



UdelaR, Facultad de Ciencias
PEDECIBA-Geociencias

Tesis de Maestría

**DIVERSIDAD DE ESPECIES Y FUNCIONAL DE
COMUNIDADES DE PECES REVELA PATRONES
REGIONALES Y LOCALES EN ESTUARIOS DEL
ATLANTICO SUROESTE**

RODRIGO GURDEK BAS

Orientador: Prof. Dr. Henrique Cabral (INRAE, Francia)

Co-orientador: Prof. Dr. Pablo Muniz

Montevideo, Uruguay

2020

**Tesis presentada como parte de los requisitos para la obtención del título de
Magíster en Geociencias.**

A mis padres y abuelos

AGRADECIMIENTOS

Agradezco a mis supervisores, Henrique Cabral y Pablo Muniz, por la guía y el gran apoyo ofrecido durante el desarrollo de esta tesis, ha sido muy bueno trabajar con ellos. Agradezco al Programa de Desarrollo de las Ciencias Básicas - Geociencias de la Universidad de la República por brindar el soporte para llevar adelante dicha tesis, y a la secretaria del área Geociencias, Analía Fein, por siempre estar disponible para informar a los estudiantes. También agradezco al tribunal de esta tesis, Ángel Segura, Franco Teixeira de Mello, Rodolfo Vögler y Ernesto Brugnoli, por los valiosos comentarios realizados en el proceso de evaluación.

Contenido

Resumen.....	6
Abstract.....	8
Figuras, Tablas y Anexos.....	9
1. INTRODUCCION.....	11
1.1. HIPOTESIS.....	13
1.2. OBJETIVOS.....	14
1.2.1. Objetivo Principal.....	14
1.2.2. Objetivos específicos.....	14
2. MATERIALES Y METODOS.....	15
2.1. Base de datos y criterios de selección.....	15
2.2. Composición de especies y grupos funcionales.....	16
2.3. Análisis de datos.....	18
3. RESULTADOS.....	22
3.1. Comunidades de peces y riqueza de especies.....	22
3.2. Composición de grupos funcionales.....	22
3.3. Variabilidad estuarial en la representación de grupos funcionales.....	24
3.4. Redundancia entre variables ecológicas.....	26
3.5. Modelos lineales generalizados – Riqueza de especies.....	27
3.6. Modelos lineales generalizados – Grupos funcionales.....	31
3.7. Estructura de las comunidades estuariales.....	33
4. DISCUSION.....	36
4.1. Composición de la comunidad y riqueza de especies.....	36
4.2. Representación de grupos funcionales.....	37
4.3. Estructuradores de la riqueza de especies.....	38
4.4. Patrones ecológicos de los grupos funcionales.....	39
4.5. Patrones espaciales de agrupamiento estuarial.....	40
5. CONCLUSIONES.....	43
BIBLIOGRAFIA.....	44
MATERIAL COMPLEMENTARIO.....	50
Anexo A.....	50
Anexo B.....	62

Resumen

Los estuarios brindan una variedad de funciones ecológicas para las comunidades biológicas, actuando como relevantes áreas de cría, alimentación y migración para las especies de peces. Cambios en la composición de las comunidades de peces estuariales han sido atribuidos a gradientes latitudinales y variables geomorfológicas e hidrológicas. El objetivo del presente estudio fue investigar patrones regionales y locales de distribución de la riqueza de especies y grupos funcionales de las comunidades de peces estuariales del Atlántico suroeste. Se evaluaron 13 sistemas estuariales clasificando a las especies en grupos funcionales de uso estuarial y tróficos. Modelos lineales generalizados fueron utilizados para evaluar la relación entre la riqueza de especies y abundancia de grupos funcionales y características latitudinales, geomorfológicas e hidrológicas. Análisis de agrupamiento (cluster) fueron utilizados para explorar patrones espaciales en las comunidades de peces estuariales. Los estuarios del Atlántico suroeste presentaron un total de 311 especies de peces, exhibiendo una riqueza de especies mayor a otras regiones del mundo. Las comunidades fueron mayormente representadas por especies marinas migrantes, seguidas por especies estuariales y diádromas, aunque las proporciones fueron variables entre estuarios. En términos funcionales tróficos, los grupos omnívoro e hiperbentívoro/piscívoro predominaron en las comunidades, aunque también de manera variable. La latitud fue una variable significativa en explicar la variación en la riqueza de especies, con un aumento en el número de especies hacia el ecuador. Asimismo, dicho patrón fue confirmado para especies estuariales, marinas, hiperbentívoras/piscívoras, bentívoras, omnívoras y detritívoras. El ancho de la desembocadura del estuario, seguido por la profundidad, explicaron significativamente la variabilidad en el número relativo de especies e individuos marinos migrantes, con un aumento hacia estuarios más anchos y profundos. Contrariamente, la profundidad explicó significativamente cambios en el número relativo de especies dulceacuícolas, con un aumento hacia sistemas más someros. El caudal fluvial explicó la variación en el número relativo de especies hiperbentívoras/piscívoras y planctívoras, presentando una correlación positiva y negativa, respectivamente. Los principales patrones de agrupamiento espacial de los estuarios, de acuerdo a la similitud de sus comunidades, coincidieron con las

provincias biogeográficas marinas cálida y cálida-templada, así como con ecoregiones marinas.

Palabras clave: riqueza específica, grupos funcionales, patrones espaciales, variables regionales-locales, peces estuariales, América del sur.

Abstract

Estuaries provide different ecological functions to biological communities, acting as relevant nursery, feeding and migration areas to fish species. Changes in the composition of estuarine fish assemblages have been attributed to latitudinal gradients, geomorphological and hydrological variables. The objective of the present study was to investigate regional and local distribution patterns of fish species richness and functional guilds in estuaries along the South-western Atlantic. A total of 13 estuarine systems were evaluated, classifying the species into estuarine use and feeding mode functional groups. Generalized linear models were used to relate fish species richness and functional guild abundance to latitudinal, geomorphological and hydrological features. Cluster analysis was applied to explore spatial patterns in estuarine fish assemblages. A total of 311 fish taxa were registered in South-western Atlantic estuaries, exhibiting higher species richness than other regions in the world. Fish assemblages were dominated by marine migrant species, followed by estuarine and diadromous species, although proportions varied between estuaries. In terms of feeding mode, omnivores and hyperbenthivores/piscivores dominated the assemblage, although was also variable. Latitude was a significant factor explaining species richness, with an increase in species number towards the equator. This pattern was also confirmed for estuarine, marine, hyperbenthivore/piscivore, benthivore, omnivore and detritivore species. Estuary mouth width, followed by depth, were significant predictors explaining relative both number of species and abundance of marine migrant fish, with an increase towards wider and deeper estuaries. Contrarily, depth was a significant predictor of relative number of freshwater species, with an increase towards shallower systems. River flow explained changes in relative number of hyperbenthivore/piscivore and planktivore species, exhibiting a positive and negative correlation, respectively. Main spatial clustering of estuaries, according to similarity of fish assemblages, coincided with the warm and warm-temperate biogeographic provinces, as well as with marine ecoregions.

Keywords: species richness, functional guilds, spatial patterns, regional-local variables, estuarine fishes, South America.

Figuras, Tablas y Anexos

Figura 1. Ubicación de los sistemas estuariales (estrellas negras) incluidos en el presente estudio, distribuidos a lo largo de la costa atlántica de América del Sur.

Figura 2. Porcentaje medio (cuadrado) \pm desvío estándar (barras) de los grupos funcionales de: a) uso estuarial (GFUE), y b) tróficos (GFT), de acuerdo al número relativo de individuos y especies, en sistemas estuariales del Atlántico suroeste.

Figura 3. Composición de las comunidades de peces de los sistemas estuariales estudiados en el Atlántico suroeste, de acuerdo a: a) grupos funcionales de uso estuarial basado en el número relativo de especies, b) grupos funcionales de uso estuarial basado en el número relativo de individuos, c) grupos funcionales tróficos basado en el número relativo de especies, y d) grupos funcionales tróficos basado en el número relativo de individuos.

Figura 4. Relación entre latitud y riqueza de especies de peces en estuarios del Atlántico suroeste, de acuerdo a: a) número total de especies por estuario, b) número de especies estuariales, c) número de especies marinas migrantes, d) número de especies visitantes marinas, e) número de especies hiperbentívoras/piscívoras, f) número de especies bentívoras, g) número de especies omnívoras, y h) número de especies detritívoras.

Figura 5. Relación entre número relativo de especies e individuos (%) de grupos funcionales de las comunidades de peces en estuarios del Atlántico suroeste (MM: marino migrante, AD: dulceacuícola, HP: hiperbentívoro/piscívoro, PL: planctívoro) y una serie de variables geomorfológicas e hidrológicas.

Figura 6. Análisis de agrupamiento de los sistemas estuariales estudiados en el Atlántico suroeste, basado en datos de presencia/ausencia de las especies de las comunidades de peces.

Tabla 1. Información geográfica, variables geomorfológicas e hidrológicas, y número de especies de las comunidades de peces de sistemas estuariales distribuidos a lo largo de la costa atlántica de América del Sur, y sus referencias bibliográficas.

Tabla 2. Matriz de correlación de Spearman entre las variables ambientales, incluyendo el esfuerzo de muestreo.

Tabla 3. MLG utilizado para explicar la riqueza de especies (variable respuesta) en sistemas estuariales del Atlántico suroeste.

Tabla 4. Correlación entre la riqueza de especies de grupos funcionales de uso estuarial y tróficos y la latitud en estuarios de la costa atlántica de América del Sur (únicamente las correlaciones significativas son presentadas).

Tabla 5. MLG utilizados para explicar la distribución de grupos funcionales de uso estuarial y tróficos, considerando como variable respuesta al número relativo de especies (sps) e individuos (ab), en sistemas estuariales del Atlántico suroeste.

Anexo A. Lista de especies registradas en los sistemas estuariales estudiados en el Atlántico suroeste. La abundancia relativa de individuos por sistema es presentada, así como la clasificación de cada especie en grupos funcionales de uso estuarial (GFUE) y tróficos (GFT).

Anexo B. Datos de información pesquera correspondiente a los estuarios del Atlántico suroeste seleccionados en el presente estudio. El número total de lances representa el esfuerzo de muestreo.

1. INTRODUCCION

Los estuarios son cuerpos de agua costeros formados entre las desembocaduras de cursos de agua continental y las aguas marinas (Day *et al.* 2013). Los estuarios constituyen ecosistemas favorables para el desarrollo de diferentes estadios del ciclo de vida de los peces, actuando como ambientes de cría, desarrollo, alimentación y migración para una variedad de especies peces juveniles y adultos (Potter *et al.* 1990; Potter & Hyndes 1999; Whitfield 1999; Elliott & Quintino 2007). La dinámica de los cuerpos fluviales y marinos generan una amplia variabilidad en las condiciones abióticas estuariales, en una escala temporal como espacial (Greenwood & Hill 2003). La relevancia biológica y dinámica de los estuarios los ha vuelto foco de numerosos estudios dirigidos a describir la estructura de sus comunidades de peces, incluyendo sus grupos funcionales, y entender su relación con diferentes características abióticas (Jaureguizar *et al.* 2003; Albaret *et al.* 2004; Maes *et al.* 2004; Hoeksema & Potter 2006; Selleslagh & Amara 2008; França *et al.* 2011; Vilar *et al.* 2011). Dichas etapas son prioritarias para el entendimiento de la ecología y función de los estuarios, y el manejo y conservación de estos ecosistemas y sus comunidades.

La funcionalidad de los estuarios ha sido demostrada a través del relevamiento de la composición de las especies de peces y grupos funcionales de la ictiofauna que habita dichos sistemas. Las especies de peces encontradas en los estuarios pueden ser categorizadas de acuerdo al uso ecológico que realizan del mismo. De este modo, es posible clasificar grupos funcionales de uso estuarial, incluyendo especies marinas, estuariales, dulceacuícolas y migratorias (Franco *et al.* 2008a, Potter *et al.* 2015). La diversidad funcional de las comunidades de peces estuariales también puede ser descrita en relación a las preferencias alimentarias de las especies. Grupos funcionales tróficos incluyen especies bentívoras, piscívoras, planctívoras, detritívoras, herbívoras y omnívoras (Franco *et al.* 2008a). La dominancia de grupos funcionales incluyendo predadores de invertebrados bentónicos, y macroinvertebrados y peces, ha sido reportada en estuarios distribuidos a nivel mundial (Henriques *et al.* 2017). La importancia de los estuarios como hábitats de uso temporal por los peces ha sido destacada, resaltando la predominancia de

especies marinas, a nivel global (Henriques *et al.* 2017), así como en estuarios de las costas de Europa (Franco *et al.* 2008a, Nicolas *et al.* 2010), sudoeste de Australia y sur de África (Potter *et al.* 1990), y este de América del Norte (Nordlie 2003), con una mayor variabilidad en la representación de las otras categorías.

VARIABLES GLOBALES Y LOCALES han sido relacionados con los patrones de biodiversidad de peces en estuarios. Específicamente, cambios en la riqueza de especies respecto al gradiente latitudinal es un reconocido patrón ecológico, y diferentes mecanismos han propuestos como responsables (Gaston 2000, Willig *et al.* 2003). Entre ellos, la hipótesis de especies-energía propone que la tasa metabólica de las especies aumenta con la temperatura, promoviendo las tasas de especiación y la diversidad. Asimismo, una mayor riqueza de especies hacia regiones cálidas podría estar relacionada al rango de distribución de las especies y sus tolerancias térmicas. En este sentido, la riqueza de especies de peces en estuarios ha sido correlacionada negativamente con la latitud y positivamente con la temperatura del agua (Vasconcelos *et al.* 2015). No sólo la latitud, pero también el área estuarial, ancho de la desembocadura y caudal fluvial han sido identificados como importantes estructuradores de la riqueza de especies de peces en estuarios, a nivel mundial (Pasquaud *et al.* 2015, Vasconcelos *et al.* 2015). A nivel regional, el caudal fluvial, la latitud (França *et al.* 2011), la profundidad del estuario (França *et al.* 2012) y el esfuerzo de muestreo (Franco *et al.* 2008b), han sido predictores significativos de la variabilidad de la riqueza o abundancia de especies de peces estuariales. Por otro lado, cambios en la proporción de grupos funcionales de uso estuarial y tróficos en las comunidades de peces estuariales han sido asociados con variación en características de la desembocadura y el área de los estuarios, tanto globalmente como regionalmente (Franco *et al.* 2008b, Nicolas *et al.* 2010, Henriques *et al.* 2017).

En América del Sur, los estuarios de la costa atlántica presentan una riqueza de especies de peces de entre las más elevadas del mundo (Vasconcelos *et al.* 2015). La composición de las comunidades de peces en estuarios de la costa atlántica de América del Sur ha sido reportada en diferentes estudios, resaltando la importancia de estos sistemas para ciertas especies, familias y grupos ecológicos (Andrade-Tubino *et al.* 2008, Bruno *et al.* 2013, Paiva *et al.* 2013). Variables regionales (temperatura media del mes más frío, área del manglar y precipitación anual media,

así como distancia entre estuarios) y locales (salinidad, distancia a la boca del estuario, profundidad, temperatura, transparencia) han sido propuestas como moduladoras de la estructura espacial de las comunidades de peces entre algunos estuarios en la costa de Brasil (Vilar *et al.* 2013). Por otro lado, latitud, características morfométricas y de conectividad, así como el esfuerzo de muestreo, principalmente explicaron cambios en el número de especies entre sistemas lagunares, incluyendo lagunas costeras, a lo largo de la costa este de América del Sur (Petry *et al.* 2016). En dicho estudio, similitudes en la composición de especies revelaron patrones biogeográficos continentales, aunque únicamente para grupos dulceacuícolas. Asimismo, un número de subprovincias biogeográficas, incluyendo las costas norte - noreste de Brasil, costas sur - sureste de Brasil, y costas de Uruguay y Argentina (Provincia Argentina), ha sido identificado basado en la composición de las comunidades de peces de arrecife a lo largo de la costa atlántica de América del Sur (Pinheiro *et al.* 2018). A pesar de los resultados alcanzados en la región atlántica de América del Sur, son necesarios estudios que exploren los patrones ecológicos regionales y locales, y sus posibles moduladores, en la biodiversidad de las comunidades de peces de los estuarios en el Atlántico suroeste.

1.1. HIPOTESIS

En el presente trabajo se hipotetizan patrones espaciales en la composición de las comunidades de peces de los sistemas estuariales del Atlántico suroeste, estructurados por variables regionales y locales, con variación en: i) la riqueza de especies, ii) la distribución de grupos funcionales, y iii) la ocurrencia de las especies. Específicamente, se predice: i) un cambio en la riqueza de especies explicado principalmente por el gradiente latitudinal, con un aumento en el número de especies hacia latitudes menores, ii) una variabilidad en la representación de grupos funcionales afectada por factores locales (características geomorfológicas e hidrológicas), sugiriendo un uso principal de los estuarios por especies marinas migrantes, cuyo grupo estará mayormente representado en estuarios con mayor ancho de desembocadura y profundidad, y iii) un agrupamiento espacial de los estuarios basado en la distribución geográfica de las especies de acuerdo a

provincias biogeográficas marinas.

1.2. OBJETIVOS

1.2.1. Objetivo Principal

Evaluar el efecto de variables regionales y locales en la biodiversidad y funcionalidad de las comunidades de peces en sistemas estuariales del Atlántico suroeste.

1.2.2. Objetivos específicos

- 1) Presentar una lista actualizada de la presencia y abundancia relativa de las especies de peces que hacen uso de los estuarios del Atlántico suroeste, abarcando las costas de Brasil, Uruguay y Argentina (a lo largo de aproximadamente 37 grados de latitud).
- 2) Caracterizar a las especies de peces en categorías tróficas y funcionales de uso del sistema estuarial.
- 3) Analizar la importancia relativa de variables regionales y locales en la variabilidad de la riqueza de especies y ocurrencia de grupos funcionales de las comunidades de peces estuariales.
- 4) Evaluar la similitud de las comunidades de peces estuariales del Atlántico suroeste de acuerdo a la ocurrencia de las especies.

2. MATERIALES Y METODOS

2.1. Base de datos y criterios de selección

En el presente trabajo fue realizada una revisión bibliográfica a nivel de estudios que reportaran la composición de las comunidades de peces en estuarios, incluyendo especies y abundancias, a lo largo de la costa atlántica de América del Sur. Dicha revisión se basó en un total de alrededor de 100 trabajos, incluyendo estudios publicados en revistas científicas, así como trabajos de tesis académicas. Una serie de criterios de selección fueron aplicados a los trabajos pre-seleccionados a modo de permitir análisis comparativos entre los diferentes estuarios. De este modo, fueron post-seleccionados aquellos estudios que cumplieran con los siguientes criterios de muestreo: (i) una escala de muestreo temporal a lo largo del año (que incluya al menos dos estaciones); la contribución de diferentes especies, así como de grupos funcionales, pueden variar intraanualmente, (ii) una escala de muestreo espacial que incluyera varias zonas a lo largo del gradiente estuarial, con características de regiones oligohalinas (0.5-5), mesohalinas (5-18) y polihalinas (18-30); especies y grupos funcionales pueden hacer uso principal de ciertas porciones del estuario dado la tolerancia a factores ambientales, y (iii) un arte muestreo activa, centrada en redes de arrastre, dada su efectividad para la representación de las comunidades de peces en los estuarios (Elliott & Hemingway 2002). De acuerdo al punto (iii), se minimiza el sesgo de diferentes métodos de muestreo, como sugerido en otros estudios (Henriques *et al.* 2017). Los criterios de selección mencionados permitieron la inclusión de un total de 13 sistemas estuariales (correspondientes a 13 referencias bibliográficas) en la costa atlántica de América del Sur, entre las latitudes de 0,85° S y 37,73° S, a lo largo de aproximadamente 6.000 km de costa: Río Caeté, Río Jaguaribe, Complejo lagunar Mundaú-Manguaba, Río Paraguaçu, Río Macaé, Río Mambucaba, Bahía Antonina, Río Guaraguaçu, Complejo lagunar Laguna, Laguna del Pez, Laguna de los Patos, Arroyo Solís Grande y Laguna de Mar Chiquita (Figura 1, Tabla 1).

2.2. Composición de especies y grupos funcionales

La taxonomía de las especies incluidas en el presente estudio fue estandarizada removiendo sinónimos y los nombres de las especies fueron actualizados de acuerdo con Eschmeyer (2004). La lista de especies y sus abundancias relativas (%) en cada estuario, son detalladas en el Anexo 1. Las especies fueron clasificadas de acuerdo al uso ecológico que realizan de los estuarios en grupos funcionales de uso estuarial (GFUE), y de acuerdo a sus preferencias alimentarias en grupos funcionales tróficos (GFT). Dichas categorías fueron empleadas de acuerdo a aquellas definidas por Franco *et al.* (2008a).

Los GFUE incluyeron: especies (i) marinas migrantes (MM): especies marinas eurihalinas que utilizan los estuarios de manera dependiente u oportunista, mayormente en estadios juveniles, aunque también en etapas sub-adultas y adultas, como áreas de cría y alimentación, y desovan principalmente en el ambiente marino, con la excepción de unas pocas especies cuyo desove también ha sido registrado en estuarios, (ii) visitantes marinas (VM): especies marinas, predominantemente estenohalinas, encontradas accidentalmente en los estuarios, principalmente en la zona estuarial baja y en bajas abundancias, y desovan en el ambiente marino, (iii) estuariales (ES): especies capaces de desarrollar todo el ciclo de vida dentro del estuario, aunque también pueden ser encontradas en la zona costera, y desovan principalmente en el estuario, (iv) dulceacuícolas (AD): especies de agua dulce que pueden ser encontradas en estuarios de manera regular o accidental, en números variables, y desovan principalmente en ambientes dulceacuícolas, con la excepción de unas pocas especies cuyo desove también ha sido registrado en estuarios, y (v) diádromas (DI): especies que migran entre el mar y el agua dulce, incluyendo especies anádromas (A) o catádromas (C).



Figura 1. Ubicación de los sistemas estuariales (estrellas negras) incluidos en el presente estudio, distribuidos a lo largo de la costa atlántica de América del Sur. De norte a sur: estuarios Caeté, Jaguaribe, Mundaú-Manguaba, Paraguaçu, Macaé, Mambucaba, Antonina, Guaraguaçu, Laguna, Pez y Patos (Brasil), Solís Grande (Uruguay) y Mar Chiquita (Argentina).

Los GFT incluyeron: (i) especies hiperbentívoras/piscívoras (HP): especies que se alimentan mayormente de invertebrados móviles, o mayormente de peces, ambos, u de organismos bentónicos con inclusión de peces, (ii) bentívoras (B): especies que se alimentan principalmente de organismos bentónicos de diversos tamaños, (iii) planctívoras (PL): especies que se alimentan mayormente de zooplancton o fitoplancton, (iv) hiperbentívoras/zooplanctívoras (HZ): especies que se alimentan mayormente de invertebrados y zooplancton, principalmente asociados al fondo, (v) omnívoras (OV): especies que pueden alimentarse de material animal y vegetal, (vi) detritívoras (DV): especies que se alimentan principalmente de detritos asociado al fondo, y (vii) herbívoras (HV): especies cuya alimentación predominante incluye

algas, hojas y/o detritos de origen vegetal.

Las especies fueron clasificadas en GFUE y GFT de acuerdo a la información ecológica y biológica disponible, incluyendo trabajos publicados en revistas científicas y libros. En caso de discrepancias al momento de asignar categoría funcional a una especie, la categoría más frecuentemente empleada en la literatura para clasificar a dicha especie en la región de estudio, así como la más lógica respecto a su información ecológica y biológica, fue seleccionada.

2.3. Análisis de datos

La riqueza de especies en cada sistema estuarial fue determinada de acuerdo a información bibliográfica (Tabla 1). Curvas de acumulación de especies, entre otros métodos, pueden ser aplicados para tratar comunidades muestreadas de manera incompleta (Magurran 2004), sin embargo, en el presente trabajo los estudios incluidos presentaron el número total de especies muestreado, siendo imposible la aplicación de este método para estandarizar esfuerzos de muestreo. A modo de controlar efectos del esfuerzo de muestreo, éste fue incluido como una co-variable en los modelos, como fue propuesto para estudios similares a nivel mundial (Vasconcelos *et al.* 2015). El efecto del esfuerzo de muestreo en la riqueza de especies fue evaluado mediante el número total de muestras colectadas por estuario, y calculado del siguiente modo: esfuerzo = número de sitios de muestreo * frecuencia de muestreo * duración del período de muestreo. Dichos datos, incluyendo el arte de pesca empleado, son presentados en el Anexo 2. Por otro lado, valores relativos de los diferentes grupos funcionales (GFUE y GFT) fueron estimados en cada sistema estuarial, para controlar efectos de muestreo y permitir que la información sea comparable (Nicolas *et al.* 2010, Henriques *et al.* 2017). De este modo, la riqueza (o número de individuos) de cada grupo funcional fue calculada en relación a la riqueza total (o número total de individuos) en cada estuario.

Los efectos de variables regionales, como la latitud, y locales, incluyendo el área estuarial (km²), ancho de la desembocadura (m), descarga fluvial anual media (m³/s) y la profundidad media (m), fueron evaluados en la biodiversidad de peces

estuariales. La elección de las variables fue basada en su capacidad para caracterizar las comunidades de peces en los estuarios y el significado ecológico que presentan (França *et al.* 2012). La latitud, el área estuarial y el ancho de la desembocadura fueron estimados a través de un sistema de información geográfica (Google Earth), y el caudal fluvial y la profundidad fueron obtenidos mediante la literatura (Tabla 1). Los datos de latitud fueron transformados a valores absolutos. Potenciales redundancias entre las variables (predictores) fueron identificadas mediante coeficientes de correlación de Spearman. Las variables se excluyeron de análisis posteriores de modelos lineales generalizados (MLG) cuando las redundancias fueron significativas ($p < 0.05$) y mayores a $r > 0,80$, sugerido como el valor umbral empleado normalmente en estudios similares (Pasquaud *et al.* 2015).

Cambios en la riqueza de especies y los grupos funcionales en relación a variables regionales y locales, utilizadas como predictores, fue investigada mediante MLG. La selección de las mejores variables explicativas fue realizada a través del Criterio de Información de Akaike (CIA; AIC en inglés) (Akaike 1974) y de analizar independientemente la significancia de las mismas. Modelos basados en una distribución gaussiana y con una función identidad conectora fueron utilizados para evaluar las relaciones, luego de análisis preliminares en la distribución general de los datos. Las variables incluidas en el modelo fueron únicamente aquellas que presentaron un efecto predictor significativo. La desviación nula y residual, y el porcentaje explicado de la desviación total y relativa a cada predictor, fueron evaluados para cada modelo.

Las variables explicativas (predictores) utilizadas en los MLG fueron: latitud, área estuarial, ancho de la desembocadura, descarga fluvial anual media y profundidad media. A su vez, las variables respuesta consideradas fueron: riqueza de especies, y la abundancia relativa del número de especies e individuos de los grupos funcionales de uso estuarial y tróficos, en los diferentes estuarios. Adicionalmente, el gradiente latitudinal fue correlacionado con la riqueza de especies de los diferentes grupos funcionales de uso estuarial y tróficos. Los estuarios Caeté y de los Patos fueron excluidos de los análisis al considerar el efecto del ancho de la desembocadura y la descarga fluvial, respectivamente, ya que dichas variables en ambos sistemas se encontraron fuera del rango típico analizado (valores máximos),

y su inclusión eliminó potenciales correlaciones significativas entre las variables ecológicas y el resto de sistemas estuariales. La formulación básica del modelo fue: $n_i = b_0 + b_1x_{1i} + \dots + b_px_{pi}$, donde x representa las variables explicativas. El nivel de significancia empleado fue de $\alpha < 0,05$. El software utilizado en los MLG fue el R (R Development Core Team 2008).

Los patrones de ordenamiento espacial de los estuarios del Atlántico suroeste fueron analizados mediante análisis de agrupamiento (cluster), basado en los datos de presencia/ausencia de las especies. El ordenamiento en cluster de los estuarios fue basado en el método de agrupamiento jerárquico no ponderado de pares de grupos (UPGMA en inglés), y el índice de similitud de Sørensen. Adicionalmente, patrones espaciales entre los estuarios fueron evaluados mediante análisis de perfiles de similitud (SIMPROF en inglés), con un nivel de significancia de 0,05. Análisis de similitud de porcentajes (SIMPER en inglés, Similarity Percentage) fueron aplicados en la abundancia relativa de las especies a modo de identificar cuales especies contribuyeron más a los patrones de disimilitud entre estuarios en el Atlántico suroeste. El diagrama de cluster fue construido mediante el software Past v2.17c (Hammer *et al.* 2001). Los análisis SIMPROF fueron evaluados en PRIMER v6 (Clarke & Gorley 2006) y los análisis SIMPER en Past.

Tabla 1. Información geográfica, variables geomorfológicas e hidrológicas, y número de especies de las comunidades de peces de sistemas estuariales distribuidos a lo largo de la costa atlántica de América del Sur, y sus referencias bibliográficas.

Estuario	País	Latitud (°S)	Área estuarial (km ²)	Descarga fluvial (m ³ /s)	Ancho de la desembocadura (km)	Profundidad media (m)	Nº de especies	Referencia
Río Caeté	Brasil	0,85	120,2	90,0	11,40	5,0	82	Barletta <i>et al.</i> 2005
Río Jaguaribe	Brasil	4,42	8,4	95,0	1,16	2,0	83	Alves & Filho 1996
Complejo lagunar Mundaú-Manguaba	Brasil	9,72	79,0	31,5	0,63	1,8	97	Teixeira & Falcao 1992
Río Paraguaçu	Brasil	12,83	127,9	75,8	1,84	4,3	77	Reis-Filho 2011
Río Macaé	Brasil	22,37	0,8	45,4	0,11	2,3	72	Catelani <i>et al.</i> 2014
Río Mambucaba	Brasil	23,02	0,3	27,5	0,07	3,0	60	Neves <i>et al.</i> 2011
Bahía Antonina	Brasil	25,47	50,0	87,1	2,18	1,9	57	Pichler 2009
Río Guaraguaçu	Brasil	25,55	4,1	10,0	1,04	4,0	53	Contente <i>et al.</i> 2011
Complejo lagunar Laguna	Brasil	28,48	184,0	50,0	0,15	2,0	59	Monteiro-Neto <i>et al.</i> 1990
Laguna del Pez	Brasil	31,35	47,6	-	0,08	0,5	31	Loebmann <i>et al.</i> 2008
Laguna de los Patos	Brasil	32,08	971,0	2000,0	1,48	5,0	65	Vieira 2006
Arroyo Solís Grande	Uruguay	34,78	1,6	14,5	0,14	2,0	9	Gurdek <i>et al.</i> 2016
Laguna de Mar Chiquita	Argentina	37,73	46,0	-	0,26	0,8	28	Bruno <i>et al.</i> 2013

3. RESULTADOS

3.1. Comunidades de peces y riqueza de especies

Un total de 311 taxa, pertenecientes a 83 familias, fueron registradas en estuarios distribuidos en regiones marinas cálidas y cálidas-templadas del Atlántico suroeste, entre las latitudes de 0,85° S y 37,73° S (Anexo 1, Tabla 1). Las familias más abundantes fueron Sciaenidae (24 especies), Ariidae, Characidae, Carangidae y Engraulidae (entre 16 y 18 especies) (Anexo 1). La riqueza de especies varió entre sistemas estuariales, registrando el mayor número de especies en el estuario Mundaú-Manguaba (97 especies) y el menor en el subestuario Solís Grande (9 especies) (Tabla 1), con un valor promedio de 58 ± 25 especies. Ninguna especie fue registrada en todos los estuarios, sin embargo, 9 especies ocurrieron en al menos 8 de los 13 sistemas estuariales: *Micropogonias furnieri* (12/13), *Lycengraulis grossidens* (11/13), *Mugil liza* (10/13), *Achirus lineatus*, *Atherinella brasiliensis*, *Centropomus parallelus*, *Gobionellus oceanicus* (9/13), *Bathygobius soporator* y *Eucinostomus argenteus* (8/13).

3.2. Composición de grupos funcionales

Las comunidades de peces de los estuarios estudiados en el Atlántico suroeste registraron especies en todas las categorías de GFUE, excepto en los sistemas estuariales del Pez y Solís Grande, que no presentaron especies visitantes marinas. En general existió una representación de todos los GFT, excepto en el caso de las especies herbívoras que fueron únicamente registradas en los estuarios Jaguaribe, Mundaú-Manguaba y Macaé. Las comunidades de peces estuariales fueron mayormente representadas, en número relativo de especies, por especies marinas migrantes (media = 48%; desvío estándar = 13%), dulceacuícolas (media = 21%; desvío estándar = 16%) y estuariales (media = 20%; desvío estándar = 8%) (Figura 2a). A su vez, en número relativo de individuos, el GFUE tuvo una mayor representación de especies marinas migrantes (media = 36%; desvío estándar = 29%), estuariales (media = 33%; desvío estándar = 30%), y diádromas (incluyendo

especies anádromas y catádromas) (media = 20%; desvío estándar = 26%) (Figura 2a). Las especies visitantes marinas fueron las menos registradas, tanto en número de especies (media = 5%; desvío estándar = 4%) como de individuos (media = 0,3%; desvío estándar = 0,4%) (Figura 2a).

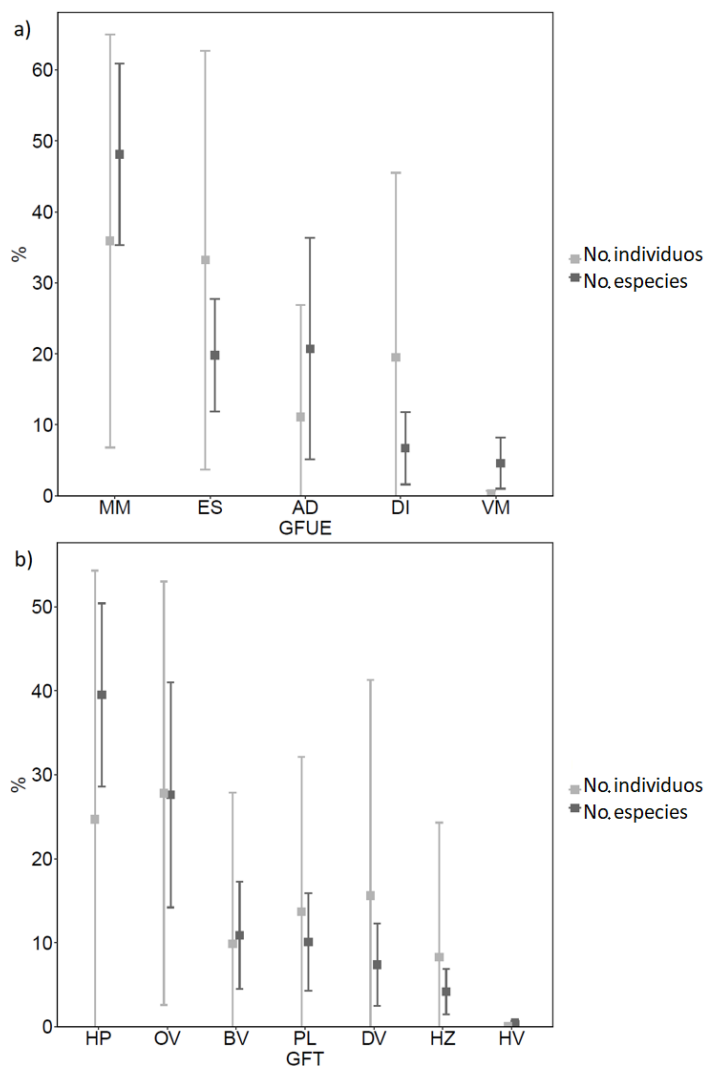


Figura 2. Porcentaje medio (cuadrado) \pm desvío estándar (barras) de los grupos funcionales de: a) uso estuarial (GFUE), y b) tróficos (GFT), de acuerdo al número relativo de individuos y especies, en sistemas estuariales del Atlántico suroeste. MM, especies marinas migrantes; ES, estuariales; AD, agua dulce; DI, diádromas; VM, visitantes marinas. HP, especies hiperbentívoras/piscívoras; OV, omnívoras; BV, bentívoras; PL, planctívoras; DV, detritívoras; HZ, hiperbentívoras/zooplanctívoras; HV, herbívoras (ver Materiales y Métodos por detalles sobre los grupos funcionales).

Al considerar los GFT, en número relativo de especies, las especies hiperbentívoras/piscívoras (media = 40%; desvío estándar = 11%), omnívoras (media = 28%; desvío estándar = 13%) y bentívoras (media = 11%; desvío estándar = 6%) fueron las más representadas en la región de estudio (Figura 2b). Similarmente, en número relativo de individuos, el GFT tuvo una mayor representación de omnívoros (media = 28%; desvío estándar = 25%) e hiperbentívoros/piscívoros (media = 25%; desvío estándar = 30%), seguidos por detritívoros (media = 16%; desvío estándar = 26%) y planctívoros (media = 14%; desvío estándar = 18%) (Figura 2b). Las especies hiperbentívoras/piscívoras, bentívoras, planctívoras e hiperbentívoras/zooplanctívoras fueron más comunes entre especies marinas migrantes, mientras que las omnívoras, detritívoras y herbívoras entre especies dulceacuícolas.

3.3. Variabilidad estuarial en la representación de grupos funcionales

En los estuarios estudiados, el grupo funcional marino migrantes fue representado en mayor proporción, tanto en número relativo de especies como de individuos, particularmente en los estuarios Patos (66% - 80%, respectivamente), Antonina (62% - 80%), Guaraguaçu (62% - 52%), Paraguaçu (61% - 52%) y Mambucaba (45% - 58%) (Figura 3a,b). El estuario Paraguaçu también registró el mayor número de especies visitantes marinas, con un total de 14 especies. Asimismo, los estuarios recién nombrados contaron con la menor representación de especies dulceacuícolas. La categoría de uso funcional estuarial fue notoriamente representada en el estuario Caeté (33% - 92%) (Figura 3a,b). Asimismo, dicha categoría fue mayormente representada en los estuarios Macaé (88%) y Mar Chiquita (46%), de acuerdo al número de individuos (Figura 3b). La categoría dulceacuícola fue mayormente representada en los sistemas estuariales Laguna (20% - 54%), Pez (60% - 13%) y Solís Grande (33% - 32%) (Figura 3a,b). Asimismo, en estos estuarios se registraron las menores proporciones de especies marinas migrantes. El número de especies dulceacuícolas también fue relativamente elevado en el estuario Mar Chiquita (36%) (Figura 3). El número relativo de individuos de las especies diádromas fue particularmente alto en los sistemas estuariales Pez (81%), Solís Grande (60%) y Mundaú-Manguaba (44%) (Figura 3b).

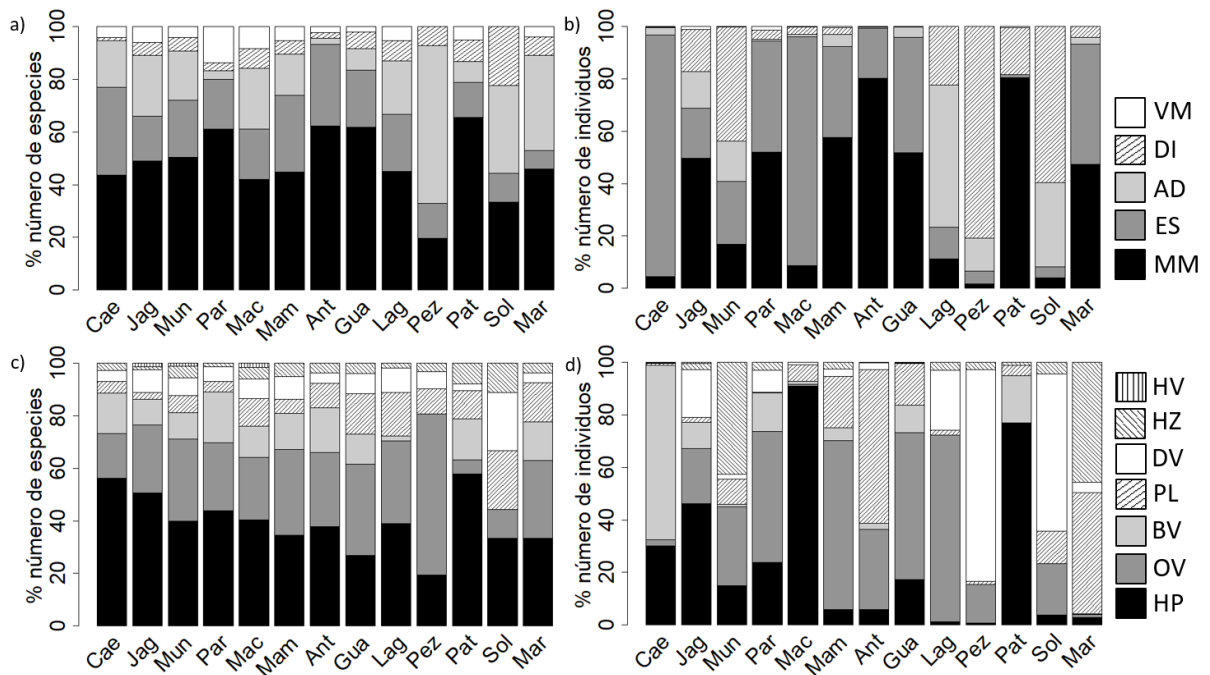


Figura 3. Composición de las comunidades de peces de los sistemas estuariales estudiados en el Atlántico suroeste, de acuerdo a: a) grupos funcionales de uso estuarial basado en el número relativo de especies, b) grupos funcionales de uso estuarial basado en el número relativo de individuos, c) grupos funcionales tróficos basado en el número relativo de especies, y d) grupos funcionales tróficos basado en el número relativo de individuos. Cae, Río Caeté; Jag, Río Jaguaribe; Mun, Complejo lagunar Mundaú-Manguaba; Par, Río Paraguaçu; Mac, Río Macaé; Mam, Río Mambucaba; Ant, Bahía Antonina; Gua, Río Guaraguaçu; Lag, Complejo lagunar Laguna; Pez, Laguna del Pez; Pat, Laguna de Los Patos; Sol, Arroyo Solís Grande; Mar, Laguna de Mar Chiquita. MM, especies marinas migrantes; ES, estuariales; AD, agua dulce; DI, diádromas; VM, visitantes marinas. HP, especies hiperbentívoras/piscívoras; OV, omnívoras; BV, bentívoras; PL, planctívoras; DV, detritívoras; HZ, hiperbentívoras/zooplanctívoras; HV, herbívoras.

Al considerar los GFT, el grupo hiperbentívoro/piscívoro fue mayormente representado, en número de relativo de especies, en los estuarios Patos (58%), Caeté (56%) y Jaguaribe (51%) (Figura 3c). A su vez, dicho grupo representó la mayor proporción de organismos en los sistemas Macaé (91%) y Patos (77%) (Figura 3d). La mayor proporción de organismos omnívoros fue registrada en los

estuarios Laguna (71%), Mambucaba (64%) y Guaraguaçu (56%) (Figura 3d). Los organismos bentívoros fueron ampliamente representados en el estuario Caeté (66%), seguido por los estuarios Patos (18%) y Paraguaçu (15%) (Figura 3d). El grupo funcional detritívoro fue mayormente representado, en número relativo de individuos, en los sistemas estuariales Pez (81%) y Solís Grande (60%), seguido por el estuario Laguna (23%) (Figura 3d). El grupo planctívoro fue relativamente numeroso, en número relativo de especies, en los sistemas Solís Grande (22%), Laguna (17%), Guaraguaçu (15%) y Mar Chiquita (15%) (Figura 3c), en tanto en este último dicho grupo predominó basado en el número relativo de individuos, junto con el grupo hiperbentívoro/zooplanctívoro (46% para ambos) (Figura 3d). El número relativo de organismos planctívoros fue elevado en el estuario Antonina (59%) (Figura 3d). Las especies hiperbentívoras/zooplanctívoras representaron 11% del total de especies en el subestuario Solís Grande, variando entre 1% y 8% en el resto de los sistemas (Figura 3c). Dicha categoría, presentó una alta proporción de organismos en el estuario Mundaú-Manguaba (43%) (Figura 3d).

3.4. Redundancia entre variables ecológicas

Los estuarios variaron en sus características geomorfológicas e hidrológicas (Tabla 1). El área estuarial varió desde $< 1 \text{ km}^2$ en los estuarios Macaé y Mambucaba, hasta 971 km^2 en el estuario de los Patos. La descarga fluvial también varió considerablemente, con las menores descargas en el Río Guaraguaçu y Arroyo Solís Grande ($< 20 \text{ m}^3/\text{s}$) y la mayor en la Laguna de los Patos ($2000 \text{ m}^3/\text{s}$). El ancho de la desembocadura fue máximo en el sistema estuarial del Río Caeté con 11,4 km, oscilando entre aproximadamente 100 m y 2 km en el resto de los sistemas. La profundidad media fue relativamente somera entre los estuarios con rangos entre $< 1 \text{ m}$ (estuarios Pez y Mar Chiquita) y 5 m (estuario Caeté). Correlaciones significativas fueron encontradas entre el ancho de la desembocadura y el área estuarial ($r = 0,60$, $p < 0,05$), el ancho de la desembocadura y la descarga fluvial ($r = 0,66$, $p < 0,05$), y el área estuarial y la descarga fluvial ($r = 0,63$, $p < 0,05$) (Tabla 2). Sin embargo, dichas variables fueron incluidas en los análisis de MLG dado que el valor de dichas correlaciones no superó el valor umbral aplicado de $r > 0,80$. El esfuerzo de muestreo fue significativamente mayor en sistemas estuariales de mayor tamaño ($r =$

0,79, $p < 0,05$) (Tabla 2).

3.5. Modelos lineales generalizados – Riqueza de especies

La variable que mejor explicó los cambios en la riqueza total de especies en estuarios a lo largo de la costa atlántica de América del Sur de acuerdo a MLG fue la latitud (Tabla 3). La latitud fue un predictor significativo ($p < 0,01$) de la riqueza de especies de peces, explicando un 68% de la desviación. Asimismo, al considerar un modelo con la latitud más el esfuerzo de muestreo como predictores del número de especies, dicho modelo explicó un 80% de la variabilidad en la riqueza de especies, aunque el esfuerzo de muestreo no llegó a ser significativo ($p = 0,06$). La relación entre la latitud y riqueza total de especies fue negativa, mostrando un aumento en el número de especies hacia el ecuador (regiones cálidas) (Figura 4a). Asimismo, el número de especies de determinados grupos funcionales fue correlacionado negativa y significativamente con el rango latitudinal, incluyendo las especies estuariales ($r = -0,85$, $p < 0,001$), marinas migrantes ($r = -0,79$, $p < 0,01$), visitantes marinas ($r = -0,59$, $p < 0,05$), hiperbentívoras/piscívoras ($r = -0,92$, $p < 0,0001$), bentívoras ($r = -0,73$, $p < 0,01$), omnívoras ($r = -0,55$, $p < 0,05$) y detritívoras ($r = -0,64$, $p < 0,05$) (Figura 4b-h, Tabla 4).

Tabla 2. Matriz de correlación de Spearman entre las variables ambientales, incluyendo el esfuerzo de muestreo. * $p < 0,05$.

	Latitud (°)	Área estuarial (km ²)	Descarga fluvial (m ³ / s)	Ancho desembocadura (km)	Profundidad media (m)	Esfuerzo muestreo (n ^o lances)
Latitud						
Área estuarial	-0,04					
Descarga fluvial	-0,31	0,63*				
Ancho desembocadura	-0,39	0,60*	0,66*			
Profundidad media	-0,31	0,19	0,26	0,42		
Esfuerzo muestreo	-0,49	0,79*	0,42	0,57	0,19	

Tabla 3. MLG utilizado para explicar la riqueza de especies (variable respuesta) en sistemas estuariales del Atlántico suroeste. Salidas del análisis de desviación obtenido para el MLG, indicando las variables explicativas (predictores), desviación nula y residual, % de desviación explicada, CIA, nivel de significancia (p) y pendiente (signo). La variable respuesta y los mejores predictores de su variabilidad, así como la desviación explicada son resaltados en caracteres en negrita.

	Predictores	Desviación nula	Desviación residual	% Desviación explicada	CIA	p	Pendiente
Riqueza de especies	Nulo	6532					
	~Latitud + esfuerzo			79,90	92		
	Latitud		2084	68,10		< 0,01	-
	Esfuerzo		1313	11,80		0,06	+

Tabla 4. Correlación entre la riqueza de especies de grupos funcionales de uso estuarial y tróficos y la latitud en estuarios de la costa atlántica de América del Sur (únicamente las correlaciones significativas son presentadas).

Grupo funcional de uso estuarial	r	p	Pendiente
Estuarial (ES)	0,85	<0,001	-
Marino migrante (MM)	0,79	<0,01	-
Visitante marino (VM)	0,59	<0,05	-
Grupo funcional trófico			
Hiperbentívoro/piscívoro (HP)	0,92	< 0,0001	-
Bentívoro (BV)	0,73	< 0,01	-
Omnívoro (OV)	0,55	< 0,05	-
Detritívoro (DV)	0,64	< 0,05	-

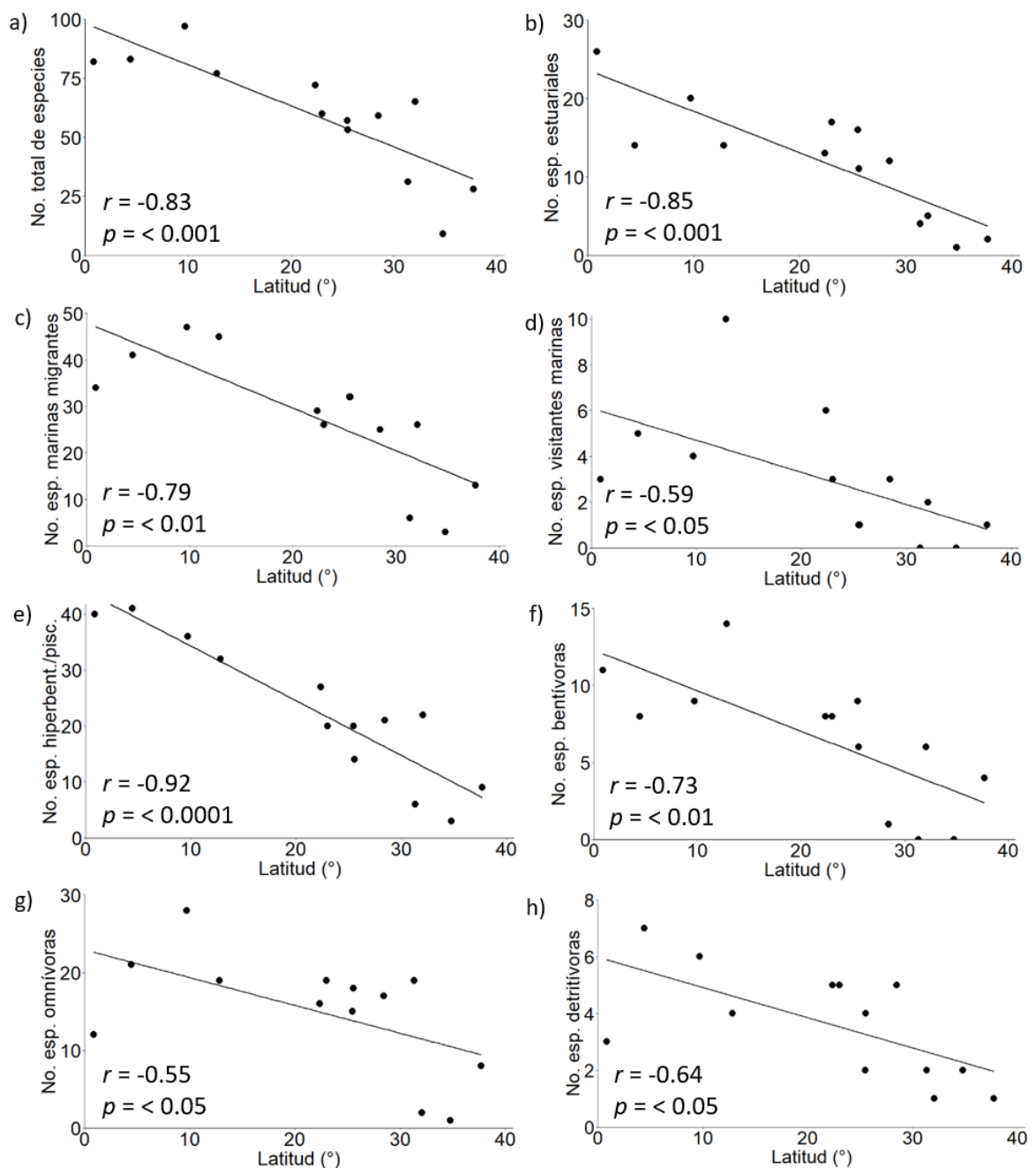


Figura 4. Relación entre latitud y riqueza de especies de peces en estuarios del Atlántico suroeste, de acuerdo a: a) número total de especies por estuario, b) número de especies estuariales, c) número de especies marinas migrantes, d) número de especies visitantes marinas, e) número de especies hiperbentívoras/piscívoras, f) número de especies bentívoras, g) número de especies omnívoras, y h) número de especies detritívoras.

3.6. Modelos lineales generalizados – Grupos funcionales

Los resultados de MLG al evaluar potenciales variables explicativas de cambios en la abundancia relativa de grupos funcionales en estuarios del Atlántico suroeste, identificaron al ancho de la desembocadura y la profundidad estuarial como predictores significativos del grupo marino migrante, basado en el número relativo de especies (Tabla 5). El ancho de la desembocadura fue el predictor más importante explicando un 62% de la desviación ($p < 0,05$), seguido por la profundidad estuarial explicando un 15% ($p < 0,05$), explicando conjuntamente un 77% de la desviación total del modelo. Asimismo, el ancho de la desembocadura fue un predictor significativo ($p < 0,01$) del grupo marino migrante, basado en el número relativo de individuos, contribuyendo un 56% a la desviación explicada (Tabla 5). El número relativo de especies y de individuos marino migrantes presentó una relación positiva con el ancho de la desembocadura y la profundidad estuarial (Figura 5a-c). Asimismo, la profundidad estuarial, seguida por el ancho de la desembocadura, fueron las variables que mejor predijeron cambios en el número relativo de especies dulceacuícolas, aunque de manera negativa, explicando el 56% ($p < 0,05$) y 15% ($p = 0,06$) de la desviación, respectivamente (Tabla 5, Figura 5d).

Al considerar la variación en la representación de GFT entre estuarios, la descarga fluvial (entre un rango de 10 y 95 m³/s) fue identificada como la variable explicativa más importante en la variación del grupo hiperbentívoro/piscívoro, basado en el número relativo de especies. La descarga fluvial explicó un 70% ($p < 0,01$) de la desviación, manteniendo una relación positiva con la proporción de dicho grupo (Tabla 5, Figura 5e). Variabilidad en el número relativo de especies planctívoras fue mayormente explicada por la descarga fluvial, la cual explicó un 40% de la desviación ($p < 0,05$), aunque manteniendo una relación negativa (Tabla 5, Figura 5f).

Tabla 5. MLG utilizados para explicar la distribución de grupos funcionales de uso estuarial y tróficos, considerando como variable respuesta al número relativo de especies (sps) e individuos (ab), en sistemas estuariales del Atlántico suroeste. Salidas del análisis de desviación obtenido para cada MLG, indicando variables explicativas (predictores), desviación nula y residual, % de desviación explicada, CIA, nivel de significancia (p) y pendiente (signo). El grupo funcional, con los mejores predictores de su variabilidad y la desviación explicada son resaltados en caracteres en negrita.

Grupo funcional	Predictores	Desviación nula	Desviación residual	% Desviación explicada	CIA	p	Pendiente
MMsps	Nulo	1959					
	~Ancho + profundidad			77,03	86		
	Ancho		736	62,43		< 0,05	+
	Profundidad		450	14,60		< 0,05	+
MMab	Nulo	9005					
	~Ancho		3937	56,28	110	< 0,01	+
ADsps	Nulo	2951					
	~Profundidad + ancho			70,78	93		
	Profundidad		1290	56,28		< 0,05	-
	Ancho		862	14,50		0,06	-
HPsps	Nulo	652					
	~Descarga		196	69,98	64	< 0,01	+
PLsps	Nulo	387					
	~Descarga		223	42,42	65	< 0,05	-

MM: especies marinas migrantes, AD: agua dulce, HP: hiperbentívoras/piscívoras, BV: bentívoras, PL: planctívoras, HZ: hiperbentívoras/zooplanctívoras.

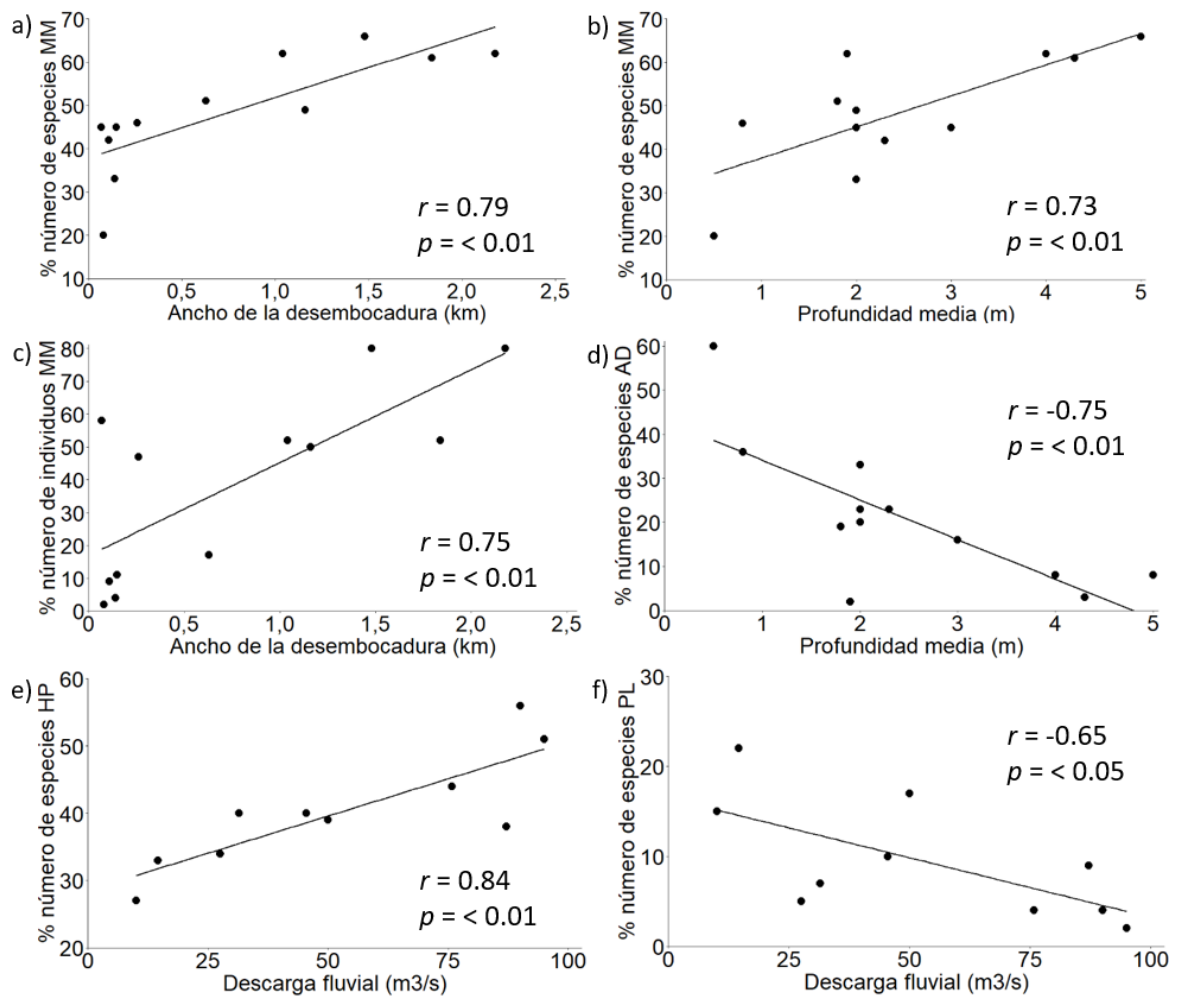


Figura 5. Relación entre número relativo de especies e individuos (%) de grupos funcionales de las comunidades de peces en estuarios del Atlántico suroeste (MM: marino migrante, AD: dulceacuícola, HP: hiperbentívoro/piscívoro, PL: planctívoro) y una serie de variables geomorfológicas e hidrológicas.

3.7. Estructura de las comunidades estuariales

El análisis de agrupamiento (cluster) de los sistemas estuariales distribuidos en el Atlántico suroeste, basado en la información de presencia/ausencia de las especies de peces, identificó 2 grupos principales (I - II) ($p < 0,05$, SIMPROF) (Figura 6). Uno de los grupos fue constituido por aquellos estuarios distribuidos en la provincia biogeográfica marina cálida-templada (coincidente con la provincia marina argentina) (Briggs & Bowen 2012), localizados al sur del área de estudio entre las latitudes de 31,35° S y 37,73° S: Pez, Patos, Solís Grande y Mar Chiquita. Asimismo, en dicho

grupo, el estuario Patos fue sub-agrupado diferencialmente ($p < 0,05$, SIMPROF). Otro de los agrupamientos principales incluyó a los sistemas estuariales distribuidos en la provincia biogeográfica marina cálida (Briggs & Bowen 2012), localizados al norte del área de estudio entre las latitudes $0,85^{\circ}$ S y $28,48^{\circ}$ S: Jaguaribe, Mundaú-Manguaba, Paraguaçu, Macaé, Mambucaba, Antonina, Guaraguaçu y Laguna. En dicha agrupación, los estuarios Caeté ($0,85^{\circ}$ S) y Laguna ($28,48^{\circ}$ S), coincidentes con el límite norte y sur de la provincia marina brasilera (Briggs & Bowen 2012), fueron subagrupados diferencialmente ($p < 0,05$, SIMPROF). Asimismo, otros tres subgrupos fueron diferenciados (JAG-MUN-PAR; MAC-MAM; ANT-GUA) ($p < 0,05$, SIMPROF), los cuales generalmente coinciden con diferentes ecoregiones marinas (noreste brasilero, este brasilero y sureste brasilero, respectivamente) (Spalding *et al.* 2007).

Las especies que contribuyeron mayormente (de acuerdo al análisis de SIMPER) a las diferencias regionales entre estuarios del Atlántico suroeste fueron: *Mugil liza* (12%), *Genidens genidens* (7%), *Anchoa januaria* (5%), *Atherinella brasiliensis* (5%), *Odontesthes argentinensis* (4%), *Jenynsia lineata* (4%), *Brevoortia aurea* (4%), *Micropogonias furnieri* (4%), *Anchoviella lepidentostole* (4%), *Diapterus rhombeus* (3%), *Cathorops spixii* (3%), *Stellifer rastrifer* (3%), *Dormitator maculatus* (2%), *Eucinostomus argenteus* (2%) y *Eucinostomus melanopterus* (2%).

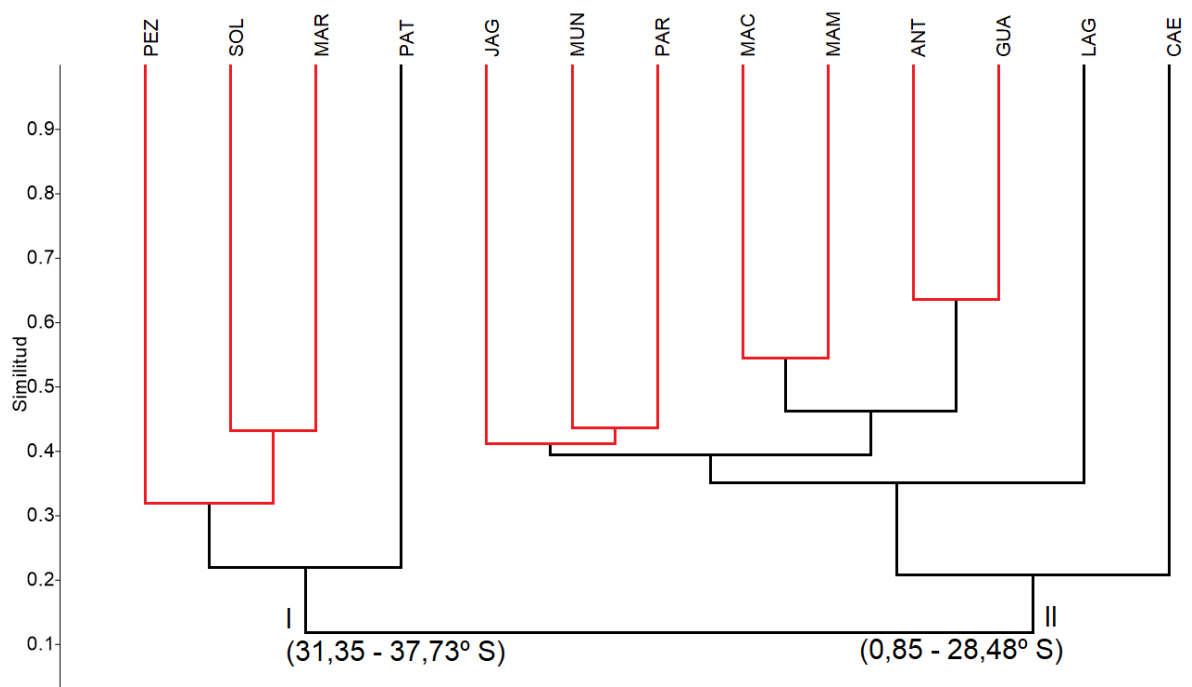


Figura 6. Análisis de agrupamiento de los sistemas estuariales estudiados en el Atlántico suroeste, basado en datos de presencia/ausencia de las especies de las comunidades de peces. Agrupaciones significativas ($p < 0,05$), basadas en el análisis de SIMPROF, están indicados en líneas negras. Los rangos de distribución latitudinal de los principales agrupamientos se muestran en la parte inferior de la figura y los agrupamientos, I y II, coinciden con las provincias biogeográficas marinas cálida-templada y cálida, respectivamente, de acuerdo a Briggs & Bowen (2012). CAE, Río Caeté; JAG, Río Jaguaribe; MUN, Complejo lagunar Mundaú-Manguaba; PAR, Río Paraguaçu; MAC, Río Macaé; MAM, Río Mambucaba; ANT, Bahía Antonina; GUA, Río Guaraguaçu; LAG, Complejo lagunar Laguna; PEZ, Laguna del Pez; PAT, Laguna de Los Patos; SOL, Arroyo Solís Grande; MAR, Laguna de Mar Chiquita.

4. DISCUSION

4.1. Composición de la comunidad y riqueza de especies

En América del Sur, los estuarios de la costa atlántica presentan una riqueza de especies de peces de entre las más elevadas del mundo (Vasconcelos *et al.* 2015). En el presente estudio, un total de 311 especies fueron registradas en 13 estuarios a lo largo de la costa atlántica de América del Sur, distribuidos en regiones marinas cálidas y cálidas-templadas. La riqueza de especies en la región de estudio es potencialmente mayor en relación a aquella registrada para especies de peces en otras regiones del mundo, asimismo, serían convenientes estudios comparativos que estandaricen la riqueza de especies de acuerdo a los esfuerzos de muestreo. Muestreos de las comunidades de peces estuariales de la costa europea identificaron un total de 186 y 317 especies incluyendo 16 (Elliott & Dewailly 1995) y 38 (Franco *et al.* 2008a) estuarios, respectivamente, distribuidos en regiones marinas cálidas-templadas y frías-templadas. En 22 sistemas estuariales de la costa este de América del Norte un total de 237 especies fueron registradas, cubriendo regiones marinas cálidas-templadas, frías-templadas y árticas (Nordlie 2003). Por otro lado, muestreos en 23 estuarios de la costa sur de África y 14 del sudoeste de Australia, distribuidos en regiones marinas cálidas-templadas, identificaron un total de 147 y 194 especies, respectivamente (Potter *et al.* 1990). A nivel global, aumentos en la riqueza de especies de peces estuariales entre continentes han sido relacionadas con incrementos en la temperatura media superficial del mar (una variable fuertemente correlacionada con la latitud), la productividad primaria neta terrestre y con la estabilidad de la conectividad con el ambiente marino (Vasconcelos *et al.* 2015). Asimismo, la rica diversidad de especies de peces continentales y red de ríos tributarios en la región de análisis, también han sido comentados previamente como potenciales responsables en el mayor número de especies de peces en ambientes estuariales de América del Sur (Castellanos-Galindo & Krumme 2015, Vasconcelos *et al.* 2015).

En el presente estudio, las familias de peces más diversas estuvieron representadas por Sciaenidae, Ariidae, Characidae, Carangidae y Engraulidae, siendo Sciaenidae y

Characidae las mayores representantes de especies marinas y dulceacuícolas, respectivamente. En estuarios de la costa atlántica de América del Sur, incluyendo estuarios no seleccionados en el presente trabajo, ha sido resaltada la importancia de los mismos para diferentes especies de peces pertenecientes a las nombradas familias. Estudio en sistemas estuariales del noreste de la costa atlántica de América del Sur (estuario del Río Sinnamary), determinaron a las familias Ariidae, seguida por Sciaenidae y Engraulidae, como las más diversas (Boujard & Rojas-Beltran 1988). Asimismo, en estuarios del norte de Brasil (Bahía de San Marcos) el mayor número de especies correspondió a las familias Sciaenidae, Carangidae y Ariidae (Martins-Juras *et al.* 1987), mientras que en el sur (Bahía de Guaratuba) Sciaenidae y Carangidae se encontraron entre las más diversas (Chaves & Bouchereau 1999). Similarmente, muestreos de las comunidades del ictioplancton en el estuario del Río de la Plata y del Río Caeté, destacaron la diversidad de larvas de peces pertenecientes a las familias Sciaenidae (Berasategui *et al.* 2004), y Sciaenidae y Engraulidae (Barletta-Bergan *et al.* 2002), respectivamente. Muestreos en el estuario del Río de Ajo, determinaron a la familia Characidae, seguida por Sciaenidae, como aquellas con el mayor número de especies (Solari *et al.* 2015). Por otro lado, la ictiofauna dulceacuícola de la región neotropical es ampliamente representada por especies de la familia Characidae (Reis *et al.* 2003), coincidiendo con la familia más diversa de especies dulceacuícolas en los estuarios en la región de estudio.

4.2. Representación de grupos funcionales

En el presente estudio el grupo funcional de especies marinas migrantes fue ampliamente representado en los ambientes estuariales del Atlántico suroeste, tanto en número de especies como de individuos. Asimismo, las especies estuariales, dulceacuícolas y diádromas fueron relativamente abundantes, especialmente en ciertos sistemas. El amplio uso de los estuarios por especies marinas migrantes ha sido descrito, asimismo una predominancia de especies visitantes marinas caracteriza las comunidades de peces en sistemas estuariales de la costa de Europa, sur de África y Australia (Potter *et al.* 1990, Nicolas *et al.* 2010). El grupo de uso estuarial visitante marino fue escasamente representado en el presente estudio, sugiriendo una importante dependencia de las especies marinas (aquellas en la

categoría 'marino migrantes') hacia los hábitats estuariales en la región de estudio. En términos funcionales tróficos, las especies hiperbentívoras/piscívoras y omnívoras fueron mayormente representadas en las comunidades de peces estuariales, siendo las especies herbívoras las menos representadas. Una tendencia hacia la alimentación de organismos del fondo por parte de las comunidades de peces ha sido encontrada en estuarios típicos europeos, incluyendo especies hiperbentívoras/piscívoras e hiperbentívoras, con pocas especies de hábitos estrictamente herbívoros (Elliott & Dewailly 1995, Franco *et al.* 2008a). Asimismo, en este estudio las especies hiperbentívoras/piscívoras fueron más comunes entre especies marinas, y las especies omnívoras entre especies dulceacuícolas, seguidas por marinas migrantes, resaltando la importancia de las comunidades bentónicas, y los hábitos de alimentación generalistas y oportunistas, en las redes alimentarias de estuarios sudamericanos.

4.3. Estructuradores de la riqueza de especies

Varias variables han sido identificadas como estructuradoras de la riqueza de especies en las comunidades de peces estuariales. La latitud ha sido citada como un predictor significativo de la riqueza de especies de peces estuariales a nivel global, incluyendo estuarios distribuidos entre las latitudes de 35° S y 56° N (Pasquaud *et al.* 2015), y regional (França *et al.* 2011). Por otro lado, el esfuerzo de muestreo ha sido destacado como un predictor significativo de la riqueza de especies de peces en estuarios (Vasconcelos *et al.* 2015), y lagunas costeras, incluyendo lagunas estuariales (Franco *et al.* 2008b). De manera similar, y como predicho en el presente estudio, la riqueza de especies de peces estuariales en el Atlántico suroeste fue principalmente explicada por el gradiente latitudinal, con un aumento significativo en el número de especies hacia el ecuador. El esfuerzo de muestreo fue correlacionado significativamente con el área estuarial, lo que denota una relación relativamente apropiada para la representación de riqueza entre los sistemas incluidos. Asimismo, el esfuerzo de muestreo fue una variable secundaria en explicar la variabilidad en la riqueza de especies, y el modelo que incluyó latitud y esfuerzo de muestreo conjuntamente fue el más apropiado para la región de estudio, al considerar los trabajos seleccionados. Otras variables, como el área estuarial y el caudal fluvial,

también han sido predictores de cambios en la riqueza de especies en estuarios (Pasquaud *et al.* 2015, França *et al.* 2011). En el presente estudio, dichas variables no fueron predictores significativos de la riqueza total de especies entre estuarios, sin embargo, es recomendable analizar dichas relaciones incluyendo un mayor número de estuarios en futuros estudios.

Patrones latitudinales en la riqueza de especies de ciertos grupos funcionales han sido descritos a nivel mundial. En este sentido, la latitud ha presentado una relación negativa significativa con el número total y relativo de especies omnívoras en sistemas estuariales, marinos y dulceacuícolas, sugiriendo un patrón ecológico global que ocurre en dichos ambientes (González-Bergonzoni *et al.* 2012). Sin embargo, en dicho estudio no fueron incluidos estuarios localizados en América del Sur. En el presente estudio, una relación significativa negativa fue confirmada para el grupo funcional omnívoro con respecto a la latitud. Asimismo, un patrón ecológico latitudinal también fue identificado para los grupos funcionales de especies estuariales y marinas, e hiperbentívoras/piscívoras, bentívoras y detritívoras, con un aumento en el número de las mismas hacia el ecuador. Dichos patrones resaltan el potencial estructurador de la latitud no sólo en el número total de especies, sino también en la diversidad de grupos funcionales.

4.4. Patrones ecológicos de los grupos funcionales

El potencial de conectividad y reclutamiento de peces en estuarios podría estar relacionado con el ancho de la desembocadura, identificando un mayor número de especies (Pasquaud *et al.* 2015) y una mayor densidad de especies marinas (Nicolas *et al.* 2010) en sistemas con un mayor ancho. Similarmente, y como predicho en este estudio, el ancho de la desembocadura fue un predictor significativo del número y abundancia de especies marinas migrantes en estuarios del Atlántico suroeste. Asimismo, la profundidad fue una variable explicativa secundaria de la variación en la riqueza de especies marinas migrantes. Contrariamente, el número de especies dulceacuícolas aumentó hacia estuarios más someros, y con un menor ancho de la desembocadura, como por ejemplo los sistemas lagunares, incluyendo Laguna, Pez y Mar Chiquita. El subestuario Solís Grande también presentó dichas características,

y en este caso, cabe resaltar el efecto del estuario del Río de la Plata (ca. 34° 54' S) sobre la ictiofauna del Solís, ya que la desembocadura del Solís se encuentra en la zona estuarial externa del Río de la Plata, siendo influenciado por las variables condiciones del mismo.

En términos funcionales tróficos, la riqueza de especies relativa de grupos funcionales entre estuarios fue mayormente explicada por cambios en la descarga fluvial. La representación de especies hiperbentívoras/piscívoras aumentó hacia sistemas con una mayor descarga fluvial anual media (rango: 10 - 95 m³/s), mientras que las especies planctívoras disminuyeron. Estudios en comunidades de peces estuariales a nivel global o regional no han evaluado la relación entre dichos grupos funcionales tróficos y la descarga fluvial. Sin embargo, al correlacionar dichos grupos de especies con el tipo de salinidad predominante en los estuarios, o la productividad primaria neta terrestre, no se han encontrado predicciones significativas (Franco *et al.* 2008b, Henriques *et al.* 2017).

4.5. Patrones espaciales de agrupamiento estuarial

Las comunidades de peces estuariales del Atlántico suroeste fueron agrupadas principalmente, como predicho, en concordancia con provincias biogeográficas marinas definidas por Briggs & Bowen (2012), coincidiendo con las regiones cálida y cálida-templada. Patrones biogeográficos han sido identificados en peces de arrecife en el Atlántico suroeste, estableciendo una separación principal aproximadamente en la latitud 29° S, agrupando a aquellas especies pertenecientes a la provincia argentina diferencialmente de aquellas al norte en coincidencia con la provincia brasilera (las cuales fueron agrupadas en diferentes subgrupos) (Pinheiro *et al.* 2018). Por otro lado, estudios llevados a cabo en comunidades de peces de 5 estuarios distribuidos a lo largo de la costa de Brasil, establecieron diferentes agrupaciones regionales, basadas en datos de biomasa y presencia/ausencia (Vilar *et al.* 2013). En este sentido, la comunidad de peces del estuario de la Laguna de los Patos, fue agrupado diferencialmente respecto a estuarios localizados al norte en la costa brasilera en la provincia marina cálida, dada la mayor representación de especies típicas como *M. furnieri*, *L. grossidens* y *Geophagus brasiliensis*. Asimismo,

el grupo perteneciente a las comunidades de la costa brasilera subargupó al estuario localizado al límite norte de la provincia marina brasilera (estuario Curuca, 0°33' S) del resto (estuarios Santa Cruz, Piraquê-Açú y Paranaguá, rango latitudinal: 7°41' S - 25°32' S), dada la mayor representación de especies de los géneros *Stellifer* (principalmente *S. naso*) y *Cathorops agassizii*.

Patrones biogeográficos en el Atlántico suroeste han sido asociados con los diferentes rangos de distribución de las especies de peces, relacionados con barreras oceanográficas y filtros ambientales. La bifurcación de la Corriente Ecuatorial Sur ocurre alrededor de la latitud 10-14° S, en la Corriente de Brasil Norte y la Corriente de Brasil (aguas cálidas), y junto con la Corriente de Malvinas (aguas frías), afectan los procesos de especiación de especies de peces y limitan la dispersión de las especies entre provincias y subprovincias (Pinheiro *et al.* 2018). Asimismo, el transporte de las corrientes junto con la influencia de la descarga de los ríos, además de cambios en el gradiente de temperatura, han sido sugeridos como factores estructuradores de los patrones de distribución biogeográficos y regionales de las especies de peces (Vilar *et al.* 2013, Vasconcelos *et al.* 2015, Pinheiro *et al.* 2018). Otro aspecto a considerar en los patrones de distribución de las especies y el uso de los estuarios, y por ende en la composición de las comunidades de peces estuariales, es el efecto potencial que el cambio climático y eventos climáticos extremos pueden tener en la dispersión y establecimiento de poblaciones de especies de peces fuera de sus rangos de distribución habituales (Segura *et al.* 2009).

Las comunidades de peces estuariales del Atlántico suroeste no sólo fueron agrupadas de acuerdo a provincias marinas, sino también subagrupadas diferencialmente de acuerdo a ecoregiones marinas (Spalding *et al.* 2007). La subdivisión de provincias marinas en una serie de ecoregiones, de acuerdo a Spalding *et al.* (2007), fue propuesta a modo de generar la escala de manejo correcta para la conservación de organismos. En el presente trabajo, se resalta la importancia de los estuarios como hábitats de uso no solo para una diversidad de especies, sino además para determinadas especies que tienden a ser las más abundantes en ciertos sistemas, a nivel regional y local. En este sentido, la importancia de los estuarios como hábitats esenciales para una diversidad de especies de peces ha sido destacada, por ejemplo, el caso de *M. furnieri* en el

estuario de la Laguna de los Patos (Costa *et al.* 2014). Asimismo, el uso de los estuarios como áreas de cría y alimentación para varias especies también ha sido remarcado, por ejemplo, para *M. liza* en los sistemas estuariales del sur de Brasil, incluyendo la región sur del área de estudio de la presente tesis (Herbst & Hanazaki 2014), o para *B. aurea* en el estuario de la Laguna de Mar Chiquita (Bruno *et al.* 2013), luego de los eventos reproductivos. La utilización de estuarios como áreas de cría también ha sido propuesta para especies como *S. rastrifer* en el norte brasileño, y *C. spixii* en el norte (Camargo & Isaac 1998) y este brasileño (Dantas *et al.* 2012), así como para *G. genidens* en el este y sureste brasileño (Maciel *et al.* 2020). En este sentido, el rol regional y local de los estuarios en brindar funciones de desarrollo y cría, migración y alimentación para las comunidades de peces resalta la importancia de establecer esfuerzos de conservación adecuados, de acuerdo a las escalas espaciales de estructuración de las comunidades de peces y uso por las especies, a modo de proteger la diversidad de organismos que hacen uso de estos sistemas, muchos de ellos de importancia comercial (Potter *et al.* 2015).

5. CONCLUSIONES

El presente estudio identificó el efecto de diferentes escalas espaciales en la composición de las comunidades de peces estuariales del Atlántico suroeste, resaltando los patrones biogeográficos, el efecto regional de la latitud en la riqueza de especies, y el efecto local de variables geomorfológicas e hidrológicas en el uso funcional por parte de las especies. La relevancia ecológica de dichos estuarios para diferentes grupos funcionales y especies (ejemplo, marino-migrantes) ha sido destacada. Análisis de conectividad poblacional entre los hábitats marino y estuarial ayudarían a identificar a los estuarios con mayor importancia para el ciclo de vida de las especies, incluyendo especies de importancia comercial, permitiendo dirigir los esfuerzos de manejo y conservación más efectivamente. Por otro lado, es recomendable en futuros estudios, siempre que sea posible, unificar las técnicas de muestreo de las comunidades de peces en estuarios de la costa atlántica de América del Sur, preferentemente con un arte de pesca activo, a modo de permitir una comparación más efectiva de la importancia relativa de los estuarios para las comunidades de peces. Se recomiendan estudios para evaluar un mayor número de estuarios y variables ecológicas con el fin de alcanzar un mejor entendimiento de los patrones regionales y locales en la estructuración de las comunidades de peces estuariales del Atlántico suroeste.

BIBLIOGRAFIA

Akaike, H., 1974. A new look at statistical model identification. *IEEE Transactions on Automatic Control* AC 19, 716–722.

Albaret, J.J., Simier, M., Darboe, F.S., Ecoutin, J.M., Raffray, J., de Moraes, L.T., 2004. Fish diversity and distribution in the Gambia Estuary, West Africa, in relation to environmental variables. *Aquatic Living Resources* 17, 35–46.

Alves, M.I.V., Filho, A.A.S., 1996. Peixes do estuário do rio Jaguaribe (Ceará-Brasil): aspectos fisioecológicos. *Ciência Agrônômica* 27(1/2), 5–16.

Andrade-Tubino, M.F., Ribeiro, A.L.R., Vianna, M., 2008. Organização espaço-temporal das ictiocenoses demersais nos ecossistemas estuarinos brasileiros: uma síntese. *Oecologia brasiliensis* 12, 640–661.

Barletta, M., Barletta-Bergan, A., Saint-Paul, U., Hubold, G., 2005. The role of salinity in structuring the fish assemblages in a tropical estuary. *Journal of Fish Biology* 66, 45–72.

Barletta-Bergan, A., Barletta, M., Saint-Paul, U., 2002. Structure and seasonal dynamics of larval in the Caeté River Estuary in North Brazil. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 54, 193–206.

Berasategui, A.D., Acha, E.M., Fernández Araoz, N.C., 2004. Spatial patterns of ichthyoplankton assemblages in the Río de la Plata Estuary (Argentina–Uruguay). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 60(4), 599–610.

Boujard, T., Rojas-Beltran, R., 1988. Zonation longitudinale du peuplement ichtyque du fleuve Synnamary (Guyane Francaise). *Revue d'hydrobiologie tropicale* 21, 47–61.

Briggs, J.C., Bowen, B.W., 2012. A realignment of marine biogeographic provinces with particular reference to fish distributions. *Journal of Biogeography* 39, 12–30.

Bruno, D.O., Barbini, S.A., Astarloa, J.M.D., Martos, P., 2013. Fish abundance and distribution patterns related to environmental factors in a choked temperate coastal lagoon (Argentina). *Brazilian Journal of Oceanography* 61, 43–53.

Camargo, M., Isaac, V.J., 2008. Population structure of fish fauna in the estuarine area of Caeté River, Bragança, Pará, Brazil. *Acta Scientiarum. Biological Sciences* 20(2), 171–177.

Castellanos-Galindo, G.A., Krummel, U., 2015. Tides, salinity, and biogeography affect fish assemblage structure and function in macrotidal mangroves of the Neotropics. *Ecosystems* 18, 1165–1178.

- Catelani, P.A., Petry, A.C., Di Dario, F., dos Santos, V.L.M., Mincarone, M.M., 2014. Fish composition (Teleostei) of the estuarine region of the Macaé River, southeastern Brazil. *Check List* 10(4), 927–935.
- Chaves, P., Bouchereau, J.L., 1999. Biodiversité et dynamique des peuplements ichtyiques de la mangrove de Guaratuba, Brésil. *Oceanologica Acta* 22(3), 353–364.
- Clarke, K.R., Gorley, R.N., 2006. *PRIMER v6: User Manual/Tutorial* (Plymouth Routines in Multivariate Ecological Research). PRIMER-E, Plymouth.
- Contente, R.F., Stefanoni, M.F., Spach, H.L., 2011. Fish assemblage structure in an estuary of the Atlantic Forest biodiversity hotspot (southern Brazil). *Ichthyological Research* 58, 38–50.
- Costa, M.D.P., Muelbert, J.H., Moraes, L.E., Vieira, J.P., Castello, J.P., 2014. Estuarine early life stage habitat occupancy patterns of whitemouth croaker *Micropogonias furnieri* (Desmarest, 1830) from the Patos Lagoon, Brazil. *Fisheries Research* 160, 77–84.
- Dantas, D.V., Barletta, M., Lima, A.R.A., Ramos, J.A.A., Costa, M.F., Saint-Paul, U., 2012. Nursery habitat shifts in an estuarine ecosystem: patterns of use by sympatric catfish species. *Estuaries and Coasts* 35, 587–602.
- Day, J.W., Crump, B.C., Kemp, W.M., Yáñez-Arancibia, A., 2013. *Estuarine ecology*. Second edition. Hoboken, NJ, Wiley-Blackwell, John Wiley & Sons, Inc. New York.
- Elliott, M., Quintino, V., 2007. The estuarine quality paradox, environmental homeostasis and the difficulty of detecting anthropogenic stress in naturally stressed areas. *Marine Pollution Bulletin* 54, 640–645.
- Elliott, M., Hemingway, K.L., 2002. *Fishes in estuaries*. Blackwell Science, London. 636 pp.
- Elliott, M., Dewailly, F., 1995. The structure and components of European estuarine fish assemblages. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology* 29, 397–417.
- Eschmeyer, W.N., 2004. *Catalog of fishes*. Available at: www.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatsearch.html.
- França, S., Vasconcelos, R.P., Fonseca, V.F., Tanner, S.E., Reis-Santos, P., Costa, M.J., Cabral, H., 2012. Predicting fish community properties within estuaries: influence of habitat type and environmental features. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 107, 22–31.
- França, S., Costa, M.J., Cabral, H.N., 2011. Inter- and intra-estuarine fish assemblage variability patterns along the Portuguese coast. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 91, 262–271.
- Franco, A., Elliott, M., Franzoi, P., Torricelli, P., 2008a. Life strategies of fishes in European estuaries: the functional guild approach. *Marine Ecology Progress Series* 354, 219–228.

Franco, A., Franzoi, P., Torricell, P., 2008b. Structure and functioning of Mediterranean lagoon fish assemblages: A key for the identification of water body types. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 79, 549–558.

Gaston, K.J., 2000. Global patterns in biodiversity. *Nature* 405, 220–227.

González-Bergonzoni I., Meerhoff M., Davidson, T.A., Teixeira-de Mello F., Baattrup-Pedersen A., Jeppesen E., 2012. Meta-analysis shows a consistent and strong latitudinal pattern in fish omnivory across ecosystems. *Ecosystems* 15, 492–503.

Greenwood, M.F.D., Hill, A.S., 2003. Temporal, spatial and tidal influences on benthic and demersal fish abundance in the Forth estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 58, 211–225.

Gurdek, R., De la Rosa, A., Corrales, D., Canavese, R., Gutierrez, J.M., Stebniki, S., Muñoz, N., Severi, V., Acuña-Plavan, A., 2016. Estuarine use and composition of fish species in the Solís Grande sub-estuary, Uruguay. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences* 11(1), 82–86.

Hammer, Ø., Harper, D.A.T., Ryan, P.D., 2001. PAST: Paleontological Statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1), 9 pp.

Henriques, S., Guilhaumon, F., Villéger, S., Amoroso, S., França, S., Pasquaud, S., Cabral, H.N., Vasconcelos, R.P., 2017. Biogeographical region and environmental conditions drive functional traits of estuarine fish assemblages worldwide. *Fish and Fisheries* 18(4), 752–771.

Herbst, D.F., Hanazaki, N., 2014. Local ecological knowledge of fishers about the life cycle and temporal patterns in the migration of mullet (*Mugil liza*) in Southern Brazil. *Neotropical Ichthyology* 12(4), 879–890.

Hoeksema, S.D., Potter, I.C., 2006. Diel, seasonal, regional and annual variations in the characteristics of the ichthyofauna of the upper reaches of a large Australian microtidal estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 67, 503–520.

Jaureguizar, A.J., Menni, R., Bremec, C., Mianzan, H., Lasta, C., 2003. Fish assemblage and environmental patterns in the Río de la Plata estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 56, 921–933.

Loebmann, D., Vieira, J.P., Bemvenuti, M.A., Astarloa, J.M.D., Cousseau, M.B., Figueroa, D., 2008. Composição e abundância da ictiofauna de duas lagunas costeiras da América do Sul Austral: lagoa do Peixe (31°S; 51°W), Brasil e laguna Mar Chiquita (37°S; 57°W), Argentina. *Neotropical Biology and Conservation* 3, 28–33.

Maciel, T.R., Avigliano, E., de Carvalho, B.M., Miller, N., Vianna, M., 2020. Population structure and habitat connectivity of *Genidens genidens* (Siluriformes) in tropical and subtropical coasts from Southwestern Atlantic. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 242, 106839.

Maes, J., Van Damme, S., Meire, P., Ollevier, F., 2004. Statistical modelling of seasonal and environmental influences on the population dynamics of an estuarine fish community. *Marine Biology* 145, 1033–1042.

Magurran, A.E., 2004. *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Science Ltd, Oxford, UK.

Martins-Juras, I.A.G., Juras, A.A., Menezes, N.A., 1987. Relação preliminar dos peixes da Ilha de São Luis, Maranhão, Brasil. *Revista brasileira de Zoologia* 4(2), 105–113.

Monteiro-Neto, C., Blacher, C., Laurent, A.A.S., Snizek, F.N., Canozzi, M.B., Tabajara, L.L.C., 1990. Estrutura da comunidade de peixes em águas rasas na região de Laguna, Santa Catarina, Brasil. *Atlântica (Rio Grande)* 12(2), 53–69.

Neves, L.M., Teixeira, T.P., Araújo, F.G., 2011. Structure and dynamics of distinct fish assemblages in three reaches (upper, middle and lower) of an open tropical estuary in Brazil. *Marine Ecology* 32, 115–131.

Nicolas, D., Lobry, J., Le Pape, O., Boët, P., 2010. Functional diversity in European estuaries: Relating the composition of fish assemblages to the abiotic environment. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 88, 329–338.

Nordlie, F.G., 2003. Fish communities of estuarine salt marshes of eastern North America, and comparisons with temperate estuaries of other continents. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 13, 281–325.

Paiva, A.C.G., Chaves, P.T., Araújo, M.E., 2013. Distribution of estuarine fish fauna along coast of Brazil. *Tropical Oceanography* 41, 1–36.

Pasquaud, S., Vasconcelos, R.P., França, S., Henriques, S., Costa, M.J., Cabral, H., 2015. Worldwide patterns of fish biodiversity in estuaries: effect of global vs. local factors. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 154, 122–128.

Petry, A.C., Guimarães, T.F.R., Vasconcelos, F.M., Hartz, S.M., Becker, F.G., Rosa, R.S., Goyenola, G., Caramaschi, E.P., Díaz de Astarloa, J.M., Sarmiento-Soares, L.M., Vieira, J.P., Garcia, A.M., Teixeira de Mello, F., De Melo, F.A.G., Meerhoff, M., Attayde, J.L., Menezes, R.F., Mazzeo, N., Di Dario, F., 2016. Fish composition and species richness in eastern South American coastal lagoons: additional support for the freshwater ecoregions of the world. *Journal of Fish Biology* 89(1), 280–314.

Pichler, H.A., 2009. Utilização de planícies de maré pela ictiofauna em dois setores do estuário de Paranaguá, sul do Brasil. *Dissertação (Doutorado), Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná*. 176 pp.

Pinheiro, H.T., Rocha, L.A., Macieira, R.M., Carvalho-Filho, A., Anderson, A.B., Bender, M.G., Di Dario, F., Ferreira, C.E.L., Figueiredo-Filho, J., Francini-Filho, R., Gasparini, J.L., Joyeux, J.-C., Luiz, O.J., Mincarone, M.M., Moura, R.L., Nunes, J.A.C.C., Quimbayo, J.P., Rosa, R.S., Sampaio, C.L.S., Sazima, I., Simon, T., Vila-Nova D.A., Floeter S.R., 2018. South-western Atlantic reef fishes: Zoogeographical

patterns and ecological drivers reveal a secondary biodiversity centre in the Atlantic Ocean. *Diversity and Distributions* 24, 951–965.

Potter, I.C., Tweedley, J.R., Elliott, M., Whitfield, A.K., 2015. The ways in which fish use estuaries: A refinement and expansion of the guild approach. *Fish and Fisheries* 16, 230–239.

Potter, I.C., Hyndes, G.A., 1999. Characteristics of the ichthyofaunas of southwestern Australian estuaries, including comparisons with holarctic estuaries and estuaries elsewhere in temperate Australia: a review. *Australian Journal of Ecology* 24, 395–421.

Potter, I.C., Beckley, L.E., Whitfield, A.K., Lenanton, R.C.J., 1990. Comparisons between the roles played by estuaries in the life cycles of fishes in temperate Western Australia and Southern Africa. *Environmental Biology of Fishes* 28, 143–178.

R Development Core Team., 2008. R: a Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org>.

Reis-Filho, J.A., 2011. Efeito da perda de habitat natural sobre a ictiofauna de áreas rasas em um estuário tropical. Dissertação (Mestrado), Instituto de Biologia, Universidade Federal da Bahia. 73 pp.

Reis, R.E., Kullander, S.O., Ferraris, C.J., 2003. Check list of the freshwater fishes of South and Central America. Porto Alegre: EDIPUCRS. 742 pp.

Segura, A.M., Carranza, A., Rubio, L., Ortega, L., García, M., 2009. *Stellifer rastrifer* (Pisces: Sciaenidae): first Uruguayan records and a 1200 km range extension. *Marine Biodiversity Records* 2, E67.

Selleslagh, J., Amara, R., 2008. Environmental factors structuring fish composition and assemblages in a small macrotidal estuary (eastern English Channel). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 79, 507–517.

Solari, A., Jaureguizar, A.J., Milessi, A.C., García, M.L., 2015. Fish assemblages in a small temperate estuary on the Argentinian coast: spatial variation, environmental influence and relevance as nursery area. *Brazilian Journal of Oceanography* 63, 181–194.

Spalding, M.D., Fox, H.E., Allen, G.R., Davidson, N., Ferdaña, Z.A., Finlayson, M., Halpern, B.S., Jorge, M.A., Lombana, A., Lourie, S.A., Martin, K.D., McManus, E., Molnar, J., Recchia, C.A., Robertson, J., 2007. Marine Ecoregions of the World: A Bioregionalization of Coastal and Shelf Areas. *BioScience* 57(7), 573–583.

Teixeira, R.L., Falcão, G.A.F., 1992. Composição da fauna nectônica do complexo lagunar Mundaú/Manguaba, Maceió, AL. *Atlântica (Rio Grande)* 4, 43–58.

- Vasconcelos, R.P., Henriques, S., Franca, S., Pasquaud, S., Cardoso, I., Laborde, M., Cabral, H.N., 2015. Global patterns and predictors of fish species richness in estuaries. *Journal of Animal Ecology* 84, 1331–1341.
- Vieira, J.P., 2006. Ecological analogies between estuarine bottom trawl fish assemblages from Patos Lagoon, Rio Grande do Sul, Brazil and York River, Virginia, Usa. *Revista Brasileira de Zoologia* 23(1), 234–247.
- Vilar, C.C., Joyeux, J., Giarrizzo, T., Spach, H.L., Vieira, J.P., Vaske-Junior, T., 2013. Local and regional ecological drivers of fish assemblages in Brazilian estuaries. *Marine Ecology Progress Series* 485, 181–197.
- Vilar, C.C., Spach, H.L., Joyeux, J.C., 2011. Spatial and temporal changes in the fish assemblage of a subtropical estuary in Brazil: environmental effects. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 91, 635–648.
- Whitfield, A.K., 1999. Ichthyofaunal assemblages in estuaries: a South African case study. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 9, 151–186.
- Willig, M.R., Kaufman, D.M., Stevens, R.D., 2003. Latitudinal gradients of biodiversity: pattern, process, scale, and synthesis. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 34, 273–309.

MATERIAL COMPLEMENTARIO

Anexo A

Lista de especies registradas en los sistemas estuariales estudiados en el Atlántico suroeste. La abundancia relativa de individuos por sistema es presentada, así como la clasificación de cada especie en grupos funcionales de uso estuarial (GFUE) y tróficos (GFT). GFUE: especies marinas migrantes (MM), marinas visitantes (VM), estuariales (ES), dulceacuícolas (AD), diádromas (DI), anádromas (A), catádromas (C). GFT: especies hiperbentívoras/piscívoras (HP), omnívoras (OV), bentívoras (BV), planctívoras (PL), hiperbentívoras/zooplanctívoras (HZ), detritívoras (DV), herbívoras (HV). RC, Río Caeté; RJ, Río Jaguaribe; MM, Complejo lagunar Mundaú-Manguaba; RP, Río Paraguaçu; RMac, Río Macaé; RM, Río Mambucaba; BA, Bahía Antonina; RG, Río Guaraguaçu; LL, Complejo lagunar Laguna; LPe, Laguna del Pez; LP, Laguna de Los Patos; ASG, Arroyo Solís Grande; LMCH, Laguna de Mar Chiquita. * En el estuario de la Laguna de los Patos, fueron consideradas únicamente las especies más frecuentes y abundantes del sistema (representando > 99,8% de la captura total en número de organismos), de acuerdo a Vieira (2006).

Familia	Nro	Especie	GFUE	GFT	Estuario													
					RC	RJ	MM	RP	RMac	RM	BA	RG	LL	LPe	LP*	ASG	LMCH	
Pomacentridae	1	<i>Abudefduf saxatilis</i>	VM	OV	-	-	0,05	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Serranidae	2	<i>Acanthistius brasilianus</i>	VM	HP	-	-	-	-	-	0,01	-	-	-	-	-	-	-	-
Tetraodontidae	3	<i>Acanthostracion quadricornis</i>	VM	OV	-	-	-	0,02	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Acanthuridae	4	<i>Acanthurus chirurgus</i>	VM	HV	-	-	0,05	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Achiridae	5	<i>Achirus declivis</i>	ES	HP	-	-	-	1,12	-	-	0,01	-	-	-	-	-	-	-
Achiridae	6	<i>Achirus lineatus</i>	ES	HP	0,09	1,27	0,82	0,77	0,01	0,75	0,21	1,87	0,01	-	-	-	-	-
Albulidae	7	<i>Albula vulpes</i>	MM	BV	-	-	-	0,03	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ariidae	8	<i>Amphiarus phrygiatus</i>	ES	-	0,20	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ariidae	9	<i>Amphiarus rugispinis</i>	ES	BV	-	-	0,55	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Engraulidae	10	<i>Anchoa januaria</i>	MM	PL	-	-	0,05	-	0,01	3,45	56,07	-	0,30	-	-	-	-	-

Engraulidae	11	<i>Anchoa lyolepis</i>	VM	PL	-	-	-	-	0,02	0,37	0,01	0,004	0,01	-	-	-	-
Engraulidae	12	<i>Anchoa marinii</i>	MM	PL	-	-	-	0,04	-	-	-	-	0,01	0,01	3,49	-	0,002
Engraulidae	13	<i>Anchoa parva</i>	MM	PL	-	-	-	-	-	-	-	4,34	-	-	-	-	-
Engraulidae	14	<i>Anchoa spinifer</i>	MM	HP	0,50	2,55	-	0,14	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Engraulidae	15	<i>Anchoa tricolor</i>	MM	PL	-	-	0,05	-	1,76	15,17	-	2,08	0,01	-	-	-	-
Engraulidae	16	<i>Anchoa</i> sp.	-	-	-	-	-	0,29	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Engraulidae	17	<i>Anchovia clupeoides</i>	MM	PL	-	-	0,05	-	4,24	-	-	0,004	-	-	-	-	-
Engraulidae	18	<i>Anchovia surinamensis</i>	AD	HZ	0,09	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Engraulidae	19	<i>Anchoviella brevirostris</i>	MM	PL	0,09	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Engraulidae	20	<i>Anchoviella elongata</i>	MM	PL	-	-	-	0,03	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Engraulidae	21	<i>Anchoviella lepidentostole</i>	DI (A)	HZ	-	-	42,20	-	0,01	-	-	-	-	-	-	-	-
Achiridae	22	<i>Apionichthys dumerili</i>	ES	BV	0,09	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sparidae	23	<i>Archosargus probatocephalus</i>	MM	OV	-	1,41	-	-	-	0,01	0,01	-	-	-	-	-	-
Sparidae	24	<i>Archosargus rhomboidalis</i>	MM	OV	-	-	0,05	0,03	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ariidae	25	<i>Aspistor quadriscutis</i>	ES	BV	0,10	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Aspredinidae	26	<i>Aspredinichthys filamentosus</i>	ES	BV	3,70	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Aspredinidae	27	<i>Aspredinichthys tibicen</i>	ES	-	0,09	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Aspredinidae	28	<i>Aspredo aspredo</i>	ES	BV	12,90	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Aspredinidae	29	<i>Aspredo</i> sp. 1	ES	-	3,60	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Aspredinidae	30	<i>Aspredo</i> sp. 2	ES	-	1,70	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cichlidae	31	<i>Astronotus ocellatus</i>	AD	HP	-	0,28	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Characidae	32	<i>Astyanax alburnus</i>	AD	OV	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,01	-	-	-
Characidae	33	<i>Astyanax bimaculatus</i>	AD	OV	-	1,13	0,27	-	0,05	-	-	-	-	-	-	-	-
Characidae	34	<i>Astyanax eigenmanniorum</i>	AD	OV	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3,14	-	-	-
Characidae	35	<i>Astyanax taeniatus</i>	AD	OV	-	-	-	-	-	-	-	-	0,01	-	-	-	-
Characidae	36	<i>Astyanax</i> sp.	AD	-	-	-	-	0,42	-	2,33	-	-	-	-	-	-	-
Atherinopsidae	37	<i>Atherinella brasiliensis</i>	ES	OV	-	1,13	3,55	7,73	0,02	9,37	13,48	31,66	11,60	2,04	-	-	-
Cichlidae	38	<i>Australoheros facetus</i>	AD	OV	-	-	0,05	-	-	0,01	-	-	0,01	-	-	-	0,002
Gobiidae	39	<i>Awaous tajasica</i>	ES	OV	-	-	0,05	-	0,03	0,01	-	-	-	0,004	-	-	-

Ariidae	40	<i>Bagre bagre</i>	MM	HP	0,10	-	-	-	0,01	-	-	-	-	-	-	-	-
Ariidae	41	<i>Bagre marinus</i>	MM	HP	-	1,70	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sciaenidae	42	<i>Bairdiella ronchus</i>	MM	HP	-	0,99	-	-	-	-	1,68	0,07	-	-	-	-	-
Gobiidae	43	<i>Bathygobius soporator</i>	ES	OV	-	0,42	0,68	0,12	0,05	0,22	0,38	0,40	0,01	-	-	-	-
Batrachoididae	44	<i>Batrachoides surinamensis</i>	ES	HP	0,09	0,42	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Hypopomidae	45	<i>Brachyhypopomus janeiroensis</i>	AD	-	-	-	-	-	0,02	-	-	-	-	-	-	-	-
Pimelodidae	46	<i>Brachyplatystoma vaillantii</i>	AD	HP	0,10	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Clupeidae	47	<i>Brevoortia aurea</i>	MM	PL	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,17	44,51
Clupeidae	48	<i>Brevoortia pectinata</i>	MM	PL	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,01	-	-	-
Characidae	49	<i>Bryconamericus iheringii</i>	AD	OV	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,06
Carangidae	50	<i>Carangoides bartholomaei</i>	VM	HP	0,09	-	-	0,28	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Carangidae	51	<i>Caranx crysos</i>	MM	HP	0,09	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Carangidae	52	<i>Caranx hippos</i>	MM	HP	0,09	2,40	0,05	-	-	-	-	-	0,01	-	-	-	-
Carangidae	53	<i>Caranx latus</i>	MM	HP	-	1,27	0,05	0,23	0,20	0,50	-	-	0,20	-	-	-	-
Achiridae	54	<i>Catathyridium garmani</i>	ES	-	-	-	-	-	0,01	0,02	-	-	-	-	0,44	-	-
Ariidae	55	<i>Cathorops agassizii</i>	ES	HP	0,20	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ariidae	56	<i>Cathorops spixii</i>	ES	HP	23,30	2,55	9,97	-	4,07	-	0,11	-	0,01	-	-	-	-
Centropomidae	57	<i>Centropomus ensiferus</i>	MM	HP	-	0,42	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Centropomidae	58	<i>Centropomus parallelus</i>	MM	HP	0,09	1,13	0,05	2,03	0,05	1,40	0,82	11,11	0,01	-	-	-	-
Centropomidae	59	<i>Centropomus pectinatus</i>	MM	HP	-	-	0,05	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Centropomidae	60	<i>Centropomus undecimalis</i>	MM	HP	-	0,57	0,82	0,05	-	0,01	0,02	0,03	-	-	-	-	-
Engraulidae	61	<i>Cetengraulis edentulus</i>	MM	PL	0,09	-	-	-	0,08	-	1,47	0,004	0,01	-	-	-	-
Cichlidae	62	<i>Cichla ocellaris</i>	AD	HP	-	0,99	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cichlidae	63	<i>Cichlasoma bimaculatum</i>	AD	OV	-	0,42	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cichlidae	64	<i>Cichlasoma portalegrense</i>	AD	OV	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,002	-	-	-
Paralichthyidae	65	<i>Citharichthys arenaceus</i>	ES	HP	0,09	-	-	-	0,38	0,99	1,39	0,48	-	-	-	-	-
Paralichthyidae	66	<i>Citharichthys macrops</i>	VM	HP	-	-	-	-	0,02	0,06	-	-	-	-	-	-	-
Paralichthyidae	67	<i>Citharichthys spilopterus</i>	ES	HP	-	5,94	0,41	7,03	-	0,30	0,01	3,19	0,10	-	-	-	-
Clariidae	68	<i>Clarias gariepinus</i>	AD	OV	-	-	-	-	0,05	-	-	-	-	-	-	-	-

Poeciliidae	69	<i>Cnesterodon decemmaculatus</i>	AD	OV	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,002	-	-	0,01
Tetraodontidae	70	<i>Colomesus psittacus</i>	ES	BV	0,20	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Haemulidae	71	<i>Conodon nobilis</i>	MM	HP	0,09	-	-	-	0,03	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cichlidae	72	<i>Coptodon rendalli</i>	AD	OV	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,10	-	-	-	-
Callichthyidae	73	<i>Corydoras paleatus</i>	AD	OV	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,04	-	-	-
Cichlidae	74	<i>Crenicichla lacustris</i>	AD	HP	-	-	-	-	0,01	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cichlidae	75	<i>Crenicichla lepidota</i>	AD	HP	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,005	-	-	-
Gobiidae	76	<i>Ctenogobius boleosoma</i>	ES	OV	-	-	2,46	0,33	-	0,30	0,04	0,31	0,01	-	-	-	-	-
Gobiidae	77	<i>Ctenogobius shufeldti</i>	ES	OV	0,09	-	0,05	-	-	2,81	1,29	5,71	0,40	0,01	-	-	-	-
Gobiidae	78	<i>Ctenogobius smaragdus</i>	ES	OV	-	0,71	0,05	1,03	-	-	0,21	0,34	-	-	-	-	-	-
Gobiidae	79	<i>Ctenogobius stigmaticus</i>	ES	OV	-	-	-	6,58	-	-	0,01	0,13	0,01	-	-	-	-	-
Sciaenidae	80	<i>Ctenosciaena gracilicirrus</i>	MM	BV	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5,88	-	-
Sciaenidae	81	<i>Cynoscion acoupa</i>	MM	HP	0,40	-	0,05	-	-	-	0,01	-	-	-	-	-	-	-
Sciaenidae	82	<i>Cynoscion guatucupa</i>	MM	HP	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	6,48	-	0,01
Sciaenidae	83	<i>Cynoscion leiarchus</i>	MM	HP	0,09	1,13	-	0,02	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sciaenidae	84	<i>Cynoscion microlepidotus</i>	MM	HP	0,20	-	-	0,09	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Curimatidae	85	<i>Cyphocharax gilbert</i>	AD	DV	-	-	-	-	0,05	-	-	-	-	0,01	-	-	-	-
Cyprinidae	86	<i>Cyprinus carpio</i>	AD	DV	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,50	-
Ephippidae	87	<i>Chaetodipterus faber</i>	MM	OV	0,09	0,85	0,05	0,34	-	-	0,02	0,12	-	-	-	-	-	-
Characidae	88	<i>Cheirodon interruptus</i>	AD	OV	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,09	-	-	-	0,01
Characidae	89	<i>Cheirodon spp.</i>	AD	-	-	-	0,41	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Diodontidae	90	<i>Chilomycterus spinosus</i>	MM	BV	-	0,57	-	0,29	0,26	0,01	0,32	0,06	-	-	-	-	-	-
Clupeidae	91	<i>Chirocentron bleekermanus</i>	MM	HP	0,09	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Carangidae	92	<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	MM	OV	0,09	-	-	0,03	0,02	-	-	0,07	-	-	0,01	-	-	-
Dactylopteridae	93	<i>Dactylopterus volitans</i>	VM	HP	-	-	-	0,61	0,01	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Gerreidae	94	<i>Diapterus auratus</i>	MM	OV	-	-	0,05	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Gerreidae	95	<i>Diapterus rhombeus</i>	MM	OV	-	3,54	4,23	20,11	-	-	12,87	4,49	-	-	-	-	-	-
Serranidae	96	<i>Diplectrum radiale</i>	MM	HP	-	0,42	-	0,80	-	-	0,03	0,09	-	-	-	-	-	0,002
Sparidae	97	<i>Diplodus argenteus</i>	VM	OV	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,01	-	-	-	-

Sternopygidae	98	<i>Distocycilus conirostris</i>	AD	-	0,09	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Eleotrididae	99	<i>Dormitator maculatus</i>	ES	OV	-	0,57	2,18	4,79	0,02	16,36	-	-	-	-	-	-	-
Eleotrididae	100	<i>Dormitator</i> sp.	-	-	0,09	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Serranidae	101	<i>Dules auriga</i>	VM	HP	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,002
Sternopygidae	102	<i>Eigenmannia virescens</i>	AD	-	0,10	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Eleotridae	103	<i>Eleotris pisonis</i>	ES	HP	-	0,71	0,05	6,14	0,03	0,31	-	-	-	-	-	-	-
Elopidae	104	<i>Elops saurus</i>	MM	HP	-	1,70	0,68	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Engraulidae	105	<i>Engraulis anchoita</i>	VM	PL	-	-	-	-	0,01	-	-	-	0,01	-	0,31	-	-
Paralichthyidae	106	<i>Etropus crossotus</i>	MM	HP	-	-	-	0,48	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Gerreidae	107	<i>Eucinostomus argenteus</i>	MM	OV	-	2,83	0,05	7,79	-	6,76	0,60	4,89	1,00	0,004	-	-	-
Gerreidae	108	<i>Eucinostomus gula</i>	MM	OV	-	-	0,05	0,10	-	0,01	-	0,67	0,01	-	-	-	-
Gerreidae	109	<i>Eucinostomus melanopterus</i>	MM	OV	-	-	7,24	0,08	0,02	6,83	1,09	3,12	4,90	-	-	-	-
Gerreidae	110	<i>Eucinostomus</i> spp.	-	-	-	-	-	-	-	-	0,13	-	-	-	-	-	-
Gerreidae	111	<i>Eugerres brasilianus</i>	MM	OV	-	0,85	0,05	0,02	0,01	12,82	-	3,60	-	-	-	-	-
Gobiidae	112	<i>Evorthodus lyricus</i>	ES	OV	0,09	-	2,59	-	-	0,35	-	-	-	-	-	-	-
Fistulariidae	113	<i>Fistularia tabacaria</i>	VM	HP	-	-	-	0,04	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ariidae	114	<i>Genidens barbatus</i>	DI (A)	HP	-	-	-	-	-	-	-	-	0,01	-	-	-	-
Ariidae	115	<i>Genidens genidens</i>	ES	HP	-	-	-	-	82,83	0,13	0,89	-	0,01	-	0,06	-	-
Ariidae	116	<i>Genidens machadoi</i>	-	-	-	-	-	-	0,02	-	-	-	-	-	-	-	-
Ariidae	117	<i>Genidens</i> spp.	DI (A)	HP	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	17,32	-	-
Haemulidae	118	<i>Genyatremus luteus</i>	ES	OV	0,09	0,57	-	-	-	-	0,02	-	-	-	-	-	-
Cichlidae	119	<i>Geophagus brasiliensis</i>	AD	OV	-	-	0,05	0,24	0,11	1,82	-	0,03	6,50	0,28	-	-	-
Gerreidae	120	<i>Gerres cinereus</i>	MM	OV	-	-	-	0,02	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Gobiidae	121	<i>Gnatholepis thompsoni</i>	-	OV	0,09	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Gobiidae	122	<i>Gobioides broussonnetii</i>	ES	OV	0,09	-	0,05	-	-	-	-	0,01	-	-	-	-	-
Gobiidae	123	<i>Gobionellus oceanicus</i>	ES	DV	0,09	0,85	0,27	0,83	0,02	2,47	0,18	0,04	0,01	-	-	-	-
Gobiidae	124	<i>Gobionellus stomatus</i>	ES	DV	-	-	0,05	3,93	-	0,04	-	-	-	-	-	-	-
Eleotridae	125	<i>Guavina guavina</i>	ES	HP	0,09	-	0,05	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Muraenidae	126	<i>Gymnothorax ocellatus</i>	VM	HP	-	-	0,05	0,02	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Gymnotidae	127	<i>Gymnotus carapo</i>	AD	HP	0,09	-	0,05	-	-	0,05	-	-	-	-	-	-	-
Gymnuridae	128	<i>Gymnura micrura</i>	VM	HP	0,09	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Haemulidae	129	<i>Haemulon steindachneri</i>	MM	BV	-	0,28	-	0,29	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Haemulidae	130	<i>Haemulopsis corvinaeformis</i>	MM	HP	-	1,13	0,05	0,16	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Clupeidae	131	<i>Harengula clupeola</i>	MM	PL	-	-	0,05	-	0,16	-	0,15	5,60	1,40	-	-	-	-
Carangidae	132	<i>Hemicaranx amblyrhynchus</i>	MM	HP	0,09	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Hemiramphidae	133	<i>Hemiramphus balao</i>	MM	OV	-	0,57	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Syngnathidae	134	<i>Hippocampus reidi</i>	MM	HZ	-	-	-	-	-	-	0,01	-	-	-	-	-	-
Erythrinidae	135	<i>Hoplias malabaricus</i>	AD	HP	-	0,57	0,05	-	-	0,07	-	-	-	-	-	-	-
Dasyatidae	136	<i>Hypanus guttatus</i>	MM	HP	0,09	-	0,05	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Dasyatidae	137	<i>Hypanus say</i>	MM	HP	-	0,28	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Characidae	138	<i>Hyphessobrycon anisitsi</i>	AD	OV	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,01
Characidae	139	<i>Hyphessobrycon bifasciatus</i>	AD	OV	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,20	-	-	-
Characidae	140	<i>Hyphessobrycon boulengeri</i>	AD	OV	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,004	-	-	-
Characidae	141	<i>Hyphessobrycon luetkenii</i>	AD	OV	-	-	-	-	0,01	-	-	-	-	0,25	-	-	-
Characidae	142	<i>Hyphessobrycon meridionalis</i>	AD	OV	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,01	-	-	-
Characidae	143	<i>Hyphessobrycon sp.</i>	AD	-	0,09	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Hemiramphidae	144	<i>Hyporhamphus roberti</i>	MM	OV	-	-	0,41	-	-	0,11	0,02	-	-	-	-	-	-
Hemiramphidae	145	<i>Hyporhamphus unifasciatus</i>	MM	OV	-	0,71	-	0,03	-	4,51	0,26	0,27	-	-	-	-	-
Hemiramphidae	146	<i>Hyporhamphus spp.</i>	-	-	-	-	-	-	-	0,07	-	-	-	-	-	-	-
Loricariidae	147	<i>Hypostomus plecostomus</i>	AD	DV	0,09	0,42	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Loricariidae	148	<i>Hypostomus sp.</i>	AD	-	-	-	0,05	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sciaenidae	149	<i>Isopisthus parvipinnis</i>	MM	HP	0,09	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Anablepidae	150	<i>Jenynsia lineata</i>	AD	OV	-	-	-	-	-	-	-	28,20	8,44	-	19,43	1,13	-
Tetraodontidae	151	<i>Lagocephalus laevigatus</i>	MM	HP	0,09	0,28	-	-	-	-	-	-	-	-	0,49	-	-
Tetraodontidae	152	<i>Lagocephalus lagocephalus</i>	VM	-	-	-	-	-	0,04	-	-	-	-	-	-	-	-
Sciaenidae	153	<i>Larimus breviceps</i>	MM	HP	-	0,71	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Anostomidae	154	<i>Leporinus friderici</i>	AD	OV	-	0,28	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Anostomidae	155	<i>Leporinus piau</i>	AD	OV	-	-	0,05	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Clupeidae	156	<i>Lile piquitinga</i>	MM	PL	-	-	0,68	0,06	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Lobotidae	157	<i>Lobotes surinamensis</i>	MM	HP	-	-	-	0,02	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sciaenidae	158	<i>Lonchurus lanceolatus</i>	MM	HP	0,09	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Loricariidae	159	<i>Loricaria parnahybae</i>	AD	-	-	0,28	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Loricariidae	160	<i>Loricaria sp.</i>	AD	-	0,09	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Lutjanidae	161	<i>Lutjanus apodus</i>	MM	HP	-	0,28	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Lutjanidae	162	<i>Lutjanus cyanopterus</i>	MM	HP	-	-	0,05	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Lutjanidae	163	<i>Lutjanus jocu</i>	MM	HP	-	5,80	0,05	0,27	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Lutjanidae	164	<i>Lutjanus synagris</i>	MM	HP	-	0,28	0,05	0,78	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Engraulidae	165	<i>Lycengraulis grossidens</i>	DI	HP	0,09	0,85	0,05	-	2,18	-	0,08	0,004	0,10	0,01	0,61	0,08	0,24
Sciaenidae	166	<i>Macrodon ancylodon</i>	MM	HP	0,60	-	0,05	-	-	-	-	-	-	-	6,47	-	-
Megalopidae	167	<i>Megalops atlanticus</i>	MM	HP	0,09	-	0,05	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Balistidae	168	<i>Melichthys niger</i>	VM	OV	-	0,14	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Menidiinae	169	<i>Membras dissimilis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,01	-	-	-	-	-
Sciaenidae	170	<i>Menticirrhus americanus</i>	MM	HP	-	-	-	-	-	-	0,01	-	0,01	-	0,97	-	0,002
Sciaenidae	171	<i>Menticirrhus littoralis</i>	MM	HP	0,09	1,13	-	-	-	-	-	-	0,20	-	0,04	-	-
Gobiidae	172	<i>Microgobius carri</i>	ES	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,01	-	-	-	-
Gobiidae	173	<i>Microgobius meeki</i>	ES	OV	0,09	-	0,05	0,10	-	-	0,01	-	0,01	-	-	-	-
Syngnathidae	174	<i>Microphis brachyurus</i>	DI	HZ	-	-	-	2,95	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Syngnathidae	175	<i>Microphis lineatus</i>	DI	HZ	-	-	0,05	-	0,02	2,21	-	-	-	-	-	-	-
Sciaenidae	176	<i>Micropogonias furnieri</i>	MM	HP	0,09	1,84	0,05	-	0,32	0,04	0,41	0,03	0,20	0,32	38,94	1,92	2,15
Mugilidae	177	<i>Mugil curema</i>	DI (C)	DV	-	9,05	0,96	0,54	0,69	0,19	-	0,10	6,30	-	-	-	-
Mugilidae	178	<i>Mugil gaimardianus</i>	-	DV	-	-	0,05	-	-	-	-	-	0,10	0,01	-	-	-
Mugilidae	179	<i>Mugil liza</i>	DI (C)	DV	-	3,82	0,27	-	0,01	0,08	-	0,01	15,80	80,75	0,01	59,47	4,00
Mugilidae	180	<i>Mugil trichodon</i>	DI (C)	DV	-	2,26	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Mugilidae	181	<i>Mugil sp.</i>	-	DV	0,09	-	-	3,14	-	0,11	-	0,04	-	-	-	-	-
Mugilidae	182	<i>Mugil spp.</i>	-	DV	-	-	-	-	-	-	2,38	-	-	-	-	-	-
Serranidae	183	<i>Mycteroperca bonaci</i>	VM	HP	-	0,28	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ophichthidae	184	<i>Myrophis punctatus</i>	ES	BV	-	0,57	0,05	-	-	0,01	-	-	-	-	-	-	-

Ariidae	185	<i>Notarius grandicassis</i>	-	HP	-	-	-	-	0,01	-	-	-	-	-	-	-	-
Atherinopsidae	186	<i>Odontesthes argentinensis</i>	ES	HZ	-	-	-	-	-	-	-	-	2,70	-	4,34	45,52	
Atherinopsidae	187	<i>Odontesthes bonariensis</i>	AD	HZ	-	-	-	-	-	-	-	2,90	-	0,01	-	-	
Atherinopsidae	188	<i>Odontesthes incisa</i>	MM	-	-	-	-	-	-	-	-	2,50	-	-	-	0,07	
Pristigasteridae	189	<i>Odontognathus mucronatus</i>	-	-	0,30	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Sciaenidae	190	<i>Odontoscion dentex</i>	VM	HP	-	-	-	-	0,01	-	-	-	-	-	-	-	
Ogcocephalidae	191	<i>Ogcocephalus vespertilio</i>	VM	BV	0,09	-	-	0,21	-	-	-	-	-	-	-	-	
Carangidae	192	<i>Oligoplites palometa</i>	MM	HP	0,09	0,28	0,68	0,02	-	-	-	-	0,01	-	-	-	
Carangidae	193	<i>Oligoplites saliens</i>	MM	HP	0,09	0,42	-	0,38	0,02	0,02	0,18	-	-	-	-	-	
Carangidae	194	<i>Oligoplites saurus</i>	MM	HP	0,09	1,27	0,05	0,21	-	0,06	0,01	0,06	-	-	-	-	
Carangidae	195	<i>Oligoplites spp.</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	0,06	-	-	-	-	-	
Characidae	196	<i>Oligosarcus hepsetus</i>	AD	HP	-	-	-	-	0,02	0,01	-	-	-	-	-	-	
Characidae	197	<i>Oligosarcus jenynsii</i>	AD	HP	-	-	-	-	-	-	-	-	0,04	-	-	0,05	
Characidae	198	<i>Oligosarcus oligolepis</i>	AD	HP	-	-	-	-	-	-	-	0,01	-	-	-	-	
Pleuronectidae	199	<i>Oncopterus darwinii</i>	MM	BV	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,16	
Ophichthidae	200	<i>Ophichthus gomesii</i>	VM	HP	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,01	-	-	
Sciaenidae	201	<i>Ophioscion punctatissimus</i>	MM	BV	-	-	0,05	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Clupeidae	202	<i>Opisthonema oglinum</i>	MM	HZ	-	2,26	-	-	-	-	0,12	0,09	-	-	-	-	
Opistognathidae	203	<i>Opistognathus cuvierii</i>	-	-	-	-	-	0,02	-	-	-	-	-	-	-	-	
Batrachoididae	204	<i>Opsanus beta</i>	-	HP	-	-	-	-	-	-	0,01	-	-	-	-	-	
Cichlidae	205	<i>Oreochromis niloticus</i>	AD	OV	-	1,13	0,96	-	0,11	0,04	-	0,01	-	-	-	-	
Paralichthyidae	206	<i>Paralichthys brasiliensis</i>	MM	HP	-	0,42	-	0,43	0,02	0,03	-	-	-	-	-	-	
Paralichthyidae	207	<i>Paralichthys orbignyanus</i>	MM	HP	-	-	-	-	-	0,04	-	-	-	-	0,01	1,83	0,38
Sciaenidae	208	<i>Paralonchurus brasiliensis</i>	MM	BV	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7,09	-	
Pimelodidae	209	<i>Parapimelodus nigribarbis</i>	AD	PL	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,05	-	
Pristigasteridae	210	<i>Pellona harroweri</i>	MM	HP	0,09	-	-	-	0,01	-	-	-	-	-	-	-	
Stromateidae	211	<i>Peprilus paru</i>	MM	HZ	0,09	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,66	-	
Percophidae	212	<i>Percophis brasiliensis</i>	MM	HP	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,06	-	
Poeciliidae	213	<i>Phalloceros caudimaculatus</i>	AD	OV	-	-	-	-	-	0,06	-	-	-	0,06	-	-	

Poeciliidae	214	<i>Phalloptychus januarius</i>	AD	OV	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3,10	0,05	-	-	-
Heptapteridae	215	<i>Pimelodella australis</i>	AD	OV	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,06	-	-	-
Heptapteridae	216	<i>Pimelodella cristata</i>	AD	OV	0,09	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Heptapteridae	217	<i>Pimelodella lateristriga</i>	AD	OV	-	0,85	-	-	0,03	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Heptapteridae	218	<i>Pimelodella laticeps</i>	AD	OV	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,05
Pimelodidae	219	<i>Pimelodus blochii</i>	AD	OV	0,70	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Pimelodidae	220	<i>Pimelodus maculatus</i>	AD	OV	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,03	-	-
Pimelodidae	221	<i>Pimelodus</i> sp.	AD	-	-	-	0,05	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sciaenidae	222	<i>Plagioscion</i> sp.	AD	-	0,09	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Clupeidae	223	<i>Platanichthys platana</i>	AD	PL	-	1,27	-	-	-	-	0,64	3,83	0,01	0,03	-	12,26	1,14	-
Poeciliidae	224	<i>Poecilia vivipara</i>	AD	OV	-	-	4,23	-	0,10	0,40	-	0,04	13,30	-	-	-	-	-
Sciaenidae	225	<i>Pogonias cromis</i>	MM	BV	-	-	-	-	-	-	0,08	-	0,01	-	0,50	-	0,01	-
Polynemidae	226	<i>Polydactylus virginicus</i>	MM	HP	-	0,42	0,05	0,80	0,38	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Haemulidae	227	<i>Pomadasys crocro</i>	-	HP	-	-	0,05	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Haemulidae	228	<i>Pomadasys ramosus</i>	-	HP	-	-	-	-	0,02	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Pomatomidae	229	<i>Pomatomus saltatrix</i>	MM	HP	-	-	-	-	-	-	-	-	0,01	-	0,08	-	0,002	-
Batrachoididae	230	<i>Porichthys porosissimus</i>	MM	HP	-	-	-	-	0,01	-	-	-	0,01	-	3,38	-	-	-
Ariidae	231	<i>Potamarius grandoculis</i>	AD	-	-	-	-	-	0,21	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Triglidae	232	<i>Prionotus punctatus</i>	MM	HP	-	0,28	-	0,40	-	-	-	-	-	-	0,58	-	-	-
Serrasalminidae	233	<i>Pristobrycon striolatus</i>	AD	OV	0,09	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Prochilodontidae	234	<i>Prochilodus brevis</i>	AD	DV	-	-	0,05	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Prochilodontidae	235	<i>Prochilodus nigricans</i>	AD	DV	-	0,42	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Prochilodontidae	236	<i>Prochilodus vimboides</i>	AD	DV	-	-	-	-	0,02	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Auchenipteridae	237	<i>Pseudauchenipterus nodosus</i>	AD	OV	0,60	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Syngnathidae	238	<i>Pseudophallus mindii</i>	-	HZ	-	-	-	-	-	0,12	-	-	-	-	-	-	-	-
Engraulidae	239	<i>Pterengraulis atherinoides</i>	ES	HP	0,10	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Serrasalminidae	240	<i>Pygocentrus nattereri</i>	AD	HP	-	0,99	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Clupeidae	241	<i>Ramnogaster arcuata</i>	ES	PL	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,04	-	0,50	-
Echeneidae	242	<i>Remora remora</i>	VM	-	-	0,28	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Heptapteridae	243	<i>Rhamdia quelen</i>	AD	OV	-	-	0,05	-	0,01	-	-	-	-	-	-	-	0,01
Clupeidae	244	<i>Rhinosardinia amazonica</i>	AD	PL	0,50	0,57	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Clupeidae	245	<i>Rhinosardinia bahiensis</i>	AD	PL	-	-	8,74	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Rivulidae	246	<i>Rivulus</i> sp.	AD	-	-	-	0,05	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Serranidae	247	<i>Rypticus randalli</i>	MM	HP	-	-	-	0,29	-	-	-	0,01	-	-	-	-	-
Clupeidae	248	<i>Sardinella brasiliensis</i>	MM	PL	-	-	-	-	-	-	-	0,13	0,01	-	-	-	-
Scaridae	249	<i>Scarus</i> sp.	-	-	-	-	0,05	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ariidae	250	<i>Sciades couma</i>	ES	HP	0,09	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ariidae	251	<i>Sciades herzbergii</i>	ES	BV	0,09	1,70	0,05	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ariidae	252	<i>Sciades parkeri</i>	MM	HP	0,09	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ariidae	253	<i>Sciades passany</i>	MM	HP	0,09	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ariidae	254	<i>Sciades proops</i>	MM	HP	0,09	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Scombridae	255	<i>Scomberomorus brasiliensis</i>	VM	HP	-	-	-	0,03	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Scorpaenidae	256	<i>Scorpaena plumieri</i>	VM	HP	-	-	-	0,02	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Anostomidae	257	<i>Schizodon fasciatus</i>	AD	HV	-	0,42	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Loricariidae	258	<i>Schizolecis guntheri</i>	AD	HV	-	-	-	-	0,01	-	-	-	-	-	-	-	-
Carangidae	259	<i>Selene setapinnis</i>	MM	HP	-	-	-	-	-	-	-	-	0,01	-	0,21	-	-
Carangidae	260	<i>Selene vomer</i>	MM	HP	-	0,14	-	-	0,03	-	0,02	0,01	-	-	0,03	-	-
Carangidae	261	<i>Selene</i> sp.	-	-	-	-	-	0,02	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Serranidae	262	<i>Serranus flaviventris</i>	VM	BV	-	-	-	0,03	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Serrasalminae	263	<i>Serrasalmus spilopleura</i>	AD	OV	-	1,70	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Tetraodontidae	264	<i>Sphoeroides greeleyi</i>	MM	BV	-	-	-	2,41	-	0,10	0,10	3,85	-	-	-	-	-
Tetraodontidae	265	<i>Sphoeroides spengleri</i>	MM	BV	-	-	-	0,05	0,01	0,01	-	-	-	-	-	-	-
Tetraodontidae	266	<i>Sphoeroides testudineus</i>	MM	BV	-	4,81	0,05	7,88	0,03	0,01	1,30	3,55	-	-	-	-	-
Tetraodontidae	267	<i>Sphoeroides</i> sp.	-	-	-	-	0,05	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sphyraenidae	268	<i>Sphyraena barracuda</i>	MM	HP	-	-	0,05	0,02	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sphyraenidae	269	<i>Sphyraena quachancho</i>	MM	HP	-	-	0,05	0,02	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sphyrnidae	270	<i>Sphyrna tiburo</i>	VM	BV	-	0,14	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Curimatidae	271	<i>Steindachnerina elegans</i>	AD	DV	-	1,27	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Sciaenidae	272	<i>Stellifer brasiliensis</i>	MM	BV	-	-	0,05	-	-	-	0,06	-	-	-	-	-	-
Sciaenidae	273	<i>Stellifer microps</i>	ES	BV	13,80	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sciaenidae	274	<i>Stellifer naso</i>	ES	BV	-	1,70	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sciaenidae	275	<i>Stellifer rastrifer</i>	ES	BV	30,70	-	-	0,42	0,04	-	0,20	-	-	-	0,12	-	-
Sciaenidae	276	<i>Stellifer stellifer</i>	MM	BV	0,20	-	-	-	0,03	-	0,04	-	-	-	-	-	-
Stromateidae	277	<i>Stromateus maculatus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,06	-	-
Belonidae	278	<i>Strongylura marina</i>	MM	HP	-	-	0,14	0,02	0,01	0,25	0,04	0,30	-	-	-	-	-
Belonidae	279	<i>Strongylura timucu</i>	MM	HP	-	-	-	-	-	0,73	-	-	-	-	-	-	-
Belonidae	280	<i>Strongylura</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,01	-	-	-	-
Belonidae	281	<i>Strongylura</i> spp.	-	-	-	-	-	-	-	-	0,03	-	-	-	-	-	-
Paralichthyidae	282	<i>Syacium micrurum</i>	VM	BV	-	-	-	0,02	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cynoglossidae	283	<i>Symphurus diomedeanus</i>	MM	BV	-	-	-	0,02	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cynoglossidae	284	<i>Symphurus jenynsi</i>	MM	BV	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,28	-	0,02
Cynoglossidae	285	<i>Symphurus plagusia</i>	MM	BV	0,09	-	0,05	0,10	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cynoglossidae	286	<i>Symphurus tessellatus</i>	MM	BV	-	-	-	-	0,59	0,01	0,15	0,09	-	-	-	-	-
Arhynchobatidae	287	<i>Sympterygia acuta</i>	MM	HP	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,02	-	-
Arhynchobatidae	288	<i>Sympterygia bonapartii</i>	MM	HP	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,02	-	-
Synbranchidae	289	<i>Synbranchus marmoratus</i>	AD	HP	-	-	0,05	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Syngnathidae	290	<i>Syngnathus folletti</i>	ES	HZ	-	-	-	-	0,01	0,02	-	-	-	-	0,47	-	-
Syngnathidae	291	<i>Syngnathus pelagicus</i>	MM	HZ	-	-	0,05	-	-	-	-	0,01	-	-	-	-	-
Syngnathidae	292	<i>Syngnathus scovelli</i>	MM	HZ	-	-	0,05	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Syngnathidae	293	<i>Syngnathus</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,04	0,01	-	-	-	-
Synodontidae	294	<i>Synodus foetens</i>	MM	HP	-	-	-	-	-	-	0,01	0,15	-	-	-	-	-
Synodontidae	295	<i>Synodus intermedius</i>	VM	HP	-	-	0,05	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Batrachoididae	296	<i>Thalassophryne nattereri</i>	MM	HP	-	0,42	0,05	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Auchenipteridae	297	<i>Trachelyopterus galeatus</i>	AD	OV	-	0,57	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Auchenipteridae	298	<i>Trachelyopterus striatulus</i>	AD	OV	-	-	-	-	0,03	-	-	-	-	-	-	-	-
Carangidae	299	<i>Trachinotus carolinus</i>	MM	HP	-	-	0,05	-	0,01	-	-	-	0,01	0,01	-	-	-
Carangidae	300	<i>Trachinotus falcatus</i>	MM	HP	-	1,13	0,05	-	-	-	-	-	0,01	-	-	-	-

Carangidae	301	<i>Trachinotus goodei</i>	MM	HP	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,01	-	-	-	-
Carangidae	302	<i>Trachinotus marginatus</i>	MM	HP	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,30	0,43	0,13	-	-
Trichiuridae	303	<i>Trichiurus lepturus</i>	MM	HP	0,09	-	-	-	0,05	-	-	-	-	-	-	0,31	-	-
Osphronemidae	304	<i>Trichogaster</i> sp.	AD	-	-	-	0,05	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Achiridae	305	<i>Trinectes microphthalmus</i>	MM	BV	-	-	0,05	0,02	0,05	0,02	-	0,03	-	-	-	-	-	-
Achiridae	306	<i>Trinectes paulistanus</i>	MM	BV	-	0,14	0,05	2,76	0,18	4,72	0,14	2,79	-	-	-	-	-	-
Triporthidae	307	<i>Triporthus angulatus</i>	AD	OV	-	0,57	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Belonidae	308	<i>Tylosurus crocodilus</i>	VM	HP	-	0,28	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Gerreidae	309	<i>Ulaema lefroyi</i>	MM	OV	-	-	0,05	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sciaenidae	310	<i>Umbrina canosai</i>	MM	BV	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3,88	-	0,01
Phycidae	311	<i>Urophycis brasiliensis</i>	MM	HP	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,20	-	-

Anexo B

Datos de información pesquera correspondiente a los estuarios del Atlántico suroeste seleccionados en el presente estudio. El número total de lances representa el esfuerzo de muestreo.

Estuario	Arte de pesca	Nº sitios	Frecuencia	Periodo muestreo	Nº total lances	Nº individuos	Nº especies
Caeté	Arrastre	3	6/mes	Julio 1996 – Setiembre 1997	270	234000	82
Jaguaribe	Arrastre (y tarrafa)	4	No disponible	Marzo 1990 – Febrero 1991	-	707	83
Mundaú- Manguaba	Arrastre	12	3/mes	Mayo 1988 – Abril 1989	432	No disponible	97
Paraguaçu	Arrastre	120	4/año	Agosto 2009 – Julio 2010	480	7897	77
Macaé	Arrastre (y otros)	2	4/año	Junio 2011 – Marzo 2012	-	17226	72
Mambucaba	Arrastre (y otros)	5	2 meses/estación	Octubre 2007 – Agosto 2008	106	10131	60
Antonina	Arrastre	14	2/mes	Octubre 2005 – Setiembre 2006	336	9281	57
Guaraguaçu	Arrastre	16	mensual	Junio 2005 – Mayo 2006	192	6367	53
Laguna	Arrastre	17	3/mes	Abril 1984 – Marzo 1985	612	49867	59
Pez	Arrastre	3	No disponible	2001 / 2002	125	33848	31
Patos	Arrastre	20	mensual	Enero – Diciembre 1979	253	91916	65
Solís Grande	Arrastre	5	mensual	Setiembre / Noviembre 2012	30	1278	9
Mar Chiquita	Arrastre	8	mensual	Febrero 1996 – Enero 1998	191	30068	28