



**INSTITUTO LATINO-AMERICANO DE
CIENCIAS DE LA VIDA Y LA NATURALEZA
(ILACVN)**

**CIENCIAS BIOLÓGICAS – ECOLOGÍA Y
BIODIVERSIDAD**

**DESCRIPCIÓN DE LA DIVERSIDAD FUNCIONAL DE LOS PECES DE LA
CUENCA DEL PARANÁ 3**

DIEGO FERNANDO CADENA MANTILLA

Foz do Iguaçu
2020



**INSTITUTO LATINO-AMERICANO DE CIENCIAS DE
LA VIDA Y LA NATURALEZA (ILACVN)**

**CIENCIAS BIOLÓGICAS – ECOLOGÍA Y
BIODIVERSIDAD**

DESCRIPCIÓN DE LA DIVERSIDAD FUNCIONAL DE LOS PECES DE LA CUENCA DEL PARANÁ 3

DIEGO FERNANDO CADENA MANTILLA

Trabajo de Conclusión de Curso presentado al Instituto Latino-Americano de Ciencias de la Vida y de la Naturaleza, de la Universidad Federal de la Integración Latino-Americana, como requisito parcial para obtener el título de Licenciado en Ciencias Biológicas – Ecología y Biodiversidad

Orientador: Prof. Dr. Luiz Henrique Garcia Pereira

Foz do Iguaçu
2020

DIEGO FERNANDO CADENA MANTILLA

**DESCRIPCIÓN DE LA DIVERSIDAD FUNCIONAL DE LOS PECES DE LA CUENCA
DEL PARANÁ 3**

Trabajo de Conclusión de Curso presentado al Instituto Latino-Americano de Ciencias de la Vida y de la Naturaleza, de la Universidad Federal de la Integración Latino-Americana, como requisito parcial para obtener el título de Licenciado en Ciencias Biológicas – Ecología y Biodiversidad

BANCA EXAMINADORA

Orientador: Prof. Dr. Luiz Henrique Garcia Pereira
UNILA

Prof. Dr. Carlos Henrique Schneider
UNILA

Prof. Dr. Cleto Kaveski Peres
UNILA

Foz do Iguaçu, _____ de _____ de _____.

TERMO DE SUBMISSÃO DE TRABALHOS ACADÊMICOS

Nome completo do autor (a): Diego Fernando Cadena Mantilla

Curso: Ciencias Biológicas – Ecología y Biodiversidad

	Tipo de Documento
(...x..) graduação	(.....) artigo
(.....) especialização	(...x....) trabalho de conclusão de curso
(.....) mestrado	(.....) monografia
(.....) doutorado	(.....) dissertação
	(.....) tese
	(.....) CD/DVD – obras audiovisuais
	(.....) _____

Título do trabalho acadêmico: _____

Nome do orientador (a): Luiz Henrique Garcia Pereira

Data da Defesa: ____/____/____

Licença não-exclusiva de Distribuição

O referido autor(a):

a) Declara que o documento entregue é seu trabalho original, e que o detém o direito de conceder os direitos contidos nesta licença. Declara também que a entrega do documento não infringe, tanto quanto lhe é possível saber, os direitos de qualquer outra pessoa ou entidade.

b) Se o documento entregue contém material do qual não detém os direitos de autor, declara que obteve autorização do detentor dos direitos de autor para conceder à UNILA – Universidade Federal da Integração Latino-Americana os direitos requeridos por esta licença, e que esse material cujos direitos são de terceiros está claramente identificado e reconhecido no texto ou conteúdo do documento entregue.

Se o documento entregue é baseado em trabalho financiado ou apoiado por outra instituição que não a Universidade Federal da Integração Latino-Americana, declara que cumpriu quaisquer obrigações exigidas pelo respectivo contrato ou acordo.

Na qualidade de titular dos direitos do conteúdo supracitado, o autor autoriza a Biblioteca Latino-Americana – BIUNILA a disponibilizar a obra, gratuitamente e de acordo com a licença pública *Creative Commons Licença 3.0 Unported*.

Foz do Iguaçu, ____ de _____ de _____.

Assinatura do Responsável

Dedico este trabajo a mi familia, por siempre estar presente.

AGRADECIMIENTOS

En primer lugar, quiero agradecer a la UNILA y a Brasil por permitirme alcanzar un sueño que alguna vez pensé en dejar en el olvido.

Quiero agradecerle al profesor Luiz, mi orientador, quien desde el 2016 con mi llegada a la universidad, me recibió en su grupo de trabajo y a su lado he podido aprender muchas cosas y reafirmar mi pasión por el área de genética y biología molecular. Gracias por su apoyo constante, sobre todo en esta última etapa de mi formación académica

Agradezco a los profesores Cleto y Carlos por haber aceptado ser parte de la banca examinadora.

Le extiendo mi agradecimiento a mis compañeros del Laboratorio de Biodiversidad y Ecología Molecular (LABEM), Mari, Same, Jerson, Pili, Vilmara y Mariel, además de todos los aportes académicos brindados, todas esas vivencias e historias de risa en nuestro laboratorio trabajando quedaran para siempre en mi memoria.

No puedo dejar de agradecer a mis compañeros y amigos del curso, BIO 2016, sobre todo a Renata, Rodrigo, Su, James, Vilmara y Alice; y a mis amigas de BIO de otras *turmas*, Kristhy, Sami, Diana. Un colosal gracias a todos por los buenos momentos compartidos y por hacer que la UNILA sea ese espacio maravilloso que es. Todo lo recogido aquí es invaluable.

También quiero agradecer a mis amigos Diana “la paisa”, Juliana, Olga y Andrés “el negro”, por los buenos momentos compartidos y esas historias juntos, fueron una gran compañía sobre todo en la época de la pandemia y cuarentena

Mi más grande y sincero agradecimiento para mis queridos BIOARREBATAOS, Anto, Allan, Pauli, Alvaro, André, Ali (querida), Kathe y EKA, agradezco por los fuertes lazos que nos unen, que nos convirtieron en familia y que van a perdurar por siempre, gracias a La UNILA que me permitió conocer gente maravillosa como ustedes y aprender lo mejor de la cultura cubana, paraguaya y brasilera.

Un agradecimiento especial para mis amigos y compañeros de casa, mi familia brasilera, Vane, Lucho, Leñas, Majo, Rodrigo y Cristian “cachetes”, y a mis otros

amigos colombianos, Diana, Olga, Andrés (el negro), gracias por todos los momentos que hemos compartidos ya sea en casa Colombia o en la casa de la frías, el gran apoyo brindado y los intercambios de infinidad de temas, son experiencias que me hicieron crecer como persona y atesoraré por siempre.

También quiero agradecer a mi familia, en especial a mi familia materna, a mi hermano y a mi prima Juls, por permitirme crecer, apoyarme y financiar la decisión de dejarme volar hace cinco años. Gracias por impulsarme y motivarme a seguir mi sueño y dejar salir a la persona que hoy escribe estas palabras.

Por último y la más importante, quiero agradecer a la persona que con su ejemplo de vida siempre será mi inspiración, a mi mamá, Sonia Mantilla, quiero agradecerle por enseñarme que siempre se debe luchar con toda la fuerza de nuestro espíritu, aunque nuestro cuerpo no resista más. Desde lo más alto donde se encuentre, sé que está orgullosa de mi y todos los logros alcanzados hoy, los debo en gran parte a ella.

*Aprende a disfrutar los desvíos que la vida te hace tomar,
solo así te das cuenta de lo que realmente te gusta, y si
sigues las señales que la vida te da, el universo
conspirará para cumplir tus objetivos.*

Hunter X, Paulo Coelho

CADENA MANTILLA, Diego Fernando. **DESCRIPCIÓN DE LA DIVERSIDAD FUNCIONAL DE LOS PECES DE LA CUENCA DEL PARANÁ 3**. 2020. 57 páginas. Trabajo de Conclusión de Curso (Graduación en Ciencias Biológicas – Ecología y Biodiversidad) – Universidad Federal de la Integración Latino-Americana, Foz do Iguazu, 2020.

RESUMEN

Lagos, ríos y humedales del mundo son importantes cuerpos de agua que vienen sufriendo graves daños y a la falta de conocimiento de su biodiversidad se le suma una acelerada tasa de pérdida de la misma, debido esencialmente a las actividades del hombre, siendo su declive, mucho más rápido que el de los ecosistemas terrestres. La diversidad funcional es una herramienta novedosa que ofrece una alternativa para estudiar los cambios en las comunidades especialmente en ambientes antropizados. Generar grupos funcionales a partir de sus similitudes eco-morfológicas es útil para entender el efecto que tiene la pérdida o adición de especies en una comunidad. Buscando contribuir a la información que se tiene sobre la BP3 y apoyado en los índices de diversidad funcional se describió y caracterizó la diversidad funcional de peces de esta región. Se seleccionaron 17 riachuelos como puntos de colecta, agrupados en tres grupos según el uso/ocupación del suelo y concentración de microcontaminantes. Usando el análisis PCoA se obtuvieron 8 grupos funcionales integrados por un total de 39 especies, los índices FEve y RaoQ demostraron que, a pesar de las diferencias entre los grupos muestreados en el uso/ocupación del suelo y microcontaminantes, los grupos funcionales fueron mantenidos mostrando una estructura funcional homogénea para la BP3. De esta forma, este trabajo significa un gran avance para el área de estudio, pues es el primero que buscó caracterizar la composición funcional de los peces en esta cuenca hidrográfica, brindando datos que pueden servir de base a futuros estudios taxonómicos, ecológicos y de conservación de las especies y de la cuenca como un todo.

Palabras clave: Ictiología. Ecología funcional. Paraná. Ecosistemas acuáticos. Estructura funcional.

CADENA MANTILLA, Diego Fernando. **DESCRIPCIÓN DE LA DIVERSIDAD FUNCIONAL DE LOS PECES DE LA CUENCA DEL PARANÁ 3**. 2020. 57 páginas. Trabajo de Conclusión de Curso (Graduación en Ciencias Biológicas – Ecología y Biodiversidad) – Universidad Federal de la Integración Latino-Americana, Foz do Iguaçu, 2020.

RESUMO

Os lagos, rios e zonas úmidas do mundo são importantes corpos de água que vem sofrendo graves danos e o desconhecimento da sua biodiversidade é agravado por uma taxa acelerada de perda desta, devido essencialmente as atividades humanas, sendo seu declive, muito mais rápido que os ecossistemas terrestres. A diversidade funcional é uma ferramenta inovadora que oferece uma alternativa para estudar as mudanças nas comunidades biológicas, especialmente em ambientes antropizados. Gerar grupos funcionais a partir de suas semelhanças eco-morfológicas é útil para entender o efeito que a perda ou adição de espécies tem em uma comunidade. Buscando contribuir para a informação disponível sobre a BP3 e apoiada nos índices de diversidade funcional, foi descrita e caracterizada a diversidade funcional de peixes desta região. Foram selecionados 17 riachos como pontos de coleta, agrupados em três grupos segundo o uso/ocupação do solo e concentração de micropoluentes. Usando a análise PCoA obtiveram-se 8 grupos funcionais compostos por um total de 39 espécies. Os índices FEve e RaoQ demonstraram que, apesar das diferenças existentes entre os grupos amostrados com relação ao uso/ocupação de terra e quantidade de micropoluentes, os diferentes grupos funcionais estão presentes nos três grupos, mostrando uma estrutura funcional homogênea na BP3. Por fim, este trabalho representa um grande avanço para a área de estudo, pois é o primeiro que buscou caracterizar a composição funcional dos peixes na BP3, fornecendo dados que podem subsidiar futuros estudos taxonômicos, ecológicos e de conservação das espécies e da bacia como um todo.

Palavras-chave: Ictiologia. Ecologia funcional. Paraná. Ecossistemas aquáticos. Estrutura funcional.

SUMÁRIO

1 INTRODUCCIÓN	12
1.1 ECOSISTEMAS ACUÁTICOS	12
1.2. DIVERSIDAD FUNCIONAL	16
2 OBJETIVOS	22
2.1 OBJETIVO GENERAL.....	22
2.1.OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	22
3 METODOLOGÍA	22
3.1 ÁREA DE ESTUDIO	22
3.2 SELECCIÓN PUNTOS DE COLECTA	24
3.3. CARACTERIZACIÓN DE LA DIVERSIDAD FUNCIONAL.....	26
3.3.1. GRUPOS FUNCIONALES E ÍNDICES DE DIVERSIDAD FUNCIONAL.....	29
4 RESULTADOS	30
4.1 GRUPOS FUNCIONALES	30
4.2 ÍNDICES DE DIVERSIDAD FUNCIONAL	34
5 DISCUSIONES	35
6 CONSIDERACIONES FINALES	38
REFERENCIAS	39
APENDICES	47
APÊNDICE A – ESPCIAS COLECTADAS	48
APENDICE B - LISTA DE ESPECIES COLECTADAS Y SU ABUNDANCIA	50
APENDICE C - LISTA DE RASGOS ECO-MORFOLÓGICOS	52

1. INTRODUCCIÓN

El modo de vida de las sociedades cada vez más capitalistas ha proporcionado consecuencias a todos los seres vivos, siendo que, las prácticas exploratorias han causado una intensa devastación en todos los recursos naturales, interfiriendo hasta la propia existencia humana. La reducción de la calidad del paisaje no tiene su causa solo en la industrialización y en el crecimiento de los centros urbanos; también en la deforestación y en la forma con que los agricultores utilizan sus tierras en los cultivos (Zanardi, 2009). De ese modo, una degradación en los recursos naturales de las cuencas hidrográficas paranaenses se ha visto como consecuencia de la no preservación de las florestas nativas y ciliares, el uso cada vez más frecuente de defensivos agrícolas, el lanzamiento de residuos no tratados a los cuerpos de agua y el destino incorrecto de los desechos resultantes (Filho et al. 2012). Sin embargo, estas mudanzas en las características físicas, químicas y biológicas de los recursos naturales no comprometen solamente de forma puntual el local de impacto, sino toda la región que se encuentra rodeada por la cuenca hidrográfica (Filho et al. 2012).

Es claro que los primeros indicadores de las mudanzas físico-químicas se ven prioritariamente en la diversidad biológica (Salgado et al. 2015). El término diversidad es asociado principalmente al número de especies y sus abundancias relativas en una comunidad, paisaje o región determinadas (Petchey y Gaston 2002). Sin embargo, en la actualidad se reconoce que la variedad de formas en que los organismos usan los recursos, así como las formas en que con su actividad estos transforman el ambiente, son componentes esenciales de la diversidad biológica (Taylor et al. 2006). De hecho, se ha planteado que este componente funcional de la diversidad biológica puede ser clave para entender los mecanismos de ensamblaje de las comunidades y los procesos de los ecosistemas, así como los servicios ecosistémicos que estos ofrecen; además, se ha demostrado que la diversidad funcional es más susceptible a cambios ambientales y motores de cambio global en comparación a la pérdida de especies (Salgado et al. 2015).

1.1. Ecosistemas Acuáticos

Los ríos, arroyos, ramblas, lagos, lagunas, charcas, embalses, etc., deben ser considerados no sólo como elementos del paisaje sino también como dinamizadores y formadores de él (Barnes, 1980). La forma en que las redes de drenaje se organizan en el

espacio es el resultado de la interacción de distintos parámetros del medio físico (clima, relieve, geología, vegetación, etc.), a la vez que ellas modelan los paisajes (Barnes, 1980). La caracterización de los ríos puede llevarse a cabo sobre la base de su estructura y funcionamiento (Allan y Castillo 2007). En el caso de los ecosistemas fluviales, su estructura está ligada a la forma y dimensiones del cauce, a la calidad química del agua, la diversidad de hábitats y a las distintas comunidades biológicas que se establecen en los mismos (Constanza et al. 1997). Su funcionamiento está ligado a procesos como el transporte y retención de sedimentos, nutrientes o materia orgánica, o por la fotosíntesis de algas y otros productores primarios, por citar algunos ejemplos (Constanza et al. 1997). Hay interrelación obvia entre la estructura y el funcionamiento. Así, el caudal transportado por el río y sus variaciones temporales determinan la configuración geomorfológica y la estructura del hábitat fluvial (Margalef, 1983). Asimismo, el tipo y la cantidad de materiales que llegan al sistema determinan sus características químicas (Margalef, 1983). Finalmente, la biota responde a las dos características anteriores y a elementos históricos, a veces muy lejanos, que son característicos de la cuenca, y puede modificar buena medida su propio entorno, como cuando retiene nutrientes depurando las aguas (Sabater, 2008).

Los ríos tienen una enorme importancia por conectar las cuencas terrestres con la atmósfera y con el mar, funcionando con los auténticos riñones de la Tierra (Sabater, 2008). De esta forma, además de agua, transportan sales, sedimentos y organismos, y las complejas reacciones químicas y biológicas que se producen en los cauces fluviales son responsables en parte de las características químicas del agua retenida en los grandes reservorios, como lagos y océanos (Naiman y Décamps, 1990). Los ríos forman una red ramificada y jerárquica, en la que los pequeños arroyos confluyen formando arroyos mayores, éstos confluyen formando ríos de mayor tamaño, y así sucesivamente. El caudal del río depende en último término del tamaño de la cuenca de drenaje y del balance entre la precipitación y la evapo-transpiración (Naiman y Décamps, 1990).

La larga pervivencia y la estructura dendrítica de los ríos tienen implicaciones interesantes para la biota de los ecosistemas fluviales. Por un lado, algunos ríos tienen millones de años de existencia, lo que ha permitido la adaptación de las comunidades a las condiciones locales y favoreciendo la especiación (Elosegi y Sabater, 2009). Este hecho, unido a los marcados gradientes en condiciones ambientales, explica que los ríos y sus márgenes alberguen buena parte de la biodiversidad del mundo

(Naiman y Décamps, 1990), así como algunas de las zonas de mayor productividad biológica.

Cada minuto, un volumen estimado de 2000 km³ de agua dulce fluye por los ríos y corrientes del mundo, volumen que representa apenas el 0,006% de las reservas totales de agua dulce del planeta y menos de 3% de agua dulce encontrada en lagos por todo el mundo (Shiklomanov, 1993). Más de dos tercios de las especies terrestres utilizan ríos y sus corredores ciliares en algún momento de sus vidas, cerca de 12% de estas especies conocidas viven en agua dulce, y más del 25% de los vertebrados conocidos dependen de ecosistemas dulces en alguna fase de sus ciclos de vida (Naiman et al, 1993). La unión Internacional para Conservación de la Naturaleza (IUCN) observa que cerca de 126.000 especies conocidas dependen de ecosistemas de agua dulce, pudiendo este número aumentar para más de un millón. Esta biodiversidad del agua dulce ofrece y soporta una gran gama de funciones ecosistémicas. Sin embargo, los ecosistemas de agua dulce están entre los más degradados del planeta, en términos de la pérdida de calidad y de la disminución de cantidades de agua (UN WWAP, 2009). Debido a factores que, probablemente, serán agravados en los próximos años, las pérdidas de especies y hábitats de esos ecosistemas sufrirán pérdidas de especies y de hábitat proporcionalmente mayores que otros ecosistemas terrestres y marinos (Revenga et al, 2000). Además de las pérdidas irreversibles de especies, la degradación en la calidad del agua reduce el valor económico de las funciones desempeñadas por los sistemas de agua dulce, inclusive la capacidad de tratar y limpiar el agua para usos humanos y de ofrecer hábitats importantes para especies acuáticas (ANA, 2013).

En los últimos años las poblaciones de especies de los ecosistemas de agua dulce han disminuido en medio 50%, siendo esta tasa 2/3 mayor que la registrada para especies terrestres y marinas; sufriendo mayor degradación en la biodiversidad en comparación a cualquier otro ecosistema, inclusive las florestas tropicales (MA, 2005a). La introducción de especies exóticas, especialmente de peces, y los aumentos de cargas de nutrientes son factores que más representan peligro a la biodiversidad nativa (Carr y Neary, 2008). Cambios en la calidad del agua pueden resultar en sistemas alterados o degradados que albergan especies exóticas en detrimento de las especies nativas. Adicional a ello, los peces son muy sensibles a las perturbaciones. La detracción de caudales compromete la supervivencia de muchas especies, ya que favorece el incremento de la concentración de nutrientes, el calentamiento de las aguas y las oscilaciones de oxígeno asociadas a crecimientos de productores primarios (Giorgi et al.

2005). La simplificación de los hábitats también redundará en su perjuicio, ya que numerosas especies requieren zonas de refugio, zonas de freza y otras áreas diferenciadas de alimentación. (Giorgi et al. 2005)

Un estudio evaluó varios factores que contribuyen para la extinción de peces de agua dulce y verifico que las especies exóticas, que se alimentan directamente de peces nativos o que compiten con ellos por los recursos en sistemas alterados o degradados, contribuyen para el 54% de las extinciones, mientras que otros impactos en la calidad de agua contribuyen para el 26% de las extinciones (Revenga et al, 2000). En los Estados Unidos, por ejemplo, casi el 40% de los peces de agua dulce, más de 2/3 de las especies de mejillón de agua dulce, mitad de las especies de langostinos, 40% de las especies de insectos de la orden plecópfera y 40% de los anfibios están o dentro de poco estarán extintos; en Suráfrica, casi 2/3 de las especies de peces de agua dulce están amenazados o en vías de extinción (Revenga et al, 2000).

A pesar de su valor e importancia, muchos lagos, ríos y humedales del mundo están sufriendo graves daños y a la falta de conocimiento de su biodiversidad se le suma una acelerada tasa de pérdida de la misma, debido esencialmente a las actividades del hombre, siendo su declive, mucho más rápido que el de los ecosistemas terrestres (Mancera-Pineda et al., 2013). Los componentes de los ecosistemas acuáticos más afectados y sus principales amenazas son (Mancera-Pineda et al., 2013):

- La conectividad. Un río debe fluir naturalmente para que las especies puedan reproducirse. La migración de los peces hacia la parte alta del río para desovar puede verse interrumpida cuando se levantan represas, diques y otras obras de infraestructura que detienen ese libre paso de los peces, lo que impide su reproducción.

- Composición biótica. Cuando un ecosistema es sano hay peces y plantas que forman una cadena alimenticia. Pero este balance peligra con la amenaza de la sobrepesca, pues dicha actividad disminuye la capacidad del ecosistema para regenerarse. Otra amenaza a la composición biótica son las especies invasoras exóticas que colonizan el ecosistema y desplazan a las nativas.

- El hábitat físico. Lo conforman todas las especies que se ven a simple vista. Incluye a las plantas, bosques y los seres que habitan las aguas como crustáceos y peces. El hábitat físico está amenazado por la deforestación, la sedimentación y la industria irresponsable.

- El régimen hidrológico. Este término abarca no solo el río sino el comportamiento de este a lo largo de su cauce. Sus grandes amenazas son la minería

irresponsable, que descarga en sus aguas elementos tóxicos como el cianuro, los residuos líquidos que afectan a la calidad del agua de las áreas urbanas y la agricultura mal planeada. Esto último es un problema sobre todo cuando se construyen diques que guardan agua para riego todo el año, con lo cual se interrumpen los ciclos de sequía que sirven para que vivan algunas especies.

Uno de los ejemplos de las amenazas al régimen hidrológico, es la Cuenca hidrográfica conocida como Paraná 3 (BP3) que engloba los drenajes de ríos y arroyos que desembocan directamente en el río Paraná, en el oeste del estado de Paraná, Brasil. (Pereira y Scroccaro, 2015). La BP3 se destaca por la presencia de corredores de biodiversidad, esenciales para el mantenimiento de muchas especies (Pereira y Scroccaro, 2015). Sin embargo, en los últimos años, la región ha venido sufriendo grandes cambios en su paisaje natural, ocasionadas principalmente por la disminución de la cobertura vegetal, debido a la urbanización y el avance de las actividades agrícola, el uso intensivo e indiscriminado de agrotóxicos en la agricultura; al uso inadecuado e irracional de los recursos hídricos y el bajo índice de tratamiento de residuos sanitarios (Pereira y Scroccaro, 2015).

1.2. Diversidad Funcional

Las funciones de los ecosistemas son determinadas por el papel de las diferentes especies en el mantenimiento de los procesos ecosistémicos. Los cambios en la composición de las especies y en su abundancia relativa tienen una implicancia directa sobre la estructura del ecosistema en términos de la dinámica de la comunidad (Sgarlatta, 2015). Por ejemplo, existen ciertas características del hábitat y factores ambientales que pueden influenciar en las interacciones bióticas, así como limitar la capacidad de las especies para persistir en una comunidad, modificando el ecosistema (Hoeinghaus et al., 2007).

Tradicionalmente los cambios en la diversidad han sido evaluados utilizando numerosos índices que tienen en cuenta la riqueza de especies, la diversidad de especies y la equitatividad de la distribución de la abundancia de los individuos entre las especies. Sin embargo, estos índices se basan únicamente en la identidad taxonómica, por lo que proporcionan una visión incompleta de la diversidad al no tener en cuenta la identidad biológica y las diferencias entre las especies (Villéger et al., 2010).

Motivado por la necesidad de encontrar el eslabón entre las caracterizaciones tradicionales de comunidades y las de procesos ecológicos, surge la

ecología basada en rasgos funcionales (Salgado et al. 2015). En este sentido, la diversidad funcional es una de las dimensiones de la diversidad, definida como el grado de diferencias de rasgos funcionales entre y dentro de las especies (Mason y de Bello 2013). Estos rasgos funcionales son las características morfológicas, fisiológicas o fenológicas medidas a nivel individual, sin referencia al ambiente o cualquier otro nivel de organización, que impactan el éxito biológico a través de sus relaciones con el crecimiento, reclutamiento y mortalidad (Conti et al. 2018; Violle et al. 2007). Los rasgos funcionales influyen en el desempeño de los organismos y pueden estar relacionados con los procesos ecosistémicos (flujo de materia y energía), la estabilidad de los ecosistemas (resistencia y resiliencia), las interacciones biológicas (intra e interespecíficas) y/o la modificación del hábitat (Hooper et al. 2005; Villéger et al. 2010). En fauna, se enfatiza la necesidad de incluir rasgos conductuales y se reconoce que algunos están asociados con el ambiente –uso de hábitat– (Luck et al. 2012).

Los rasgos funcionales y la cantidad que deben usarse en la clasificación funcional son aquellos que son importantes para contestar la pregunta de investigación y que sean fácilmente medibles en un gran número de individuos en poco tiempo. No existe un número correcto ni rasgos funcionales mejores que otros, simplemente su elección debe estar bien justificada en cuanto a la ecología y al conocimiento de los rasgos funcionalmente importantes de las especies (Walker et al., 1999).

Algunas características importantes de los rasgos funcionales son:

- Cada valor particular tomado por un rasgo en un espacio y tiempo determinado se denomina atributo (Lavorel et al. 1997). Los rasgos pueden mostrar diferentes atributos a través de gradientes espaciales o temporales. Por lo tanto, el atributo es generalmente valorado para una población y, en este sentido, es clave la medición de la información ambiental –precipitación, temperatura, humedad del suelo, nutrientes, entre otros– donde fue tomado el rasgo para su posterior interpretación ecológica o evolutiva (Violle et al. 2007).

- Los rasgos pueden ser cualitativos o cuantitativos. Los datos cualitativos o categóricos se asocian a variables multiestado, por ejemplo, el agente polinizador –aves, insectos, murciélagos, viento– o el tipo de alimentación en aves –frugívoro, granívoro, insectívoro, etc–; mientras que los datos cuantitativos o numéricos

pueden ser obtenidos a partir de conteos –discretos– o mediciones que se expresan en unidades –continuas–, por ejemplo, el peso de un individuo.

Cuando se clasifican especies con base en sus rasgos funcionales se pueden recapitular ciertos patrones observados con la diversidad taxonómica debido a que algunos rasgos pueden ser conservados, sin embargo, no todos los rasgos funcionales son dependientes de la filogenia (Córdova-Tapia y Zambrano, 2015)

En el centro de la teoría de la diversidad funcional se encuentran los conceptos de nicho funcional y redundancia funcional. El nicho funcional es análogo al nicho ecológico y representa un hipervolumen de n-dimensiones en un espacio funcional, en donde los ejes representan funciones clave (obtención de alimento, generación de O₂, tasa de descomposición, depredación, etc.) asociadas a distintos rasgos funcionales (Rosenfeld 2002). El nicho funcional establece el marco conceptual para entender la redundancia funcional, que se basa en la idea de que varias especies pueden desempeñar papeles similares en las comunidades y ecosistemas. Por lo tanto, la ausencia de alguna de las especies redundantes tendría un impacto bajo en los procesos ecosistémicos (Lawton y Brown 1993; Fonseca y Ganade 2001). Sin embargo, el nicho funcional de las especies no sólo depende de los procesos ecológicos relacionados con la morfología o la fisiología, sino que también es modificado por los atributos demográficos y las respuestas a los factores ambientales que modifican su desempeño ecológico (intervalo ambiental en donde se desarrolla de manera óptima una función clave) (Rosenfeld 2002; Violle et al. 2007). Además, las especies pueden tener las mismas características en una faceta del nicho funcional, pero pueden diferir en otras, por lo que la redundancia de especies se reduce cuando se consideran diversas funciones simultáneamente (Gamfeldt et al. 2008). Por lo tanto, para que dos especies sean realmente redundantes tendrían que pertenecer al mismo grupo funcional, poder sustituir sus poblaciones y presentar los mismos intervalos de tolerancia a las condiciones ambientales (Rosenfeld 2002). Si consideramos que todas las especies son diferentes en alguna de sus características, entonces siempre será posible separarlas con la elección de un eje de nicho apropiado. (Córdova-Tapia y Zambrano; Morin 2011)

En los últimos años se han realizado importantes esfuerzos con el objetivo de medir la diversidad funcional per se en una escala continua. Sin embargo, Mason y colaboradores (2005) argumentan que la diversidad funcional no puede ser resumida en un solo índice, sino que se deben estimar de manera independiente los

componentes de la diversidad funcional. Se han reconocido cuatro componentes principales de la diversidad funcional: la riqueza funcional, la equitatividad funcional, la divergencia funcional y la especialización funcional. La idea de medir de manera independiente los cuatro componentes tiene la ventaja de proveer mayor detalle al examinar los mecanismos que relacionan la diversidad al funcionamiento de los ecosistemas (Villéger et al. 2008; Mouchet et al. 2010). En los últimos años, se ha propuesto que una aproximación robusta para analizar la diversidad funcional consiste en evaluar la distribución de las especies y sus abundancias en un espacio funcional multidimensional. De esta forma se pueden incorporar varios rasgos de manera simultánea y la diversidad funcional se mantiene independiente de la riqueza de especies. A continuación, se describen los cuatro componentes de la diversidad funcional y los índices para su medición

- La riqueza funcional es la cantidad de espacio funcional ocupado por las especies de una comunidad independientemente de sus abundancias (índice FRic) (Villéger et al. 2010). Una baja riqueza funcional indica que algunos de los recursos potencialmente disponibles no están siendo explotados y podría tener como consecuencia una reducción en la productividad de un ecosistema (Mason et al. 2005).
- La equitatividad funcional es la homogeneidad en la distribución de las abundancias de las especies de una comunidad en un espacio funcional (índice FEve) (Villéger et al. 2010). Una baja equitatividad implicaría que algunas partes del nicho funcional están siendo ocupadas, pero subutilizadas. Esto podría reducir la productividad e incrementar la oportunidad de que posibles invasores se establezcan (Mason et al. 2005)
- La divergencia funcional es una medida de similitud funcional entre las especies dominantes de una comunidad (índice FDiv) (Villéger et al. 2010). Una alta divergencia refleja un alto grado de diferenciación de nicho en las especies dominantes, lo que podría reducir la competencia e incrementar la magnitud de los procesos del ecosistema como resultado de un uso más eficiente de los recursos (Mason et al. 2005). La divergencia decrece conforme la proporción de biomasa se acerca más al centro de gravedad del espacio funcional de la comunidad (Villéger et al. 2010).
- La especialización funcional es una medida de las diferencias generales entre las especies, independientemente de sus abundancias (índice FSpe) (Bellwood et al.

2006). Una especie es funcionalmente más especialista mientras más alejada se encuentre del centro de gravedad de la comunidad regional (Villéger et al. 2010).

Los cuatro componentes de la diversidad funcional y sus respectivos índices (FRic, FEve, FDiv y FSpe) proveen información complementaria sobre la diversidad funcional, son independientes entre ellos, y no dependen del número de especies, ni de la equitatividad, ni de la diversidad taxonómica (Córdova-Tapia y Zambrano 2015).

- Índice de Rao, Q (Divergencia multivariada) el cual generalmente refleja la probabilidad de que, tomando al azar dos individuos en una comunidad, sean diferentes funcionalmente hablando, por lo que valores altos de este índice indican una mayor diversidad funcional. Este índice incluye la abundancia relativa de las especies y una medida de las diferencias funcionales entre especies (Botta-Dukát, 2005). El índice de Rao de biodiversidad, adaptado para la diversidad funcional mediante el uso de rasgos funcionales para evaluar variabilidad, es una aproximación del índice de Simpson para diversidad (Leps et al. 2006)

Cada medida de diversidad proporciona información única sobre cómo la diversidad funcional del grupo responde a cambios en la riqueza de especies, incluida la pérdida o adición de grupos funcionales únicos (riqueza), el número de especies por grupo funcional presentes (diversidad), y el sesgo en la distribución del número de especies por grupo funcional (uniformidad). (Halpern et al., 2008).

El uso de la diversidad funcional como herramienta de análisis de impacto ambiental en conservación biológica se ha desarrollado principalmente en plantas, dado que, como productores primarios, sus respuestas y efectos influyen en las interacciones de todos los niveles tróficos, influenciando directamente la dinámica y servicios de los ecosistemas (de Bello et al. 2010). En animales, los estudios que utilizan diversidad funcional de manera explícita como herramienta de análisis de impacto ambiental son más escasos, al parecer por la dificultad en la selección, medición y evaluación de la funcionalidad de rasgos y grupos funcionales (Blaum et al. 2011). Rincón (2018), comenta que esta dificultad ha llevado a que algunos estudios contemplen ciertos parámetros funcionales de manera superficial, haciendo las clasificaciones con rasgos basados en la explotación y competencia por recursos, excluyendo las funciones comportamentales y

las características que influyen directamente en la interacción del individuo con la dinámica del ecosistema.

A pesar de los pocos estudios desarrollados con animales, algunos trabajos han mostrado la importancia del uso de la diversidad funcional para analizar los impactos ambientales, sobre todo cuando se trata del uso y ocupación de los suelos, como la investigación realizada por Rincón (2018) en la Orinoquia colombiana, donde evidenció que los cambios de uso de suelo que más impacto causaron sobre los grupos funcionales de aves fueron aquellos que implican mayores cambios en la estructura de la vegetación, principalmente aquellos que simplifican la complejidad del hábitat. Por otro lado, Rico y colaboradores (2011) reportaron la desaparición de aves frugívoras en la Orinoquia venezolana tras el reemplazo de coberturas de bosque por cultivos de arroz, al parecer por la ausencia de frutos carnosos, que en general se encuentran disponibles en bosques tropicales. En el estudio hecho por Luke et al (2014), se encontró una reducción funcional consecuente al monocultivo de palma de aceite en los grupos alimentares de hormigas en Malasia; a su vez, Edward et al. (2013) encontraron la misma disminución debido a este monocultivo en los grupos funcionales de aves en el Sudeste de Asia; mientras que para los peces de la región amazónica oriental de Brasil, no hubo diferencia en la diversidad funcional, debido al mantenimiento de las matas ciliares que minimizan la acción de pesticidas cargados a los arroyos (Giam et al. 2015). Entretanto, a pesar de existir una pérdida de especies en la comunidad como consecuencia de la conversión del hábitat, los resultados de Andrade (2016), indican que las funciones desempeñadas por los macroinvertebrados de agua dulce se mantienen; debido a la alta redundancia funcional en las comunidades de insectos acuáticos, en la cual varios géneros pueden ejecutar las mismas funciones y así sustituir a aquellos con menor grado de tolerancia y mayor especificidad ambiental (Petchey & Gaston 2002; Bihn et al. 2010)

Con lo anterior, confirmamos el gran valor que las especies brindan a los ecosistemas cuando se habla de enfrentar amenazas en contra de su equilibrio natural y siendo los ecosistemas acuáticos uno de los más amenazados, entender su diversidad funcional es clave para interpretar la dinámica natural de éstos.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo General

Caracterizar y describir la diversidad funcional de la comunidad de peces de la BP3

2.2. Objetivos Específicos

- Identificar los rasgos funcionales de las especies que componen las comunidades de peces de la BP3.
- Evaluar los índices de diversidad funcional de las comunidades de peces.

3. METODOLOGÍA

3.1. Área de Estudio

El Altiplano de la Cuenca del Paraná es una gran provincia fisiográfica con cerca de 1 millón de Km², extendiéndose en su mayor parte a través del Sur de Brasil y penetrando en las repúblicas vecinas de Argentina, Paraguay y Uruguay. Es el resultado de una imperial inundación de lavas basálticas ocurridas durante el triásico superior en la principal cuenca gonduánica del continente (C. A. Cotton, 1952). El Sistema del Alto Río Paraná, inicia desde el antiguo Salto de Sete Quedas (ahora inundado por el reservatorio de Itaipu) e incluye todo el drenaje de aguas arriba del río Paraná (Bonetto 1986, Britski y Langeani 1988). Con aproximadamente 900 mil km², esa porción de la cuenca hace parte de la cara sur del Escudo Brasileiro y es representado por dominios morfoclimáticos que incluyen Florestas Estacionales Semidecíduales, Cerrados, Florestas Ombrófilas Mixtas, Campos Rupestres y Bosques de Galería (Hueck y Seibert, 1981).

La Cuenca hidrográfica del Paraná 3 (BP3) fue instituida por el Decreto Estadual nº 2.924, del 5 de mayo de 2004 (INSTITUO DAS ÁGUAS DO PARANÁ, 2017). El objetivo de esta división de cuencas fue priorizar el planeamiento minucioso y aproximar el debate y uso del agua con las organizaciones del estado, para asegurar la calidad de los recursos hídricos y calidad de vida de las generaciones futuras. La BP3 engloba los drenajes de ríos y arroyos que desembocan directamente en el río Paraná, localizados entre los ríos Piquiri e Iguazú, en el oeste del estado de Paraná. La cuenca

drena un área de aproximadamente 8 mil Km² en una región con actividad agrícola intensa y habitada por aproximadamente 700 mil personas, abarcando 29 municipios (Pereira y Scroccaro, 2015). La BP3 pertenece a la ecorregión Floresta del Alto Paraná que, por su vez, está incluida en el Complejo Mata Atlántica (Di Bitetti et al. 2003). La topografía de la región varía desde áreas relativamente planas, con suelos profundos, próximas al río Paraná y a otros ríos principales, en altitudes entre 150 y 250 metros sobre el nivel del mar (msnm), hasta altiplanos relativamente planos, con altitudes entre 550 y 800 msnm (Ligier, 2000). Los suelos de la región son en parte ricos en nutrientes; generalmente profundos y de coloración rojiza cuando están cerca de los ríos principales, tornándose menos profundos y pedregosos en mayores altitudes (Ligier, 2000). Gran variación se encuentra en los tipos de suelos, encontrándose diferencias en la textura, composición química y acidez (Ligier, 2000). La precipitación se encuentra en el rango de 1000 a 2200 mm³ por año. La vegetación natural de esta región es caracterizada por la floresta estacional semidecidual (Dominio Mata Atlántica). El concepto de este tipo de vegetación está condicionado a la doble estacionalidad climática en esta región, ligada a la sequía fisiológica provocada por la intensa época de frío, con temperaturas medias inferiores a 15° C (Ayoade, 2010). La BP3 se destaca por la presencia de corredores de biodiversidad, esenciales para el mantenimiento de muchas especies (Pereira y Scroccaro, 2015). Sin embargo, en los últimos años, la región ha venido sufriendo grandes cambios en su paisaje natural, ocasionadas principalmente por la disminución de la cobertura vegetal, debido a la urbanización y el avance de las actividades agrícola, el uso intensivo e indiscriminado de agrotóxicos en la agricultura; al uso inadecuado e irracional de los recursos hídricos y el bajo índice de tratamiento de residuos sanitarios (Pereira y Scroccaro, 2015). Tales impactos han colocado en riesgo la preservación y mantenimiento de su biodiversidad y a la cuenca como un todo desde el punto de vista hídrico.

Estudios recientes han demostrado que la BP3 presenta un consumo de agrotóxicos por encima de la media para el estado de Paraná, siendo la atrazina (ATZ) y el glifosato de los principales agrotóxicos encontrados y usados en la BP3; como demostrado en el trabajo realizado por Della Flora en 2018, donde 407 muestras fueron evaluadas por diferentes técnicas de extracción, encontrando en el 23,83% de ella había ATZ y en el 1,82% de las muestras, existían productos secundarios a ésta. Por otro lado, Mendonça (2018), encontró que en áreas del BP3 próximas a cultivos de soja y maíz, los niveles de glifosato se encontraban dentro de los límites establecidos por la ley, excepto

en aquellas muestras que fueran recolectadas en los períodos lluviosos donde hay mayor arrastre de estos productos al cuerpo de agua. Resultados similares fueron encontrados por De la Flora y colaboradores en 2019, obteniendo 52 agrotóxicos y 6 metabolitos de 17 muestras examinadas, siendo que las mayores concentraciones fueron en las muestras colectadas en la época de lluvias.

3.2. Selección de Puntos de Colecta

El presente proyecto se enfocó en la cuenca hidrográfica del Paraná 3. Para eso se utilizó el banco de datos del laboratorio de investigación de biodiversidad y ecología molecular (LABEM) de la UNILA. Se muestrearon 17 puntos en la BP3, los cuales están distribuidos en toda su extensión y representan trechos que se encuentran en área de diferentes tipos de uso y ocupación del suelo y con diferentes niveles de perturbación y preservación.

Los 17 riachuelos seleccionados como puntos de colecta (tabla 2), presentan características estructurales similares (sustrato rocoso, flujo de la corriente, sombreado, largura, profundidad y vegetación ribereña)

Tabla 1. Coordenadas geográficas de los riachuelos de colecta seleccionados.

Puntos de Colecta	Ciudad	Latitud Sur	Longitud Oeste
BR-01b	Marechal Cândido Rondon – PR	-24.5994	-54.1398
BR-02c	Marechal Cândido Rondon – PR	-24.5831	-54.026
BR-03c	Mercedes - PR	-24.4667	-54.2077
BR-04a	São Pedro do Iguaçu – PR	-24.7894	-54.0369
BR-05b	São Pedro do Iguaçu – PR	-24.8746	-54.0543
BR-06a	Diamante D'Oeste – PR	-24.9236	-54.0861
BR-07b	Santa Helena - PR	-24.9755	-54.2204
BR-08c	Missal – PR	-25.1443	-54.2565
BR-09a	Ramilândia - PR	-25.1304	-54.0983
BR-10a	Ramilândia - PR	-25.1426	-54.0619
BR-11a	Ramilândia - PR	-25.0547	-54.066
BR-12c	Matelândia - PR	-25.1259	-53.9482
BR-13b	Vera Cruz do Oeste – PR	-25.0798	-53.915

BR-14b	Santa Teresa do Oeste – PR	-25.0043	-53.7097
BR-15b	São Miguel do Iguaçu – PR	-25.255	-54.1837
BR-16c	Medianeira - PR	-25.2476	-54.1478
BR-17b	Santa Teresinha de Itaipu – PR	-25.4335	-54.3758

Para la selección de los puntos fue considerada la clasificación hecha por el Proyecto de Micropoluentes 2 de Itaipu Binacional, del cual este proyecto hace parte, considerando las variables número de microcontaminantes detectados y uso/ocupación del suelo [uso no agrícola (floresta + pastoreo) y uso agrícola].

Esta metodología visó organizar los riachuelos a manera de crear un gradiente de impacto, estableciéndose para eso tres grupos categóricos, o sea, tres tratamientos diferentes: Grupo A – Contaminación Baja, Grupo B – Contaminación Moderada, Grupo C- Contaminación Alta. En cada grupo fue definido el conjunto de riachuelos que cumplieran con las características presentadas en la Tabla 3; debido a que las características uso y ocupación del suelo son bastante semejantes entre los grupos B y C, la distribución de los riachuelos entre esos dos grupos fue definida por la ocurrencia de microcontaminantes.

Tabla 2. Tratamientos muestrales.

CLASIFICACIÓN		USO / OCUPACIÓN DEL SUELO		MICROCONTAMINANTES
Grupo	Definición	No Agrícola	Agrícola	Cantidad detectada
A	Contaminación Baja	Media: 68%	Media: 32%	Media: 5
B	Contaminación Moderada	Media: 24%	Media: 76%	Media: 7
C	Contaminación Alta	Media: 24%	Media: 76%	Media: 11

En cada grupo de colecta fue demarcado un tramo de 30 metros de extensión río arriba, a partir del punto inicial de barredura para captura de los peces.

Los peces fueron capturados por medio de pesca eléctrica con el uso del equipamiento Electrofisher modelo: LR-24 BP, marca Smith-Root y con auxilio de redes de pesca.

Los peces capturados se conservaron en alcohol al 96% para su posterior

identificación taxonómica con ayuda de llaves de identificación y medición de los rasgos funcionales seleccionados. Estos peces fueron registrados y depositados en la colección ictiológica de la UNILA.

Los peces fueron identificados con ayuda de llaves de identificación presente en el trabajo de Ota et al 2018.

Las mediciones fueron hechas usando estereomicroscopio marca Zeiss® y paquímetro digital, tomando las medidas en milímetros

3.3. Caracterización de la diversidad funcional

Los caracteres morfológicos de las especies de peces que ofrecen una compensación entre su interés relevante para el ecosistema y la forma en que deben ser medidos, fueron definidos en trabajos anteriores (Sibbing y Nagelkerke, 2001; Dumay et al., 2004.), en este trabajo, como mostrado en la tabla 5 se utilizaron 12 rasgos funcionales, provenientes de 3 rasgos ecológicos y las proporciones de 11 rasgos morfológicos (tabla 4), y así poder descifrar aspectos relevantes de la funcionalidad de estos ecosistemas. Estos fueron elegidos para abarcar varios atributos de la ecología de los peces que son conocidas por influenciar su rol funcional en el ensamble (Stuart-Smith et al., 2013). Siguiendo la propuesta dada por Moulliot et al 2006, estos rasgos se midieron en cinco individuos para cada especie (excepto en aquellas donde su abundancia fue menor a éste número) y se estimó la media de cada rasgo para cada especie. La figura 1, muestra cómo fueron tomadas las medidas en los individuos de los géneros colectados más abundantes

Tabla 4. Rasgos morfológicos y ecológicos medidos en los peces de la cuenca del Paraná 3

Tipo de Rasgo	Complejo	Rasgo	Sigla
Morfológico	Cabeza	Longitud de la cabeza	LC
		Longitud del Hocico	LH
		Diámetro del ojo	DO
		Posición de la boca	--
		Forma de los dientes	--
	Cuerpo	Longitud Estándar	LE
		Altura del Cuerpo	ALC
		Forma del cuerpo	--
	Pedúnculo Caudal	Longitud del Pedúnculo Caudal	APC

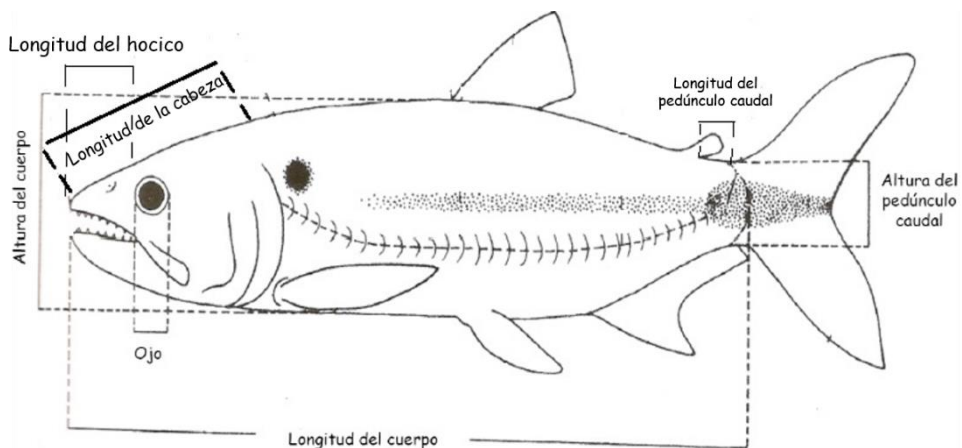
		Altura del Pedúnculo Caudal	LPC
	Aletas	Forma Aleta Caudal	--
Ecológico	Alimentación	Tipo de Dieta	
		Preferencia y Uso del Hábitat	
	Reproducción	Cuidado Parental	

Tabla 5. Rasgos funcionales de peces utilizados para estimar la diversidad funcional.

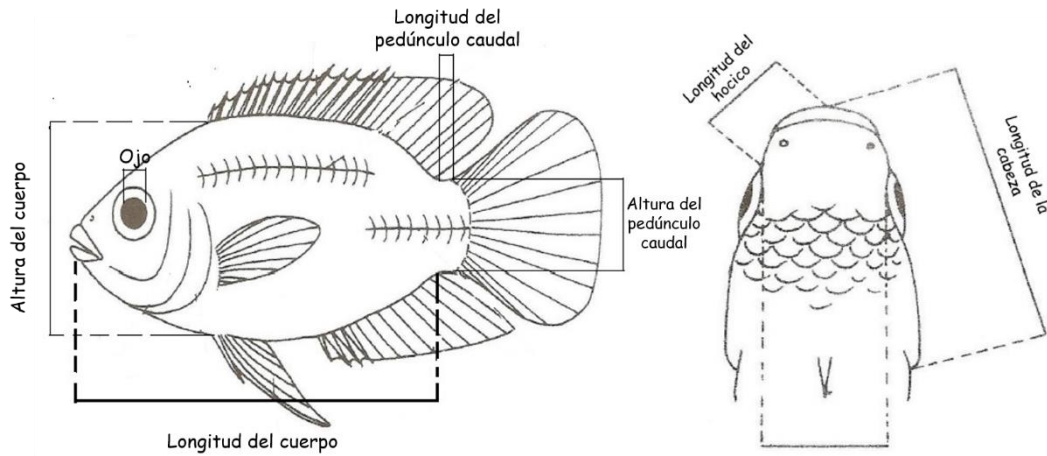
Rasgo Funcional	Proporción / Categoría	Rasgo Ecológico	Explicación	Autor
Profundidad relativa del cuerpo (Pcu)	ALC /LE		Habilidad hidrodinámica.	Salgado 2017
Longitud relativa del pedúnculo caudal (LonPc)	LPC / LE		Habilidad hidrodinámica	Cheal et al. 2012
Altura relativa del pedúnculo caudal (AltPc)	ALPC / ALC		Habilidad hidrodinámica	Cheal et al. 2012
Forma del cuerpo	Alargado (Ala)	Locomoción	Respuesta adaptativas e informa papel funcional en el ecosistema; la forma del cuerpo en sí misma puede dar una idea del uso del hábitat	Webb 1984, Blake 2004, Villéger et al. 2010, Pease et al. 2012
	Alto (Alt)			
	Aplanado (Apl)			
Forma Aleta Caudal	Truncada (T)		Determinan el tipo de nado, la maniobrabilidad y la velocidad en la dirección del movimiento del pez	Blake 2004, Fish y Lauder 2006, Lauder y Madden 2007, Pease et al. 2012
	Furcada (F)			
	Redonda (R)			
	Convexa (Cox)			
	Cóncava (Coc)			
	Homocerca (H)			
	Lunata (L)			
Longitud relativa de la cabeza	LC /LE		Relacionado con el tamaño de la presas	Cheal et al.; Salgado, 2017
Diámetro del ojo (DO)		Dieta	Detección de comida y agudeza visual.	Villéger et al. 2010.
Posición de la boca	Superior (Su)		Relaciona al individuo con su alimento, dando la ubicación del pez	Gatz 1979
	Terminal (T)			
	Subterminal (S)			
	Inferior (I)			

			en la columna de agua	
Forma de los dientes	Viliformes (V)		Preferencias alimentarias de la especie	Hood et al. 2005
	Cónicos (Co)			
	Caniniformes(Ca)			
	Incisivos (in)			
	Molariformes (M)			
Preferencia y Uso del hábitat	Bentónico (BT)		Zona de la columna de agua donde la especie pasa la mayor parte del tiempo, se relacionada con el tipo de alimentación	Salgado, 2017
	Bentopelágico (BP)			
Tipo de dieta	Detritívoro (Det)		Preferencias alimentarias de la especie, determina los flujos de materia y energía en las redes tróficas	Hood et al. 2005, Winemiller 2005
	Algívoro (Alg)			
	Carnívoro (Car)			
	Omnívoro (Omn)			
	Invertívoro (inv)			
Cuidado Parental	Con Cuidado Parental (CP)	Reproducción	Éxito reproductivo de los progenitores	Winemiller y Rose 1992, Winemiller 2005
	Sin Cuidado Parental (SCP)			

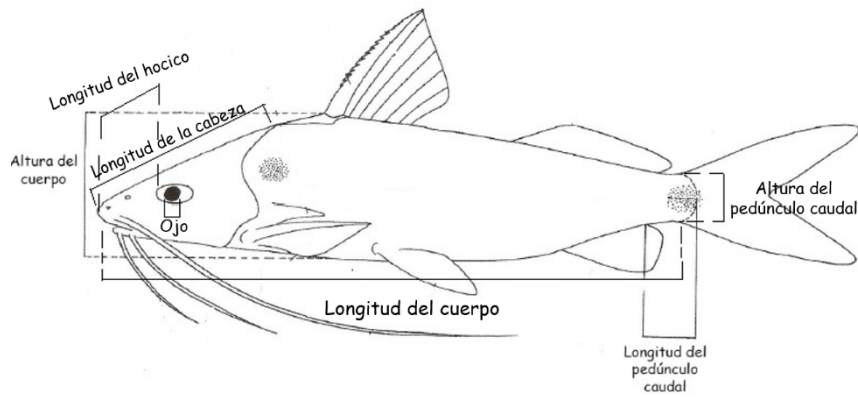
Figura 1. Medidas tomadas en los individuos colectados. A. Characiformes B. Cíclideos C. Siluriformes



A. Medidas en Characiformes



B. Medidas en Cíclideos



C. Medidas en Siluriformes

3.3.1. Grupos Funcionales e Índices de Diversidad Funcional

Los grupos funcionales se obtuvieron con ayuda del software R® Studio (R Development Team, 2010), a través del Análisis de Coordenadas Principales (PCoA), que tiene como objetivo representar gráficamente una matriz de semejanza entre p elementos (referencia), este tipo de análisis permite combinar los rasgos funcionales tanto cuantitativos como cualitativos.

Para obtener los índices de diversidad funcional se utilizó el paquete FDiversity (Casanoves et al., 2011), una nueva herramienta que permite calcular fácilmente casi todos los índices de diversidad funcional utilizando el software R®

4. RESULTADOS

Un total de 5800 individuos fueron colectados, representando 39 especies de 5 ordenes distintas: Characiformes, Siluriformes, Perciformes, Gymnotiformes y Symbranchiformes, de las cuales Characiformes (con las especies *Astyanax aff. paranae*, *Bryconamericus aff. iheringii*, *Characidium aff. zebra*, y *Knodus moenkhausii*) y Siluriformes (con las especies *Ancistrus sp*, *Cambeva davisii* y *Heptapterus mustelinus*) presentan la mayor riqueza y abundancia (ver apéndice A y B). 1390 individuos fueron medidos, basado en la abundancia de cada especie, como mencionado anteriormente. Las características ecológicas más representativas fueron las dietas omnívora e invertívora, uso del hábitat bentopelágico y forma del cuerpo alargado (apéndice C)

4.1 Grupos Funcionales

El PCoA, formó 8 grupos funcionales en toda la extensión de la BP3 (Figura 2), siendo que la variable Profundidad del cuerpo es la que mejor explica el eje 1, mientras que la variable Longitud relativa del pedúnculo caudal es la que mejor explica el eje 2; sin embargo, es evidente que entre las especies se comparten otras características que fortalecen la agrupación obtenida (Tabla 6). El grupo F está formado por 3 especies de un mismo género, mientras que el grupo G cuenta con dos especies de géneros distintos, por otro lado, el grupo H es el único grupo funcional que tiene solo una especie, *Oreochromis niloticus*.

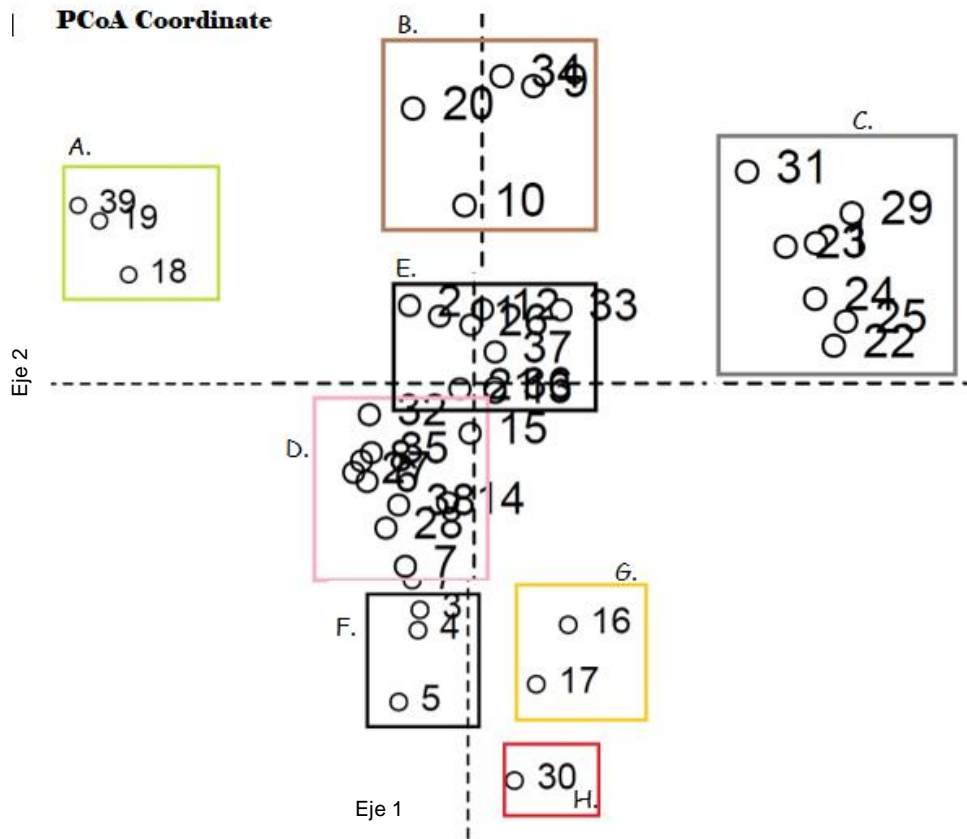
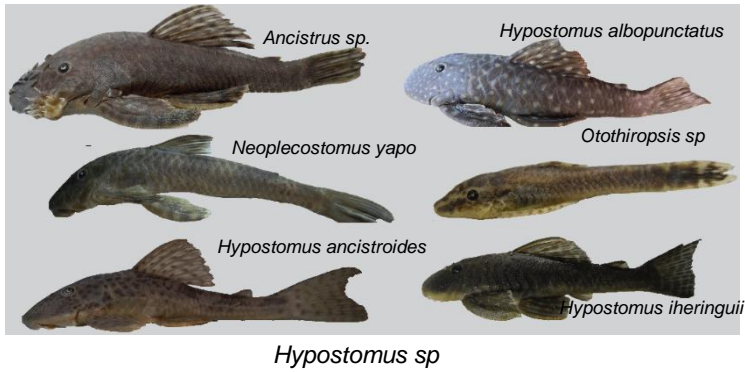


Figura 2. Análisis de Coordenadas Principales (PCoA) formando los grupos funcionales de los peces de la cuenca del Paraná 3

Tabla 6. Grupos funcionales de los peces de la cuenca del Paraná 3. Los rasgos funcionales mencionados son aquellos que están compartidos por las especies.

Grupo	Especies	Rasgos Funcionales
A	<p><i>Gimnotus pantanal</i> <i>Gimnotus inaequilabiatus</i></p> <p><i>Synbranchus mamoratus</i></p>	Peces sin cola de dieta carnívora y bentónico cuerpo achatado lateralmente y relacionado con mayor natación y predador de espera debido a su cola vestigial
B	<p><i>Phenacorhamdia tenebrosa</i> <i>Heptapterus mustelinus</i></p> <p><i>Cetopsorhamdia iheringui</i> <i>Cambeva davisi</i></p>	Bagres que habitan el fondo y tiene una dieta invertívora a carnívora

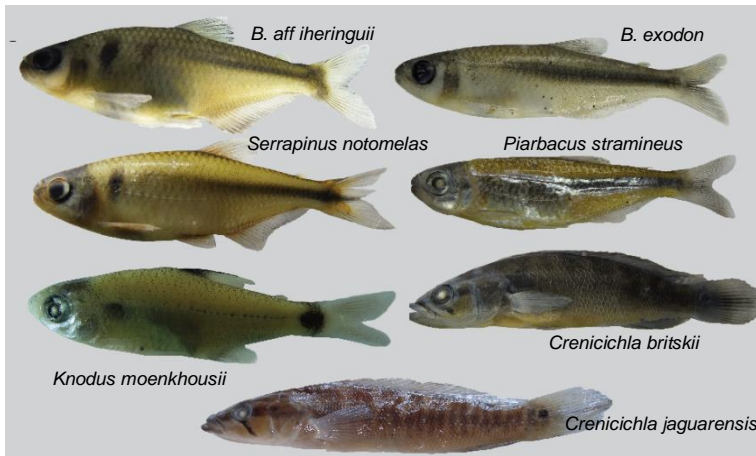
C



Habitantes de fondo, detritívoros con cuerpo aplanado y alto

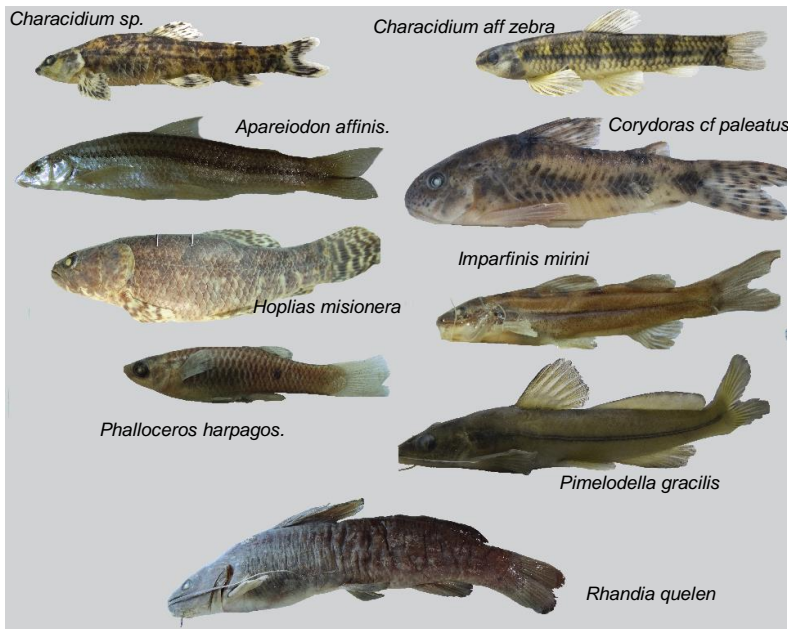
Astyanax sp ; Moenkausia aff intermedia ; Paradon nasus

D



Hábito bentopelágico, con dieta variada y cola corta, típica de especies que habitan ambientes con flujos de agua reducidos

E





Individuos con cuerpo deprimido que les permite moverse mejor en ambientes con flujos rápidos, y su dieta predominantemente invertívora. Se encuentra en ambientes pocos profundos y de flujo rápido

F



Peces omnívoros, con cuerpos profundos y corto pedúnculo caudal que les permite realizar giros verticales en

		ambiente sin flujo veloz de agua.
G	 <p><i>Geophagus brasiliensis</i> <i>Crenicichla sp.</i></p>	Omnívoros con preferencia de insectos
H	 <p><i>Oreochromis niloticus</i></p>	Especie invasora, probablemente proveniente de escapes de la piscicultura

En la tabla 7 están relacionados los grupos funcionales presentes en cada tratamiento muestreado:

Tabla 7. Grupos funcionales y su composición de especies en cada grupo de riachuelos muestreados en la cuenca del Paraná 3

Grupo	Riqueza	Grupos Funcionales
A	23	<p>A: <i>Gymnotus inaequilabiatus</i>, <i>Symbranchus mormoratus</i> B: <i>Cambeva davisii</i>, <i>Cetopsorhamdia iheringuii</i>, <i>Heptapterus mustelinus</i> C: <i>Ancistrus sp.</i>, <i>Hypostomus ancistroides</i>, <i>Hypostomus aff iheringui</i>, <i>Hypostomus sp</i> D: <i>Astyanax sp.</i>, <i>Bryconamericus exodon</i>, <i>Bryconamericus aff iheringuii</i>, <i>Crenicichla britskii</i>, <i>Crenicichla jaguarensis</i>, <i>Piarbacus stramineus</i> E: <i>Apareiodon affinis</i>, <i>Characidium aff zebra</i>, <i>Characidium sp.</i>, <i>Corydoras paleatus</i>, <i>Hoplias misionera</i>, <i>Pimelodella gracilis</i> <i>Rhamdia quelen</i> F: <i>Astyanax aff paranae</i> G: <i>Geophagus brasiliensis</i></p>
B	29	<p>A: <i>Gymnotus inaequilabiatus</i> <i>Gymnotus pantanal</i> <i>Symbranchus mormoratus</i>, B: <i>Cambeva davisii</i>, <i>Cetopsorhamdia iheringuii</i>, <i>Heptapterus mustelinus</i> C: <i>Ancistrus sp.</i>, <i>Hypostomus ancistroides</i>, <i>Hypostomus aff iheringui</i> D: <i>Astyanax sp.</i> <i>Bryconamericus exodon</i>, <i>Bryconamericus aff iheringuii</i>, <i>Crenicichla britskii</i>, <i>Crenicichla jaguarensis</i>, <i>Knodus moenkousii</i>, <i>Moenkausia aff intermedia</i>, <i>Piarbacus stramineus</i> <i>Serrapinus notomelas</i> E: <i>Characidium aff zebra</i>, <i>Corydoras paleatus</i>, <i>Hoplias misionera</i>, <i>Pimelodella gracilis</i>, <i>Phaloceros harpagos</i>, <i>Rhamdia quelen</i> F: <i>Astyanax aff paranae</i>, <i>Astyanax lacustris</i>, <i>Astyanax fasciatus</i> G: <i>Crenicichla sp.</i>, <i>Geophagus brasiliensis</i></p>
C	25	<p>A: <i>Gymnotus inaequilabiatus</i> B: <i>Cambeva davisii</i>, <i>Cetopsorhamdia iheringuii</i>, <i>Heptapterus mustelinus</i>, <i>Phenacorhamdia tenebrosa</i> C: <i>Ancistrus sp.</i>, <i>Hypostomus albopunctatus</i> <i>Hypostomus ancistroides</i>, <i>Neoplecostomus</i></p>

yapo, *Otothiropsis* sp

D: *Bryconamericus exodon*, *Bryconamericus aff iheringii*, *Crenicichla britskii*, *Crenicichla jaguarensis*, *Knodus moenkousii*, *Parodon nasus*

E: *Apareiodon affinis*, *Characidium aff zebra*, *Imparfinis mirini*, *Phalloceros harpagos*, *Rhamdia quelen*

F: *Astyanax aff paranae*, *Astyanax lacustris*

H: *Oreochromis. niloticus*

4.2 Índices de Diversidad Funcional

En la tabla 8 se muestran los valores obtenidos de los índices en cada uno de los puntos muestreados. Los índices Fric y de RaoQ muestran bajos valores, lo que puede interpretado como una baja riqueza funcional, por su parte el FEve muestra una equitatividad de grupos funcionales entre los puntos muestreados por medio de sus altos valores

Tabla 8. Índices de diversidad funcional para los puntos muestreados en la BP3. Fric: Riqueza funcional; FEve: Equitatividad funcional; RaoQ: Índice de Rao Q o divergencia multivariada.

Punto	Riqueza de Especies	Índice		
		Fric	FEve	RaoQ
BR-01b	14	0,23244588	0,662230138	0,09010391
BR-02c	12	0,09190411	0,700029951	0,08626181
BR-03c	13	0,11605063	0,663050531	0,08634888
BR-04a	11	0,11935555	0,685299955	0,11263146
BR-05b	13	0,16851971	0,746317239	0,09271576
BR-06a	14	0,44797224	0,670393657	0,11197881
BR-07b	17	0,45667013	0,685890473	0,09802175
BR-08c	12	0,3790314	0,683804667	0,12001353
BR-09a	12	0,15152086	0,784811752	0,10731704
BR-10a	14	0,19202627	0,690575233	0,11709647
BR-11a	11	0,24574538	0,614545468	0,11067988
BR-12c	7	0,01238159	0,420308725	0,10576888
BR-13b	5	0,00681105	0,870977236	0,13802809
BR-14b	9	0,03273171	0,862559301	0,10770119
BR-15b	14	0,12964397	0,72595557	0,10911778
BR-16c	16	0,57892533	0,651701202	0,11951594
BR-17b	12	0,29896938	0,759890197	0,1140345

5. DISCUSIONES

La diversidad funcional es una herramienta novedosa que ofrece una alternativa para estudiar los cambios en las comunidades especialmente en ambientes antropizados. Generar grupos funcionales a partir de sus similitudes eco-morfológicas es útil para entender el efecto que tiene la pérdida o adición de especies en una comunidad.

Los componentes de la diversidad funcional al brindar informaciones independientes son complementarios entre ellos y permiten obtener detalles sobre como diferentes factores estresantes del ecosistema pueden generar cambios en él. Así, es posible ampliar el conocimiento sobre cómo distintos impactos pueden modificar el funcionamiento de los ecosistemas gracias a que la diversidad funcional permite brindar esa información a partir de datos morfológicos y de abundancia.

Son pocos los estudios sobre diversidad funcional que existen para la cuenca del Alto Paraná, siendo el presente trabajo el primero en describir y caracterizar la diversidad funcional en la BP3, encontrando 8 grupos funcionales compuestos por 39 especies de 5 ordenes diferentes, donde se destacan los ordenes Chariciformes y Siluriformes como los más abundantes y de mayor riqueza.

La riqueza de especies encontrada torna representativo este trabajo para la pequeña área que es la BP3 en comparación a otros trabajos, como el realizado por Teresa en 2012, donde 31 especies fueron colectadas en el drenaje del río São José dos Dourados en la cuenca del Alto Paraná en São Paulo. Por otro lado, en la Cuenca del Piquiri, que es una cuenca cerca de la BP3, se han registrado 35 especies en ríos de cabecera (GUBIANI et al., 2006), y en toda la cuenca del Piquiri, se ha registrado 50 especies (SECRETARIA DE ESTADO DO MEIO AMBIENTE E RECURSOS HIDRICOS, 2013). Por lo tanto, estos datos resaltan la elevada riqueza que nuestro trabajo encontró en este tipo de ambiente y su importancia para la preservación.

El PCoA, juntó los grupos funcionales de acuerdo a las variables que mejor explican los ejes, profundidad del cuerpo y longitud relativa del pedúnculo caudal, y que están relacionadas con la capacidad hidrodinámica de los individuos y la velocidad del flujo del agua en los ambientes que habitan. Generando un total de 8 grupos: El grupo A está formado por individuos de dieta carnívora, sin aleta caudal o remanente de esta, indicando predadores de espera típicos de ambientes profundos y con flujo lento. Los integrantes del grupo B son conocidos como bagres, especies con dieta carnívora a invertívora y con preferencia de habitar el fondo de la columna de agua y con aleta caudal

larga, indicador de cazadores activos, por su lado, el grupo C lo conforman los peces conocidos como cascudos, habitantes de fondo y con alimentación detritívora caracterizado por su baja habilidad hidrodinámica y preferencia por ambientes lenticos. Los demás grupos (D, E, F, G y H) esta conformados por individuos que con pedúnculo caudal bajo y aleta caudal corta lo que les permite una extraordinaria habilidad hidrodinámica, habitantes preferencialmente bentopelágicos en ambientes poco profundos y de velocidad del agua que varía de baja a alta en su flujo. Este mismo número de grupos funcionales fueron encontrados por De Oliveira en 2019, donde analizó el efecto de varias Hidroeléctricas en la diversidad funcional en las cuencas del río Paranaíba, Tocantins y Sao Francisco. Él encontró 8 grupos funcionales tanto antes como después de la instalación de las hidroeléctricas, siendo que de igual forma que al presente estudio, los grupos funcionales formados por las especies omnívoras eran los más grandes.

En los grupos D y F, aunque no todas, tienen especies que son típicas o predominantes de ambientes impactados. En trabajos como los desarrollados por Mise et al., 2018, las especies *Astyanax aff. paranae* y *Bryconamericus aff. iheringii* han sido caracterizadas como especie de ambientes con impacto antrópico y de alta plasticidad, por su otra parte, otros trabajos han asociado a *Knodus moenkhausii*, con ambientes impactados antrópicamente (Ceneviva-Bastos y Casatti, 2007; Felipe-Alvez y Suárez, 2010; Mise et al., 2018); mientras que el grupo E cuenta con algunas especies que son más comunes de ambientes preservados, la especie *Characidium aff. zebra*, ha sido evidenciada como sensible a las perturbaciones antrópicas, como represas (Manoel et al., 2008); de igual forma, trabajos como los de Scarcia y De la Torre, 2018 han evidenciado que *Corydoras paleatus* puede ser implementada en el monitoreo ecotoxicológico acuático.

El grupo H, está conformado por una especie invasora, *Oreochromis niloticus*, conocida como tilapia y que probablemente sea producto de la piscicultura. Esta especie de pez tiene una dieta omnívora; al consumir fitoplancton, zooplancton y detritos en suspensión, *O. niloticus* puede reducir la biomasa de zooplancton tanto directamente por el consumo de esos organismos como indirectamente por el consumo de sus principales recursos alimentares (Diana et al 1991; Figueredo y Giani, 2005). Como la gran mayoría de las especies de peces depende del zooplancton, especialmente de los microcrustáceos, como principal recurso alimentar en la fase joven, esta especie invasora puede perjudicar el reclutamiento de las otras especies de peces, a través de competición por alimento, y al mismo tiempo puede favorecer el reclutamiento de especies herbívoras,

debido a la modificación producida en el hábitat por su dieta alimentar, como el resultado encontrado en el trabajo de Jiménez-Prado y Vásquez (2020), en Ecuador, donde la abundancia de *Rhoadsia minor* pasó de ser la quinta especie más abundante en 2012 a ser la tercera en 2017, debido a las modificaciones ocasionadas por *O. niloticus* en el hábitat.

O. niloticus, puede competir no solo por alimento, también por espacio, al ser una especie altamente prolífera (Lowe-McConnel, 2000), ocupando preferencialmente las márgenes de los riachuelos, locales preferidos para la desova de la mayoría de las especies de peces (Dourado, 1981). Por lo tanto, la fuerte territorialidad de esta especie asociada a su preferencia por hábitats litoraleños puede perjudicar la desova de otras especies de peces, contribuyendo la reducción de sus poblaciones. Además de la competición por recursos y locales de desova, *O. niloticus* puede afectar otras especies a través de modificación en la calidad del hábitat, su hábito de revolver y suspender el sedimento para construcción de nidos (Lowe-McConnell, 200) altera la turbidez del agua y consecuentemente la transparencia del agua. Starling y Lazzaro (1997) mostraron que altas densidades de la *Tilapia rendalli* en el Lago Paranoá provocaron un aumento considerable en la biomasa fitoplanctónica y en la abundancia relativa de las algas cianofíceas además de una reducción en la transparencia del agua, causando efectos negativos sobre la calidad del agua de este reservatorio; por otro lado, Starling et al. (2002), reportan que, la calidad del agua del Lago Paronoá mejoró después de la remoción de 150 toneladas de tilapias del reservatorio debido a la reducción del aporte interno de fosforo con la reducción de la cantidad de tilapias.

Los distintos grupos de riachuelos muestreados, a pesar de tener diferentes grados de impactos ambiental, mantuvieron los mismos grupos funcionales, aunque con alteraciones taxonómicas, esto mismo ocurrió en los resultados obtenidos por De Oliviera, 2019 en las diferentes hidroeléctricas estudiadas. Esto puede deberse la alta redundancia funcional, que es considerada como un importante componente para el funcionamiento de los ecosistemas (Naeem, 1998). Esto puede explicar los valores bajos obtenidos en el índice de RaoQ, reflejando que la probabilidad de tomar al azar dos individuos de la comunidad, sean iguales funcionalmente hablando. En caso de que algún tipo de perturbación lleve a la extinción de especies, como podemos observar con la pérdida de *C. paleatus* en el grupo de riachuelos C, la redundancia funcional puede garantizar el mantenimiento de los procesos ecosistémicos, cuando hay especies funcionalmente similares (Walker, 1992; Yachi & Loreau, 1999).

Observando los grupos funcionales dentro de cada grupo muestral de riachuelos, fue posible percibir que, a pesar de que se mantienen los grupos funcionales, la composición de especies es distinta, esto puede deberse a las variaciones intrínsecas en la dinámica hídrica y características ambientales del hábitat que pueden influenciar las interacciones bióticas, determinando la organización funcional de las asambleas de peces (Matthews, 1998) y promoviendo la sustitución de especies que desempeñan el mismo rol funcional.

A pesar de este estudio no haber encontrado pérdida funcional, es claro que existen variables que están favoreciendo la redundancia funcional que puede ser responsable por la modificación de factores bióticos como el suceso reproductivo y competición con especies no nativas (Petesse e Petrere, 2012), resultando en una homegenización biótica. Esto es fortalecido por los altos valores de FEve obtenidos, indicando la homogeneidad en la distribución de las especies de la comunidad de los peces de esta región.

6. CONSIDERACIONES FINALES

Con este trabajo fue posible conocer la estructuración funcional y composición taxonómica de las asambleas de peces de la BP3, encontrando 8 grupos funcionales con una riqueza de 39 especies; mostrándose bastante homogénea a pesar de las diferencias en la estructura vegetal y concentración de microcontaminantes contenida entre los grupos muestrales, lo que sugiere que estas pequeñas diferencias en la cobertura vegetal y microcontaminantes contenidos no están influenciado fuertemente la estructura funcional de los peces en la BP3.

Sin embargo, este trabajo significa un gran avance para el área de estudio, pues es el primero que buscó caracterizar la composición funcional de los peces en esta cuenca hidrográfica, brindando datos que pueden servir de base a futuros estudios taxonómicos, ecológicos y de conservación de las especies de la cuenca como un todo.

7. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). **Cuidando das Águas, soluções para melhorar a qualidade dos recursos hídricos**. 2ª edição. Brasília – DF: ANA, 2013.
- ALLAN, J. & CASTILLO, M. **Stream ecology: Structure and function of running waters**. Dordrecht: Springer, 2007
- ANDRADE, A. **Uso da abordagem Diversidade Funcional na estrutura das comunidades de macroinvertebrados aquáticos**. 2016. Dissertação (Mestrado em Zoologia, Área: Conservação e Ecologia) – Museu Paraense Emílio Goeldi, Universidade Federal do Pará, Belém.
- AYOADE, J.O. **Introdução à climatologia para os trópicos**. 8ª edição. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2010.
- BARNES, R.S.K. The unity and diversity of aquatic system. In: BARNES, R.S.K.; K.H. MANN. **Fundamentals of aquatic ecosystems**. Oxford: Blackwell,1980. p. 229.
- BELLWOOD, D. R. et al. Functional versatility supports coral reef biodiversity. **Proceedings of the Royal Society**, v. 273, n. 1582, p. 101–107, January 2006.
- BIHN, J. H., GEBAUER, G. & BRANDL, R. Loss of functional diversity of ant assemblages in secondary tropical forests. **Ecology**, v. 91, n. 3, p. 782–792, March 2010.
- BLAUM, N. et al. How functional is functional? Ecological groupings in terrestrial animal ecology: Towards an animal functional type approach. **Biodiversity and Conservation**, v. 20, n. 11, p. 2333–2345, January 2011.
- CARR, G.M. & NEARY, J.P. **Water Quality for Ecosystem and Human Health**. 2nd Edition. Burlington: United Nations Environment Programme Global Environment Monitoring System (GEMS)/Water, 2008.
- CASANOVES, F. et al. FDiversity: a software package for the integrated analysis of functional diversity. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 2, n.3, p. 233–237, June 2011.
- CENEVIVA-BASTOS, M. & CASATTI, L. Oportunismo alimentar de *Knodus moenkhausii* (Teleostei,Characidae): uma espécie abundante em riachos do noroeste do Estado de São Paulo, Brasil. **Iheringia - Serie Zoologia**, v. 97, n. 1, p.

7–15, março 2007.

- CONSTANZA, R. et al. The value of the world's ecosystem services and natural capital. **Nature**, v. 387, p. 253–260, May 1997.
- CONTI, G. et al. El rol de la diversidad funcional en la provisión de múltiples servicios ecosistémicos: Un análisis empírico en el Chaco seco de Córdoba, Argentina central. **Ecosistemas**, v. 27, n.3, p. 60-74, diciembre 2018.
- CÓRDOVA-TAPIA, F. & ZAMBRANO, L. La diversidad funcional en la ecología de comunidades. **Ecosistemas**, v. 24, n. 3, p. 78-87, diciembre 2015.
- DE BELLO, F. et al. Towards an assessment of multiple ecosystem processes and services via functional traits. **Biodiversity and Conservation**, v. 19, p. 2873–2893, April 2010.
- DELLA FLORA, A. et al. Comprehensive investigation of pesticides in Brazilian surface water by high resolution mass spectrometry screening and gas chromatography-mass spectrometry quantitative analysis. **Science of the Total Environment**, v. 699, p. 248-257, June 2019.
- DELLA FLORA, A. **Desenvolvimento de metodologia analítica para determinação de atrazina e seus principais produtos de transformação nas águas superficiais da bacia hidrográfica do paraná 3**. 2018. Dissertação (Mestrado em Química) – Instituto de Química, Universidade Federal do Rio Grande do Sul.
- DIANA, J.S.; DETTWEILER, D.J. & KWEIN LIN, C. Effect of Nile Tilapia (*Oreochromis niloticus*) on the ecosystem of aquaculture ponds, and its significance to the trophic cascade hypothesis. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 48, n. 2, p. 183-190, February 1991.
- Di BITETTI, M.S., PLACCI, G. & DIETZ, L.A. **Uma visão de Biodiversidade para a Ecorregião Florestas do Alto Paraná – Bioma Mata Atlântica: planejando a paisagem de conservação da biodiversidade e estabelecendo prioridades para ações de conservação**. Washington, D.C.: World Wildlife Fund, 2003.
- DOURADO, O.F. **Principais peixes e crustáceos dos açudes controlados pelo DNOCS**. Fortaleza: SUDENE/DNOCS, 1981.
- DUMAY, O. et al. Functional groups of lagoon fish species in Languedoc Roussillon, southern France. **Journal of Fish Biology**, v. 64, n. 4, p. 970-983, March 2004.
- FIGUEREDO, C.C. & GIANI, A. Ecological interactions between Nile tilapia

- (*Oreochromis niloticus*, L.) and the phytoplanktonic community of the Furnas Reservoir (Brazil). **Freshwater Biology**, v. 50, n. 8, p. 1391–1403, July 2005.
- FONSECA, C.R. & GANADE, G. Species functional redundancy, random extinctions and the stability of ecosystems. **Journal of Ecology**, v. 89, n.1, p. 118-125, December 2001.
 - EDWARDS F.A. et al. Impacts of logging and conversion of rainforest to oil palm on the functional diversity of birds in Sundaland. **Ibis**, v. 155, n. 2, p. 313–326, March 2013.
 - ELOSEGI, A. & SABATER, S. **Conceptos y Técnicas en Ecología Fluvial**. Bilbao: Fundación BBVA, 2009.
 - FAVERO, F. **Diversidade funcional da ictiofauna da zona de arrebentação de Jaguaribe, Itamaracá, litoral norte de Pernambuco**. 2019. Dissertação (Mestrado em Recursos Pesqueiros e Aquicultura) – Pró-Reitoria de Pesquisa e Pós-Graduação, Universidade Federal Rural de Pernambuco.
 - FELIPE ALVEZ, T. R. & SÚAREZ RONDON, Y. Caracterização e influência dos fatores ambientais nas assembleias de peixes de riachos em duas microbacias urbanas, Alto Rio Paraná. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 2, 2010.
 - FILHO, P., DUTRA, A. & CERUTI, F. Qualidade das águas superficiais e o uso da terra: Estudo de Caso Pontual em Bacia Hidrográfica do Oeste do Paraná. **Floresta e Ambiente**, v. 19, n.1, p. 32-43, março 2012.
 - GAMFELDT, L., HILLEBRAND, H. & JONSSON, P.R. Multiple functions increase the importance of biodiversity for overall ecosystem functioning. **Ecology**, v. 89, n. 5, p. 1223-1231, May 2008.
 - GIAM, X. et al. Mitigating the impact of oil-palm monoculture on freshwater fishes in Southeast Asia. **Conservation Biology**, v. 29, n. 5, p. 1357-1367, March 2015.
 - GIROGI, A.; FEIJÓO, C. & TELL, G. Primary producers in a Pampean stream: Temporal variation and structuring role. **Biodiversity and Conservation**, v. 14, p. 1699-1718, June 2005.
 - GUBIANI, É. A. et al. Fish, Piquiri River, Upper Paraná River basin, Paraná State, Brazil. **Check List**, v. 2, n. 3, p. 9-14, October 2006.
 - HALPERN, B. & FLOETER, S. (2008). Functional diversity response to changing species richness in reef fish communities. **Marine Ecology Progress Series**, v. 364, p. 147-156, July 2008.

- HOEINGHAUS, D., WINEMILLER, K., & BIRNBAUM, J. Local and regional determinants of stream fish assemblage structure: inferences based on taxonomic vs. functional groups. **Journal of Biogeography**, v. 34, n. 2, p. 324–338, 2007.
- HOOPER, D.U. et al. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. **Ecological Monographs**, v. 75, n. 1, p. 3–35, February 2005.
- JIMÉNEZ-PRADO, P., VÁSQUEZ, F. Cambios en diversidad y distribución de peces nativos por la presencia de dos especies invasoras en el río Atacames, noroccidente del Ecuador. **Acta Biológica Colombiana**, v. 26, n. 1, p. 81-88, junio 2020.
- LAVOREL, S. et al. Plant functional classifications: from general groups to specific groups based on response to disturbance. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 12, n. 12, p. 474-478, December 1997.
- LAWTON, J.H., BROWN, V.K. Redundancy in ecosystems. In: SCHULZE, E. D. & MOONEY, H. A. **Biodiversity and Ecosystem Function**. Bayreuth, Germany: Springer, 1993. p. 255-270.
- LIGIER, H.D. Caracterización geomorfológica y edáfica de la provincia de Misiones. **Informe para Fundación Vida Silvestre Argentina**. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), Corrientes, 2000.
- LOWE-McCONNELL, R.H. 2000. The roles of tilapias in ecosystems. In: BEVERIDGE, M.C.M. & McANDRREW, B.J. **Tilapias: Biology and Exploitation**. Stirling, Scotland: Kluwer Academic Publishers, 2000. p. 129-162.
- LUCK, G.W. et al. 2012. Improving the application of vertebrate trait-based frameworks to the study of ecosystem services. **Journal of Animal Ecology**, v. 81, p. 1065-1076, March 2012.
- LUKE, S. et al. Functional structure of ant and termite assemblages in old growth forest, logged forest and oil palm plantation in Malaysian Borneo. **Biodiversity and Conservation**, v. 23, n.11, p. 2817-2832, July 2014.
- MANCERA-PINEDA, J.E.; GAVIO, B. & LASSO-ZAPATA, J. Principales amenazas a la biodiversidad marina. **Actualidades Biológicas**, v. 35, n. 99, p. 111-133, diciembre 2013.
- MANOEL, L.O. et al. **Ocorrência e distribuição de Characidium aff. Zebra** (PISCES: CRENUCHIDAE) no alto rio Sucuriú, MS. Departamento de Ciências

Naturais, UFMS, 2008.

- MARGALEF, R. **Limnología**. Barcelona: Ediciones Omega, 1983.
- MASON, W. H. & DE BELLO, F. Functional diversity: a tool for answering challenging ecological questions. **Journal of Vegetation Science**, v. 24, n. 5, p. 777-780, August 2013.
- MATTHEWS, W. J. **Patterns in freshwater fish ecology**. Norman: Springer, 1998.
- MENDONÇA, C.F.R. **Determinação de glifosato e AMPA nas águas superficiais da Bacia do Paraná 3**. 2018. Dissertação (Mestrado em Química) – Instituto de Química de Araraquara, Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho.
- MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (MA). **Ecosystems and Human Well-Being: Wetlands and Water Synthesis**. Washington-DC: World Resources Institute, 2005.
- MISE, F.T. et al. Avaliação ambiental em riachos tropicais utilizando curvas de biomassa-abundância e índice W em assembleias de peixes. **Iheringia. Série Zoologia**, v. 108, n. 0, setembro 2018.
- MORIN, P.J. **Community ecology**. 2nd Edition. New Brunswick: Wiley-Blackwell, 2011.
- MOUILLOT, D., DUMAY, O. & TOMASINI, J.A. Limiting similarity, niche filtering and functional diversity in coastal lagoon fish communities. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 71, n. 3-4, p. 443-456, February 2007.
- NAEEM, S. Species redundancy and ecosystem reliability. **Conservation biology**, v. 12, n.1, p. 39-45, February 1998.
- NAIMAN, R.J., DÉCAMPS H. & POLLOCK, M. The Role of Riparian Corridors in Maintaining Regional Biodiversity. **Ecological Applications**, v. 3, n. 2, p. 209–212, May 1993.
- NAIMAN, R.J., H. DÉCAMPS. **The ecology and management of aquatic-terrestrial ecotones**. Vol. 4. Great Britain: UNESCO Paris & The Parthenon Publishing Group, 1990.
- OLIVEIRA, L.B. **Efeitos imediatos na composição taxonômica e funcional de peixes em decorrência da instalação de pequenas centrais hidrelétricas (PCH'S)**. 2019. Dissertação (Mestrado em Conservação dos Recursos Naturais do Cerrado) – Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano - Campus Urutaí,

- OTA, R.R. et al. Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes: revised, annotated and updated. **Neotropical Ichthyology**, v. 16, n. 2, p. 111, June 2018.
- PEREIRA, M.C.B. & SCROCCARO, J.L. **Bacias Hidrográficas do Paraná. Série Histórica**. 2da edição. Curitiba: Secretaria do Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos – SEMA, 2015.
- PESSANHA, A.L.M. et al. Ecomorphology and resource use by dominant species of tropical estuarine juvenile fishes. **Neotropical Ichthyology**, v.13, p. 401-412, January 2015.
- PETCHEY, O.L. & GASTO, K.J. Functional diversity (FD), species richness and community composition. **Ecology Letters**, v. 5, n.3, p. 402-411, May 2002.
- PETESSE, M.L., PETRERE, M. Tendency towards homogenization in fish assemblages in the cascade reservoir system of the Tietê river basin, Brazil. **Ecological Engineering**, v. 48, p. 109–116, 2012.
- RASBAND, W.S. 2014. ImageJ, **U. S. National Institutes of Health**, Bethesda, Maryland, USA, <http://imagej.nih.gov/ij/>.
- REVENGA, C. et al. **Pilot Analysis of Global Ecosystems: Freshwater Systems**. Washington D.C: World Resources Institute, 2000.
- RICO, A., SOLÓRZANO, A., VEEA, C. 2011. Avifauna asociada a un cultivo de arroz de los llanos centrales de Venezuela. **Revista Venezolana de Ornitología**, v. 1, p.17–36, diciembre 2011.
- RINCÓN, V. **Impactos del cambio en los usos del suelo sobre grupos funcionales de aves en la Orinoquia colombiana: propuesta de indicadores de vulnerabilidad basados en diversidad funcional**. 2018. Sustentación de grado como biólogo – Pontificia Universidad Javeriana de Bogotá.
- ROSENFELD, J.S. 2002. Functional redundancy in ecology and conservation. **Oikos**, v. 98, p. 156-162, July 2002.
- SABATER, S. Alterations of the global water cycle and their effects on river structure, function and services. **Freshwater Reviews**, v. 1, n. 1, p. 75-88, March 2008.
- SALGADO-NEGRET, B. & Paz, H. 2015. Escalando de los rasgos funcionales a procesos poblacionales, comunitarios y ecosistémicos. In: SALGADO-NEGRET, B. **La ecología funcional como aproximación al estudio, manejo y conservación**

- de la biodiversidad:** protocolos y aplicaciones. Bogotá: Editorial Alexander von Humboldt, 2016.
- SCARCIA, P.I. & DE LA TORRE, F.R. Efectos de un hidrocarburo aromático policíclico (β -naftoflavona) sobre biomarcadores de efecto en *Corydoras paleatus* en condiciones de campo y laboratorio. **Rev. Biología Acuática**, v. 24, p. 131-136, noviembre 2008.
 - SECRETARIA DE ESTADO DO MEIO AMBIENTE E RECURSOS; HÍDRICOS. **Bacias Hidrográficas do Paraná**. Curitiba: [s.n.]
 - SGARLATTA, M.P. (2015). **Análisis de la diversidad taxonómica y funcional de la comunidad de peces de arrecifes rocosos y de bosques de macroalgas de Baja California, México**. 2015. Disertación (Maestría en Ciencias en Ecología Marina) – Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada.
 - SHIKLOMANOV, I.A. World fresh water resources. In: GLEICK, P.H. **Water in Crisis: A Guide to the World's Fresh Water Resources**. New York: Oxford University Press, 1993. p. 13–24.
 - SIBBING, F.A. & NAGELKERKE, L.A.J. Resource partitioning by Lake Tana barbs predicted from fish morphometrics and prey characteristics. **Reviews in Fish Biology and Fisheries**, v. 10, n. 4, p. 393-437, May 2001.
 - STUART-SMITH, R. et al. Integrating abundance and functional traits reveals new global hotspots of fish diversity. **Nature**, v. 501, n. 7468, p. 539-42, September 2013.
 - TAYLOR, B.W., FLECKER, A.S. & HALL JR., R.O. Loss of a harvested fish species disrupts carbon flow in a diverse tropical river. **Science**, v. 313, n. 5788, p. 833-836, August 2006.
 - Team, R. D. C. (2010). **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing.
 - TERESA, F.B. **Diversidade funcional de comunidades de peixes de riachos**. 2012. Tese (Doutorado em Biologia Animal) – Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Campus de São José do Rio Preto.
 - United Nations World Water Assessment Programme (UN WWAP). **Water and Industry**. Retrieved December 16, 2009 from http://www.unesco.org/water/wwap/facts_figures/water_industry.shtml

- VILLÉGER, S., MASON, N.W.H. & MOUILLOT, D. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. **Ecology**, v. 89, n. 8, p. 2290-2301, August 2008.
- VILLÉGER, S. et al. Contrasting changes in taxonomic vs. functional diversity of tropical fish communities after habitat degradation. **Ecological Applications**, v. 20, n. 6, p. 1512–1522, September 2010.
- VIOLLE, C. et al. Let the concept of trait be functional! **Oikos**, v. 116, p. 882-892, November 2007.
- WALKER, B.H. Biodiversity and ecological redundancy. **Conservation Biology**, v. 6, n.1, p. 18-23, March 1992.
- WALKER, B., KINZIG, A., & LANGRIDGE, J. Plant attribute diversity, resilience, and ecosystem function: the nature and significance of dominant and minor species. **Ecosystems**, v. 2, p.95-113, March 1999.
- YACHI, S., & LOREAU, M. Biodiversity and ecosystem productivity in a fluctuating environment: the insurance hypothesis. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 96, n.4, p. 1463-1468, February 1999.
- ZANARDI, A. **Degradação ambiental da microbacia do Rio Santa Rosa Francisco Beltrão – PR**. Uma análise sobre as matas ciliares [monografia]. Francisco Beltrão: Universidade do Oeste do Paraná; 2009.

APÉNDICES

APÉNDICE A

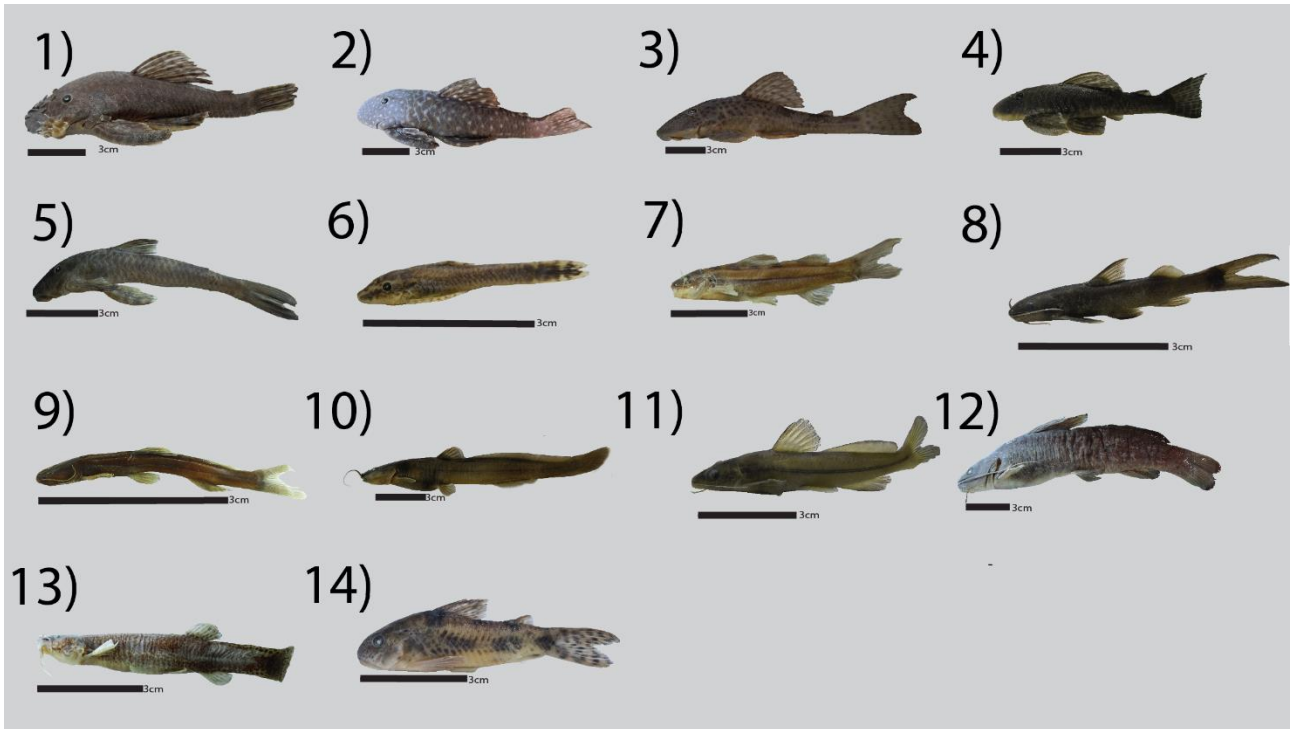


Figura A1. Peces de la orden siluriformes colectados en este estudio: 1) *Ancistrus* sp. 2) *Hypostomus albopunctatus* 3) *Hypostomus ancistroides* 4) *Hypostomus iheringii* 5) *Neoplecostomus yapo* 6) *Otothyropsis* sp, 7) *Imparfinis mirini* 8) *Cetopsorhamdia iheringi* 9) *Phenacorhamdia tenebrosa* 10) *Heptapterus mustelinus* 11) *Pimelodella gracilis* 12) *Rhamdia quelen* 13) *Cambeva davisii* 14) *Corydoras* cf. *Paleatus*

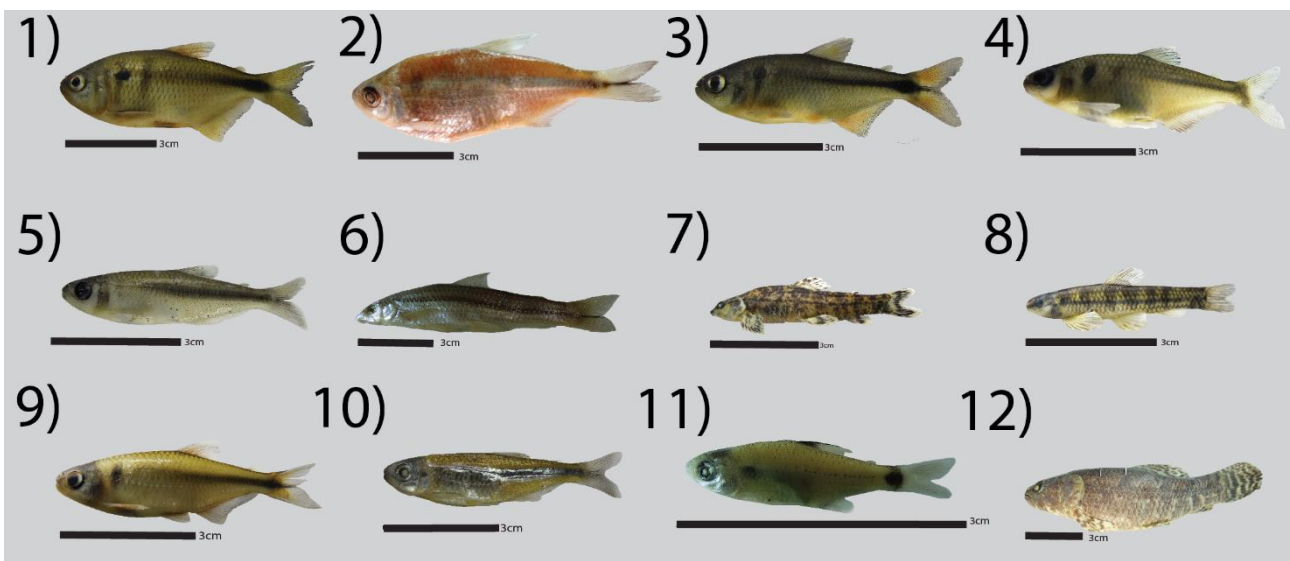


Figura A2. Peces de la orden caraciformes colectados en este estudio: 1) *Astyanax lacustris*

2) *Astyanax aff. fasciatus* 3) *Astyanax aff. paranae* 4) *Bryconamericus aff. iheringi* 5) *Bryconamericus exodon* 6) *Apareidon affinis* 7) *Characidium sp* 8) *Characidium aff. zebra* 9) *Knodus moenkhausii* 10) *Piabarchus stramineus* 11) *Serrapinnus notomelas* 12) *Hoplias misionera*.

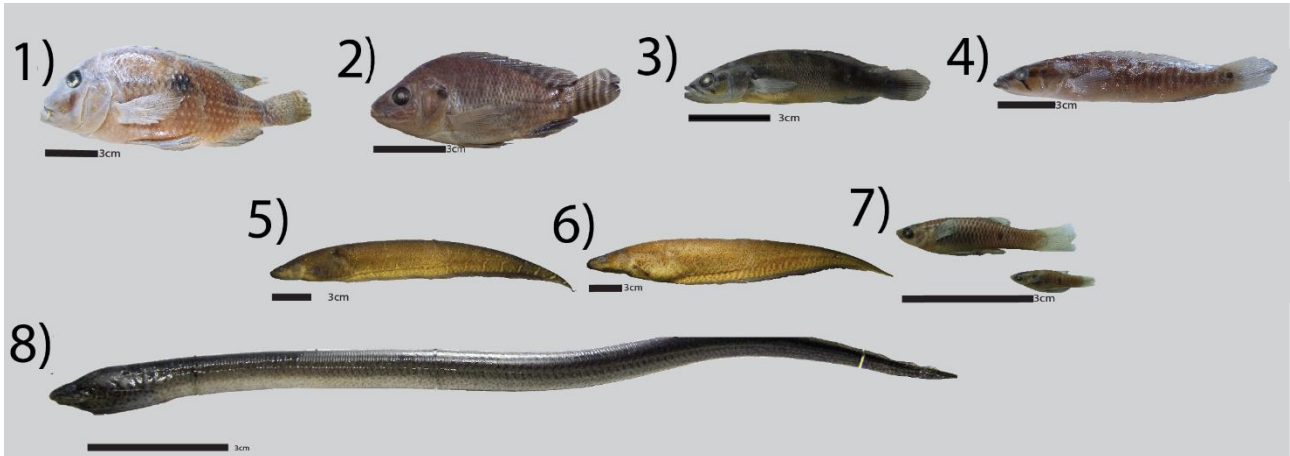


Figura A3. Peces de las ordenes perciformes, gymnotiformes y synbranchiformes colectados en este estudio: 1) *Gepagus brasiliensis* 2) *Oreochromis niloticus* 3) *Crenicichla britskii* 4) *Crenicichla jaguarensis* 5) *Gymnotus pantanal* 6) *Gymnotus inaequilabiatus* 7) *Phaloceros harpagos* 8) *Synbranchus mamoratus*.

APÉNDICE B

Lista de especies y su abundancia respectiva en cada uno de los puntos de colecta muestreados en la cuenca del Paraná 3

Especie	Punto de colecta																
	BR01b	BR02c	BR03c	BR04a	BR05b	BR06a	BR07b	BR08c	BR09a	BR10a	BR11a	BR12c	BR13b	BR14b	BR15b	BR16c	BR17b
<i>Ancistrus sp</i>	4	16	1	98	13	34	8	47	111	99	5	332	2	91	152	56	44
<i>Apareiodon affinis</i>	0	0	0	3	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Astyanax aff fasciatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Astyanax aff paranae</i>	2	25	0	18	9	28	25	1	97	21	48	85	0	73	1	8	2
<i>Astyanax lacustris</i>	11	36	3	0	1	0	18	4	0	0	0	0	0	0	2	29	2
<i>Astyanax sp</i>	0	0	0	0	8	1	4	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Bryconamericus aff Iheringi</i>	0	0	0	110	28	103	145	24	113	254	114	0	0	13	22	12	1
<i>Bryconamericus exodon</i>	3	0	1	49	0	1	10	7	0	0	0	0	0	0	7	0	11
<i>Cambeva davisii</i>	0	1	0	1	0	1	0	0	42	205	0	5	2	52	67	191	0
<i>Cetopsorhamdia iheringii</i>	3	7	17	0	3	0	0	0	0	18	0	0	0	0	29	3	0
<i>Characidium aff zebra</i>	23	11	16	35	25	91	3	0	12	0	39	51	0	35	0	1	0
<i>Characidium sp</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Corydoras cf paleatus</i>	0	0	0	0	0	7	3	0	3	1	4	0	0	0	0	0	0
<i>Crenicichla britskii</i>	1	0	0	0	1	23	0	1	11	0	0	2	0	0	0	0	1
<i>Crenicichla jaguarensis</i>	0	0	2	0	3	0	4	4	4	5	5	0	0	0	3	1	5
<i>Crenicichla sp</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Geophagus brasiliensis</i>	4	0	0	0	0	17	86	0	3	8	35	0	0	12	0	0	0
<i>Gymnotus inaequilabiatus</i>	0	0	0	0	0	2	5	2	0	0	0	0	3	0	0	4	0
<i>Gymnotus pantanal</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Heptapterus mustelinus</i>	85	127	70	148	192	210	51	76	11	39	169	0	0	0	21	26	62

<i>Hoplias misionera</i>	0	0	0	1	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hypostomus albopunctatus</i>	0	0	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hypostomus ancistroides</i>	3	1	1	7	0	3	4	0	0	7	1	1	5	2	0	2	1
<i>Hypostomus aff iheringi</i>	4	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	2	0	0	0
<i>Hypostomus sp</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	3	0
<i>Imparfinis mirini</i>	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Knodus moenkhouisii</i>	170	91	9	0	0	0	20	3	0	0	0	0	0	0	0	13	15
<i>Moenkhousia aff intermedia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Neoplecostomus yapo</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Oreochromis niloticus</i>	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0
<i>Otothiopsis sp</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Parodon nasus</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Phalloceros harpagos</i>	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	0	0	0
<i>Phenacorhamdia tenebrosa</i>	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Piabarcus stramineus</i>	0	0	0	0	13	0	1	0	0	1	0	0	0	0	2	0	0
<i>Pimelodella gracilis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	6	28	0	0	0	0	3	0	0
<i>Rhamdia quelen</i>	0	1	0	0	1	0	4	0	4	4	0	20	0	0	2	2	0
<i>Serrapinnus notomelas</i>	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Synbranchus marmoratus</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0

APÉNDICE C

Lista de especies y sus rasgos eco-morfológicos para la formación de grupos funcionales. Las medidas morfológicas se encuentran en milímetros. **Pcu**: Profundidad relativa del cuerpo; **AltPc**: Altura del pedúnculo caudal; **LongPc**: Longitud del pedúnculo caudal; **DO**: Diámetro del ojo; **I**: Boca inferior; **S**: Boca superior; **T**: Boca terminal; **Su**: Boca subterminal; **V**: Dientes viliformes; **Co**: Dientes cónicos; **In**: Dientes incisivos; **M**: Dientes molariformes; **Ca**: Dientes caniniformes; **Det**: Dieta detritívora; **Alg**: Dieta algívora; **Omn**: Dieta omnívora; **Inv**: Dieta invertívora; **Car**: Dieta carnívora; **CP**: Cuidado parental; **NCP**: Sin cuidado parental; **Apl**: Cuerpo aplanado; **Ala**: Cuerpo alargado; **Alt**: Cuerpo alto; **T**: Aleta truncada; **F**: Aleta furcada; **R**: Aleta redonda; **L**: Aleta lunata; **Cox**: Aleta convexa; **Coc**: Aleta cóncava; **H**: Aleta homocerca; **NA**: no aplica; **BT**: Hábitat bentónico; **BP**: Hábitat bentopelágico.

ESPECIES	Rasgos Funcionales											Uso
	Pcu	AltPc	LonPc	LonCza	DO	Boca	Dientes	Dieta	Cuidado Parental	Cuerpo	Aleta Caudal	Hábitat
<i>Ancistrus sp</i>	0,16	0,69	0,29	0,36	1,04	I	V	Det	CP	Apl	T	BP
<i>Apareiodon affinis</i>	0,21	0,48	0,13	0,23	0,77	S	Co	Alg	NCP	Ala	F	BP
<i>Astyanax aff fasciatus</i>	0,34	0,38	0,12	0,24	2,15	T	Co	Omn	NCP	Ala	F	BP
<i>Astyanax aff paranae</i>	0,36	0,32	0,1	0,27	2,08	T	Co	Inv	NCP	Ala	F	BP
<i>Astyanax lacustris</i>	0,41	0,28	0,08	0,26	2,18	T	Co	Omn	NCP	Alt	F	BP

<i>Astyanax sp</i>	0,33	0,33	0,07	0,28	0,69	T	Co	Omn	NCP	Ala	F	BP
ESPECIES	Pcu	AltPc	LonPc	LonCza	DO	Boca	Dientes	Dieta	Cuidado Parental	Cuerpo	Aleta Caudal	Hábitat
<i>Bryconamericus aff Iheringii</i>	0,35	0,33	0,1	0,26	1,54	S	Co	Alg	NCP	Alt	F	BP
<i>Bryconamericus exodon</i>	0,27	0,37	0,1	0,23	1,36	T	Co	Omn	NCP	Ala	F	VP
<i>Cambeva davisii</i>	0,13	0,88	0,14	0,2	0,42	T	In	Inv	NCP	Ala	R	BP
<i>Cetopsorhamdia iheringii</i>	0,17	0,58	0,15	0,23	0,78	T	V	Inv	NCP	Ala	F	BT
<i>Characidium aff zebra</i>	0,22	0,55	0,15	0,22	0,95	T	Co	Inv	NCP	Ala	F	BP
<i>Characidium sp</i>	0,21	0,55	0,18	0,24	0,95	T	Co	Inv	NCP	Ala	F	BP
<i>Corydoras cf paleatus</i>	0,31	0,47	0,1	0,3	0,83	I	M	Inv	CP	Ala	L	BT
<i>Crenicichla britskii</i>	0,26	0,43	0,1	0,26	1,97	T	Ca	Inv	CP	Alt	R	BP
<i>Crenicichla jaguarensis</i>	0,22	0,47	0,13	0,26	1,9	T	Ca	Inv	CP	Ala	R	BP

<i>Crenicichla sp</i>	0,23	0,49	0,15	0,33	3,22	T	Co	Inv	CP	Ala	R	BP
<i>Geophagus brasiliensis</i>	0,41	0,33	0,14	0,36	1,74	T	Co	Omn	CP	Alt	Cox	BP
ESPECIES	Pcu	AltPc	LonPc	LonCza	DO	Boca	Dientes	Dieta	Cuidado Parental	Cuerpo	Aleta Caudal	Hábitat
<i>Gymnotus inaequilabiatus</i>	0,11	0	0	0,12	0,53	sU	Ca	Car	CP	Alt	NA	BP
<i>Gymnotus pantanal</i>	0,08	0	0	0,09	0,6	sU	Ca	Car	CP	Ala	NA	BT
<i>Heptapterus mustelinus</i>	0,09	0,74	0,09	0,18	1	T	V	Car	NCP	Ala	T	BT
<i>Hoplias missioneira</i>	0,23	0,6	0,1	0,24	1,7	S	Ca	Car	CP	Ala	R	BP
<i>Hypostomus albopunctatus</i>	0,19	0,58	0,31	0,36	1,74	I	In	Det	CP	Alt	Coc	BT
<i>Hypostomus ancistroides</i>	0,19	0,53	0,32	0,34	0,87	I	In	Det	CP	Alt	Coc	BT
<i>Hypostomus aff ihenrigi</i>	0,19	0,58	0,3	0,36	1,29	I	In	Det	CP	Alt	Coc	BT
<i>Hypostomus sp</i>	0,18	0,55	0,38	0,32	1,89	I	In	Det	CP	Alt	Coc	BT

<i>Imparifinis mirini</i>	0,18	0,63	0,14	0,22	1,67	T	Co	Inv	NCP	Ala	F	BT
<i>Knodus moenkhausii</i>	0,29	0,32	0,1	0,24	1,18	T	Co	Omn	NCP	Ala	F	BP
ESPECIES	Pcu	AltPc	LonPc	LonCza	DO	Boca	Dientes	Dieta	Cuidado Parental	Cuerpo	Aleta Caudal	Hábitat
<i>Moenkhocausia aff intermedia</i>	0,35	0,34	0,09	0,27	1,08	T	Co	Omn	NCP	Ala	F	BP
<i>Neoplecostomus yapo</i>	0,15	0,71	0,28	0,41	0,7	I	In	Det	NCP	Ala	L	BP
<i>Oreochromis niloticus</i>	0,4	0,35	0,09	0,34	2,95	T	Co	Omn	CP	Alt	H	BP
<i>Otothiopsis sp</i>	0,2	0,66	0,3	0,32	0,26	I	In	Alg	NCP	Ala	Coc	BP
<i>Parodon nasus</i>	0,27	0,52	0,1	0,17	1,76	S	V	Alg	NCP	Ala	F	BP
<i>Phalloceros harpagos</i>	0,27	0,58	0,27	0,22	0,67	T	Co	Omn	CP	Ala	R	BP
<i>Phenacorhamdia tenebrosa</i>	0,08	0,7	0,2	0,19	0,82	T	V	Inv	NCP	Ala	F	BT
<i>Piarbacus stramineus</i>	0,26	0,34	0,11	0,24	1,41	T	Co	Alg	NCP	Ala	F	BP

<i>Pimelodella gracilis</i>	0,17	0,51	0,13	0,28	2,08	T	V	Inv	NCP	Ala	F	BT
<i>Rhamdia quelen</i>	0,17	0,58	0,15	0,26	1,61	T	M	Omn	NCP	Ala	F	BP
<i>Serrapinus notomelas</i>	0,34	0,35	0,11	0,24	1,2	T	In	Omn	NCP	Alt	F	BP
<i>Synbranchus marmoratus</i>	0,04	0	0	0,07	,79	T	M	Car	NCP	Ala	NA	BT

