



**INSTITUTO LATINOAMERICANO DE
CIENCIAS DE LA VIDA Y LA NATURALEZA
(ILACVN)**

**PROGRAMA DE POSGRADO EN
BIODIVERSIDAD NEOTROPICAL**

**VARIABLES AMBIENTALES QUE DETERMINAN LA ESTRUCTURA DEL
ENSAMBLAJE DE PECES DE LA CUENCA DEL PARANÁ 3**

PILAR MIREYA HUATATOCA VARGAS

Foz do Iguaçu
2021



**INSTITUTO LATINOAMERICANO DE
CIENCIAS DE LA VIDA Y LA NATURALEZA
(ILACVN)**

**PROGRAMA DE POSGRADO EN
BIODIVERSIDAD NEOTROPICAL**

VARIABLES AMBIENTALES QUE DETERMINAN LA ESTRUCTURA DEL ENSAMBLAJE DE PECES DE LA CUENCA DEL PARANÁ 3

PILAR MIREYA HUATATOCA VARGAS

Disertación de maestría presentada en el Programa de Posgrado en Biodiversidad Neotropical, del Instituto Latinoamericano de Ciencias de la Vida y la Naturaleza, en la Universidad Federal de Integración Latinoamericana (UNILA), como requisito para la obtención del título de Máster en Biodiversidad Neotropical.

Orientador: Prof. Dr. Luiz Henrique Garcia Pereira

Co-orientador: Prof. Dr. Alexandre Vogliotti

Foz do Iguaçu
2021

PILAR MIREYA HUATATOCA VARGAS

**VARIABLES AMBIENTALES QUE DETERMINAN LA ESTRUCTURA DEL
ENSAMBLAJE DE PECES DE LA CUENCA DEL PARANÁ 3**

Disertación de maestría presentada en el Programa de Posgrado en Biodiversidad Neotropical, del Instituto Latinoamericano de Ciencias de la Vida y la Naturaleza, en la Universidad Federal de Integración Latinoamericana (UNILA), como requisito para la obtención del título de Máster en Biodiversidad Neotropical.

BANCA EXAMINADORA

Orientador: Prof. Dr. Luiz Henrique Garcia Pereira
UNILA

Co-orientador: Prof. Dr. Alexandre Vogliotti
UNILA

Dr. Luciano Lazzarini Wolff
Miembro externo

Prof. Dr. Cleto Kaveski Peres
UNILA

Foz do Iguaçu, 16 julio del 2021.

Catálogo elaborado pelo Setor de Tratamento da Informação
Catálogo de Publicação na Fonte. UNILA - BIBLIOTECA LATINO-AMERICANA - PTI

H874v

Huatatoca Vargas, Pilar Mireya.

Variables ambientales que determinan la estructura del ensamblaje de peces de la cuenca del Paraná 3 /
Pilar Mireya Huatatoca Vargas. - Foz do Iguaçu, 2021.

46 fls.: il.

Universidade Federal da Integração Latino-Americana, Instituto Latinoamericano de Ciencias de la Vida y la Naturaleza (ILACVN), Programa de Pósgrado en Biodiversidad Neotropical.

Orientador: Prof. Dr. Luiz Henrique Garcia Pereira.

Coorientador: Prof. Dr. Alexandre Vogliotti.

1. Peixes - Paraná, Rio, Bacia. 2. Agricultura. 3. Indicadores ambientais. I. Pereira, Luiz Henrique Garcia. II. Vogliotti, Alexandre. III. Título.

CDU 57:597.2/.5

AGRADECIMIENTOS

En primer lugar, agradezco a mi Orientador el Profesor Dr. Luiz Henrique Garcia Pereira, por su absoluta paciencia y dedicación al orientar en este trabajo, además por darme la oportunidad de trabajar en sus proyectos en el área de genética y molecular de la Ictiofauna, que me encaminó a realizar este trabajo más desafiador en el área de ecología.

A mi Co orientador el Profesor Dr. Alexandre Vogliotti por la paciencia y colaboración para que se hiciera posible la elaboración de este trabajo.

A mis compañeros de laboratorio, que supieron darme apoyo y una amistad incondicional para poder seguir en el curso y con el avance para la ejecución del proyecto académico.

A todos mis amigos que conocí en la UNILA, que, gracias a ellos, la estadía en estas tierras lejanas ha sido ameno.

A la UNILA, por las diferentes oportunidades para poder estudiar en esta prestigiosa institución.

Por fin, a mi familia que desde Ecuador supieron darme todo tipo de apoyo para llegar y continuar aquí en la UNILA, realizando mis estudios académicos.

HUATATOCA, Pilar Mireya Vargas. **Variables ambientales que determinan la estructura del ensamblaje de peces de la Cuenca del Paraná 3**. 2021. 46. Disertación de maestría presentada en el Programa de Posgrado en Biodiversidad Neotropical - Universidad Federal de la Integración Latinoamericana (UNILA), Foz do Iguaçu, 2021.

RESUMEN

Se realizó el levantamiento de la ictiofauna de la Cuenca del Paraná 3 (BP3, abreviatura en portugués), para evaluar las variables ambientales en diferentes categorías espaciales que estarían determinando la diversidad de peces en la cuenca, ya que los factores ambientales y espaciales se conocen como los principales determinantes de la variación en los ensamblajes en los organismos acuáticos, además de los factores de uso y ocupación del suelo, que pueden interactuar con los procesos locales y regionales para regular los patrones de estructura comunitaria. Así, los objetivos de este trabajo fueron: Caracterizar la riqueza y abundancia (absoluta y relativa) de la ictiofauna de la BP3; y, determinar, cual o cuales variables ambientales de diferentes categorías espaciales afectan el ensamblaje de peces. Para lo cual se seleccionó 17 locales de colecta a lo largo de la BP3 con diferentes porcentajes de uso y ocupación de suelo. Fueron colectados 17 variables ambientales que representaban tres categorías espaciales determinadas como: Paisaje, estructura del riachuelo y físico químico del agua, junto con predictores espaciales como covariable (valores obtenidos de autovectores espaciales, del analizando los dbMEMs). Se registró 5474 individuos pertenecientes a 39 especies. Con apenas 7 especies más abundantes dentro de la cuenca, siendo estas: *Heptapterus mustelinus*, *Ancistrus sp*, *Bryconamericus aff. iheringii*, *Trichomycterus davisii*, *Psalidodon aff. paranae*, *Characidium aff. zebra*, y *Knodus moenkhausii*, y 32 especies con menos de 165 individuos. Considerando el conjunto de variables ambientales utilizadas para evaluar que categoría espacial (paisaje, estructura del riachuelo, físico-químico) determina la ictiofauna de la cuenca, no fue alcanzado, al parecer siendo una configuración de estructuración espacial por algún factor ambiental, según el análisis de Partición Jerárquica. Sin embargo, la variable área de agricultura (AGRI), es la que tiene mayor influencia en determinar la composición de la ictiofauna de la cuenca que es bastante modificada para el uso agropecuario en el último siglo, según los resultados encontrados con el Análisis de Redundancia Canónica (RDA) con $Pr(>F) = 0.04$ de significancia estadística.

Palabra clave: Peces – Paraná, Río, Cuenca. Agricultura. Indicadores ambientales.

HUATATOCA, Pilar Mireya Vargas. **Variáveis ambientais que determinam a estrutura da assembleia de peixes na Bacia do Paraná 3**. 2021. 46. Dissertação de mestrado apresentada no Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Neotropical - Universidade Federal de Integração Latino-americana (UNILA), Foz do Iguaçu, 2021.

RESUMO

Foi realizado o levantamento da ictiofauna da Bacia do Paraná 3 (BP3, abreviatura no português) para avaliar as variáveis ambientais em diferentes categorias espaciais que estariam determinando a diversidade de peixes na bacia, já que os fatores ambientais e espaciais são conhecidos como os principais determinantes da variação de conjuntos em organismos aquáticos, além de fatores de uso e ocupação do solo, que podem interagir com processos locais e regionais para regular padrões de estrutura das comunidades. Assim, os objetivos deste trabalho foram: Caracterizar a riqueza e abundância (absoluta e relativa) da ictiofauna da BP3; e, determinar qual (is) variável (s) ambiental (ais) de diferentes categorias espaciais afeta (m) as assembleias de peixes. Para este fim, 17 locais de coleta foram selecionados ao longo da BP3 com diferentes porcentagens de uso e ocupação do solo. Dezesete variáveis ambientais foram coletadas representando três categorias espaciais determinadas como: paisagem, estrutura do riacho e físico-química da água, juntamente com preditores espaciais como covariável (valores obtidos de vetores próprios espaciais, a partir da análise de dbMEMs). Um total de 5474 indivíduos pertencentes a 39 espécies foram registrados. Com apenas 7 espécies mais abundantes dentro da bacia, sendo estas: *Heptapterus mustelinus*, *Ancistrus* sp, *Bryconamericus* aff. *iheringii*, *Trichomycterus davisii*, *Psalidodon* aff. *paranae*, *Characidium* aff. *zebra*, e *Knodus moenkhausii*, e 32 espécies com menos de 165 indivíduos. Considerando o conjunto de variáveis ambientais utilizadas para avaliar qual categoria espacial (paisagem, estrutura do riacho, físico-química) determina a ictiofauna da bacia, ela não foi alcançada, sendo aparentemente uma configuração de estruturação espacial por algum fator ambiental, de acordo com a análise da Partição Hierárquica. Entretanto, a variável área agrícola (AGRI), é a que tem maior influência na determinação da composição da ictiofauna da bacia, que é bastante modificada para uso agrícola no século passado, de acordo com os resultados encontrados com a Análise Canônica de Redundância (RDA) com $Pr(>F) = 0,04$ de significância estatística.

Palavra-chave: Peixes - Paraná, Rio, Bacia. Agricultura. Indicadores ambientais.

LISTA DE ILUSTRACIONES

Figura 1 - Cuencas hidrográficas del Estado de Paraná, Brasil.....	17
Figura 2 – Cuenca Hidrográfica del Paraná 3, Brasil, con los 17 puntos de colecta.	19
Figura 3 - Esquema de una microcuenca hipotética para colecta de datos espaciales en tres escalas del paisaje. (1) Captación de la microcuenca, 2) red de drenaje, c) radio local. Escalas espaciales adaptadas de Strayer et al., 2003.....	21
Figura 4 - Fotografía de un riachuelo, mostrando parte del trecho de 30m, segmentado en 2m para caracterización de variables de la estructura del riachuelo.	23
Figura 5 - Curva de rarefacción de especie de las colectas en la BP3, cerca de alcanzar la asíntota, realizado con el total de 5.474 individuos pertenecientes a 39 especies identificadas.....	30
Figura 6 - Curva de Clasificación de especies usando la abundancia y proporción.	30
Figura 7 - Análisis de Partición Jerárquica y sus respectivos Z-escores de los predictores ambientales de las tres categorías espaciales para las variables (a) riqueza de especies, (b) abundancia total, y, (c) abundancia relativa.....	33
Figura 8 - Análisis de RDA con todas las variables ambientales y la composición de especie.....	34

LISTA DE TABLAS

Tabla 1- Coordenadas geográficas y municipios de cada local de colecta.....	19
Tabla 2 - Variables de la categoría del paisaje de tres escalas de drenaje (captación de la microcuenca, red de drenaje, local:) consideradas para el análisis en hectáreas (ha), y la proporción de uso y ocupación de suelo del Área de la red de drenaje (%).	21
Tabla 3 - Media aritmética ($\bar{x}$) y Desviación estándar (s) de las variables de la estructura del riachuelo, excepto para la variable Distancia al Lago (m) y caudal (m ³ /s).....	24
Tabla 4 - Variables físico-químicos del agua colectadas para cada una de las 17 localidades de la Cuenca del Paraná 3 (BP3).....	25
Tabla 5 - Lista de especies capturadas en los 17 locales de colecta de las tres colectas (periodo lluvioso y seco), pertenecientes a la BP3. Se señala también, el Número de Individuos por Especie (N), Número de Total de Individuos del muestreo (NT), Número de Individuos por Localidad (N.L).....	28
Tabla 6 - Datos de riqueza de especie, abundancia total (número de individuos por localidad), abundancias relativas (Abundancia total/Número total de individuos del muestreo) por local de colecta.....	31
Tabla 7 - Distancia de clase del análisis de análisis de correlograma de I (Índice) de Moran para la variable respuesta de Riqueza de especie.....	32
Tabla 8 - Datos de <i>Scores</i> del primer componente las PCA para cada conjunto de categoría espacial (Paisaje, estructura del riachuelo y físico-químico) y los valores autovectores de MEMs significativos.....	33

Índice

LISTA DE ILUSTRACIONES.....	8
LISTA DE TABLAS.....	9
INTRODUCCIÓN.....	11
METODOLOGÍA.....	17
2.1 CARACTERIZACIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO.....	17
2.2 COLECTA DE DATOS.....	18
2.2.1 Colecta de peces.....	20
2.2.2 Obtención de datos de paisaje.....	20
2.2.3 Obtención de datos de la estructura del riachuelo.....	22
2.2.4 Obtención de datos físico-químico de agua.....	25
RESULTADOS.....	27
3.1 CARACTERIZACIÓN DE LA RIQUEZA.....	27
3.2 VARIABLES PREDICTORAS Y SUS RELACIONES CON LA RIQUEZA Y ABUNDANCIA.....	31
DISCUSIÓN.....	35
CONCLUSIÓN.....	38
REFERENCIAS.....	40
ANEXOS.....	45

1. INTRODUCCIÓN

Los ríos exhiben ciertas características únicas que les otorga una posición especial dentro de los estudios de la ecología (SELIGER; ZEIRINGER, 2018). Ellos drenan los continentes, transportan sedimentos, nutrientes y otros materiales desde las tierras altas a las tierras bajas y océanos, modificando constantemente el carácter biofísico de sus cuencas de captación. Estos procesos ocurren en relación directa a la posición global de una cuenca particular, clima, topografía, uso de suelo. Así como, dentro de una cuenca hidrográfica, los canales de los arroyos generalmente crecen en tamaño y complejidad en una dirección aguas abajo (SELIGER; ZEIRINGER, 2018; STANFORD; ALEXANDER; WHITED, 2017).

Estos ecosistemas ribereños, están íntimamente conectados por los ambientes terrestres del entorno, sobre todo con la vegetación marginal, que por la sombra pueden reducir la producción primaria de algas y otras plantas (POFF et al., 1997). Así como por la pérdida de hojas, las plantas pueden contribuir directamente en el suministro de alimento para animales y microorganismos (TOWNSEND; BEGON; HARPER, 2008). Siendo esta área conocida como zona de ribera, que a menudo, es una estrecha franja entre el canal y la cuesta de la colina en las cabeceras, pero también se produce como una extensa llanura de inundación adyacente a los ríos más grandes (WINTER et al., 1999). De esta manera, cualquier tipo de disturbio natural o de causas antropogénico a las cercanías de los ríos, los afectan directamente, ya que mismo la erosión es una de las características de estos ambientes que puede ser intensificada (WINTER et al., 1999).

La biota fluvial ha desarrollado mecanismos adaptativos para hacer frente a los cambios en el hábitat, siendo que la respuesta diferencial de los organismos a estas características del paisaje fluvial depende de su ecología, rasgos morfológicos, historia de vida y de comportamiento (WHITE; GIANNICO; LI, 2014). Existen varias métricas para mensurar la estructura de la comunidad de especies en el ambiente y realizar comparaciones entre otras comunidades usando atributos de la misma comunidad, tales como la riqueza (número de especies), uniformidad (porciones de especies o grupos funcionales) y diversidad de especies (GOTELLI; COLWELL, 2001; PARKASH; THUKRAL, 2010). Estos atributos de la comunidad de especies,

es usado en varios métodos numéricos de estudios biológicos, sin embargo, en ecología raramente se trabaja con toda la comunidad (término estricto). Generalmente se estudia un cierto componente de la comunidad, dado a que el muestreo total de las especies de un local se torna casi imposible considerando la parte logística y estadística (RAMÍREZ; GUTIÉRREZ-FONSECA, 2016). Por dicho motivo, se torna viable realizar estudios enfocando en ensamblajes, que corresponden al estudio de una parte de la comunidad elegida desde un punto de vista taxonómico, según sea el caso de estudio (FAUTH et al., 1996).

Así, con los conocimientos de ecología de comunidades, que busca comprender la distribución de la diversidad de las comunidades biológicas en el espacio y el tiempo, sus procesos y estructuración de acuerdo a la escala regional o local (HUGUENY; OBERDORFF; TEDESCCO, 2010), conectando con las teorías de complejidad ecológica, que puede ser entendida como atributo de un sistema, y puede ser medido por características espaciales, temporales, estructurales o espacio-temporales de un ecosistema (PARROTT, 2010). Se procura entender los desequilibrios e impactos ambientales causados como resultado de las poblaciones humanas, pudiendo ser interpretado, por medio de la mensuración de heterogeneidad ambiental, que es la no uniformidad en las características física y ecológicas del paisaje, que influencia en la diversidad biológica y en la resiliencia de los ecosistemas a los impactos humanos (DRONOVA, 2017).

Los peces son bastante vulnerables a las perturbaciones causadas por el hombre, producto de sus diferentes actividades como la agricultura, embalses, cambios morfológicos, contaminación, o introducción de especies exóticas (ELOSEGI; SABATER, 2009). Tales actividades afectan directamente a la dinámica del ecosistema y características de la población, tales como la migración, el éxito reproductivo y la sobrevivencia de varios organismos (RAEYMAEKERS et al., 2008).

En la mayoría de las principales cuencas hidrográficas del mundo, se conocen problemas por la construcción de embalses y represas hidroeléctricas, estando, el 15% de los caudales mundiales retenido en 45000 grandes embalses (ELOSEGI; SABATER, 2009) y un 48 % del volumen de los grandes ríos está moderada a severamente impactado por la regulación del flujo, fragmentación o ambos (GRILL et al., 2015). Una de las consecuencias de las represas es la interrupción de los movimientos de especies migratorias, y las alteraciones en las

comunidades acuáticas, aguas arriba y abajo de la construcción de represas, rompiendo la conectividad longitudinal de los ríos (AGOSTINHO; PELICICE; GOMES, 2008). Por ejemplo, aguas abajo puede afectar la biodiversidad de llanuras de inundación, por la reducción de áreas inundadas, retención de nutrientes y alteración de hábitats proporcionada por la erosión, por otro lado, en aguas arriba de la represa, los efectos dependen de las características y funcionamiento del reservatorio, así como del tipo de suelo. Sin embargo, es posible que los cambios en el tiempo de retención y calidad de agua pueden tener consecuencias en el funcionamiento y estructura de las comunidades biológicas, muchas veces por el estrés químico, consecuencia de niveles bajos de oxígeno, muchos metales y fosforo, todo apenas si consideramos a nivel físico-químico del agua (AGOSTINHO; THOMAZ; GOMES, 2005; ELOSEGI; SABATER, 2009).

A las alteraciones hidrológicas por las represas, se suman los impactos causados por los cambios en la cobertura del suelo y la intensidad del uso de la tierra en las áreas de ribera, ya sean para cultivos y/o urbanizaciones, resultando en cambios en la temperatura y química del agua, y, consecuentemente, a las comunidades biológicas (TOWNSEND; BEGON; HARPER, 2008). Las alteraciones en las zonas de ribera e inundación, son delicadas para los ríos dado que son zonas en las que fluye o se regulan los intercambios de materiales, energía o individuos entre las manchas en un paisaje terrestre y fluvial (WIENS, 2002). Por ejemplo, en estudio experimental con invertebrados, LANCASTER (2000) muestra como su distribución responde de acuerdo con disturbios del flujo de agua como, también, a la calidad físicoquímico, ya que estos son sensibles al cambio en la salud de agua (CALLISTO; GOULART; MORETTI, 2001). Otro estudio, en un embalse en el Nordeste brasileiro, donde se evaluaron la estructura del hábitat acuático y la fauna de peces con relación a la presencia o ausencia de la vegetación marginal, los autores observaron que la estructura del hábitat era más diversa en áreas con vegetación intacta y que, en áreas más abiertas, la diversidad de peces era muy baja. Los autores atribuyeron tales observaciones como resultado directo por la pérdida de hábitat y sitios de desove, o indirecta, debido a la pérdida de recursos alimenticios, tales como invertebrados acuáticos, que dependen en gran medida del hábitat marginal como refugio y alimentación (BELTRÃO; MEDEIROS; RAMOS, 2009).

En Brasil, las principales causas de la pérdida de la biodiversidad en los ecosistemas acuáticos de agua dulce son resultado de la contaminación y eutrofización, aterramiento y colmatación, construcción de represas y control de inundaciones, pesca e introducción de especies (AGOSTINHO; THOMAZ; GOMES, 2005). Los niveles de impactos de dichas amenazas varían entre las regiones y estados del Brasil. Por ejemplo, los peces que están en la lista de especies amenazadas del país, en su mayoría se encuentran en la región sur y sudeste, que coincide con la región más desarrollada en términos industriales, urbanos y agropecuarios (AGOSTINHO; THOMAZ; GOMES, 2005).

En esta región, se encuentra el segundo río más grande de América del Sur y el décimo río más grande del mundo en descargas de agua, el río Paraná (AGOSTINHO et al., 2007; AGOSTINHO; GOMES; ZALEWSKI, 2001). En la mayor parte de este río, existe una alta ocupación humana y actividades antropogénicas intensas, con la mayor parte de la vegetación natural degradada, que ha sido sustituida, principalmente, por los sistemas agrícolas intensivas, especialmente culturas anuales como la soya, maíz, trigo y pastizales para criaderos de bovinos de leche y de corte (carne, cuero y hueso) (PEREIRA; SCROCCARO, 2010).

La cuenca del río Paraná es una de las cuencas más estudiadas del Brasil, en relación a biodiversidad, sobre todo en la región del Alto Río Paraná (AGOSTINHO; THOMAZ; GOMES, 2005; LANSAC-TÔHA et al., 2009; SILVA et al., 2019), sin embargo, poco o nada se conoce sobre la Cuenca del Paraná 3 (BP3), que es una de las 16 unidades físico-territoriales delimitadas por la resolución N°024/2006/SEMA para el planeamiento de la gestión ambiental y recursos hídricos del Estado de Paraná (PEREIRA; SCROCCARO, 2010; ROCHA; BADE, 2018). Antiguamente la BP3 era incluida en sistema de drenaje del Bajo Río Paraná, separado por el antiguo Salto de Sete Quedas, que consistía en una serie de cataratas, con caída de agua hacia un cañón de unos 5 km de largo, 60 m de ancho, con paredes de 100 m de altura (BONETTO, 1986). Ahora se encuentra inundando por el Reservatorio de ITAIPU, y la barrera que separa el sistema de drenaje del Río Paraná en Alto y Bajo, fue trasladado a 150 km aguas abajo de la antigua barrera natural (LANGEANI et al., 2007). Dicha alteración, modificó la dinámica hídrica del río Paraná y sus tributarios, sobre todo en los sectores bajos de los cursos, y la inundación de una significativa área de vegetación nativa (ROCHA; BADE, 2018).

En vista de lo apuntado anteriormente, todo ese conjunto de características de vegetación en diferentes escalas y otras variables ambientales determinan la heterogeneidad de la cuenca y diversidad de especies. Así, una comprensión precisa de la heterogeneidad espacio-temporal en el estado inalterado o alterado es crucial para una comprensión holística de la estructura y función de los ecosistemas fluviales, y es esencial para un manejo, protección y restauración exitosa (BODDY; BOOKER; MCINTOSH, 2019; MOLINA et al., 2017; WARD et al., 2002). Muchos investigadores de ecosistemas fluviales alientan hacer investigaciones considerando diferentes escalas o categorías espaciales, ya que en cada grado de complejidad del ecosistema puede arrojar informaciones útiles para toma de decisiones ambientales, ya que las variables ambientales que influencia en las comunidades de peces dependen de la escala de análisis (ALLARD et al., 2016; BODDY; BOOKER; MCINTOSH, 2019; URBAN, 2004; WARD et al., 2002). En pequeña escala, los factores bióticos son importante en la organización y dinámica de la población o comunidad, claro que, depende de la cuantificación directa del movimiento de materiales, energía y organismos a lo largo de los canales y a través de los límites del ecosistema (complejidad fluvial) (ERŐS; LOWE, 2019). Por otro lado, en estudios a gran escala, la biogeografía y los factores abióticos son los principales determinantes de las comunidades de peces (JACKSON; PERES-NETO; OLDEN, 2001), tal como respalda el estudio en peces del río Wabash, que experimentó cambios durante un período de 25 años, aunque, en la escala de los sitios individuales, este cambio no se ha detectado (PYRON; LAUER; GAMMON, 2006).

La gran problemática actual de estudios en ecosistemas fluviales, es la aceleración de la pérdida de biodiversidad y heterogeneidad ambiental. Como resultado se encuentra la homogeneización de estos ambientes causadas por las diferentes actividades antrópicas ya mencionadas anteriormente. Así, una de las consecuencias de perturbaciones en los ecosistemas acuáticos y su biota, es que se pueden encontrar escenarios de favorecimiento de especies generalistas, que tienen mayor amplitud de nicho, sobre aquellas especies más especialistas, que tienen el nicho reducido (ALLARD et al., 2015), es decir, un cambio en la composición de especies, que responden al grado de perturbación del ambiente, disminuyendo la complejidad estructural y la diversidad de hábitats, lo que consecuentemente, lleva

la homogenización biótica y a la homogeneización del hábitat a escala de paisaje o escala local, a través de la pérdida de variabilidad en las características abióticas (ARANTES et al., 2017; BODDY; BOOKER; MCINTOSH, 2019; DA COSTA; PETRY; MAZZONI, 2020; ZENI; CASATTI, 2014).

Dicho esto, el presente trabajo se evaluó la riqueza/abundancia de peces de la Cuenca del Paraná 3 (BP3) en función a las alteraciones del ambiente acuático y su vegetación circundante, en diferentes categorías espaciales.

Bajo la hipótesis de que ambientes terrestres más alterados generan comunidades menos complejas, a través de un proceso de homogenización de los ambientes acuáticos, es decir, con menos micro hábitats, reducción de sombra, etc. Se presume, por lo tanto, que en ambientes con menor cobertura vegetal y mayor área agrícola, se encuentre menor riqueza de especies, con abundancia mayor en especies consideradas generalistas.

Para responder a dicha hipótesis, se planteó los siguientes objetivos:

Objetivo 1: Caracterizar la riqueza y abundancia (absoluta y relativa) de la ictiofauna de la BP3.

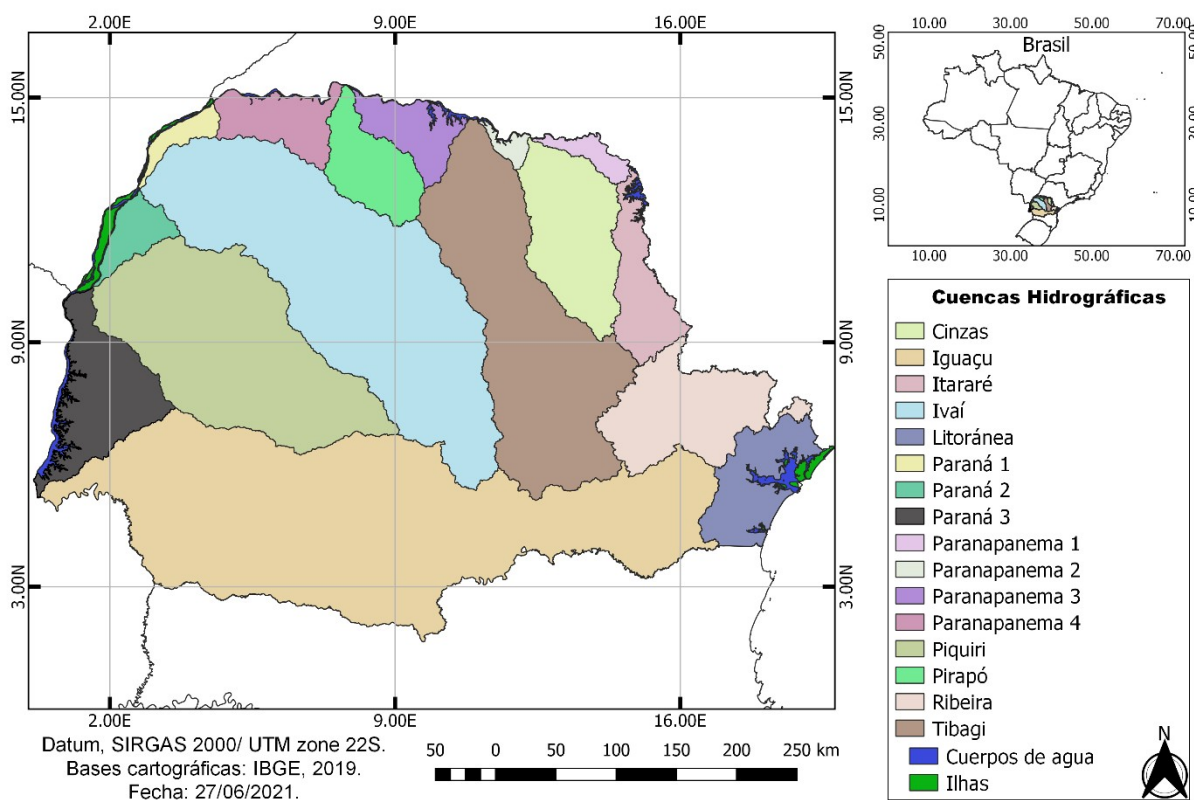
Objetivo 2: Determinar, cual o cuales variables ambientales de diferentes categorías espaciales afectan el ensamblaje de peces.

2. METODOLOGÍA

2.1 CARACTERIZACIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO

El estudio fue realizado en la Cuenca Hidrográfica del Paraná 3 (BP3, por la abreviación en portugués), localizado en la mesoregión Oeste del Estado de Paraná – Brasil (Fig. 1). Esta cuenca posee un área de extensión de 8.000 km² que abarca 28 municipios delimitados entre las latitudes 24°01' S y 25°35' S, y longitudes 53°26' W y 54°37' W, representando el 4% del territorio paranaense (ROCHA; BADE, 2018). En la región de la BP3, se encuentra la Planta Hidroeléctrica ITAIPU BINACIONAL, fundando en abril de 1973, en el tramo de frontera de Brasil y Paraguay sobre el río Paraná, convirtiéndose en el mayor destaque en esta zona (PEREIRA; SCROCCARO, 2010).

Figura 1 - Cuencas hidrográficas del Estado de Paraná, Brasil.



La BP3 es subdividida en 16 subcuencas, englobando los afluentes principales de los ríos Taturi, Chororó, Guaçu, Marreco, São Francisco Verdadeiro, Santa Quitéria, São Francisco Falso Braço Norte, São Francisco Falso Braço Sul, São Vicente, Ocof, Pinto y Passo-Cuê. Estos afluentes son tributarios del río Paraná, y desembocan en el margen izquierdo del Reservatorio del Lago de Itaipú (ROCHA; BADE, 2018), que posee cerca de 170 km de extensión entre los municipios de Guaíra (aguas arriba) y Foz do Iguaçu (aguas abajo) (PAROLIN et al., 2010).

El relevo de planicie de la BP3 va en dirección oeste para noroeste, encontrándose entre altitudes de 200 y 800 metros. Esta zona es cubierta por bosques tropicales y subtropicales, tales como Bosque Estacional Semidecidual y Bosque Ombrófila Mixta (PAROLIN et al., 2010). Esta vegetación es delineada al norte por el Parque Nacional de Ilha Grande y el Área de Protección Ambiental (APA) Federal de Ilhas e Várzeas del Río Paraná, y al límite sur, por el Parque Nacional do Iguaçu, rico en alta biodiversidad. La BP3 presenta también áreas de Corredores de Biodiversidad, con una pequeña franja de Unidad de Conservación en la región central. Además, en la zona que baña la cuenca, se encuentra el Área de Relevante Interés Ecológico de la Cabeça do Cachorro, que es una unidad de protección integral localizada en el municipio de São Pedro (PEREIRA; SCROCCARO, 2010; ROCHA; BADE, 2018).

2.2 COLECTA DE DATOS

La metodología utilizada para colecta de datos, fue de acuerdo a modificaciones realizadas de protocolos y trabajos elaborados por Kaufmann et al (1999) y Hooper & Hubbart (2016), que indican los parámetros y metodologías para colectas de datos en ríos y otros ambientes acuáticos.

Para el presente trabajo, fueron muestreados 17 riachuelos a lo largo de la BP3, los cuales estaban en áreas con diferentes niveles de impacto en 13 municipios (Fig. 2; Tabla 1). En cada riachuelo se procedió a colectar datos de peces en un trecho de 30 metros. Los datos ambientales, como las características físicas del riachuelo y físico-química del agua, fue colectado dividiendo el trecho de 30 metros, en 15 segmentos de dos metros. Los datos de uso y ocupación del suelo

(documentos Shapefile- .shp) fueron cedidos, gentilmente, por la institución colaboradora Itaipu Binacional.

Figura 2 – Cuenca hidrográfica del Paraná 3, Brasil, con los 17 puntos de colecta.

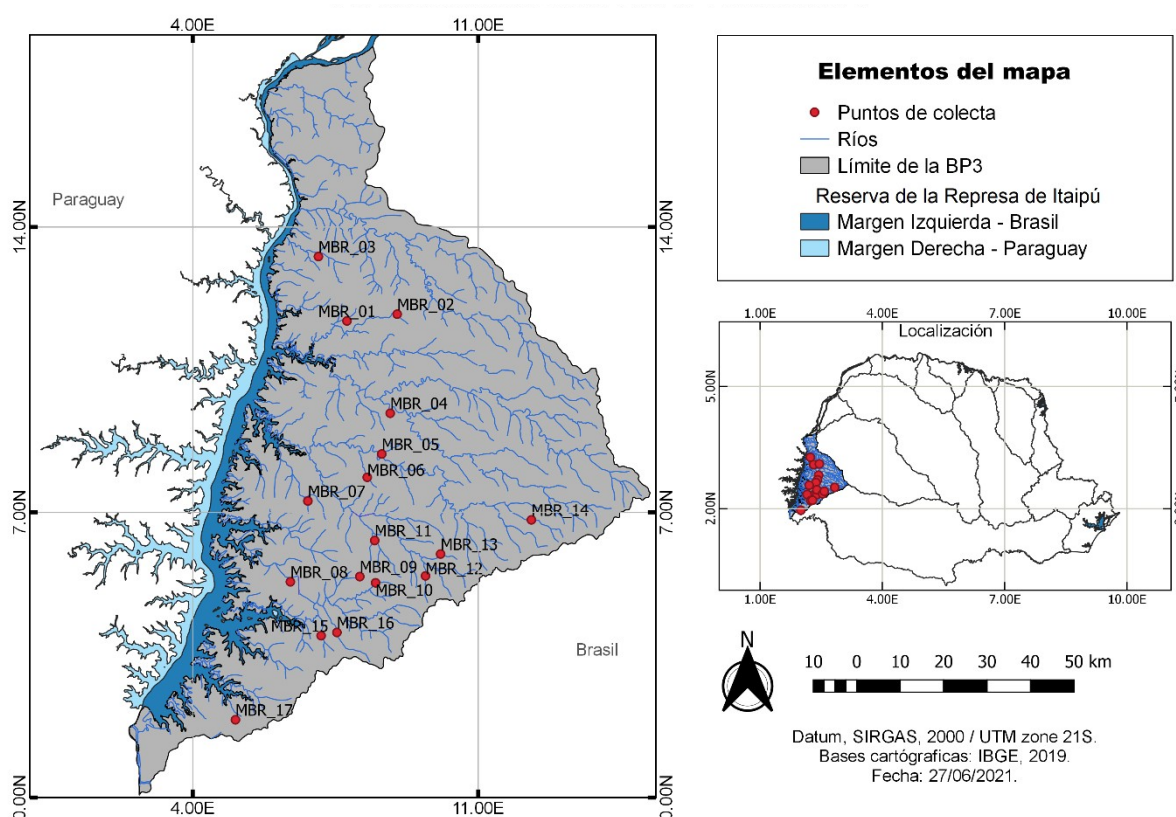


Tabla 1- Coordenadas geográficas y municipios de cada local de colecta.

Local de colecta	Latitud	Longitud	Municipio
MBR_01	-24.60	-54.14	Marechal Cândido Rondon
MBR_02	-24.58	-54.03	Marechal Cândido Rondon
MBR_03	-24.47	-54.21	Mercedes
MBR_04	-24.79	-54.04	São José das Palmeiras
MBR_05	-24.87	-54.05	São Pedro do Iguaçu
MBR_06	-24.92	-54.09	Diamante D'Oeste
MBR_07	-24.98	-54.22	Santa Helena
MBR_08	-25.14	-54.26	Missal
MBR_09	-25.13	-54.10	Ramilândia
MBR_10	-25.14	-54.06	Ramilândia
MBR_11	-25.05	-54.07	Ramilândia
MBR_12	-25.13	-53.95	Matelândia

MBR_13	-25.08	-53.92	Vera Cruz do Oeste
MBR_14	-25,00	-53.71	Santa Tereza do Oeste
MBR_15	-25.26	-54.18	Medianeira
MBR_16	-25.25	-54.15	Medianeira
MBR_17	-25.43	-54.38	Santa Terezinha de Itaipu

2.2.1 Colecta de peces

Las colectas de los peces fueron realizadas en el año 2019 en estación lluviosa y seca, para intentar representar en lo posible al ensamblaje presente en la BP3. Para la colecta, se utilizó dos redes activas y una mochila de pesca eléctrica, dando descargas dentro del agua, con una variación de 400 a 600 voltios, dependiendo de la conductividad del agua. La pesca fue estandarizada, en sentido contrario de la corriente del riachuelo, es decir, iniciando aguas abajo y terminado aguas arriba. Los extremos del trecho, fueron sellados con redes de espera, para poder colectar, en lo posible, todas las especies ahí presentes.

Los peces colectados fueron identificados con el uso de claves de identificación disponibles en los trabajos de Graça, Pavanelli (2007) y Ota et al. (2018). Del conjunto de peces colectados en campo, por lo menos un individuo representante de cada morfotipo se procedió a almacenar en formaldehído al 10%, para posterior identificación taxonómica, y los demás individuos fueron almacenados en etanol absoluto, para posterior obtención y análisis de datos moleculares. Todos los peces colectados están almacenados y disponibles en la Colección de Ictiología de la UNILA.

2.2.2 Obtención de datos de paisaje

Las variables del paisaje fueron seleccionados de acuerdo a los trabajos de Molina et al (2017) y Strayer et al (2003), donde determinan algunas variables potenciales a ser evaluados para este tipo de abordaje, en tres escalas de drenaje (Fig. 3; Tabla 2): 1. captación de la microcuenca, considerada a partir de la localidad

de muestreo; 2. red de drenaje: considerando un corte de 30 metros de cada lado de los ríos en toda la red de drenaje; 3. local: considerando un radio de 100 metros (3.14 ha) alrededor del punto de muestreo. Por lo tanto, se obtuvo datos del área y bosque total en hectáreas (ha), para cada una de las tres escalas de drenaje, con excepción del área local, por falta de la variación en los valores de esta variable (Anexo 1). Además, se obtuvieron datos de uso y ocupación del suelo en el área de la red de drenaje, clasificándolo en proporción de área agrícola, área de pasto y área de bosque (bosque de ribera, silvicultura y bosque natural) (Tabla 2). Estos datos de la categoría del paisaje fueron cedidos por la institución colaboradora Itaipu Binacional.

Figura 3 - Esquema de una microcuenca hipotética para colecta de datos espaciales en tres escalas del paisaje. (1) Captación de la microcuenca, 2) red de drenaje, c) radio local. Escalas espaciales adaptadas de Strayer et al., 2003.

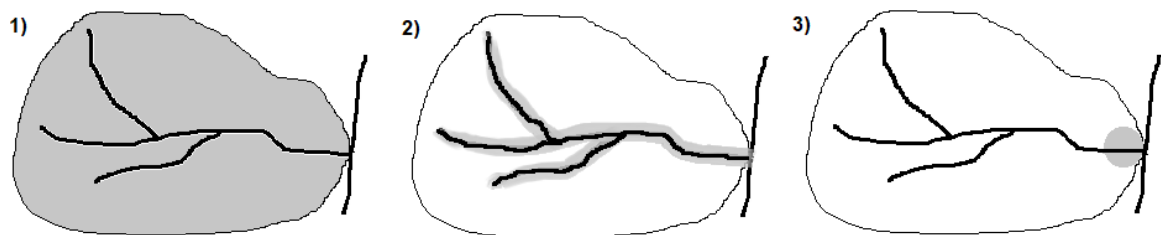


Tabla 2 - Variables de la categoría del paisaje de tres escalas de drenaje (captación de la microcuenca, red de drenaje, local) consideradas para el análisis en hectáreas (ha), y la proporción de uso y ocupación de suelo del Área de la red de drenaje (%)*.

Local de colecta	Área de captación (ha)	Bosque de captación (ha)	Área de drenaje (ha)	Área de Bosque de drenaje (%)*	Área de Pasto drenaje (%)*	Área agrícola de drenaje (%)*	Bosque de drenaje (ha)	Bosque local (ha)
MBR_01	1324.03	335.00	86.36	67.14	13.08	19.78	57.97	2.23
MBR_02	1450.75	301.54	81.31	80.43	3.52	16.05	65.39	0.86
MBR_03	5880.72	945.30	308.04	70.36	8.39	21.25	216.71	0.68
MBR_04	687.28	138.86	38.63	81.47	18.08	0.45	31.47	1.13
MBR_05	2115.78	408.49	162.83	62.31	21.98	15.71	101.46	0.93
MBR_06	1521.04	343.93	116.95	70.61	24.87	4.52	82.58	1.33
MBR_07	2184.01	643.07	132.07	71.00	18.98	10.02	93.78	4.02

MBR_0								
8	2088.21	271.09	104.67	58.23	26.19	15.58	60.94	2.24
MBR_0								
9	989.60	184.47	95.47	59.79	36.61	3.60	57.07	1.00
MBR_1								
0	916.69	197.91	75.25	60.74	39.05	0.21	45.71	1.34
MBR_1								
1	1688.35	536.30	135.81	86.75	11.39	1.86	117.82	1.27
MBR_1								
2	2944.18	584.43	213.64	70.26	8.86	20.88	150.11	1.04
MBR_1								
3	1362.11	213.69	84.41	86.29	5.79	7.98	72.84	2.30
MBR_1								
4	3095.85	692.29	176.66	89.41	2.91	7.68	157.96	1.42
MBR_1								
5	3520.28	541.51	229.05	76.06	8.98	14.96	174.22	1.02
MBR_1								
6	4932.80	736.00	263.58	83.93	9.04	7.03	221.21	2.63
MBR_1								
7	1702.22	192.95	83.90	77.98	12.51	9.51	65.43	4.02

Nota: Proporción del Área de la red de drenaje según el uso y ocupación del suelo *.

2.2.3 Obtención de datos de la estructura del riachuelo

Las variables ambientales referentes a la estructura física del riachuelo fueron profundidad media (Prof, m) y ancho medio (AnchMed, m), usado para calcular la razón Ancho/profundidad (RPAN, m/m, de acuerdo a KAUFMANN et al. (1999), que fueron medidas con el uso de una regla y cinta métrica en escala de centímetros; Porcentaje de sombra (Somb, %), obtenidas de fotografías direccionadas al dosel, utilizando en el *software* Image J, el valor final siendo la media obtenida a lo largo del trecho de 30m (15 observaciones); velocidad media de la corriente (m.s^{-1}) y caudal (Caud, m^3/s), que fueron obtenidas con las medidas realizadas por el Molinete Hidrométrico y Contador de pulsos Digicounter modelo HY-18; distancia de las localidades al lago de Itapu (m), fue medido usando mapas montados a partir de archivos Shapefile (.shp) de líneas de los datos de los ríos de la Cuenca del Paraná 3, incluyendo, principalmente, ríos de primera, segunda y tercera orden (considerando la clasificación de Strahler en 1957), los cuales fueron cedidos, gentilmente, por la institución colaboradora Itaipu Binacional. Otras líneas de ríos de mayor tamaño fueron accesos de la base de datos que está disponible online de la Agência Nacional de Águas (ANA) (<http://hidroweb.ana.gov.br/HidroWeb.asp?TocItem=4100>). Los datos de Shapefile fueron asociados a una herramienta de camino de menor distancia del Software

QGIS (shorttest path-QNEAT3 network análisis) que define el menor trayecto del punto de muestreo al lago de Itaipu, a través de la red de drenaje (TABLA 3).

Estas variables fueron medidas en cada uno de los 15 segmentos de 2 metros (Fig. 4), que fue previamente delimitado a lo largo de los 30 metros del trecho de colecta (excepto la variable distancia al lago-DistLag). La variable profundidad media (Prof, m), fue medida a cada 50 cm de la sección transversal del segmento de 2 metros, y las variables velocidad media de la corriente ($m \cdot s^{-1}$) y caudal (Caud, m^3/s), fue calculado con las medidas del segmento menos ancho (a cada 20 cm de la sección transversal del segmento de 2 metros), pero que represente el caudal del riachuelo. Para los análisis, fue utilizado la media aritmética ($\bar{x}$) de las variables medidas en cada segmento, con excepción de la variable distancia al lago (DistLag), que fue medida una vez para cada localidad; y el caudal (Caud, m^3/s), usando el valor final del segmento menos ancho de cada local de colecta.

Figura 4 - Fotografía de un riachuelo, mostrando parte del trecho de 30m, segmentado en 2m para caracterización de variables de la estructura del riachuelo, totalizando 15 observaciones por riachuelo.

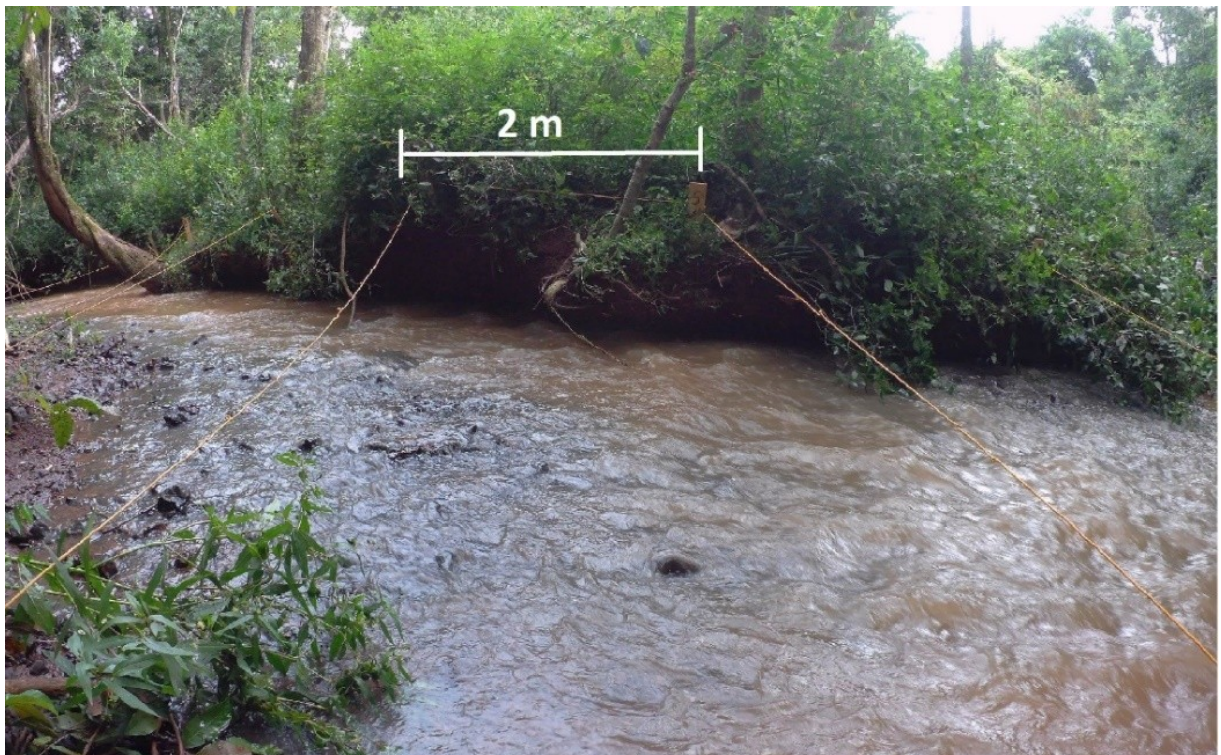


Tabla 3 - Media aritmética ($\bar{x}$) y Desviación estándar (s) de las variables de la estructura del riachuelo, excepto para la variable Distancia al Lago (m) y caudal (m³/s).

Local de colecta	Profundidad (m)		Ancho (m)		Razón ancho/profundidad (m/m)		Sombra (%)		Velocidad media (m.s ⁻¹)		Distancia al lago (m)	Caudal (m ³ /s)
	med	desv	med	desv	med	desv	med	desv	med	desv		
MBR-01	0.34	0.33	5.07	1.83	15.09	0.12	54.22	18.53	0.53	0.13	11735.22	0.95
MBR-02	0.16	0.12	6.06	1.49	37.89	0.04	64.30	8.71	0.61	0.31	27429.17	0.35
MBR-03	0.46	0.23	4.55	0.88	9.89	0.09	60.63	12.42	0.61	0.33	7446.84	0.64
MBR-04	0.17	0.16	6.40	0.98	37.87	0.03	77.46	3.15	0.09	0.11	25122.44	0.05
MBR-05	0.31	0.22	5.71	0.59	18.18	0.03	55.16	13.48	0.05	0.07	30341.39	0.06
MBR-06	0.16	0.15	4.85	0.70	58.43	0.01	68.86	19.49	0.03	0.04	29036.12	0.02
MBR-07	0.12	0.12	7.13	0.53	30.18	0.02	72.56	1.98	0.10	0.12	15125.3	0.06
MBR-08	0.11	0.05	3.35	0.26	31.30	0.01	59.71	9.88	0.37	0.10	8184.39	0.17
MBR-09	0.10	0.09	3.97	1.44	4.01	0.36	57.19	11.22	0.06	0.06	17298.07	0.04
MBR-10	0.11	0.09	5.78	2.34	54.02	0.04	45.85	10.25	0.85	0.27	23800.4	3.49
MBR-11	0.13	0.12	7.58	0.80	60.66	0.01	38.42	18.25	0.20	0.21	35070.69	0.16
MBR-12	0.18	0.12	7.70	1.25	43.76	0.03	60.96	12.42	0.87	0.35	64327.94	1.06
MBR-13	0.20	0.12	5.14	0.63	25.83	0.02	68.42	6.41	0.24	0.10	64637.36	0.26
MBR-14	0.31	0.20	7.57	0.55	24.82	0.02	72.10	3.76	0.51	0.23	94244.19	2.06
MBR-15	0.21	0.12	6.80	1.00	32.83	0.03	63.08	4.91	0.63	0.22	6834.41	0.63
MBR-16	0.21	0.13	7.84	1.52	36.65	0.04	72.28	4.60	0.54	0.48	9551.99	0.82
MBR-17	0.26	0.14	3.96	0.94	15.35	0.06	64.62	3.66	0.20	0.16	1403.07	0.26

Nota: Variable Razón ancho/profundidad es medida de acuerdo a KAUFMANN et al. (1999).

2.2.4 Obtención de datos físico-químico de agua

Las variables ambientales físico-química del agua fueron conductividad (Cond, mS/cm); oxígeno disuelto (OD, mg.L⁻¹); turbidez (Turb, NTU); temperatura (Temp, °C); potencial hidrógeno (pH); solidos totales disueltos (STD, g.L⁻¹); y potenciales de oxidación-reducción (POR, mV). Dichas variables fueron obtenidas utilizando sondas multiparámetros de agua, Horiba U-50. Estos datos fueron colectados una sola vez en cada localidad de muestreo (Tabla 4).

Tabla 4 - Variables físico-químicos del agua colectadas para cada una de las 17 localidades de la Cuenca del Paraná 3 (BP3).

Local de colecta	Conductividad	Oxígeno disuelto	Turbidez	Temperatura	pH	Solidos Totales disueltos	Potencial oxido reducción
MBR_01	0.16	9.01	11.60	15.80	7.12	0.10	122.00
MBR_02	0.11	9.57	25.50	15.17	6.64	0.07	230.00
MBR_03	0.10	9.68	10.20	14.96	7.06	0.07	235.00
MBR_04	0.10	10.42	3.50	12.84	7.54	0.07	212.00
MBR_05	0.81	11.30	3.10	10.43	7.48	0.05	181.00
MBR_06	0.10	9.91	4.10	11.70	7.62	0.07	216.00
MBR_07	0.12	8.19	17.80	15.16	7.31	0.08	160.00
MBR_08	0.69	8.25	17.70	16.92	7.24	0.05	201.00
MBR_09	0.11	10.05	1.30	12.71	7.57	0.08	235.00
MBR_10	0.64	8.85	3.60	14.40	7.54	0.04	232.00
MBR_11	0.93	10.71	1.10	10.55	7.50	0.06	214.00
MBR_12	0.52	8.88	3.80	14.27	7.44	0.03	207.00
MBR_13	0.45	9.01	6.20	16.35	7.14	0.03	165.00
MBR_14	0.27	7.41	9.30	15.64	7.15	0.02	177.00
MBR_15	0.66	8.73	11.30	14.52	7.02	0.04	161.00
MBR_16	0.17	9.18	10.20	14.60	7.28	0.11	215.00
MBR_17	0.24	7.81	14.30	15.73	7.03	0.02	139.00

2.3 ANÁLISIS DE DATOS

Fueron digitalizados en una planilla las especies y el número de individuos por especie. Posteriormente, se calcularon la abundancia total (número de individuos por localidad), abundancias relativas (Abundancia total/número total de individuos del muestreo) y la riqueza de especies para cada punto de colecta. Para comprobar el suficiente esfuerzo de muestreo en las localidades, durante las tres colectas (estación seca y lluviosa), fue realizado la Curva de rarefacción (encuentra

la media acumulada de individuos en lugar de sitios). Para analizar la abundancia de las especies fue realizado la curva de abundancia de clasificación, con los datos de abundancia absoluta y la proporción (abundancia de especies/abundancia total). Estos datos fueron analizados usando el *Software* R versión 3.6.2 (R Development Core Team, 2019).

Con el fin de controlar la estabilidad en la estimativa de los parámetros, fue evaluada la colinealidad de las variables. En consecuencia, se seleccionó las variables libres de colinealidad utilizando el Factor de Inflación de la Varianza (VIF), con el valor de corte de igual a 3. Posteriormente, dichas variables no colineales de las tres categorías, fueron una vez más filtradas de acuerdo a la importancia ecológica directa o indirecta para los peces, según literatura basados en trabajos similares (LEITÃO et al., 2018; MOLINA et al., 2017; VIEIRA; TEJERINA-GARRO, 2020). Seguido se realizó un Análisis de Componentes Principales con las variables ambientales de cada categoría, debidamente estandarizadas, para posteriormente ser utilizado como variable única de cada categoría en el análisis de Partición jerárquica.

Además se realizó el correlograma I de Moran para evaluar la existencia de autocorrección espacial para las variables respuestas (riqueza de especies, abundancia total y abundancias relativas), escogiendo a priori siete clases de distancia conteniendo número semejantes de muestras, en vez de un intervalo igual de distancia, para conseguir aumentar el poder predictivo del análisis, utilizando 1000 aleatorizaciones, dicho análisis se ejecutó en el *Software Spatial Analysis in Maccroecology* (SAM, Rangel et al. 2010).

Con algunas de las clases de distancia predefinidas presentando autocorrelación espacial, se procedió a realizar el análisis de *Distance-based Moran's eigenvector maps* (dbMEM), que considera el efecto de variación espacial en la variable respuesta y de esa manera evita el error estadístico de tipo I. El análisis de dbMEM es un método de ordenación que produce autovectores espaciales que son utilizados para representar las relaciones espaciales entre los riachuelos muestreados. Es decir, el método de dbMEM genera variables espaciales ortogonales que cubren una gama de escalas espaciales (local, regional, global), de esta manera, permite modelar cualquier tipo de estructuración espacial (BORCARD et al., 2004). Los dbMEM con autovalores altos, representan patrones espaciales

regionales, por otro lado, los autovalores bajos, es decir, los últimos autovectores, representan patrones espaciales que ocurren en escala local (BORCARD et al., 2004; GRIFFITH; PERES-NETO, 2006).

Como primer paso, el análisis calcula una matriz con distancia Euclidiana, y posteriormente, realiza el Análisis de Componentes Principales (PCoA), generando así los autovectores espaciales que serán utilizados como predictores en análisis multivariadas. De esta manera, calculamos los dbMEMs y seleccionamos apenas los ejes significativos por medio del análisis de *Forward Selection* (BLANCHET; LEGENDRE; BORCARD, 2008). El análisis de dbMEM fue realizado en el *Software* R versión 4.0.2 (R Development Core Team, 2020).

Con el propósito de explorar que variables ambientales de las tres categorías separadamente y en conjunto con los autovectores seleccionados (predictores espaciales), estarían actuando en la determinación de la riqueza y abundancia de peces en los riachuelos del BP3, se realizó el Análisis Multivariado de Redundancia (RDA) y el Análisis de Partición Jerárquica con 1000 aleatorizaciones. Estos análisis se realizaron en el *Software* R versión 3.6.2 (R Development Core Team, 2019).

3. RESULTADOS

3.1 CARACTERIZACIÓN DE LA RIQUEZA

Se colectaron el total de 5.474 individuos pertenecientes a 39 especies identificadas (Tabla 5), siendo que, 25 especies fueron encontradas en todos los muestreos, mientras que las especies *Gymnotus pantanal* e *Hypostomus cf. strigaticeps*, fueron registradas apenas una vez en la estación seca, y las especies *Psalidodon aff. fasciatus*, *Astyanax sp*, *Hoplias argentinenses*, *Hypostomus iheringii*, *Hypostomus sp*, *Moenkhousia aff. intermedia*, *Neoplecostomus sp*, *Otothiopsis sp*, *Parodon nasus*, *Piabarcus stramineus*, *Pimelodella avanhandavae* y *Serrapinnus notomelas*, apenas en la estación lluviosa (Tabla 5).

Tabla 5 - Lista de especies capturadas en los 17 locales de colecta de las tres colectas (periodo lluvioso y seco), pertenecientes a la BP3. Se señala también, el Número de Individuos por Especie (N), Número de Total de Individuos del muestreo (NT), Número de Individuos por Localidad (N.L).

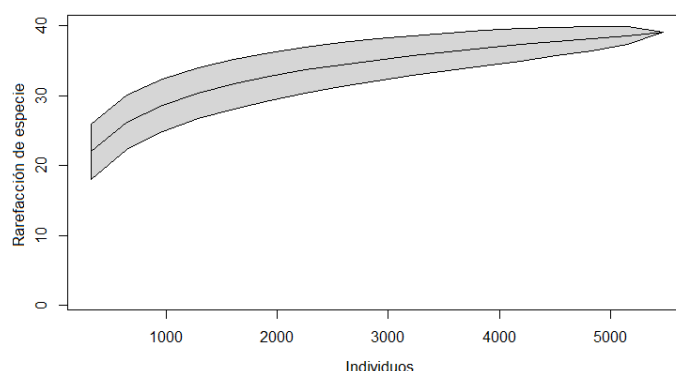
[illegible]

<i>albopunctatus</i>																			
<i>Hypostomus ancistroides</i>	3	1	1	7		2	4			7	1	1	5	2		2	1	37	
<i>Hypostomus cf. strigaticeps**</i>	2																	2	
<i>Hypostomus iheringii*</i>	2			1	1						1			2				7	
<i>Hypostomus sp*</i>										1						3		4	
<i>Imparfinis mirini</i>				6														6	
<i>Knodus moenkhausii</i>	170	90	9				20	3								13	15	320	
<i>Moenkhousia aff. intermedia*</i>																	1	1	
<i>Neoplecostomus sp*</i>								1										1	
<i>Oreochromis niloticus</i>		2														4		6	
<i>Otothiopsis sp*</i>																1		1	
<i>Paradon nasus*</i>				1														1	
<i>Phalloceros harpagos</i>		4												20				24	
<i>Piabarcus stramineus*</i>				41	13		1			1					2		6	64	
<i>Pimelodella avanhandavae*</i>										4	8							12	
<i>Pimelodella gracilis</i>										2	20				3			25	
<i>Rhamdia quelen</i>		1			1		4			4	4		20		2	2		38	
<i>Serrapinnus notomelas*</i>	4																	4	
<i>Synbranchus marmoratus</i>	1			1								1						3	
<i>Trichomycterus davisi</i>		1		1		1				42	205		5	2	51	67	191	566	
NL	317	301	129	374	251	420	385	167	421	766	407	410	13	299	312	356	146	NT= 5474	

Nota: Especies colectadas únicamente en la estación seca **, Especies colectadas únicamente en la estación lluviosa*.

El esfuerzo de muestreo, analizado con la curva de rarefacción de especies (Fig. 5), indica que las 39 especies muestreadas, es significativamente representativa para la BP3, siendo robusta para nuestros análisis del ensamblaje de peces.

Figura 5 - Curva de rarefacción de especie de las colectas en la BP3, cerca de alcanzar la asíntota, realizado con el total de 5.474 individuos pertenecientes a 39 especies identificadas.



La abundancia de las especies en la BP3, analizadas con la curva de clasificación de especies (Fig. 6), muestra siete especies más abundantes dentro de la cuenca, siendo estas: *Heptapterus mustelinus*, *Ancistrus sp*, *Bryconamericus aff. iheringii*, *Trichomycterus davisii*, *Psalidodon aff. paranae*, *Characidium aff. zebra*, *Knodus moenkhausii*, y 32 especies con menos de 165 individuos (Ver Anexo 2). La abundancia de individuos por local de colecta muestra que la localidad MBR_10 es la más abundante, y la localidad MBR_13 menos abundante (Tabla 6).

Figura 6 - Curva de clasificación de especies usando la abundancia y proporción.

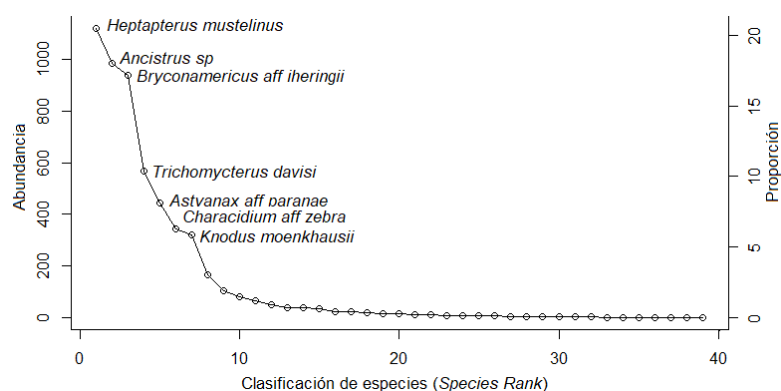


Tabla 6 - Datos de riqueza de especie, abundancia total (número de individuos por localidad), abundancias relativas (Abundancia total/Número total de individuos del muestreo) por local de colecta.

Local de colecta	Riqueza de Especies	Abundancia Total	Abundancia Relativa
MBR_01	14	317	5.79
MBR_02	12	301	5.5
MBR_03	11	129	2.36
MBR_04	12	374	6.83
MBR_05	13	251	4.59
MBR_06	12	420	7.67
MBR_07	18	385	7.03
MBR_08	11	167	3.05
MBR_09	13	421	7.69
MBR_10	16	766	13.99
MBR_11	12	407	7.44
MBR_12	7	410	7.49
MBR_13	6	13	0.24
MBR_14	9	299	5.46
MBR_15	13	312	5.7
MBR_16	16	356	6.5
MBR_17	13	146	2.67

3.2 VARIABLES PREDICTORAS Y SUS RELACIONES CON LA RIQUEZA Y ABUNDANCIA

Las variables ambientales seleccionadas después del análisis de correlación son: área agrícola (AGRI), bosque de captación (BOSQUE), y bosque local (BOSQLOC) en la categoría del paisaje, y, las variables distancia del lago (DISTLAG), razón profundidad/ancho (RPAN), y caudal (CAUDAL) de la categoría estructura del riachuelo. Las variables de la categoría de Físicoquímico del agua, que no tienen problemas de colinealidad y que se mantuvieron por considerarse importantes para nuestros análisis fueron: conductividad (Cond, mS/cm); oxígeno disuelto (OD, mg.L⁻¹) y turbidez (Turb, NTU). De esta manera, quedado apenas 3 variables por categoría de paisaje para nuestros análisis subsecuentes.

El análisis de correlograma de I (Índice) de Moran para evaluar la existencia de autocorrección espacial para las variables respuestas (riqueza de especies, abundancia total y abundancias relativas), resultó que dos clases tenían

autocorrelación espacial negativa (unidades de muestreo se diferencian más de lo esperado al azar), en la variable respuesta de Riqueza de especie (Tabla 7).

Tabla 7 - Distancia de clase del análisis de análisis de correlograma de I (Índice) de Moran para la variable respuesta de Riqueza de especie.

Distancia de Clase	Índice de Moran	P	I (max)	I/I(max)
1	0.37	0.06	1.36	0.27
2	-0.50	0.02*	1.92	-0.26
3	-0.06	0.73	0.84	-0.07
4	0.24	0.23	1.04	0.23
5	0.11	0.59	1.40	0.08
6	0.07	0.64	1.19	0.06
7	-0.68	0.00*	1.71	-0.40

Nota: Significancia de estadístico p (*), Índice de Moran máximo de valores de los autovectores.

Con algunas de las clases de distancia predefinidas presentando autocorrelación espacial, se procedió a realizar el análisis de *Distance-based Moran's eigenvector maps* (dbMEM), de esta manera, apenas cuatro MEMs (de los 17 ejes en total), dieron ejes significativos por medio del análisis de *Forward Selection* (Blanchet et al., 2008), siendo MEM 12, MEM 13, MEM 15 y MEM 16 (Tabla 8), los cuales fueron usados como covariable en los análisis multivariados de RDA y Partición Jerárquica.

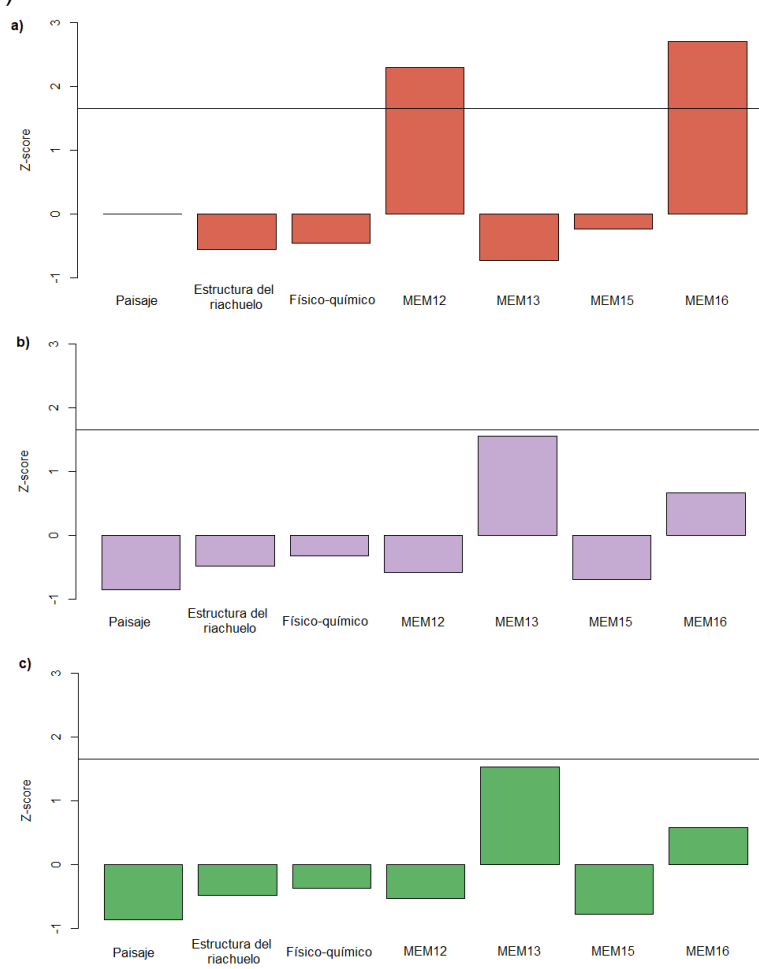
Tabla 8 - Datos de Scores del primer componente de las PCA para cada conjunto de categoría espacial (Paisaje, estructura del riachuelo y físico-químico) y los valores autovectores de MEMs significativos.

Local de colecta	1PCA Paisaje	1PCA Estructura del riachuelo	1PCA Físico-químico	MEM12	MEM13	MEM15	MEM16
MBR_01	-0.91	-1.06	-0.70	-0.74	-0.67	-1.72	-0.31
MBR_02	-0.59	-0.47	-1.78	-1.18	-0.95	-1.94	-0.32
MBR_03	-1.69	1.70	-0.26	1.95	0.41	-1.27	-0.27
MBR_04	0.97	-0.53	0.81	-0.18	-0.49	-1.71	-0.30
MBR_05	-1.52	-0.66	2.49	1.07	0.20	0.57	-0.86
MBR_06	-1.52	-1.02	0.45	1.31	0.30	0.52	-0.83

MBR_07	1.57	-0.13	-1.83	1.38	0.62	-0.10	-0.51
MBR_08	0.16	-0.26	-0.88	-0.30	2.28	-0.29	0.46
MBR_09	-0.56	-0.74	0.82	0.28	-0.87	0.52	1.57
MBR_10	-0.03	1.09	0.74	0.30	-1.01	0.56	1.62
MBR_11	1.22	-0.10	2.53	0.38	0.08	0.65	-0.88
MBR_12	-1.48	1.42	0.55	-0.67	-0.35	1.08	-1.07
MBR_13	1.21	-0.57	0.28	-0.69	-0.36	1.08	-1.08
MBR_14	0.94	1.35	-1.23	-1.58	-0.63	1.13	-1.12
MBR_15	-0.65	0.59	-0.03	0.08	-0.41	0.43	1.44
MBR_16	1.34	1.48	-0.44	0.19	-0.69	0.49	1.53
MBR_17	1.54	-2.06	-1.52	-1.61	2.54	0.03	0.94

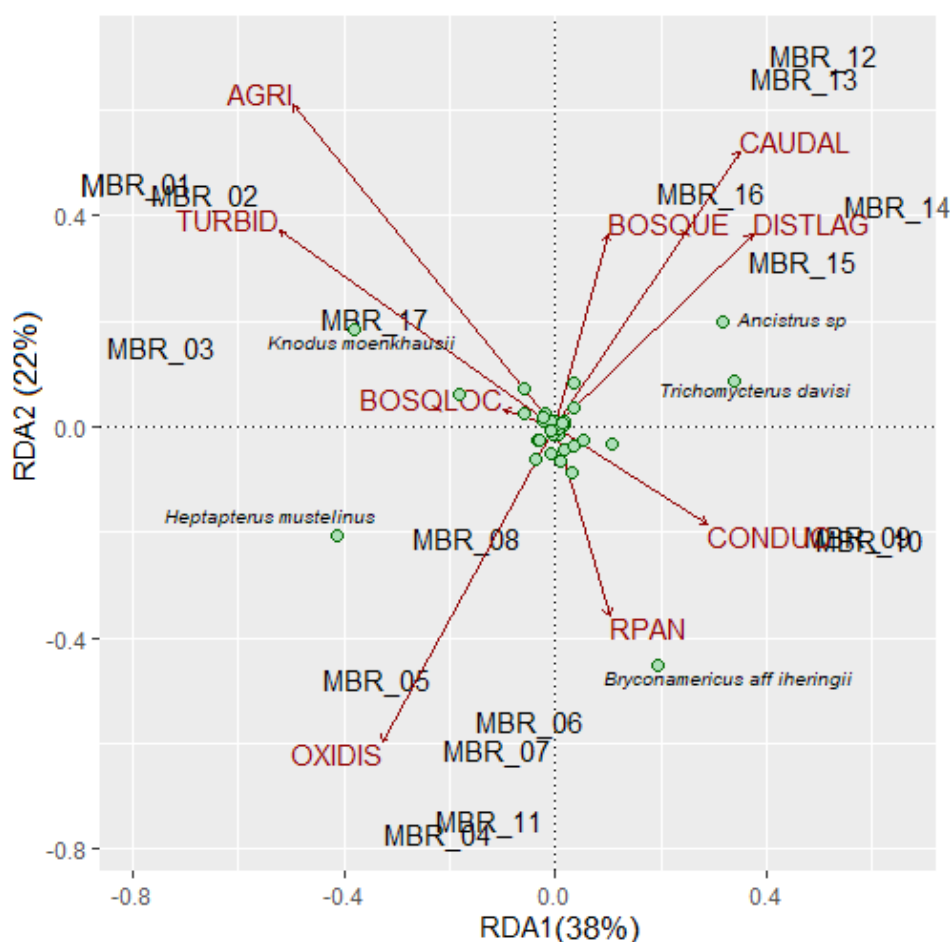
El Análisis de Partición Jerárquica con todas las variables de las tres categorías especiales junto con los predictores espaciales para cada una de las variables dependientes, muestra que apenas dos variables espaciales MEM12 y MEM16 tiene mayor influencia en la variable dependiente (Riqueza de especie), ya que el Z-score es significativo, siendo mayor a 1.65 (Fig. 7a). Sin embargo, las variables dependientes de Abundancia total (Fig. 7b) y abundancias relativas (Fig. 7c), el valor de significancia de Z-score no fueron estadísticamente significativos.

Figura 7 - Análisis de Partición Jerárquica y sus respectivos Z-escores de los predictores ambientales de las tres categorías espaciales para las variables (a) riqueza de especies, (b) abundancia total, y, (c) abundancia relativa.



En el Análisis Multivariado de Redundancia – RDA (Fig. 8), se encontró que el eje RDA1 tiene una proporción de explicación de 38%, y el eje del RDA2 un 22% de proporción de explicación. El análisis de ANOVA para el modelo de RDA, da significancia estadística para variable área agrícola (AGRI), como mejor variable explicativa con $\text{Pr}(> F) = 0.04$. Es observado que las localidades más asociadas a esta variable son MBR_01, MBR_02, así como a la variable turbidez (TURBID), junto con la especie *Knodus moenkhausii*. Por otro lado, la posición de la mayoría de las especies indica que no tienen asociación preferencial con las variables, excepto por las especies *Bryconamericus aff. iheringii*, que está asociados a la variable Razón Ancho/profundidad (RPAN). Además, podemos observar que la especie más abundante *Heptapterus mustelinus*, se encuentra ordenado en sentido opuesto a las variables.

Figura 8 - Análisis de RDA con todas las variables ambientales y la composición de especie.



4. DISCUSIÓN

En la BP3, no es conocido un registro sobre el número de especies que existe en la cuenca, siendo este el primer trabajo a realizar un registro de la ictiofauna de los riachuelos de esta cuenca hidrográfica. Sin embargo, en el Alto Río Paraná se ha muestreado 310 especies (LANGEANI et al., 2007), en un área geográfica que corresponde a 900.000 km² (BONETTO, 1986), y en la Cuenca del Piquiri, localizada cerca de la BP3, se ha registrado 35 especies en ríos de cabecera (GUBIANI et al., 2006), y en toda la cuenca del Piquiri, con un área geográfica de 24.171 km², se ha encontrado 50 especies (SECRETARIA DE ESTADO DO MEIO AMBIENTE E RECURSOS HIDRICOS, 2013). Por lo tanto, las 39 especies colectados en las 17 localidades de diferentes riachuelos, es significativo para la BP3 (representa 0.87% del área geográfica de la Cuenca del Alto Paraná), ya que abriga el 12% de la diversidad de especies para toda la cuenca como un todo (Tabla 5). Advirtiendo así, que la preservación de una pequeña área, contribuiría bastante para la preservación de biodiversidad, dado que, es una de las cuencas dónde existe alta ocupación humana y actividades antropogénicas intensas, principalmente de sistemas agrícolas (SECRETARIA DE ESTADO DO MEIO AMBIENTE E RECURSOS HIDRICOS, 2013).

De nuestro levantamiento ictiológico, dos de las especies registradas fueron exclusivas para la estación seca, siendo *Gymnotus pantanal* e *Hypostomus cf. strigaticeps*. La primera especie era exótica para el sistema hidrográfico de la Cuenca del Alto Paraná, sin embargo, ahora ocurre en toda la Cuenca del Paraná, muy probablemente, a consecuencia de la modificación de la antigua barrera natural del Salto de Sete Quedas, hacia 150 km aguas abajo, a consecuencia de la Represa ITAIPU, favoreciendo la colonización río arriba, o también puede ser, por introducción como carnada para la pesca deportiva (AZEVEDO-SANTOS; PELICICE; HENRY, 2020; FERNANDES et al., 2005). La segunda especie, es nativa y ampliamente distribuido en la cuenda del Alto Paraná (DE BORBA et al., 2013). Ambas especies no son muy abundantes en los riachuelos de la Cuenca del Alto Paraná (AZEVEDO-SANTOS; PELICICE; HENRY, 2020; DIAS; ZAWADZKI, 2018).

Para la estación lluviosa, se encontró 12 especies exclusivas, siendo que la mayoría de ellas son ampliamente distribuidas, según otros trabajos realizados en la Cuenca del Paraná (AZEVEDO-SANTOS; PELICICE; HENRY, 2020; FELIPE ALVEZ; SÚAREZ RONDON, 2010). La presencia de más especies exclusivas en la estación lluviosa podría estar sugiriendo un padrón ya esperado, tomando en cuenta otros trabajos que evaluaron la estacionalidad en la diversidad y composición de especies, donde la estación lluviosa tienen más abundancia y riqueza en comparación a la estación seca, dado al aumento del volumen de agua, por consecuencia, mayor disponibilidad de alimentos y nichos que permitirá la coexistencia de mayor número de especies (SÚAREZ, 2008; SÚAREZ; LIMA-JUNIOR, 2009).

Considerando las siete especies más abundantes para la BP3 (Fig. 6), encontramos que *Bryconamericus aff. iheringii* y *Psalidodon aff. paranae* han sido caracterizadas como especie de ambientes con impacto antrópico y de alta plasticidad (MISE et al., 2018), así como las especies *Heptapterus mustelinus*, *Ancistrus sp.*, *Trichomycterus davisii*, y *Knodus moenkhausii*, ya fueron asociadas para estos ambientes con impacto antrópico, de acuerdo a otros trabajos (CENEVIVA-BASTOS; CASATTI, 2007; FELIPE ALVEZ; SÚAREZ RONDON, 2010; MISE et al., 2018). Apenas la especie *Characidium aff. zebra*, ha sido evidenciada como sensible a las perturbaciones antrópicas, como represas (MANOEL et al., 2008). La mayor abundancia de estas siete especies, puede ser por factores de causas naturales o antrópicos, que proporcionarían escenarios de favorecimiento de especies generalistas, que tienen amplitud de nicho, sobre aquellas especies más especialistas, con nicho reducido (ALLARD et al., 2016).

Con base en los resultados de Partición jerárquica, para evaluar en que categoría del sistema fluvial la alteración causada por hombre afecta la riqueza de especies, abundancia total y abundancia relativa, mostro que apenas fue significativo para la relación Riqueza de especies y las variables espaciales (MEMs 12 y MEMs 16) adicionadas por el cálculo de los dbMEMs (Fig. 7a). De esta manera, llevando en consideración que la riqueza de especie está entre los descriptores más comunes de la estructuración de la comunidad (FERNANDES et al., 2021), puede sugerir que, existe alguna estructuración espacial debido a procesos en escala local (fina) (FERNANDES et al., 2014, 2021; PERES-NETO; LEGENDRE, 2010), como

por ejemplo, características del hábitat (factores abióticos) e interacciones biológicas (CADOTTE; TUCKER, 2017), que es un patrón encontrado para peces de pequeño porte (FERNANDES et al., 2014), y para comunidades de sistemas de rivera de cabecera (NAKAMURA; VICENTIN; SÚAREZ, 2021). Mismo que para las otras variables dependientes (Abundancia total y relativa) no haya alguna relación directa, sobre todo, porque que nuestros análisis espaciales son relativamente pequeñas (BRIND'AMOUR et al., 2018), y, las variables ambientales o consideradas en la nuestra evaluación no son lo suficiente, en términos de distancia geográfica entre los puntos de colecta, tal como es mencionado en el estudio realizado con la composición de comunidades de peces de la Península de Yucatán, México, en la cual, la variación en la composición de la comunidad de peces explicada por las variables espaciales mediante el análisis de partición fue comúnmente baja para todos los hábitats mensurados (NUNEZ-LARA et al., 2016).

A su vez, en el análisis de RDA (Fig. 8), la variable de área agrícola (AGRI) de la categoría espacial del Paisaje, estaría explicando la composición en los ensamblajes de la BP3, dado a la alta perturbación de los bosques, consecuencia de la intensificación y extensión para el uso de la agropecuaria en el último siglo (MOLINA et al., 2017; PAULA et al., 2018; PEREIRA; SCROCCARO, 2010). También reflejado por la gran abundancia de especies generalistas encontradas en la BP3, favorecidos por los ambientes con más actividades antrópicas, ya que tendrían una mayor alteración en la estructura de los ríos, a tal punto de dejar esos ambientes más homogéneos. Por lo tanto, se presume que en ambientes con menor cobertura vegetal y mayor área agrícola, se encuentre menor riqueza de especies, con abundancia mayor en especies consideradas generalistas y con buenas habilidades de dispersión (ARANTES et al., 2018; BODDY; BOOKER; MCINTOSH, 2019; DA COSTA; PETRY; MAZZONI, 2020; ZENI; CASATTI, 2014).

De esta manera, en la PB3 se presume que la actividad agrícola en esta zona tiene influencia en el ensamblaje de peces de estos riachuelos, dado a los resultados también obtenidos en el trabajo de Nakamura et al (2021), en riachuelos de cabecera del río Paraná y Paraguay, en el cual, mismo con gradientes ambientales locales muy estrechos (en comparación a otros sistemas de ribera), la variable pH y velocidad de agua, estarían actuando como impulsores de filtración filogenética de hábitat, juntamente con la clasificación de especies probablemente

mediada por características funcionales de especies asociados a dichas variables. Estas dos variables, tienen una ligación directa con las actividades agrícolas, ya que el uso de diferentes compuestos para agricultura cambia el nivel del pH del agua, así como las modificaciones de la vegetación circundante, alterar el flujo y dinámica del agua (NAKAMURA; VICENTIN; SÚAREZ, 2021; ROA-FUENTES et al., 2020). Esto podría estar implícito dentro de nuestros resultados asociados a los predictores espaciales, mencionados anteriormente.

Por lo tanto, el otro grupo de variables de la escala espacial de estructura del riachuelo y fisicoquímicas del agua no arrojaron resultados significativos en este trabajo. Sin embargo, pueden estar evidenciado lo que encontramos con los predictores espaciales, ya que en otros trabajos se han mostrado como fuertes factores de influencia en la riqueza de especies, indicando que las características locales del flujo de los ríos de cabecera tienen más influencia en los ensamblajes de peces, de que los factores asociados a la zona de ribera, como ha sido descrito para la región del cerrado y Amazonas (VIEIRA; TEJERINA-GARRO, 2020), así como para los riachuelos de cabecera de los ríos Paraná y Paraguay (NAKAMURA; VICENTIN; SÚAREZ, 2021).

Siendo así, las variables usadas en el presente trabajo, fueron potenciales para este abordaje y están indirectamente relacionados biológicamente con la ictiofauna (FELIPE; SÚAREZ, 2010). Además, se debe recalcar que la organización de la estructura de las comunidades biológicas es mucho más compleja (ROA-FUENTES et al., 2020). Los factores ambientales y espaciales se conocen como los principales determinantes de la variación comunitaria en los organismos acuáticos, sin embargo, los factores históricos también pueden interactuar con los procesos locales para regular los patrones de estructura de los peces (PARROTT, 2010; RODRIGUES-FILHO et al., 2018).

5. CONCLUSIÓN

Este es el trabajo más completo sobre el registro de la ictiofauna de la Cuenca del Paraná 3 hasta el momento, registrando 39 especies, la mayoría de las

cuales son propias de la cuenca. Considerando el conjunto de variables ambientales utilizadas para evaluar que categoría espacial (paisaje, estructura del riachuelo, físico-químico) determina la ictiofauna de la cuenca, no fue alcanzado, al parecer siendo una configuración estocástica de la estructura ambiental. Sin embargo, la variable área de agricultura, es la que tiene mayor influencia en determinar la composición de la ictiofauna de la cuenca que es bastante modificada para el uso agropecuario en el último siglo. Los resultados obtenidos, hasta el momento, son preliminares, debemos considerar incluir otras variables, que podrían estar relacionadas con la riqueza y abundancia de los ensamblajes en las localidades colectadas, para una mejor resolución de los factores ambientales que conjugan la configuración de la biodiversidad de peces en la BP3, y consecuentemente, plantear acciones de manejo y conservación adecuadas para preservar su integridad ambiental.

6. REFERENCIAS

AGOSTINHO, A. A. et al. **Fish diversity in the upper Paraná River basin: Habitats, fisheries, management and conservation** *Aquatic Ecosystem Health and Management* Taylor & Francis Group, abr. 2007. Disponível em: <<https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/14634980701341719>>. Acesso em: 31 jul. 2020.

AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; ZALEWSKI, M. The importance of floodplains for the dynamics of fish communities of the upper river Paraná. **Ecohydrology and Hydrobiology**, p. 209–217, 2001.

AGOSTINHO, A. A.; PELICICE, F. M.; GOMES, L. C. Dams and the fish fauna of the Neotropical region: Impacts and management related to diversity and fisheries. **Brazilian Journal of Biology**, v. 68, n. 4 SUPPL., p. 1119–1132, 2008.

AGOSTINHO, A. A.; THOMAZ, S. M.; GOMES, L. C. Conservação da biodiversidade em águas continentais do Brasil. **MEGADIVERSIDADE**, p. 70–78, 2005.

ALLARD, L. et al. Effect of reduced impact logging and small-scale mining disturbances on Neotropical stream fish assemblages. **Aquatic Sciences**, v. 78, n. 2, p. 315–325, 2016.

ARANTES, C. C. et al. Relationships between forest cover and fish diversity in the Amazon River floodplain. **Journal of Applied Ecology**, v. 55, n. 1, p. 386–395, 2017.

ARANTES, C. C. et al. Relationships between forest cover and fish diversity in the Amazon River floodplain. **Journal of Applied Ecology**, v. 55, n. 1, p. 386–395, 2018.

AZEVEDO-SANTOS, V. M.; PELICICE, F. M.; HENRY, R. Knowing biodiversity: Fishes from the Guareí River basin, a tributary of the Jurumirim reservoir, Paranapanema River, Brazil. **Biota Neotropica**, v. 20, n. 3, 2020.

BELTRÃO, G. DE B. M.; MEDEIROS, E. S. F.; RAMOS, R. T. DA C. Effects of riparian vegetation on the structure of the marginal aquatic habitat and the associated fish assemblage in a tropical Brazilian reservoir. **Biota Neotropica**, v. 9, n. 4, p. 37–43, 2009.

BLANCHET, F. G.; LEGENDRE, P.; BORCARD, D. Forward selection of explanatory variables. **Ecology**, v. 89, n. 9, p. 2623–2632, 2008.

BODDY, N. C.; BOOKER, D. J.; MCINTOSH, A. R. Confluence configuration of river networks controls spatial patterns in fish communities. **Landscape Ecology**, v. 34, n. 1, p. 187–201, 2019.

BONETTO, A. A. The Parana River system. **The Netherlands**, p. 541–549, 1986.

BORCARD, D. et al. Dissecting the spatial structure of ecological data at multiple scales. **Ecology**, v. 85, n. 7, p. 1826–1832, 2004.

BRIND'AMOUR, A. et al. Application of Moran Eigenvector Maps (MEM) to irregular sampling designs. **Spatial Statistics**, v. 26, p. 56–68, 2018.

CADOTTE, M. W.; TUCKER, C. M. **Should Environmental Filtering be Abandoned?** *Trends in Ecology and Evolution* Elsevier Ltd, 2017.

CALLISTO, M.; GOULART, M.; MORETTI, M. Macroinvertebrados Bentônicos Como Ferramenta Para Avaliar a Saúde de Riachos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 6, n. 1, p. 71–82, 2001.

CENEVIVA-BASTOS, M.; CASATTI, L. Feeding opportunism of *Knodus moenkhausii* (Teleostei, Characidae): An abundant species in streams of the northwestern in the state of São Paulo, Brazil. **Iheringia - Serie Zoologia**, v. 97, n. 1, p. 7–15, 2007.

DA COSTA, I. D.; PETRY, A. C.; MAZZONI, R. Fish assemblages respond to forest cover in small Amazonian basins. **Limnologia**, v. 81, p. 125757, 2020.

DE BORBA, R. S. et al. Phylogeography of *Hypostomus strigaticeps* (Siluriformes: Loricariidae) inferred by mitochondrial DNA reveals its distribution in the upper Paraná River basin. **Neotropical Ichthyology**, v. 11, n. 1, p. 111–116, 2013.

DIAS, A. C.; ZAWADZKI, C. H. Identification key and pictures of the *Hypostomus Lacépède, 1803* (Siluriformes, Loricariidae) from the rio Ivaí, upper rio Paraná basin. **Check List**, v. 14, n. 2, p. 393–414, 2018.

DRONOVA, I. **Environmental heterogeneity as a bridge between ecosystem service and visual quality objectives in management, planning and design** *Landscape and Urban Planning*. Elsevier B.V., 2017.

ELOSEGI, A.; SABATER, S. **El río como ecosistema**. primera ed. [s.l.: s.n.].

ERÓOS, T.; LOWE, W. H. The Landscape Ecology of Rivers: from Patch-Based to Spatial Network Analyses. **Current Landscape Ecology Reports**, v. 4, n. 4, p. 103–112, 2019.

ESTEVEZ, F. DE A. **FUNDAMENTOS DE LIMNOLOGIA**. 3. ed. [s.l.: s.n.].

FAUTH, J. et al. **Simplificando o jargão da ecologia comunitária: uma abordagem conceitual** *O naturalista americano* The University of Chicago Pressa Sociedade Americana de Naturalistas, 1996. Disponível em: <<https://www.jstor.org/stable/2463205>>. Acesso em: 2 jul. 2020.

FELIPE ALVEZ, T. R.; SÚAREZ RONDON, Y. Caracterização e influência dos fatores ambientais nas assembléias de peixes de riachos em duas microbacias urbanas, Alto Rio Paraná. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 2, 2010.

FERNANDES, F. M. C. et al. Zootaxa, Teleostei, Gymnotiformes, Gymnotidae. v. 14, p. 1–14, 2005.

FERNANDES, I. M. et al. Spatiotemporal dynamics in a seasonal metacommunity structure is predictable: The case of floodplain-fish communities. **Ecography**, v. 37, n. 5, p. 464–475, 2014.

FERNANDES, I. M. et al. Effect of environmental and spatial factors on small-sized fish assemblages in a tropical river. **Acta Amazonica**, v. 51, n. 2, p. 129–138, 2021.

GOTELLI, N. J.; COLWELL, R. K. **Quantifying biodiversity: Procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness** Ecology Letters John Wiley & Sons, Ltd, , 2001. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1046/j.1461-0248.2001.00230.x>>. Acesso em: 2 jul. 2020.

GRIFFITH, D. A.; PERES-NETO, P. R. **SPATIAL MODELING IN ECOLOGY: THE FLEXIBILITY OF EIGENFUNCTION SPATIAL ANALYSE** Ecology. [s.l: s.n.].

GRILL, G. et al. An index-based framework for assessing patterns and trends in river fragmentation and flow regulation by global dams at multiple scales. **Environmental Research Letters**, v. 10, n. 1, 2015.

HUGUENY, B.; OBERDORFF, T.; TEDESCCO, P. A. **Community Ecology of River Fishes: A Large-Scale Perspective** American Fisheries Society Symposium. [s.l: s.n.].

JACKSON, D. A.; PERES-NETO, P. R.; OLDEN, J. D. What controls who is where in freshwater fish communities – the roles of biotic, abiotic, and spatial factors. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 58, n. 1, p. 157–170, 2001.

LANGEANI, F. et al. Diversidade da ictiofauna do Alto Rio Paraná : composição atual e perspectivas futuras Introdução O Alto Paraná é área complexa devido às atividades tectônicas. **Most**, v. 7, n. 3, p. 1–18, 2007.

LANSAC-TÔHA, F. et al. Biodiversity of zooplankton communities in the Upper Paraná River floodplain: interannual variation from long-term studies. **Brazilian Journal of Biology**, v. 69, n. 2 suppl, p. 539–549, jun. 2009.

LEITÃO, R. P. et al. Disentangling the pathways of land use impacts on the functional structure of fish assemblages in Amazon streams. **Ecography**, v. 41, n. 1, p. 219–232, 2018.

MISE, F. T. et al. Environmental assessment in tropical streams by using abundance-biomass curves and W index in fish assemblages. **Iheringia. Série Zoologia**, v. 108, n. 0, 2018.

MOLINA, M. C. et al. The effects of land use at different spatial scales on instream features in agricultural streams. **Limnologica**, v. 65, p. 14–21, 1 jul. 2017.

NAKAMURA, G.; VICENTIN, W.; SÚAREZ, Y. R. Taxonomic and phylogenetic beta diversity in headwater stream fish communities of the Parana and Paraguai River Basins. **Neotropical Ichthyology**, v. 19, n. 1, p. 2021, 2021.

NUNEZ-LARA, E. et al. Multi-scale spatial and partitioning analyses of the reef-fish community composition of the Yucatan fringing reef system. **Ecological Complexity**, v. 28, p. 69–76, 2016.

PARKASH, O.; THUKRAL, A. K. Statistical measures as measures of diversity. **International Journal of Biomathematics**, v. 3, n. 2, p. 173–185, 2010.

PAROLIN, M. et al. **Abordagem ambiental interdisciplinar em bacias hidrográficas no Estado do Paraná**. [s.l.: s.n.].

PARROTT, L. **Measuring ecological complexity** *Ecological Indicators*. Elsevier B.V, 2010.

PAULA, F. R. DE et al. Multi-scale assessment of forest cover in an agricultural landscape of Southeastern Brazil: Implications for management and conservation of stream habitat and water quality. **Ecological Indicators**, v. 85, p. 1181–1191, 2018.

PEREIRA, M. C. B.; SCROCCARO, J. L. **Bacias Hidrográficas do Paraná**. Curitiba: [s.n.].

PERES-NETO, P. R.; LEGENDRE, P. Estimating and controlling for spatial structure in the study of ecological communities. **Global Ecology and Biogeography**, v. 19, n. 2, p. 174–184, 2010.

POFF, N. L. R. et al. The natural flow regime: A paradigm for river conservation and restoration. **BioScience**, v. 47, n. 11, p. 769–784, 1997.

PYRON, M.; LAUER, T. E.; GAMMON, J. R. Stability of the Wabash River fish assemblages from 1974 to 1998. **Freshwater Biology**, v. 51, n. 10, p. 1789–1797, 2006.

RAEYMAEKERS, J. A. M. et al. Modeling genetic connectivity in sticklebacks as a guideline for river restoration. **Evolutionary Applications**, v. 1, n. 3, p. 475–488, 2008.

RAMÍREZ, A.; GUTIÉRREZ-FONSECA, P. E. Sobre ensambles y ensamblajes ecológicos - Respuesta a Monge-Nájera. **Revista de Biología Tropical**, v. 64, n. 2, p. 817–819, 2016.

ROA-FUENTES, C. A. et al. Importance of local and landscape variables on multiple facets of stream fish biodiversity in a Neotropical agroecosystem. **Hydrobiologia**, p. 1–18, 2020.

ROCHA, A. S. DA; BADE, M. R. **Geografia da bacia hidrográfica do Paraná 3: fragilidades e potencialidades socioambientais**. Jundiaí: In House, 2018.

RODRIGUES-FILHO, C. A. DE S. et al. How are local fish communities structured in Brazilian semiarid headwater streams? **Hydrobiologia**, v. 819, n. 1, p. 93–108, 2018.

SELIGER, C.; ZEIRINGER, B. River Connectivity, Habitat Fragmentation and Related Restoration Measures. In: **Riverine Ecosystem Management**. [s.l.] Springer International Publishing, p. 171–186, 2018.

SILVA, P. S. et al. Tributaries as biodiversity preserves: An ichthyoplankton perspective from the severely impounded Upper Paraná River. **Aquatic**

Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, v. 29, n. 2, p. 258–269, 2019.

STANFORD, J. A.; ALEXANDER, L. C.; WHITED, D. C. Riverscapes. In: **Methods in Stream Ecology: Third Edition**. [s.l.] Elsevier Inc., 2017. v. 1, p. 3–19.

TOWNSEND, C. R.; BEGON, M.; HARPER, J. L. **Fundamentos em Ecologia**. 3. ed. [s.l.: s.n.].

URBAN, M. C. DISTURBANCE HETEROGENEITY DETERMINES FRESHWATER METACOMMUNITY STRUCTURE. **Ecology**, v. 85, n. 11, p. 2971–2978, 2004.

VIEIRA, T. B.; TEJERINA-GARRO, F. L. Relationships Between Environmental Conditions And Fish Assemblages In Tropical Savanna Headwater Streams. **Scientific Reports**, v. 10, n. 1, p. 1–12, 2020.

WARD, J. V. et al. Riverine landscape diversity. **Freshwater Biology**, v. 47, n. 4, p. 517–539, 2002.

WHITE, S. M.; GIANNICO, G.; LI, H. A ‘behaviorscape’ perspective on stream fish ecology and conservation: linking fish behavior to riverscapes. **Wiley Interdisciplinary Reviews: Water**, v. 1, n. 4, p. 385–400, 2014.

WIENS, J. A. Riverine landscapes: Taking landscape ecology into the water. **Freshwater Biology**, v. 47, n. 4, p. 501–515, 2002.

WINTER, T. C. et al. **Ground Water: A Single Resource**. [s.l.: s.n.].

ZENI, J. O.; CASATTI, L. The influence of habitat homogenization on the trophic structure of fish fauna in tropical streams. **Hydrobiologia**, v. 726, n. 1, p. 259–270, 2014.

ANEXOS

Anexo 1 - Variables de la categoría del paisaje en tres escalas de drenaje: 1. captación de la microcuenca, 2. red de drenaje, 3. local:

Local de colecta	Área de captación (ha)	Bosque de captación (ha)	Área de drenaje (ha)	Bosque de drenaje (ha)	Área local (ha)*	Bosque local (ha)
MBR_01	1324.03	335.00	86.36	57.97	3.12	2.23
MBR_02	1450.75	301.54	81.31	65.39	3.12	0.86
MBR_03	5880.72	945.30	308.04	216.71	3.12	0.68
MBR_04	687.28	138.86	38.63	31.47	3.12	1.13
MBR_05	2115.78	408.49	162.83	101.46	3.12	0.93
MBR_06	1521.04	343.93	116.95	82.58	3.12	1.33
MBR_07	2184.01	643.07	132.07	93.78	3.12	4.02
MBR_08	2088.21	271.09	104.67	60.94	3.12	2.24
MBR_09	989.60	184.47	95.47	57.07	3.12	1.00
MBR_10	916.69	197.91	75.25	45.71	3.12	1.34
MBR_11	1688.35	536.30	135.81	117.82	3.12	1.27
MBR_12	2944.18	584.43	213.64	150.11	1.88	1.04
MBR_13	1362.11	213.69	84.41	72.84	3.12	2.30
MBR_14	3095.85	692.29	176.66	157.96	3.12	1.42
MBR_15	3520.28	541.51	229.05	174.22	3.12	1.02
MBR_16	4932.80	736.00	263.58	221.21	3.12	2.63
MBR_17	1702.22	192.95	83.90	65.43	3.12	4.02

Nota: Variable Área total* excluida para los análisis por tener valores similares, excepto en el local MBR_12.

Anexo 2- Lista de especies colectadas en la BP3 de acuerdo a la mayor abundancia y proporción.

Especies	Rank	Abundancia	Proporción
<i>Heptapterus mustelinus</i>	1	1121	20.5
<i>Ancistrus sp</i>	2	986	18
<i>Bryconamericus aff. iheringii</i>	3	939	17.2
<i>Trichomycterus davisii</i>	4	566	10.3
<i>Psalidodon aff. paranae</i>	5	443	8.1
<i>Characidium aff. zebra</i>	6	342	6.2
<i>Knodus moenkhausii</i>	7	320	5.8
<i>Geophagus brasiliensis</i>	8	165	3
<i>Astyanax lacustris</i>	9	106	1.9
<i>Cetopsorhamdia .iheringi</i>	10	80	1.5
<i>Piabarcus stramineus</i>	11	64	1.2
<i>Bryconamericus exodon</i>	12	52	0.9
<i>Rhamdia quelen</i>	13	38	0.7

<i>Hypostomus ancistroides</i>	14	37	0.7
<i>Crenicichla jaguarensis</i>	15	35	0.6
<i>Pimelodella gracilis</i>	16	25	0.5
<i>Phalloceros harpagos</i>	17	24	0.4
<i>Crenicichla britskii</i>	18	20	0.4
<i>Corydoras cf. paleatus</i>	19	17	0.3
<i>Gymnotus inaequilabius</i>	20	16	0.3
<i>Astyanax sp</i>	21	13	0.2
<i>Pimelodella avanhandavae</i>	22	12	0.2
<i>Hypostomus albopunctatus</i>	23	7	0.1
<i>Hypostomus iheringii</i>	24	7	0.1
<i>Imparfinis mirini</i>	25	6	0.1
<i>Oreochromis niloticus</i>	26	6	0.1
<i>Apareiodon affinis</i>	27	4	0.1
<i>Hypostomus sp</i>	28	4	0.1
<i>Serrapinnus notomelas</i>	29	4	0.1
<i>Hoplias misioneira</i>	30	3	0.1
<i>Synbranchus marmoratus.</i>	31	3	0.1
<i>Hypostomus cf. strigiceps</i>	32	2	0
<i>Psalidodon aff. fasciatus</i>	33	1	0
<i>Gymnotus pantanal</i>	34	1	0
<i>Hoplias argentinenses</i>	35	1	0
<i>Moenkhousia aff. intermedia</i>	36	1	0
<i>Neoplecostomus sp</i>	37	1	0
<i>Otothiopsis sp</i>	38	1	0
<i>Parodon nasus</i>	39	1	0