel Rivera-Aponte, MS, MPA<sup>1</sup>, Edwin A. Hernández-Delgado, Ph.D.<sup>2</sup>,  
Jorge Bauzá-Ortega, Ph.D.<sup>3</sup> & Warner Ithier-Guzmán, Ph.D.<sup>4</sup>

Recibido 30 de junio de 2021 | Aceptado 9 de noviembre de 2021

Resumen – Los estuarios son sistemas altamente productivos que proveen hábitats para numerosas especies de importancia ecológica y comercial. Los patrones en la estructura de la comunidad de especies en el medio marino son influenciados por sus gradientes bióticos y físicos. La degradación de los hábitats ha provocado una reducción en la riqueza de especies, así como también cambios en la distribución, lo cual es preocupante para aquellas especies comercialmente importantes. Para conservar la comunidad de peces y los recursos pesqueros es importante comprender cómo se distribuyen las especies en los ecosistemas. Por esta razón, este estudio generó un modelo conceptual para entender los patrones de variación espacial en la riqueza, abundancia y estructura de la comunidad de peces a través de cinco tipos de hábitats del estuario de la bahía de San Juan. Se observaron diferencias significativas en la estructura de la comunidad de peces entre las localidades y los diversos tipos de hábitats. La mayor abundancia de peces se documentó en los manglares de la Laguna del Condado y en los arrecifes de coral de San Gerónimo y Playa La Ocho. Igualmente, la diversidad mayor de especies se documentó en los arrecifes de coral y los hábitats artificiales. Los gradientes de turbidez, profundidad, salinidad y en la concentración de oxígeno disuelto explicaron principalmente la variación en la abundancia de peces. Las zonas de mayor turbidez predominaban dentro de la Laguna y mostraban una estructura de comunidad diferente a las de las zonas menos turbias y con mayor oxigenación. Se sugiere que la combinación entre la heterogeneidad del hábitat, la distancia de la orilla y los gradientes de calidad de agua son factores muy importantes en determinar los patrones espaciales de variación en la estructura de la comunidad de los peces. Esta información es fundamental para el desarrollo de planes de manejo de dichos recursos.

*Palabras clave:* Calidad de agua, riqueza de especie, abundancia, estructura de peces, comunidad de peces, Estuario de la Bahía de San Juan

Abstract – Estuaries are highly productive systems that provide habitats for numerous ecologically important species. Patterns of marine species community structure are influenced by their biotic and physical gradients. Habitat degradation has led to a reduction in species richness, and spatial distribution of commercially

---

<sup>1</sup>Coordinador Académico de Ciencias, Sistema Educativo Municipal Integrado de San Juan. Correo electrónico: ivangs.rivera@sjmathscicetecchnology.org <sup>2</sup>Catedrático Auxiliar, Departamento de Ciencias Ambientales, Universidad de Puerto Rico; Investigador Afiliado, Centro para la Ecología Tropical Aplicada y Conservación, UPRRP; Científico Principal, Sociedad Ambiente Marino, Correo electrónico: edwin.hernandezdelgado@gmail.com <sup>3</sup>Director Científico, Programa del Estuario de la Bahía de San Juan. Correo electrónico: jbauza@estuario.org <sup>4</sup>Profesor Asociado, Daytona State College, Florida. Correo electrónico: warner\_ithier-guzman@daytonastate.edu

important species. To conserve fish communities and fishery resources it is important to understand how they are distributed in ecosystems. For this reason, this study generated a conceptual model to understand the patterns of spatial variation in the species richness, abundance and structure of fish assemblages across five types of habitats in the San Juan Bay estuary. Highly significant differences were observed in fish community structure among localities and the various types of habitats. The highest abundance of fish was documented in the mangroves of the Condado Lagoon and in the coral reefs of San Gerónimo and Playa La Ocho. Likewise, the greatest diversity of species was documented in coral reefs and artificial habitats. Spatial gradients of turbidity, depth, salinity and in the concentration of dissolved oxygen explained most of the observed variation in fish abundance. The areas of greater turbidity predominated within the Lagoon and showed a different community structure than those of the less turbid areas with greater oxygenation. It is suggested that the combination of habitat heterogeneity, shore distance, and water quality gradients are very important factors in determining spatial patterns of variation in fish community structure. This information is essential for the development of management plans for these resources.

*Keywords: Quality of water, species richness, abundance, structure of fishes, community of fishes, San Juan Bay Estuary*

## **Introduction**

Los estuarios son sistemas altamente productivos que proveen servicios ecosistémicos a una escala global, incluyendo hábitats para numerosas especies comerciales, recreacionales y ecológicamente importantes (Jud et al., 2011). Un estuario puede definirse como *un cuerpo de agua semicerrado que tiene una conexión libre con el océano y contiene una cantidad medible de agua dulce* (Chin, 2006). En otras palabras, es el área costera donde el agua dulce que proviene de los ríos y quebradas se mezcla con el agua salada del mar. Los estuarios son áreas que varían en su forma y tamaño, y se conocen comúnmente como bahías, lagunas o desembocaduras. Los estuarios se encuentran en la parte baja de los ríos donde las mareas del océano y el flujo de los ríos interactúan. Son sistemas altamente productivos con una combinación de características físicas, químicas y biológicas únicas.

En las regiones tropicales, los estuarios presentan una diversidad de hábitats, desde humedales, manglares, comunidades de hierbas marinas y arrecifes de coral cercanos a la costa, proporcionando una gran cantidad de servicios ecosistémicos importantes, como la protección a las costas, purificación del agua, secuestro de carbono, pesca, materias primas, actividades relacionadas al turismo (Sloterdijk et al., 2017). También proveen alimento y refugio a peces e invertebrados durante las primeras etapas de desarrollo (Day et al., 2012). La abundancia y riqueza de la ictiofauna en las zonas estuarinas además de depender de los patrones de desove de cada especie, depende de las interacciones intra- e inter- específicas (depredación

y disponibilidad de alimentos) y de las características ambientales (Arévalo & Mendoza, 2014). Por ejemplo, se ha demostrado que los manglares proporcionan refugio y alimentos para una amplia diversidad de peces en estadíos juveniles, aumentando así la abundancia y evitando con éxito la depredación (Manson et al., 2015). Además, los grupos de especies de peces que son clasificados como comercialmente importantes son en general dependientes de los estuarios y son parte de la base para valorar económicamente estos ecosistemas (Nagelkerken et al., 2008).

Los patrones en la estructura de la comunidad de especies en el ambiente marino están fuertemente influenciados por la relación de las poblaciones de organismos con variables bióticas y abióticas (Floeter et al., 2007). Las principales variables abióticas que influyen en la organización espacial de las comunidades estuarinas incluyen la salinidad, la profundidad, la temperatura y la turbidez, mientras que las otras variables que afectan las comunidades de peces en los estuarios son la composición de la comunidad bentónica y el tipo de sustrato (Jaureguizar et al., 2004). La heterogeneidad espacial o estructura tridimensional del hábitat es otra variable importante que afecta la abundancia, la diversidad de especies y es crítica para entender la ecología y conservación de un rango de comunidades (Harborne et al., 2011). La degradación de los hábitats debido al desarrollo en las costas y otras actividades humanas como la sobrepesca han provocado una reducción en la riqueza de especies, la biomasa y en la riqueza de especies que son objetivo de pesca. Por ejemplo, en las zonas de arrecifes de coral, si disminuyen las especies de peces que son predadores importantes y ocurre una mortandad de peces herbívoros, trae como consecuencia un aumento en la cobertura de algas. Esto puede contribuir a la mortandad de corales (Hernández-Delgado & Sabat, 2000).

Los grupos funcionales de peces de arrecifes son más vulnerables en el Caribe al efecto de cualquier estresor, cada vez más susceptible a cambios de fases en la estructura de la comunidad y funciones en el ecosistema (Hernández et al., 2006). Los hábitats y comunidades de peces adyacentes al estuario de la Bahía de San Juan, que se encuentra localizada en la zona metropolitana de la capital de Puerto Rico, se encuentran amenazados por una pluralidad de factores antropogénicos como la contaminación del agua por desechos acuáticos, desperdicios sólidos, eutrofización, las especies invasoras como el pez león, el desparrame urbano y el cambio climático (Rivera et al., 2019; Programa del Estuario de la Bahía de San Juan, 2020). Como medida para el manejo y conservación de la comunidad de peces y los recursos pesqueros es importante comprender los grupos funcionales de los peces y cómo se distribuyen en los diferentes hábitats, incluyendo zonas bajo degradación ambiental (Bejarano et al., 2014). Por esta razón, en este estudio determinamos si la variación

en la estructura de la comunidad de peces se relaciona con factores estructurales o ambientales. Además, este estudio generó un modelo conceptual para comprender los patrones de variación espacial en la estructura de la comunidad de peces en un estuario urbanizado en la Bahía de San Juan, en Puerto Rico. En ese sentido, el entorno del estuario de la Bahía de San Juan presenta un excelente caso de estudio sobre el impacto del entorno urbano en la estructura de la comunidad de peces.

## **Método**

Este estudio se llevó a cabo en la Laguna de Condado y en los arrecifes adyacentes en San Juan, Puerto Rico (Figura 1). La laguna está localizada en la latitud 18.4583 Norte y longitud -66.0799 Oeste. Cubre un área aproximada de 102 acres (0.42 km<sup>2</sup>) localizada al noreste del estuario de la Bahía de San Juan, con salida al océano Atlántico en el área conocida como El Boquerón, al este del Fuerte de San Gerónimo. Actualmente, la laguna se encuentra rodeada de hoteles y condominios formando parte del centro turístico y sector urbano más denso de Puerto Rico donde habitan aproximadamente 16,526 habitantes por milla cuadrada (Programa del Estuario de la Bahía de San Juan, 2020).

Evaluamos los patrones de distribución espacial de las comunidades de peces a través de cinco tipos de hábitats, tanto naturales como artificiales, bajo un gradiente variable de calidad de agua. Por cada hábitat se seleccionaron dos localidades, excepto en las áreas artificiales donde se seleccionaron tres. Las áreas consideradas naturales fueron los hábitats de comunidades de hierbas marinas (una localidad en el interior-G2 y otra al exterior de la laguna-G1), áreas de manglares (en el interior norte-M2 y sur de la laguna-M1), playas arenosas (en el interior-S2 y el exterior de la laguna-S1), el arrecife de coral natural ubicado en la entrada de la laguna (Boca de San Gerónimo-R2), y el arrecife ubicado en la Playa de La Ocho, en el Escambrón (R1). Para los hábitats considerados artificiales se seleccionaron tres localidades, los litorales rocosos (en el interior sur de la laguna-A3), el centro del Puente Dos Hermanos A-2, y la vereda submarina de módulos artificiales (A1) creada por el Programa del Estuario de la Bahía de San Juan (PEBSJ) en los fondos arenosos fuera de la laguna, en la zona conocida como la Playita del Condado (Figura 1).

El periodo de muestreo lo llevamos a cabo en periodos secos durante los meses de abril a noviembre de 2015, para un total de 30 semanas. Cada semana muestreamos dos hábitats y sus dos localidades bajo las mismas condiciones climatológicas y ambientales. En los hábitats de arenas, zonas de manglares, comunidades de hierbas marinas y áreas artificiales el muestreo fue de abril a septiembre (20 semanas). Alternamos bisemanalmente cada hábitat con sus localidades. El muestreo del hábitat de los arrecifes adyacentes a la laguna, lo llevamos a cabo en el periodo

de septiembre a noviembre en un total de 10 semanas. Cada semana, se alternó la localidad. Al inicio de cada estudio, utilizamos el medidor de campo Hydrolab-Quanta para cuantificar parámetros como indicadores de calidad de agua. Antes de comenzar a tomar muestras de calidad de agua, calibramos la sonda multiparamétrica de acuerdo con los procedimientos presentados en el manual de operaciones del instrumento. En cada fecha de muestreo y en cada localidad, medimos una vez los parámetros de temperatura (°C), oxígeno disuelto (mg/L), salinidad (t), turbidez (NTU) y pH.

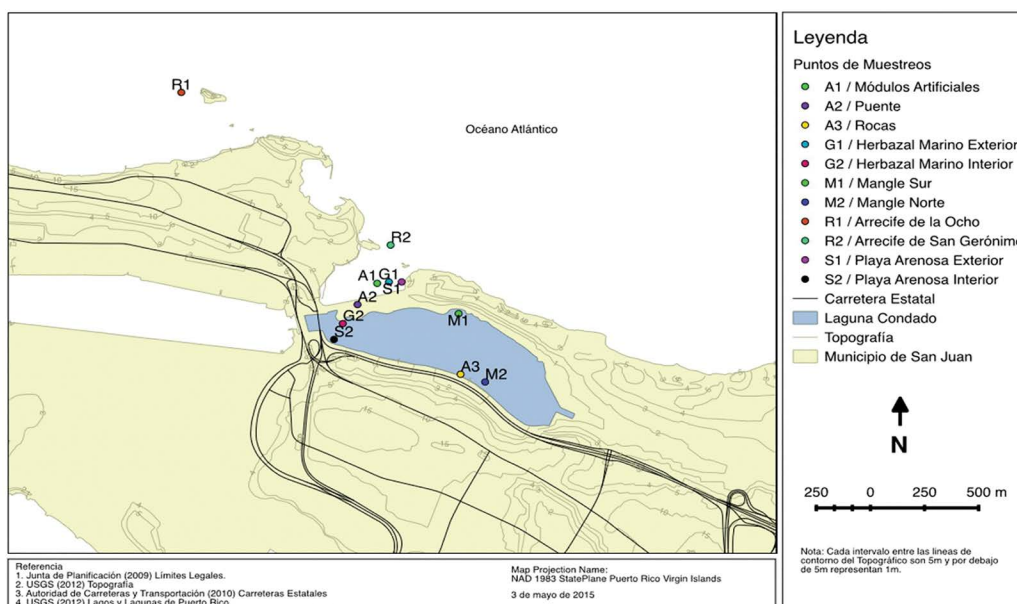


Figura 1. Localidades para el censo visual de peces.

Caracterizamos las comunidades de peces usando censos visuales estacionarios por cada hábitat y sus dos localidades. Para el censo visual de peces, utilizamos la técnica de transecto de faja de 25 x 10 m o 250m<sup>2</sup> (Rogers et al., 1994; Morris et al., 2013). Durante cada censo, anotamos el número y tamaño de los peces utilizando como escala un tubo PVC calibrado en centímetros. En cada sitio llevamos a cabo tres transectos por localidad con un tiempo mínimo de 25 minutos de observación. Tomamos video con una cámara sumergible de toda la vida marina para ayudar en la identificación. Estos datos fueron usados para calcular en cada hábitat y localidad la riqueza de especies (S), abundancia de peces, índice de diversidad de especie (H'<sub>n</sub>), según Shannon & Weaver 1(948), y el índice Pielou de igualdad de especies (J'<sub>n</sub>), según Pielou (1966). Para aquellas especies de peces que no fueron identificados en el momento del estudio, utilizamos la Guía de Human Deloach (2002). La comunidad de peces se subdividió de acuerdo a los grupos funcionales en los ecosistemas (herbívoros, carnívoros, omnívoros

y detritívoros). A su vez, los herbívoros y los carnívoros se subdividieron de acuerdo a sus diversos gremios, según la función ecológica y modo de alimentación de cada especie.

Las diferencias espaciales en los diversos parámetros de la calidad del agua se analizaron mediante una prueba multivariada de análisis permutacional de varianza (PERMANOVA) de dos vías (Anderson et al., 2008) en el paquete estadístico multivariado PRIMER 6.1.16 + PERMANOVA 1.06 (Plymouth Marine Laboratory, UK). Los factores *hábitats* y *localidad* (*anidada dentro de hábitat*) fueron los factores principales, con las muestras replicadas como factor de error en el modelo. Estos patrones se proyectaron mediante un análisis de componentes principales (PCA). El patrón de riqueza de especies, abundancia, el índice Shannon-Weaver de diversidad de especies ( $H'$ ), el índice Pielou de igualdad de especies ( $J'$ ) y la variación espacial en la estructura de la comunidad se probó mediante un PERMANOVA de dos vías, con *hábitat* y *localidad* (*anidada dentro de hábitat*) como factores principales, con los censos replicados como factor de error en el modelo. Estos patrones se proyectaron mediante un análisis de coordenadas principales (PCO) (Clarke et al., 2014). Llevamos a cabo un análisis de regresión lineal para probar si existía alguna relación entre los parámetros ambientales del agua y los parámetros generales de la comunidad de peces. Además, hicimos un análisis de modelos lineales basados en distancia euclídeana (DISTLM) y un análisis de redundancia basado en distancia euclídeana (dbRDA) para ilustrar el grado de influencia de las variables ambientales sobre la estructura de la comunidad de peces (Anderson et al., 2008). El patrón espacial de la abundancia también se analizó mediante un análisis métrico de escalas multidimensionales (nMDS) según Clarke et al. (2014). Utilizamos un análisis SIMPER (Clarke & Warwick, 2001) para estudiar los patrones espaciales de las especies dominantes (por abundancia) e indicadoras de cada hábitat y localidad.

## Resultados

En el análisis de calidad de agua, observamos diferencias altamente significativas en todos los parámetros ambientales entre los diversos tipos de hábitats ( $p < 0.0001$ ), pero no entre las localidades ( $p = 0.1180$ ), según presentamos en la Figura 2. Documentamos un incremento en la profundidad entre los tipos de hábitats, principalmente en los arrecifes de coral, hábitats artificiales y manglares ( $p < 0.0001$ ), y entre las localidades ( $p < 0.0001$ , Figura 2a). No documentamos variación significativa en la temperatura entre los hábitats ( $p = 0.1663$ ) y tampoco entre las localidades ( $p = 0.3195$ , Figura 2b). Observamos una concentración significativamente mayor de oxígeno disuelto en las aguas más abiertas en los arrecifes de coral ( $p = 0.0115$ , Figura 2c). Las diferencias en oxígeno disuelto resultaron marginalmente significativas entre las localidades ( $p = 0.0517$ ). La salinidad estaba significativamente mayor en las aguas más abiertas en los arrecifes de coral y en los hábitats de sustratos artificiales ( $p = 0.0229$ ), pero no a nivel de las localidades



( $p=0.4836$ , Figura 2d). No hubo diferencias en el pH entre los hábitats ( $p=0.6892$ ) ni entre las localidades ( $p=0.3062$ , Figura 2e). Tampoco se observaron diferencias en la turbidez entre los hábitats ( $p=0.2638$ ) y entre las localidades ( $p=0.2816$ , Figura 2f). La profundidad, la concentración de oxígeno disuelto y la temperatura fueron los factores más importantes en explicar el 74% de la variación observada en el gradiente ambiental de las comunidades estudiadas (Figura 3).

En el análisis de la comunidad de peces, identificamos un total de 71 especies de peces en todo el sistema, distribuidos entre 2 clases, 26 familias y 70 géneros (Apéndice 1). Solamente el chucho (*Aetobatus narinari*) perteneció al grupo de los peces cartilagosos de la clase Chondrichthyes, mientras las restantes 25 familias fueron peces óseos de la clase Osteichthyes. La riqueza de especies de peces resultó significativamente mayor en los arrecifes de coral ( $p<0.0001$ ), pero no entre las localidades ( $p=0.3423$ ), según se muestra en la Figura 4a. Los arrecifes coralinos y las estructuras artificiales fueron los lugares con mayor riqueza de especies comparado con los otros hábitats. El arrecife de San Gerónimo-R2 tuvo una cantidad superior de especies (19 especies/censo), comparado con La Ocho-R1 (10 especies/censo). En los módulos artificiales hubo un promedio de 6 especies/censo, en el puente 4 especies/censo, y en las rocas 7 especies/censo. En el yerbazal marino de afuera, encontramos un promedio de 6 especies/censo y en el interior 2 especies/censo. En ambas localidades de arena, observamos un promedio de 2 especies/censo. El manglar en el norte mostró mayor cantidad de especies (5 especies/censo) que el manglar al sur (2 especies/censo).

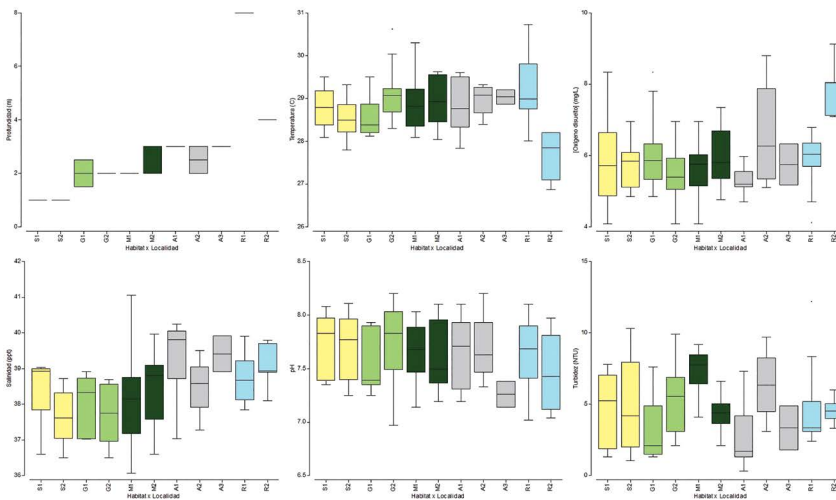
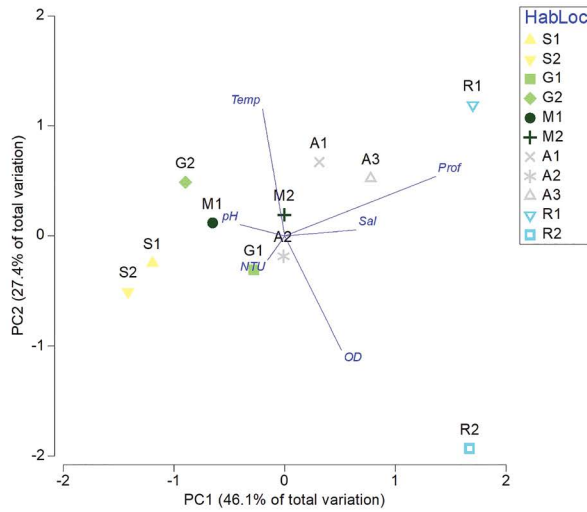
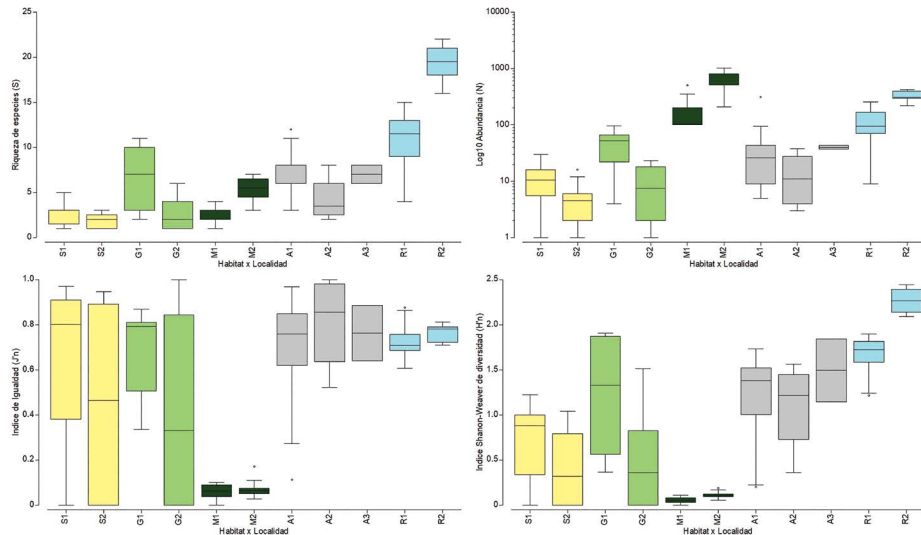


Figura 2. Resumen de la variación espacial en los parámetros de calidad del agua. Desde la izquierda en el panel superior: a) Profundidad (m), b) Temperatura (°C), c) Concentración de oxígeno disuelto (mg/L). Desde la izquierda en el panel inferior: d) Salinidad (t), e) pH, f) Turbidez (NTU). Tipos de hábitats: Arenas (S1, S2), hierbas marinas (G1, G2), manglares (M1, M2), sustratos artificiales (A1, A2, A3), y arrecifes de coral (R1, R2).



*Figura 3.* Análisis de componentes principales (PCA) sobre la variación espacial en los parámetros de calidad del agua. El modelo explica 73.5% de la variación observada. Tipos de hábitats: Arenas (S1, S2), hierbas marinas (G1, G2), manglares (M1, M2), sustratos artificiales (A1, A2, A3), y arrecifes de coral (R1, R2).



*Figura 4.* Resumen de la estructura de la comunidad de peces estratificados por hábitat y localidad. En el tope desde la izquierda: a) Riqueza de especies (S); b)  $\text{Log}_{10}$  abundancia. En la parte inferior desde la izquierda: c) Índice de igualdad ( $J'_n$ ); d) Índice Shannon-Weaver de diversidad de especies ( $H'_n$ ). Tipos de hábitats: Arenas (S1, S2), hierbas marinas (G1, G2), manglares (M1, M2), sustratos artificiales (A1, A2, A3), y arrecifes de coral (R1, R2). Promedio  $\pm$  intervalo de confianza de 95%.

Documentamos una diferencia altamente significativa en la abundancia de peces entre los hábitats ( $p < 0.0001$ ) y entre las localidades ( $p = 0.0277$ ), según se presenta en la Figura 4b. Los hábitats con mayores números de individuos



resultaron ser en los manglares (norte) y en los arrecifes coralinos (La Ocho y San Gerónimo). El manglar al norte de la laguna tuvo un promedio total de abundancia de 609 individuos/censo, en su gran mayoría dominado por el cabezote de arrecife, *Jenkinsia lamprotaenia*, seguido del arrecife de San Gerónimo con 325 individuos/censo. Sin embargo, en el manglar localizado al sur de la Laguna se cuantificó un total de 176 individuos/censo. En la comunidad de hierbas marinas afuera de la Laguna, observamos 49 individuos/censo. En los hábitats de arena la abundancia de individuos fue baja (11), así como en las hierbas del interior de la laguna (11) y en localidades de arena (5). En las unidades artificiales de la vereda hubo una cantidad mayor de individuos (56) comparado con el puente (16) y el área de rocas (40). El arrecife de San Gerónimo-R2 (325) tuvo mayor cantidad de individuos comparado con el Arrecife de La Ocho-R1 (116).

El índice de igualdad de especies de peces ( $J'n$ ) resultó significativamente diferente entre los hábitats ( $p < 0.0001$ ), pero no entre las localidades ( $p = 0.1615$ ), según se muestra en la Figura 4c. Los hábitats con mayor  $J'n$ , o sea con una composición de especies igualmente abundantes, fueron las estructuras artificiales del puente (0.81), seguido del arrecife San Gerónimo-R2 (0.77), las rocas (0.76), arrecife la Ocho-R1 (0.73) y la vereda artificial submarina (0.70). La localidad de manglar al norte tuvo un índice de igualdad de 0.06 y el sur 0.07, siendo estos los índices más bajos que se documentaron en comparación con los demás hábitats. Esto se debió a la abundancia y dominancia numérica por *J. lamprotaenia*, lo que causó un efecto fuerte de dominancia.

El índice de diversidad de especies de peces ( $H'n$ ) resultó significativamente diferente entre los hábitats ( $p < 0.0001$ ), pero no entre las localidades ( $p = 0.0724$ ), según se muestra en la Figura 4d. El arrecife de San Gerónimo-R2 el  $H'n = 2.27$  superó al resto de los hábitats, mientras en La Ocho-R1 fue  $H'n = 1.68$ . En promedio las estructuras artificiales presentaron un  $H'n = 1.28$ . El área de las rocas fue más diversa ( $H'n = 1.50$ ) que los módulos artificiales ( $H'n = 1.24$ ). Los yerbazales marinos afuera resultaron tener mayor biodiversidad ( $H'n = 1.23$ ) que en el interior ( $H'n = 0.52$ ). Esto puede ser resultado de la influencia por la cercanía de los yerbazales afuera con las unidades artificiales de la vereda y arrecife de San Gerónimo.

En este estudio la estructura de la comunidad de peces se basó en la abundancia de individuos por especie por cada hábitat y localidad. Observamos diferencias altamente significativas en la estructura de la comunidad de peces a nivel de los hábitats ( $p < 0.0001$ ) y a nivel de localidad ( $p = 0.0135$ ), según se muestra en la Tabla 1.

Tabla 1. Resumen de análisis PERMANOVA de dos vías de la estructura de la comunidad de peces basado en datos de abundancia.

Variable	g.l.	Pseudo-F	<i>p</i>
Hábitat	4,77	12.49	<0.0001
Localidad	2,77	1.89	0.0135

Nota. g. l. = grados de libertad. Pseudo-F = mide la separación entre todos los grupos. *p* = valor para calcular la cantidad de permutaciones que resultan de valores extremos.

A través de un análisis de escalas multidimensionales no métrico (nMDS), basado en la abundancia de peces, se observaron tres tipos de patrones espaciales (basado en un 60% de similitud en abundancia de la comunidad) (Figura 5). Los lugares de arrecife y manglar presentaron el mayor número de individuos. Observamos el segundo patrón de abundancia moderada en varias localidades de hierbas marinas y en las estructuras artificiales. El tercer y último patrón quedó constituido por algunas de las localidades de hierbas de baja densidad y por los fondos de arena, generalmente caracterizados por una baja abundancia de peces.

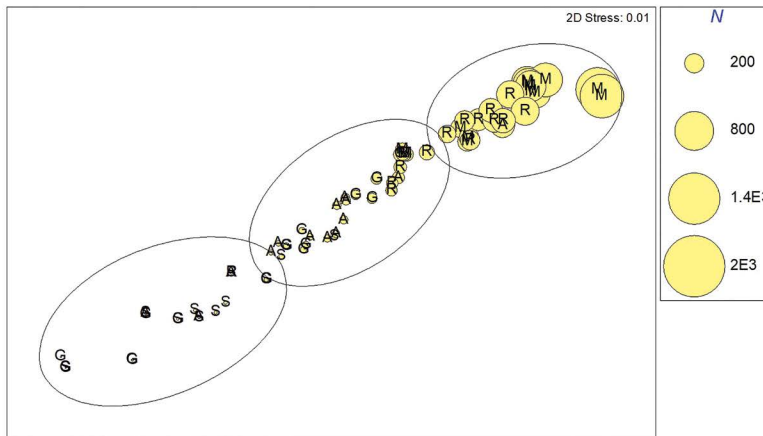


Figura 5. Análisis no métrico de escalas multi-dimensionales (nMDS) de los patrones espaciales de la abundancia de peces. Patrones de agregación calculados con el 60% de similitud de abundancias. La figura ilustra tres patrones de agregación de izquierda a derecha: a) Localidades de hierbas de baja densidad y de fondos de arena con una abundancia limitada de peces; b) Localidades de hierbas de alta densidad y estructuras artificiales con abundancia moderada de peces; y c) Arrecifes de coral y manglares con abundancias mayores de peces. Tipos de hábitats: Arenas (S), hierbas marinas (G), manglares (M), sustratos artificiales (A), y arrecifes de coral (R).

El análisis de coordenadas principales (PCO) evidenció una segregación espacial muy sólida en la estructura de la comunidad por hábitat (Figura 6). Todos los hábitats mostraron una segregación espacial independiente entre sí. El cabezote de arrecife (*J. lamprotaenia*) y el tamboril (*Sphoeroides splengleri*)

explicaron mayormente la variación observada en las comunidades de manglares. La palometa (*Trachinotus goodei*), la mojarreta (*Eucinostomus argenteus*), el agujón (*Tylosurus crocodilus*) y la mojarra (*Gerres cinereus*) explicaron principalmente la variación observada en las comunidades de hierbas dispersas interiores y de fondos de arena. Los peces cirujanos (*Acanthurus bahianus*, *A. chirurgus*, *A. coeruleus*), la damisela (*Stegastes adustus*), el sargento (*Abudefduf saxatilis*), el canario (*Anisotremus viridis*) y la barracuda (*Sphyraena barracuda*) explicaron mayormente la variación observada en las comunidades de arrecifes de coral y en las estructuras artificiales. El análisis de PCO explicó 54% de la variación observada.

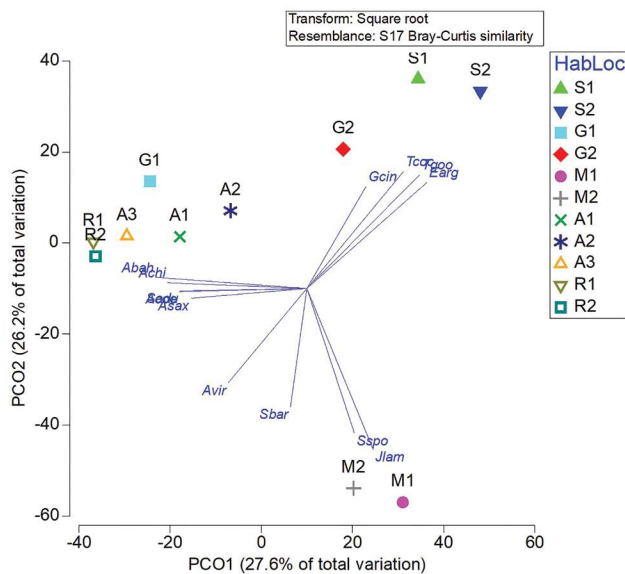


Figura 6. Análisis de coordenadas principales (PCO) de la estructura de la comunidad de peces basado en la abundancia entre los diversos hábitats por localidad. Tipos de hábitats: Arenas (S1, S2), hierbas marinas (G1, G2), manglares (M1, M2), sustratos artificiales (A1, A2, A3), y arrecifes de coral (R1, R2). Esta solución explica el 53.8% de la variación observada.

El análisis de regresión lineal reveló una relación positiva altamente significativa entre la concentración de oxígeno disuelto y la riqueza de especies de peces ( $r^2=0.5833$ ;  $p=0.0062$ ), según se muestra en la Figura 8; lo que sugiere una asociación y preferencia de los peces por aquellos hábitats en localidades con mayor concentración de oxígeno disuelto. Otros análisis de regresión entre variables ambientales y los parámetros generales de la comunidad de peces no mostraron ninguna relación significativa.

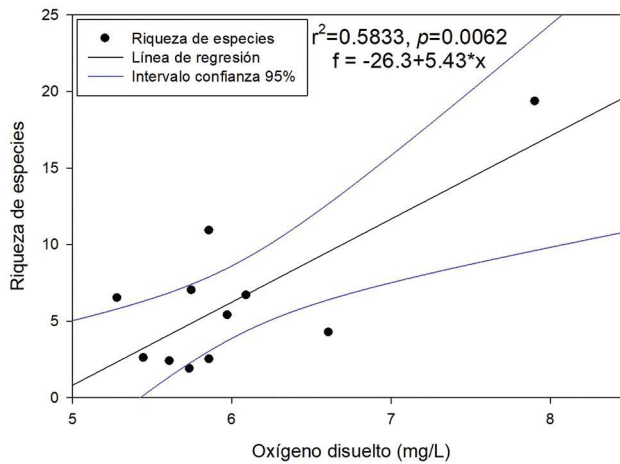


Figura 8. Regresión lineal entre la riqueza de especies de peces y la concentración de oxígeno disuelto.

El análisis de redundancia basado en la distancia (dbRDA) del efecto de las variables ambientales sobre la estructura de la comunidad de peces reveló que la variación espacial en turbidez explicó en gran medida parte de la variación espacial observada en la comunidad de peces, particularmente en los manglares (Figura 9). Los gradientes de profundidad y en menor grado la variación en la concentración de oxígeno disuelto y la salinidad explicaron mayormente la variación en la comunidad de peces en los arrecifes de coral. Las variaciones en pH y temperatura resultaron tener poco efecto en la predicción de la estructura de la comunidad de los peces.

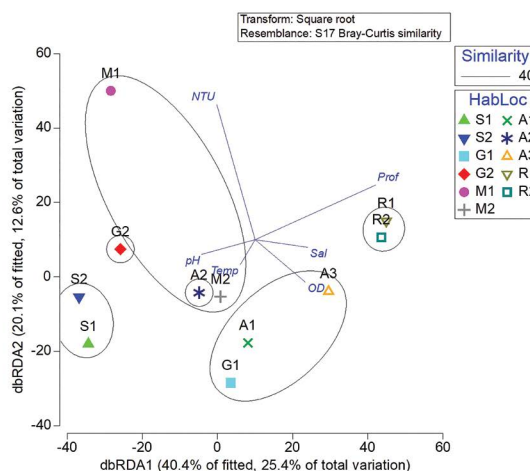


Figura 9: Análisis de redundancia basado en la distancia (dbRDA) del efecto de las variables ambientales sobre la estructura de la comunidad de peces. El modelo explica 60.5% de la variación ajustada y 38.1% de la variación total observada.

Observamos a través del análisis SIMPER las especies de peces que sirven como indicador en los diferentes hábitats y localidades (Tabla 2). El cabezote de arrecife fue la más común de las especies indicadoras de diferencias entre localidades en 19 de las 55 combinaciones de hábitats x localidades (34.5%). Otras especies de peces como *A. bahianus* (21.8%), *T. bifasciatum* (16.3%), *H. parra* (10.9%), *A. saxatilis* (7.2%), *T. goodei* (5.5%) y *A. coeruleus* (3.6%) resultaron también indicadores de las diferencias entre cada hábitat por localidad. Estos datos sugieren que estas especies son las especies más importantes en mostrar los patrones de variación espacial entre los hábitats y las localidades estudiadas.

Tabla 2. Análisis de especies indicadoras de peces a través de los diversos hábitats y localidades basado en un análisis SIMPER. Tipos de hábitats: Arenas (S1, S2), hierbas marinas (G1, G2), manglares (M1, M2), sustratos artificiales (A1, A2, A3), y arrecifes de coral (R1, R2).

HxL	S2	G1	G2	M1	M2	A1	A2	A3	R1	R2
S1	<i>Tgoo</i> <	<i>Abah</i> ^	<i>Tgoo</i> <	<i>Jlam</i> ^	<i>Jlam</i> ^	<i>Abah</i> ^	<i>Asax</i> ^	<i>Hpar</i> ^	<i>Tbif</i> ^	<i>Abah</i> ^
S2	-	<i>Abah</i> ^	<i>Tgoo</i> <	<i>Jlam</i> ^	<i>Jlam</i> ^	<i>Abah</i> ^	<i>Asax</i> ^	<i>Hpar</i> ^	<i>Tbif</i> ^	<i>Abah</i> ^
G1		-	<i>Abah</i> <	<i>Jlam</i> ^	<i>Jlam</i> ^	<i>Abah</i> <	<i>Abah</i> <	<i>Hpar</i> ^	<i>Tbif</i> ^	<i>Acoe</i> ^
G2			-	<i>Jlam</i> ^	<i>Jlam</i> ^	<i>Abah</i> ^	<i>Asax</i> ^	<i>Hpar</i> ^	<i>Tbif</i> ^	<i>Abah</i> ^
M1				-	<i>Jlam</i> ^	<i>Jlam</i> <	<i>Jlam</i> <	<i>Jlam</i> <	<i>Jlam</i> <	<i>Jlam</i> <
M2					-	<i>Jlam</i> <	<i>Jlam</i> <	<i>Jlam</i> <	<i>Jlam</i> <	<i>Jlam</i> <
A1						-	<i>Abah</i> <	<i>Hpar</i> ^	<i>Tbif</i> ^	<i>Tbif</i> ^
A2							-	<i>Hpar</i> ^	<i>Tbif</i> ^	<i>Acoe</i> ^
A3								-	<i>Tbif</i> ^	<i>Tbif</i> ^
R1									-	<i>Asax</i> ^
R2										-

Nota. ^= Abundancia mayor en localidad arriba. <= Abundancia mayor en localidad a la izquierda.

## Discusión

En este estudio, observamos diferencias altamente significativas en la distribución espacial de las especies de peces entre las diversas localidades y hábitats en el sistema de la Laguna del Condado, en San Juan, y los sistemas costeros adyacentes. De forma general, la abundancia y diversidad de peces fue mayor en aquellos sistemas expuestos a mayor circulación de agua (ej. arrecifes de coral, estructuras artificiales, comunidades de hierbas marinas de mayor densidad), en comparación a los hábitats dentro de la Laguna (ej. comunidades de hierbas de baja densidad y fondos de arena). Sin embargo, las comunidades de manglares dentro de la Laguna del Condado evidenciaron una densidad alta de peces, particularmente, del cabezote de arrecife (*J. lamprotaenia*). Los resultados sugieren que parte de esta

variación respondió a variaciones en la heterogeneidad espacial de los hábitats y a un gradiente de influencias de la calidad del agua que varió con la distancia de la orilla dentro de la Laguna del Condado. Otros estudios han demostrado que el deterioro en la calidad del agua de los estuarios disminuye la riqueza de especies, aumenta la dominancia de ciertas especies y consecuentemente cambia la estructura de la comunidad los peces (Duque et al., 2020). Esto puede explicar la dominancia de *J. lamprotaenia* entre las localidades de los manglares. La abundancia promedio de esta especie fue de 607 individuos/censo en el manglar del norte y 176 individuos/censo en el manglar del sur. La localidad del manglar sur mostró durante el periodo de muestreo una turbidez del agua mayor y una baja circulación marina comparado con el manglar del norte. Claro y García (1993) analizaron la estructura de la comunidad en los hábitats de manglares en el Cayo Camagüey, en Cuba. Similar a los datos de este estudio se documentó que en los manglares predominó por su número las familias Clupeidae, principalmente *J. lamprotaenia* (71%), y concluyó que la mayor diversidad y riqueza coincidió generalmente por condiciones favorables de intercambio del agua con el océano. Por lo tanto, se sugiere que las condiciones en la calidad del agua fue un factor en determinar la variación en abundancia en la estructura de la comunidad de especies de peces en las localidades de manglares.

Un gradiente espacial determinado por la variación en turbidez, profundidad y salinidad determinó parte de la estructuración observada en la comunidad de peces. La concentración de oxígeno disuelto, aunque no mostró diferencias significativas entre los hábitats y las localidades, si determinó una relación positiva con la riqueza de especies de peces en el estuario. En el arrecife de San Gerónimo se documentó una concentración de 7.9 mg/L. Esta concentración pudo deberse por un efecto estacional de muestreo de mayor oleaje. Sin embargo, en términos generales, la Laguna del Condado presentó concentraciones moderadamente bajas de oxígeno disuelto, lo que podría ser indicativo aún de contaminación. Otro estudio sugiere que en ambientes donde abunda el oxígeno disuelto propicia a mantener una mejor condición ambiental, una mayor productividad y mayor sostenimiento de la biodiversidad; por lo que las condiciones ambientales son determinantes en las variaciones y patrones de abundancia y riqueza de las especies (Duque et al., 2020).

El deterioro ambiental crónico y la homogenización de hábitats en la Laguna del Condado pudiera en parte explicar la variación observada en la estructura de la comunidad de los peces. Dicha homogenización ocurre tanto a nivel de la biodiversidad como de la complejidad del hábitat. La estructura de la comunidad de especies de peces de la Laguna del Condado fue significativamente diferente a las localidades de los arrecifes de corales de San Gerónimo y de la playa La Ocho. En promedio la abundancia de herbívoros fue mayor en los arrecifes de



coral (115.1 individuos/censo) que en los demás hábitats. Las densidades de *A. bahianus* fue mayor en las localidades de arrecifes de coral, el herbazal marino afuera de la Laguna, el puente y los módulos artificiales. La dominancia de herbívoros en el arrecife de San Gerónimo y en las estructuras artificiales es un factor que puede ser explicado por la cercanía de las praderas densas de hierbas marinas localizadas afuera de la Laguna. Lewis y Wainwright (1985) documentaron que la proximidad de las praderas de hierbas marinas a los arrecifes de parches ha sido un determinante en el rango de alimentación de los peces herbívoros y que la distribución espacial de los acantúridos y peces raspadores (Scaridae) son determinadas por la proximidad de refugios, abundancia de predadores, densidad territorial de competidores y a la disponibilidad de recursos alimentarios. Nemeth y Aeldoorn (2009) sugirieron que los patrones espaciales de la abundancia de los herbívoros responden al relieve topográfico. Otros estudios también han demostrado que los herbívoros pueden influenciar la estructura de las comunidades de los peces en los diversos hábitats costeros (Randall, 1965; Ogden & Lobel, 1978). Estos resultados pueden explicar las diferencias en abundancia de los peces herbívoros entre los diferentes hábitats estudiados.

Cabe destacar la cercanía de los módulos artificiales a los hábitats de las praderas de hierbas marinas y los manglares, y su posible rol como corredor biológico puede explicar la abundancia de los peces. Las comunidades de hierbas marinas y los manglares se consideran como criaderos de especies de peces juveniles (Robertson & Duke, 1987; Nagelkerken et al., 2000; Dorenboch et al., 2004). La dimensión física de los módulos artificiales y las rocas, en relación al poco relieve de los fondos arenosos circundantes, pudo ser un determinante de la abundancia y distribución de los peces. Schroeder (1987) demostró que la tasa de reclutamiento de ciertos peces aumentó con el tamaño y el relieve de las estructuras. Los módulos de la vereda artificial poseen una tridimensionalidad mayor en su estructura que el sustrato adyacente y tienen entradas y salidas que facilitan el movimiento de las especies. El área de las rocas al interior de la Laguna proveía hendiduras y espacios para refugio que resultó de beneficio, tanto para el pez león, como para otras especies de peces de la familia Pomacentridae, Hamulidae, Labridae, Scianidae, Sphyranidae, Lutjanidae, Clupeidae y Chaetodontidae, entre otras. Se sugiere en este estudio que los peces utilizan las estructuras artificiales como un lugar de reposo y los hábitats naturales cercanos a las estructuras para alimentación y reproducción. Este comportamiento de transición entre hábitats es similar a otros peces comunes en los estuarios y en los arrecifes de corales tropicales. Por ejemplo, juveniles de *Chaetodon striatus*, *Halichoeres bivittatus*, *A. bahianus*, *G. cinereus*, *Lutjanus griseus* generalmente se encuentran en etapa juvenil en las lagunas, los manglares y los yerbazales marinos, y al llegar a la madurez sexual se mueven hacia los arrecifes de coral (Sheaves, 1995; Gratwicke et al., 2006; Luo et al., 2009). Otros estudios han documentado que las estructuras

creadas por el ser humano pueden promover una facilitación en la colonización de especies a través de unidades con una tridimensionalidad alta similar a las naturales (Ruiz et al., 2009). Muchas estructuras artificiales están hechas de ciertos tipos de materiales que tienen el potencial de proveer una variedad de superficies para la colonización de diferentes organismos sésiles (Glasby & Connell, 1999). La complejidad y densidad estructural del hábitat puede afectar el forrajeo, proveer alimentación y sustrato que sirve de refugio contra los depredadores para múltiples especies (Crowder & Cooper, 1982; Dominici & Wolff, 2020). Estos datos sugieren que la complejidad del hábitat es uno de los factores implicados en el movimiento espacial de los peces entre los diversos hábitats y localidades estudiadas. Este estudio evidenció el valor ecológico del sistema de la Laguna del Condado en San Juan para el sostenimiento de la biodiversidad de peces marinos.

### **Limitaciones**

Las influencias climatológicas y sociales (considerando la pesca y la recreación) pueden ser factores determinantes en la distribución de los peces en los diferentes hábitats estudiados, los cuales no se tomaron en consideración en este estudio. El mismo se llevó a cabo entre la primavera y el otoño del año 2015 considerando los factores climáticos del momento. En los muestreos luego de octubre, las aguas comenzaron a ser más turbias, haciendo difícil el acceso y la identificación de las especies en los hábitats y localidades estudiadas. Sin embargo, es importante para comprender las variaciones estacionales. Un factor social puntual que pudo limitar este estudio fue la presencia de personas en el agua, lo que pudo causar que los peces migraran a otras zonas.

### **Conclusiones y aplicaciones futuras**

Este estudio demostró que la tridimensionalidad en los hábitats y los arrecifes artificiales atraen diversas especies de peces. Las alteraciones mecánicas causadas por el ser humano en los ecosistemas costeros son un factor clave a considerar en el reclutamiento de las especies. Resultó notable la diferencia entre la abundancia de especies de peces, incluyendo peces leones, entre los arrecifes artificiales y los arrecifes naturales adyacentes. Estas estructuras proveyeron un tipo de corredor ecológico entre hábitats naturales y una tridimensionalidad espacial que para los peces puede resultar ventajoso para la sobrevivencia.

La Laguna del Condado y sus áreas adyacentes mostraron ser un área con una alta riqueza de especies de peces, muchos en etapa juvenil, lo que sugiere su rol vital como hábitats transicionales de crianza para múltiples especies de peces. Los gradientes espaciales de turbidez, profundidad, salinidad y la concentración de oxígeno disuelto aparentan ser parámetros ambientales importantes afectando

la distribución espacial de las comunidades de peces. Este dato es importante para considerar acciones de manejo que intenten mejorar la calidad del agua, particularmente, reducir la turbidez y mantener concentraciones altas de oxígeno disuelto. También el hacer cumplir la prohibición de la pesca en la Reserva Natural de la Laguna del Condado resulta vital debido a que muchos de los peces en ésta eventualmente migrarán hacia los arrecifes de coral cercanos. Las estrategias de conservación deben considerar la conectividad de los sistemas y la estructura de los hábitats. Además, se debe hacer un análisis de cuán resilientes son estos ecosistemas ante toda una diversidad de factores ambientales humanos, incluyendo el impacto del cambio climático. Se espera que el cambio climático tenga un efecto colateral en los estuarios por lo que es necesario continuar un monitoreo de las comunidades de peces y su condición ambiental.

### Agradecimientos

A Olivia L. Pares Torres, Ricardo Meléndez Rodríguez, Pedro Emilio Vegas de Páramo y Franklin Alier Salvey. Además, al Programa del Estuario de la Bahía de San Juan por proveer los equipos e instrumentos para llevar a cabo el estudio. Este trabajo representa otra aportación de la Sociedad Ambiente Marino en colaboración con el Centro para la Ecología Tropical Aplicada y Conservación de la Universidad de Puerto Rico, Recinto de Río Piedras.

### Literatura citada

- Anderson, M. J., Gorley, R. N., & Clarke, K. R. (2008). *PERMANOVA + for PRIMER: Guide to Software and Statistical Methods*. PRIMER-E: Plymouth, U.K.
- Arévalo, W., & Mendoza, M. (2014). Influence of temporal and spatial factors on abundance and richness of fish early stages in shallow tropical estuaries. *Environmental Biology of Fisheries*, 98, 891-904. doi.org/10.1007/s10641-014-0324-x
- Bejarano, I., Aeldoorn, R., & Nemeth, M. (2014). Fishes associated with mesophotic coral ecosystem in La Parguera, Puerto Rico. *Journal of the International Society for Reef Studies*, 33 (2), 313-328. doi.org/10.1007/s00338-014-1125-6
- Chin, D. (2006). Oceans and estuaries. *Water-quality engineering in natural systems*. John Wiley & Sons, Inc. pp 390-438.
- Christensen, J., Jeffrey, C., Caldow, C., Monaco, M., Kendall, M., & Aeldoorn, R. (2003). Cross-shelf habitat utilization patterns of reef fishes in Southwestern Puerto Rico. *Gulf and Caribbean Research*, 14, 9 - 27. doi.org/10.18785/gcr.1402.02

- Clarke, K. R., & Warwick, R. M. (2001). Change in marine communities: An approach to statistical analysis and interpretation. 2nd Ed. PRIMER-E, Ltd., Plymouth Marine Laboratory, UK.
- Claro, R., & García, G. (1993). Estructura de las comunidades de peces asociados a los manglares del Grupo Insular Sabana-Camagüey, Cuba. *Avicennia*, 0, 60-83. doi.org/10.15517/rbt.v55i2.6029
- Crowder, L., & Cooper, W. (1982). Habitat structural complexity and the interaction between bluegills and their prey. *Ecology*, 63, 1802–1813. doi.org/10.2307/1940122
- Dance, M., & Rooker, J. (2015). Habitat- and bay-scale connectivity of sympatric fishes in an estuarine nursery. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 167, 447-457. doi.org/10.1016/j.ecss.2015.10.025
- Day, J., Kemp, M, Yáñez, A. & Crump, B. (2012). *Introduction to marine ecology. Estuarine Ecology*. 2nd edition. Wiley. pp 1-19.
- Dominici, A., & Wolff, M. (2005). Reef fish community structure in Bocas del Toro (Caribbean, Panama): Gradients in habitat complexity and exposure. *Caribbean Journal of Science*, 41, 3, 613-637. [https://strisites.si.edu/sites/bocas\\_publications/PDFs/2005/Dominici\\_Aro\\_Wolff\\_2005.pdf](https://strisites.si.edu/sites/bocas_publications/PDFs/2005/Dominici_Aro_Wolff_2005.pdf)
- Dorenbosch, M., van Riel, M., Nagelkerken, I., & van der Velde, G. (2004). The relationship of reef fish densities to the proximity of mangrove and seagrass nurseries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 60, 37-48. doi.org/10.1016/j.ecss.2003.11.018
- Duque, G., Gamboa, D., Molina, A., & Cogua, P. (2020). Effect of water quality variation on fish assemblages in an anthropogenically impacted tropical estuary. *Colombian Pacific*, 27, 25740-25753. doi.org/10.1007/s11356-020-08971-2
- Floeter, S., Krohling, W., Gasparin, J., Ferreira, C., & Zalmon, I. (2007). Reef fish community structure on coastal islands of the southeastern Brazil: the influence of exposure and benthic cover. *Environmental Biology of Fish*, 78, 147-160. doi.org/10.1007/s10641-006-9084-6
- Glasby, T., & Connel, S. (1999). Urban structure as marine habitats. *Ambio*, 28(7) 595-598. doi.org/10.1016/S0141-1136(00)00266-X

- Gratwicke, B., Petrovic, C., & Speight, M. (2006). Fish distribution and ontogenetic habitat preferences in non-estuarine lagoons and adjacent reef. *Environmental Biology Fisheries.*, 76, 191-210. doi.org/10.1007/s10641-006-9021-8
- Harborne, A., Mumby, P., & Ferrari, R. (2012). The effectiveness of different meso-scale rugosity metrics for predicting intra-habitat variation in coral-reef fish assemblage. *Environmental Biology Fisheries*, 94, 431-442. doi.org/10.1007/s10641-011-9956-2
- Hernández Delgado, E. A. & Sabat, A. (2000). Ecological Status of Essential Fish Habitats Through an Anthropogenic Environmental Stress Gradient in Puerto Rican Coral Reef. *Proceedings of the 51st Gulf and Caribbean Fisheries Institute*, 51, 457- 470. [https://www.researchgate.net/publication/241605282\\_Ecological\\_Status\\_of\\_Essential\\_Fish\\_Habitats\\_Through\\_an\\_Anthropogenic\\_Environmental\\_Stress\\_Gradient\\_in\\_Puerto\\_Rican\\_Coral\\_Reefs](https://www.researchgate.net/publication/241605282_Ecological_Status_of_Essential_Fish_Habitats_Through_an_Anthropogenic_Environmental_Stress_Gradient_in_Puerto_Rican_Coral_Reefs)
- Hernández Delgado, E. A., Rosado, B., & Sabat, A. (2006). Management failures and coral decline threatens fish functional groups recovery patterns in the Luis Peña Channel No-take Natural Reserve, Culebra Island, Puerto Rico. *57th Gulf and Caribbean Fisheries Institute*. 577-606.
- Jaureguizar, A., Menni, R., Guerrero, R., & Lasta, C. (2004). Environmental factors structuring fish communities of the Río de la Plata estuary. *Fisheries Research*, 66, 195-211. doi.org/10.1016/S0165-7836(03)00200-5
- Jud, Z., Layman, C., Lee, J., & Arrington, D. (2011). Recent invasion of a Florida (USA) estuarine system by lionfish *Pterois volitans* / *P. miles*. *Aquatic Biology*, 13, 21-26. doi.org/10.3354/ab00351
- Lewis, S & Wainwright, P. (1985). Herbivore abundance and grazing intensity on a Caribbean coral reef. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 87, 215-228. <https://fishlab.ucdavis.edu/wp-content/uploads/sites/397/2020/06/Lewis-Wainwright-1985.pdf>
- Luo, J., Serafy, J., Sponaugle, S., Teare, P., & Kieckbush, D. (2009). Movement of gray snapper *Lutjanus griseus* among subtropical seagrass, mangrove, and coral reef habitats. *Marine Ecology Progress Series*, 380, 255-269. doi.org/ 10.3354/meps07911
- Manson, F.J., Loneragan, N. R., Skilleter, G. A., & Phinn, S. R. (2005). An evaluation of the evidence for linkages between mangroves and fisheries: a synthesis of the

- literature and identification of research directions. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, 43, 483 – 513. doi.org/10.1201/9781420037449.ch10
- Nagelkerken, I., Blaber, S.J.M., Bouillon, S., Green, P., Haywood, M., Kirton, L.G., Meynecke, J.O., Pawlik, J., Penrose, H.M., Sasekumar, A. & Somerfield, P.J. (2008). The habitat function of mangroves for terrestrial and marine fauna: a review. *Aquatic Botany*, 89,155-185. doi.org/10.1016/j.aquabot.2007.12.007
- Nagelkerken, I., Van der Velde, G., Gorissen, M., Meijer, G., Van't Hof, G., & den Hartog, C. (2000). Importance of mangroves, seagrass beds and the shallow coral reef as a nursery for important coral reef fishes, using a visual census technique. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 51, 31-44. doi.org/10.1006/ecss.2000.0617
- Nemeth, M., & Aldoorn, R. (2009). The distribution of herbivorous coral reef fishes within fore-reef habitats: The role of depth, light and rugosity. *Caribbean Journal of Science*, 45 (2-3), 247-253. doi.org/:10.18475/cjos.v45i2.a11
- Ogden, J., & Lobel, P. (1978). The role of herbivorous fishes and urchins in coral reef communities. *Environmental Biology Fisheries*, 3, 49-63. doi.org/10.1007/BF00006308
- Programa del Estuario de la Bahía de San Juan. (2020). *Diagnóstico de vulnerabilidad de la cuenca y el sistema del estuario de la bahía de San Juan ante el impacto de huracanes*. San Juan, Puerto Rico. [https://estuario.org/wp-content/uploads/2020/12/PDF\\_Web\\_Informe\\_Estuario.pdf](https://estuario.org/wp-content/uploads/2020/12/PDF_Web_Informe_Estuario.pdf)
- Randall, J. (1965). Grazing effect on seagrasses by herbivorous marine fishes. *Ecology*, 46, 255-260. doi.org/10.2307/1936328
- Rivera, I., Hernández, E., Bauzá, J., & Ithier, W. (2019). Distribución espacial y preferencia de hábitat del pez león *Pterois volitans* en el estuario urbano de la bahía de San Juan. *Perspectivas en Asuntos Ambientales*, 7, 75-91. [https://documento.uagm.edu/cupey/perspectivas/p\\_perspectivas\\_7\\_2020\\_75-91.pdf](https://documento.uagm.edu/cupey/perspectivas/p_perspectivas_7_2020_75-91.pdf)
- Robertson, A., & Duke, N. (1987). Mangroves as nursery site: comparison of the abundance and species composition of fish and crustaceans in mangroves and other nearshore habitats in Tropical Australia. *Marine Biology*, 96, 193-205. doi.org/10.1007/BF00427019
- Ruiz, G., Freestone, A., Fofonoff, P., & Simkanin, C. (2009). Habitat distribution and heterogeneity in marine invasion dynamics: The importance of hard substrate



- and artificial structure. In M. Wahl (Eds), *Marine Hard Bottom Communities, Ecological Studies*, 206, 321-332. Springer Nature. [https://doi.org/10.1007/b76710\\_23](https://doi.org/10.1007/b76710_23)
- Schroeder, R. (1987). Effects of patch reef size and isolation on coral reef recruitment. *Bulletin Marine Science*, 41(2), 441-451. <https://www.ingentaconnect.com/content/umrmsas/bullmar/1987/00000041/00000002/art00029?crawler=true>
- Sheaves, M. (1995). Large lutjanid and serranid fishes in tropical estuaries: Are they adults or juveniles? *Marine Ecology Progress Series*, 129, 31-40. doi.org/ 10.3354/meps129031
- Sloterdijk, H., Brehmer, P., Sadio, O., Müller, H., Döring, J., & Ekau, W. (2017). Composition and structure of the larval fish community related to environmental parameters in a tropical estuary by climate change. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 197, 10-26. doi.org/ 10.1016/j.ecss.2017.08.003

Apéndice 1 - Lista de todas las especies de peces identificados estratificados por clase y familia

Familia	Especie	Common name	Nombre Común
<b>Clase Osteichthyes</b>			
Sparidae	<i>Archosargus rhomboidalis</i> (Linnaeus)	Sea Bream	Chopa Amarilla
Pomacentridae	<i>Abudefduf saxatilis</i> (Linnaeus)	Sergeant Major	Sargento
	<i>Abudefduf taurus</i> (Müller & Troschel)	Night Sergeant	Sargento nocturno
	<i>Stegastes diancaeus</i> (Jordan & Rutter)	Longfin Damselfish Three-Spot	Damisela aletilarga
	<i>Stegastes planifrons</i> (Cuvier)	Damselfish	Damisela amarilla
	<i>Stegastes variabilis</i> (Castlenau)	Cocoa Damselfish	Damisela chocolate
	<i>Stegastes leucostichus</i> (Müller & Troschel)	Beau Gregory	Damisela gregorio
	<i>Stegastes fuscus</i> (Cuvier)	Brazilian damsel	Damisela Prieta
	<i>Stegastes adustus</i> (Troschel)	Dusky damselfish	
	<i>Stegastes partitus</i> (Poey)	Bicolor Damselfish	Damisela bicolor
	<i>Chromis flavicauda</i> (Günther)	Cobalt chromis	Chromis cobalto
Acanthuridae	<i>Acanthurus coeruleus</i> (Bloch & Schneider)	Blue Tang	Médico azul
	<i>Acanthurus bahianus</i> (Castelnau)	Ocean Surgeon	Cirujano
	<i>Acanthurus chirurgus</i> (Bloch)	Doctorfish	Médico
Scaridae	<i>Sparisoma rubripinne</i> (Valenciennes)	Yellowtail Parrotfish	Loro aletirrojo
	<i>Sparisoma chrysopterus</i> (Bloch & Schneider)	Redtail Parrotfish	Loro colirrojo
	<i>Sparisoma viride</i> (Bloch)	Blue Parrotfish	Loro azul

	<i>Sparisoma aurofrenatum</i> (Valenciennes)	Redband Parrotfish	Loro banda colorada
Scorpaenidae	<i>Pterois volitans</i> (Linnaeus)	Red Lionfish	Pez León Rojo
	<i>Scorpaena plumieri</i> (Bloch)	Spotted Scorpionfish	Rascana venenosa
Belonidae	<i>Tylosorus crocodilus</i> (Peron & LeSueur)	Houndfish	Agujón caimán
Carangidae	<i>Trachinotus goodei</i> (Jordan & Evermann)	Palometa	Palometa
	<i>Caranx crysos</i> (Mitchill)	Blue Runner	Cojinúa Madregal
	<i>Carangoides ruber</i> (Bloch)	Bar Jack	Cojinúa blanca
Gerreidae	<i>Eucinostomus argenteus</i> (Baird & Girard)	Silver Mojarra	Mojarra Gris
	<i>Gerres cinereus</i> (Walbaum)	Yellowfin Mojarra	Mojarra
Ostraciidae	<i>Lactophrys trigueter</i> (Linnaeus)	Smooth Trunkfish	Chopin
	<i>Lactophrys trigonus</i> (Linnaeus)	Buffalo Trunkfish	Chapín
	<i>Lactophrys bicaudalis</i> (Linnaeus)	Spotted Trunkfish	Chapín
Haemulidae	<i>Haemulon sp</i>		
	<i>Haemulon carbonarium</i> (Poey)	Caesar Grunt	Carbonero
	<i>Haemulon sciurus</i> (Shaw)	Bluestriped Grunt	Ronco amarillo
	<i>Haemulon parra</i> (Desmarest)	Sailor's Choice	Roncador
	<i>Haemulon aurolineatum</i> (Cuvier)	Tomtate	Mulita
	<i>Haemulon flavolineatum</i> (Desmarest)	French Grunt	Cachicata
	<i>Anisotremus virginicus</i> (Linnaeus)	Porkfish	Canario
Labridae	<i>Xyrichtys splendens</i> (Castelnaud)	Green razorfish	Lorito Verde
	<i>Xyrichtys martinicensis</i> (Valenciennes)	Rosy razorfish	Lorito de arena
	<i>Halichoeres poeyi</i> (Steindachner)	Black-Ear Wrasse	Doncella ojinegra
	<i>Halichoeres bivittatus</i> (Bloch)	Slippery Dick	Doncella
	<i>Thalassoma bifasciatum</i> (Bloch)	Bluehead	Cabeza azul
	<i>Bodianus rufus</i> (Linnaeus)	Spanish Hogfish	Loro capitán
Sparidae	<i>Calamus penna</i> (Valenciennes)	Sheepshead porgy	Pez de pluma
Scombridae	<i>Scomberomorus regalis</i> (Bloch)	Cero	Sierra alasana
Scianidae	<i>Equetus lanceolatus</i> (Linnaeus)	Jacknife Fish	Verdugo
	<i>Pareques acuminatus</i> (Bloch & Schneider)	High Hat	Verdugo rayado
Pomacanthidae	<i>Pomacanthus arcuatus</i> (Linnaeus)	Gray Angelfish	Pez ángel gris
	<i>Pomacanthus paru</i> (Bloch)	French Angelfish	Pez ángel francés
Fistularidae	<i>Fistularia tabacaria</i> (Linnaeus)	Cornetfish	Cornetero
Sphyranidae	<i>Sphyraena picudilla</i> (Poey)	Southern Sennet	Picudilla
	<i>Sphyraena barracuda</i> (Walbaum)	Great Barracuda	Picúa
Lutjanidae	<i>Lutjanus apodus</i> (Walbaum)	Schoolmaster	Pargo amarillo
	<i>Ocyurus chrysurus</i> (Bloch)	Yellowtail Snapper	Colirubia
Mullidae	<i>Pseudupeneus maculatus</i> (Bloch)	Spotted Goatfish	Salmonete rojo
	<i>Mulloidichtys martinicus</i> (Cuvier)	Yellow Goatfish	Salmonete amarillo
Clupeidae	<i>Jenkinsia lamprotaenia</i> (Gosse)	Dwarf Herring	Cabezote de arrecife
Bothidae	<i>Bothus lunatus</i> (Linnaeus)	Peacock Flounder	Tapaculo
Chaetodontidae	<i>Chaetodon striatus</i> (Linnaeus)	Banded Butterflyfish	Mariposa de bandas
	<i>Chaetodon ocellatus</i> (Bloch)	Spotfin Butterflyfish	Mariposa Manchada
	<i>Chaetodon capistratus</i> (Linnaeus)	Foureye Butterflyfish	Mariposa de 4 ojos
Tetraodontidae	<i>Sphoeroides spongleris</i> (Bloch)	Bandtail Puffer	Tamboril colilistado
Holocentridae	<i>Holocentrus rufus</i> (Walbaum)	Squirrelfish	Candilero
	<i>Holocentrus ascensionis</i> (Osbeck)	Logjaw Squirrelfish	Gallo candi

Serranidae	<i>Cephalopholis fulvus</i> (Linnaeus)	Coney	Mero Cabrilla
	<i>Rypticus saponaceus</i> (Bloch & Schneider)	Soapfish	Jaboncillo
Monacanthidae	<i>Monacanthus tuckeri</i> (Bean)	Slender Filefish	Lija delgada
	<i>Cantherines macrocerus</i> (Hollard)	Whitespotted Filefish	Lija motas blancas
	<i>Cantherines pullus</i> (Ranzani)	Tail-Light Filefish	Lija motas naranja
Balistidae	<i>Melichthys niger</i> (Bloch)	Black Durgon	Japonesa
Mugilidae	<i>Mugil curema</i> (Valenciennes)	White Mullet	Jarea

**Clase Chondrichthyes**

Myliobatidae	<i>Aetobatus narinari</i> (Euphrasen)	Spotted Eagle	Chucho
--------------	---------------------------------------	---------------	--------

Riqueza de Familia = 29

Riqueza de Géneros = 43

Riqueza de Especie = 71