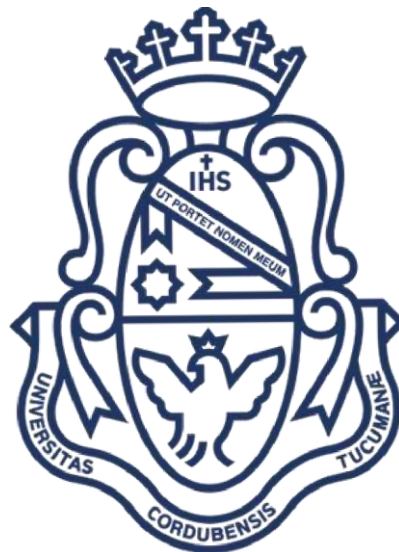


Universidad Nacional de Córdoba
Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales

Tesina de Grado para optar por el título de Biólogo

Impacto de la estructura del paisaje en la diversidad de peces en las Sierras Chicas de Córdoba (Argentina).



Tesinista: Paula Fragueiro Sabaini

Firma:

Una firma manuscrita en tinta negra que parece ser "Paula Fragueiro Sabaini".

Director: Dr. Gregorio Gavier Pizarro

Firma:

Una firma manuscrita en tinta negra que parece ser "Gregorio Gavier Pizarro".

Co-directora: Mgtr. Natalia Gabriela Rivetti

Firma:

Una firma manuscrita en tinta negra que parece ser "Natalia Gabriela Rivetti".

Natalia Gabriela Rivetti

Cátedra de Diversidad Biológica IV

- Junio 2022-

Tesina de Grado para optar por el título de Biólogo

Impacto de la estructura del paisaje en la diversidad de peces en las Sierras Chicas de Córdoba (Argentina)

Tribunal examinador:

Apellido y Nombre: Dr. Julián Lescano

Firma:

Apellido y Nombre: Dra. Noelia Guyón

Firma:

Apellido y Nombre: Dra. Andrea Hued

Firma:

Calificación:.....

Fecha:.....

Índice

AGRADECIMIENTOS

RESUMEN	4
1. INTRODUCCIÓN	
<i>Situación en Argentina y América del Sur</i>	8
<i>Las Sierras Chicas de Córdoba como caso de estudio</i>	9
<i>Hipótesis y Predicciones</i>	11
2. MATERIALES Y MÉTODOS	
2.1 <i>Área de estudio y muestreo</i>	13
2.2 <i>Variables respuesta</i>	16
2.3 <i>Variables explicativas</i>	22
2.4 <i>Análisis estadísticos</i>	26
3. RESULTADOS	
3.1 <i>Estructura del paisaje</i>	28
3.2 <i>Estructura y diversidad de los ensambles ícticos</i>	30
3.3 <i>Relación entre la estructura del paisaje y la diversidad de los ensambles ícticos</i> ...36	
4. DISCUSIÓN	41
5. CONCLUSIÓN	48
6. BIBLIOGRAFÍA.....	49
7. ANEXOS	56

AGRADECIMIENTOS

Quisiera expresar mi agradecimiento al director Dr. Gregorio Gavier Pizarro, co- directora Mgtr. Natalia Gabriela Rivetti y a la Dra. María de los Ángeles Bistoni quienes junto a la cátedra de Diversidad Biológica IV me permitieron realizar esta tesina.

Un especial reconocimiento por las invaluable colaboraciones del Profesor Nazareno y la Dra. Laura Solari.

Este trabajo no hubiera sido posible sin el apoyo incondicional de mi familia y afectos, que me acompañaron, guiaron y alentaron a lo largo de la carrera y fundamentalmente en esta última etapa.

Finalmente es mi deseo, destacar el valioso aporte de la Universidad Nacional de Córdoba como mi ente formativo que me permitió forjar una sólida experiencia académica y crecimiento personal.

Impacto de la estructura del paisaje en la diversidad de peces en las Sierras Chicas de Córdoba (Argentina).

RESUMEN

La transformación de la cobertura natural del suelo es uno de los cambios globales más importantes. El objetivo de este estudio fue evaluar el impacto de la estructura del paisaje a escala local en la diversidad de los ensambles de peces en cursos lóticos de las Sierras Chicas de Córdoba. Para ello entre los años 2018 y 2019 se recolectaron 21 especies de peces pertenecientes a doce familias y seis órdenes en 81 sitios ubicados en ríos y arroyos de las cuencas de los ríos Primero, Segundo, Tercero y en cuencas del sector Norte de la provincia. Se estimó la abundancia relativa, la riqueza y la diversidad de especies. Complementariamente, se indexaron tres métricas de diversidad funcional; riqueza, dispersión y uniformidad funcional. Luego se analizó la relación entre la diversidad de peces y la estructura del paisaje a través de análisis multivariados NMDS y modelos lineales generalizados (GLM). El bosque tuvo un efecto negativo en los índices taxonómicos y funcionales, no así en la abundancia de las especies que se relacionaron con esta cobertura. La cantidad de urbano se asoció positivamente con la distribución de numerosas especies e índices taxonómicos y funcionales. Sin embargo, la abundancia de especies especialistas como los grandes piscívoros disminuyó, no así los bentívoros. Nuestros hallazgos demuestran la utilidad de la diversidad funcional para evaluar los cambios en la integridad funcional de la estructura del hábitat diversa y espacialmente heterogénea en el paisaje serrano. Futuras aproximaciones se sugieren para confirmar los patrones antes descritos.

Palabras Clave: Diversidad funcional, taxonomía, sistema lótico, paisaje, especies ícticas, Sierras de Córdoba, usos del suelo, actividades antrópicas, deforestación.

Impacto de la estructura del paisaje en la diversidad de peces en las Sierras Chicas de Córdoba (Argentina).

SUMMARY

The loss of the natural land cover is one of the most important aspects of global change. The objective of this study was to evaluate the impact of landscape structure at a local scale on the diversity of fish assemblages in lotic courses of the Sierras Chicas de Córdoba. Between the years 2018 and 2019, 21 species of fish belonging to twelve families and six orders were collected in 81 sites located in rivers and streams of the basins of the rivers Primero, Segundo, Tercero and in basins of the northern sector of the Sierras. The relative abundance, richness and diversity of species were estimated. Additionally, three functional diversity metrics were indexed; richness, dispersion and functional uniformity. The relationship between fish diversity and landscape structure was then analysed through multivariate NMDS analyses and generalized linear models (GLM). Taxonomic and functional indices showed a negative relationship with forest cover, contrary to the abundance of the species that were related to this cover. The amount of urban was positively associated with the distribution of numerous species and taxonomic and functional indices. However, the abundance of specialist species such as the large piscivores decreased in urban dominated areas, while the bentivores did not. Our findings demonstrate the usefulness of functional diversity to assess changes in the functional integrity of diverse and spatially heterogeneous habitat structure in the sierras landscape. Future approximations are suggested to confirm the patterns described above.

Keywords: Functional diversity, taxonomy, lotic system, landscape, fish species, Sierras de Córdoba, land uses, human activities, deforestation.

1. INTRODUCCIÓN

Actualmente las actividades humanas están operando sobre los ecosistemas tanto a escalas como a ritmos sin precedentes (Tilman *et al.*, 2001), determinando el proceso conocido como *cambio global*. La estructura del paisaje y los cambios en los usos del suelo asociados, afectan negativamente la integridad de los diferentes ecosistemas, así como su heterogeneidad espacial y biodiversidad (Lee *et al.*, 2017). En los ambientes acuáticos, las actividades antrópicas son consideradas las principales fuentes de contaminación y degradación (Belanger *et al.*, 2016). El desmonte extensivo de tierras, el pastoreo de ganado, la agricultura y el desarrollo urbano e industrial han conducido a la degradación sustancial del hábitat de los ríos y de la calidad del agua de los mismos (Kutschker, 2009). Por ejemplo, los efectos de la transformación de bosques nativos en pasturas se han relacionado con la pérdida de la vegetación y con ello, la disminución del sombreado en los cursos de agua y el aumento de temperatura, sedimentos y nutrientes que ingresan al ambiente acuático (Strand & Merritt, 1999).

Las alteraciones del paisaje también ejercen efectos diversos sobre las comunidades bióticas de los sistemas acuáticos dependiendo la escala considerada (Allan, 2004) por lo que directa o indirectamente, los cambios ocurridos en el paisaje terrestre a diferentes escalas espaciales pueden generar efectos negativos en los cursos lóticos (Blevins *et al.*, 2013, Casatti *et al.*, 2015, Formica *et al.*, 2015). Esto se debe a la fuerte dependencia de los cursos de agua con el entorno terrestre circundante. Numerosos estudios han sugerido que los impactos del uso de la tierra en la calidad del agua ocurren comúnmente a una distancia más próxima del cuerpo de agua receptor (Barling & Moor, 1994). La contaminación del agua superficial ya sea debida a la urbanización, agricultura u otra cobertura de suelo, depende en gran medida de la escorrentía de aguas pluviales, por lo tanto, es más probable que los contaminantes localizados en las proximidades alcancen los cuerpos de agua que aquellos ubicados a una distancia mayor en la cuenca hidrográfica (Tran *et al.* 2010).

Desde una perspectiva biológica, la transformación del paisaje modifica la oferta alimentaria y la diversidad y estructura del hábitat de corriente. Esto cambia la composición de las comunidades y a su vez, las características fisiológicas y comportamentales de cada una de las especies (Henderson *et al.*, 2019). Es decir que la biota se encuentra expuesta continuamente a las condiciones particulares de su hábitat y por lo tanto posee una capacidad integradora de lo que en este sucede. En este sentido, los peces son un buen grupo

bioindicador ya que ayudan a tener una visión global del ambiente dado que poseen un amplio rango de niveles tróficos y en comparación con otro grupo de animales tales como los invertebrados, ocupan un posición alta en la escala trófica (Masson *et al.*, 2017). La gran variedad de nichos ecológicos que ocupan los peces, junto con los distintos roles que cumplen en el ecosistema (Gómez y Moreno, 2017) los convierten en un importante modelo de estudio para evaluar el efecto de los cambios de paisaje sobre la biota (Carvalho *et al.*, 2015; Einheuser *et al.*, 2013). Lamentablemente se ha demostrado que paisajes transformados por el hombre parecen favorecer el dominio de generalistas sobre especies con dietas y necesidades de hábitat especializadas (Henderson *et al.*, 2019; Bishop *et al.*, 2017). Esto demuestra que los ensamblajes son particularmente sensibles a distintos tipos de impactos antrópicos. La respuesta ante este tipo de disturbio es el reemplazo de especies por aquellas no nativas y la pérdida de especies nativas únicas (Marchetti *et al.*, 2006).

Las consecuencias de las alteraciones en el paisaje sobre la fauna íctica han sido tradicionalmente investigadas desde la perspectiva taxonómica, a través del uso de índices descriptivos de la composición de los ensamblajes, como son la riqueza, abundancia y diversidad taxonómica (Agosthino *et al.*, 2016; Días *et al.*, 2017; Cilleros *et al.*, 2017). Sin embargo, muchos ecólogos proponen que los cambios ambientales afectan a la diversidad funcional (Li *et al.*, 2021). La diversidad funcional es una dimensión de la biodiversidad que permite analizar las funciones de las especies en el ecosistema, ya que incorpora características que influyen en los procesos y funcionamiento de este y en el desempeño de las especies (Violle *et al.*, 2007). Se mide a través de rasgos funcionales, es decir rasgos biológicos propios de las especies, que 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 (Córdova-Tapia y Zambrano, 2015). La perspectiva funcional permite comprender cómo las actividades antrópicas afectan a la composición de rasgos biológicos y ecológicos de las comunidades, así como sus consecuencias para el funcionamiento del ecosistema (Teichert *et al.*, 2018). Se considera que los rasgos funcionales tienen un mayor poder predictivo en comparación con los indicadores taxonómicos en las respuestas de los peces frente a un gradiente de degradación ambiental (Teresa & Casatti, 2017). De esta manera, en el marco de las alteraciones del paisaje y sus consecuencias sobre la fauna íctica, el uso conjunto de aproximaciones taxonómicas y funcionales a través de índices, resulta una herramienta informativa más completa para estudiar y comprender más detalladamente la pérdida de biodiversidad en los ambientes impactados.

Situación en Argentina y América del Sur

Los peces de agua dulce, como todo organismo vivo, están vinculados por extensos y estrechos lazos con el resto del mundo físico, lo cual permite establecer las correlaciones existentes entre unos y otros y encontrar las adaptaciones morfológicas o fisiológicas y de comportamiento respecto de un hábitat característico (Ringuelet, 1967). De esta manera, la distribución de los peces de agua dulce es el resultado de factores históricos, ecológicos y zoogeográficos (Ringuelet, 1961), pero las intervenciones hechas por el hombre han modificado drásticamente estos patrones históricos y homogeneizado la fauna de agua dulce (Rahel, 2007).

La diversidad de especies y ecosistemas dentro del bioma de agua dulce en América del Sur es notable (Bucher *et al.*, 1997) ya que alberga la fauna de peces de agua dulce más rica en el mundo, con más de 5.000 especies (Reis *et al.*, 2003). Casi la mitad de todos los vertebrados descritos son peces teleosteos y se estima que, de ellos, una cuarta parte se encuentra en el Neotrópico. En la cuenca del Amazonas únicamente, uno de los sistemas de agua dulce más grandes y diversos del mundo, viven 3.000 especies de peces (Bucher *et al.*, 1997). Sin embargo, la fragmentación del hábitat se ha implicado como la principal amenaza para la biodiversidad de ecosistemas de agua dulce en América del Sur (Reis *et al.*, 2016) contribuyendo, de esta manera, a la pérdida regional y global de la diversidad (Harris, 1984; Saunders *et al.*, 1991). Por lo tanto, catalogar las especies de peces de regiones donde el paisaje ha sido fuertemente alterado de su estado original es muy relevante, especialmente si su ictiofauna ha sido escasamente explorada (Bertora *et al.*, 2018).

La fauna dulceacuícola de peces argentinos y en mayor extensión sudamericanos, no es uniforme, sino que pertenece a stocks faunísticos diversos (Ringuelet, 1967). En Argentina, 548 especies de peces viven en agua dulce, 17 de las cuales son introducidas (Mirande y Koerber 2015, Koerber *et al.*, 2017). Aún existen pocos antecedentes en la cuantificación del impacto de las actividades humanas sobre el estado biológico de los recursos acuáticos, siendo en especial los trabajos enfocados en los efectos sobre la ictiofauna aún limitados (Menni *et al.*, 1996, 2004; Hued y Bistoni, 2005; Masson *et al.*, 2017). Un mejor conocimiento de la distribución geográfica de las especies en varios entornos evaluando los impactos antrópicos sobre las comunidades es necesario para definir áreas prioritarias en conservación, y proponer medidas de gestión exitosas (Bertora *et al.*, 2018). Con esta información, una conservación efectiva consiste en comprender mejor dónde se encuentran

las zonas importantes de diversidad biológica de agua dulce y a qué tipo de peligros hacen frente (Bucher, 1995).

Las Sierras Chicas de Córdoba como caso de estudio

En el área serrana de la provincia de Córdoba se distinguen tres cordones montañosos: el cordón Oriental o de las Sierras Chicas, (cerro Uritorco con 1950 msnm.), el cordón Central o de las Sierras Grandes (cerro Champaquí con 2790 msnm.) y el cordón Occidental, conformado por las sierras de Serrezuela y de Pocho (con un máximo de 1000 msnm.) (Cingolani *et al.*, 2022).

Particularmente las Sierras Chicas de Córdoba han sufrido notables cambios en el uso y coberturas del suelo particularmente desde 1970 (Gavier y Bucher, 2004). Las principales modificaciones incluyen la deforestación con tasas muy altas y su transformación en arbustales y pastizales, la expansión de especies de árboles y arbustos exóticas invasoras y el crecimiento urbano. Estos procesos de transformación de paisaje están relacionados al crecimiento poblacional y las actividades y disturbio relacionados al ser humano, como los usos productivos, la infraestructura y los incendios. Estos procesos y factores generalmente tienen efectos sinérgicos entre sí (Gavier y Bucher, 2004; Agudelo 2015). La pérdida de bosque es un fenómeno creciente en la zona de estudio. Durante el período 1970-1997 desaparecieron alrededor de 5759 ha de bosque (alrededor de un 40%) en un área representativa de 33.300 ha (Gavier y Bucher, 2004).

A la presión de la deforestación en las Sierras Chicas, se suma la rápida propagación de la especie *Ligustrum lucidum* (ligustro) que se ha convertido en un invasor generalizado, cambiando los patrones de estructura vertical, diversidad y regeneración en los bosques nativos (Hoyos *et al.*, 2010). Desde la década de 1980 la especie se ha comportado en forma muy agresiva. De hecho, entre 1983 y 2006 se comprobó que en buffers de 200 m a distancias crecientes alrededor de zonas urbanas, el área de ligustro aumentó 50 veces (de 50 a 2500 ha) (Gavier-Pizarro *et al.*, 2012). Estas áreas urbanas son cada vez mayores dado que el crecimiento de la población en Sierras Chicas es un fenómeno que se profundiza desde hace tres décadas, según lo revelan los datos censales de los años 1980-1991-2001-2010. La década del 80 manifiesta el inicio del proceso de metropolización y el proceso migratorio centrífugo desde la ciudad principal hacia localidades satélites (Becerra, 2018).

El fuego fue una de las herramientas al cual se recurrió para alcanzar este grado de desarrollo. Según el Plan Provincial de Manejo del Fuego (PPMF) cerca de 2.152.000 ha se quemaron en

la provincia de Córdoba entre 1993 y 2012. Especialmente se incluye esta región entre las áreas de mayor ocurrencia de incendios de la provincia ya que el fuego es utilizado como herramienta de manejo de pastizales sobrepastoreados. Estos espacios son consecuentemente invadidos por especies herbáceas y arbustivas no deseables (Abril y González, 1999).

El mosaico de elementos resultantes de la acción humana tiene importantes implicaciones para la dinámica de los ecosistemas (Alberti *et al.*, 2007) ya que los procesos ecológicos están estrechamente relacionados con el paisaje. Las actividades en la región han generado un complejo mosaico de coberturas vegetales, donde comunidades naturales en distinto grado de conservación, como bosques y matorrales nativos, coexisten con coberturas más afectadas, como campos agrícolas y zonas urbanas (Gurvich & Villegas, 2020).

Como consecuencia de las actividades humanas y por ende, de la transformación en el uso del suelo, es de esperarse cambios en la biodiversidad. En un estudio en las Sierras Chicas, el bosque exótico de *Ligustrum lucidum* fue la categoría de uso del suelo más pobre en especies de aves y en mayor expansión territorial (Gurvich & Villegas, 2020). La frecuencia de fuego por su parte, produjo cambios en la estructura de la vegetación, en la riqueza y en la composición florística de plantas vasculares (Carbone *et al.*, 2017).

En lo que respecta a la diversidad íctica, en las estaciones contaminadas del Río Primero (Suquía) por los impactos de las actividades antropogénicas, se registraron deficiencias de rendimiento reproductivo en los individuos de la especie *Jenynsia multidentata*. Así, numerosos estudios demuestran desde una perspectiva fisicoquímica del agua los efectos sobre los peces (Valdés *et al.*, 2014; Ballesteros *et al.*, 2017; Hued *et al.*, 2012) y los cuales implican un riesgo para otras especies así como para toda la biodiversidad. Esta perspectiva si bien es informativa, es también clave complementarla con estudios que relacionen de manera directa las alteraciones a nivel paisaje siendo que los ecosistemas acuáticos son hábitats fundamentales para la diversidad de especies y sobre las cuales pesa una gran amenaza.

Los grandes cambios observados en el uso del suelo del área junto con la biodiversidad de peces y la importancia del medio acuático hacen que sea prioritario comprender qué está ocurriendo con los peces de la región en estos escenarios de cambios de uso del suelo, como así también, identificar qué especies de peces se ven afectadas y cuáles son los factores responsables. De esta forma se puede proveer información que contribuya a minimizar los efectos de las actividades humanas en las Sierras Chicas sobre la biodiversidad íctica.

Objetivos

El objetivo principal de este estudio fue evaluar el impacto de la estructura del paisaje a escala local sobre la diversidad taxonómica y funcional de los ensamblajes de peces en cursos lóticos de las Sierras Chicas de Córdoba.

Los objetivos específicos que se propusieron fueron:

- Caracterizar la estructura del paisaje terrestre en diferentes sitios relevados de las Sierras Chicas a múltiples escalas locales.
- Determinar la diversidad taxonómica y funcional de los ensamblajes de peces en ríos y arroyos de las Sierras Chicas.
- Analizar la relación entre la diversidad taxonómica y funcional de peces y la estructura del paisaje evaluada a través de una serie de variables descriptivas.

Hipótesis y Predicciones

- Hipótesis 1: El aumento de la extensión de cobertura boscosa a una escala espacial local favorece la diversidad, riqueza y abundancia de peces al brindar más material alóctono a los cursos de agua que sirven para satisfacer requerimientos alimenticios, reproductivos y como refugio. Además protegen a los sistemas acuáticos de las erosiones y escurrimientos de contaminantes desde el ambiente terrestre.

Predicción 1: A mayor cantidad de bosque en el entorno habrá una mayor diversidad, riqueza y abundancia de especies.

- Hipótesis 2: Los altos niveles de urbanización de las cuencas, en términos de extensión de dicha cobertura, causan cambios ambientales a través del deterioro de la calidad del agua y la pérdida de heterogeneidad del hábitat. Por lo tanto, la urbanización actúa como un filtro ambiental alterando la diversidad funcional.

Predicción 2: Los índices de diversidad funcional disminuirán, lo que resulta en una mayor similitud funcional de la comunidad íctica con el aumento de la extensión de urbano.

- Hipótesis 3: Las especies especialistas se ven más afectadas frente a cambios en la composición del paisaje dado que muestran una fuerte asociación con hábitats de

determinadas características, mientras que aquellas especies más generalistas toleran mejor la pérdida de hábitats dado que pueden ocupar nichos diferentes.

Predicción 3: La abundancia de los grupos funcionales compuestos por especies especialistas disminuirá sustancialmente mientras que las especies generalistas aumentarán ante una transformación del paisaje a coberturas antrópicas.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1 Área de estudio y muestreo

El área de estudio se ubica en las Sierras Chicas de Córdoba, Argentina (límite norte 30°44' 16.99" S, 64° 47' 48.65"O; límite sur 32°48'34.60"S, 64°50'32.42"O) (**Figura 1**). Comprende 7500 km² aproximadamente y en ella se localizan numerosos ríos y arroyos pertenecientes a las cuencas de los ríos Primero (Suquía), Segundo (Xanaes), Tercero (Ctalamochita) y a una serie de cuencas arreicas de menor caudal localizadas en el sector norte del área. El clima de la región es semiárido, con una temperatura media de 16°C y una precipitación media anual de 960 mm, con el régimen de lluvias concentradas en primavera-verano (Argañaraz 2015.1). La vegetación nativa de la región se distribuye a lo largo de 4 pisos altitudinales e incluye áreas de bosque de llanura pedemontana (hasta 750 msnm), bosque serrano (entre 700 y 1200 msnm), arbustales (entre los 1000 y 1100 msnm) y pastizales de altura (por encima de 1100 msnm) (Zak y Cabido 2002; Gavier y Bucher 2004). El área presenta un gradiente de uso del suelo desde zonas con usos urbanos y agrícolas muy intensos (en las porciones más bajas de las sierras) altamente homogeneizados, a otras con un mosaico de usos y una proporción considerable de ambientes naturales o seminaturales (**Figura 2**).

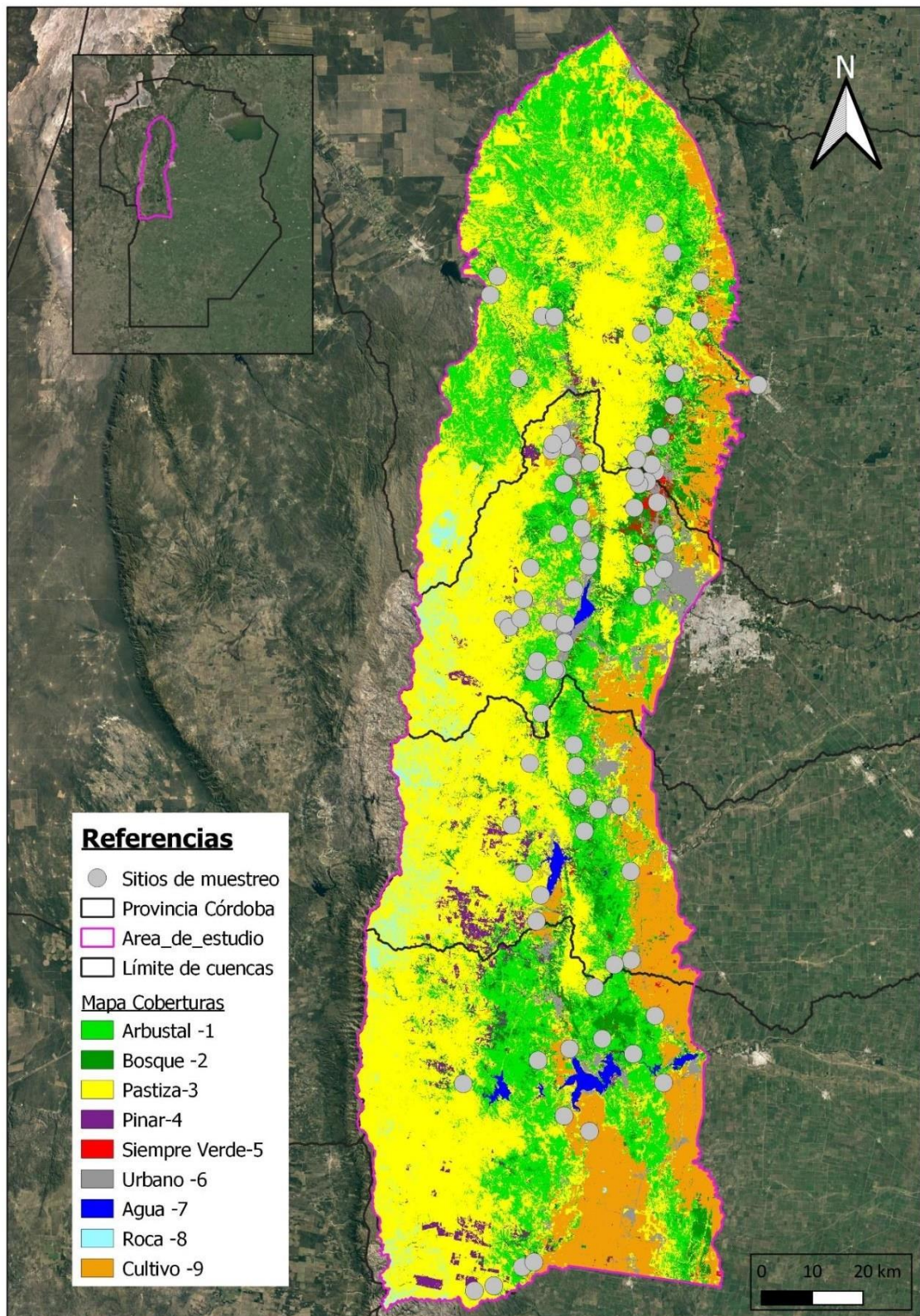


Figura 1. Área de estudio. Delimitación del área de estudio con el mapa de coberturas de la región. En gris la distribución de los sitios de muestreo relevados y en negro se observan los límites de las cuencas. De norte a sur: cuencas del sector norte de la provincia, cuencas del río Primero (Suquía), Segundo (Xanaes) y Tercero (Ctalamochita).

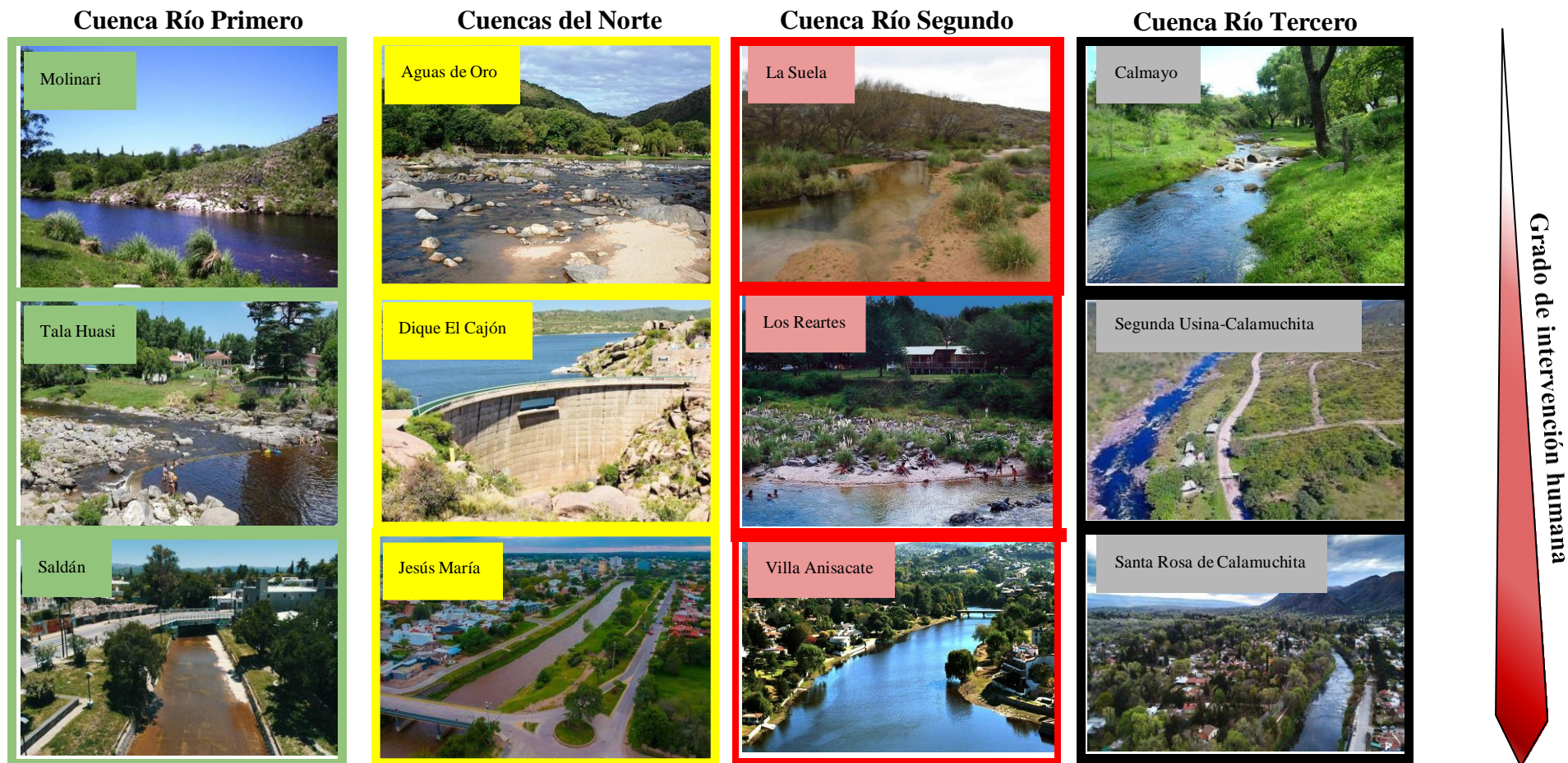


Figura 2. Gradiente ambiental en el área de estudio. Fotos ilustrativas extraídas de Internet a modo de visualizar la diversidad de usos del suelo en la zona de estudio.

Metodología

2.2 Variables respuesta

Los datos de la fauna íctica se obtuvieron del relevamiento de 81 sitios en las Sierras Chicas de Córdoba (**Anexo 1**) realizado durante las estaciones hidrológicas secas de los años 2018 y 2019. Estos sitios se distribuyeron entre las cuencas del río Primero (n=36), río Segundo (n=13), río Tercero (n=13) y cuencas del Norte (n=19).

El muestreo de peces se realizó con un equipo de pesca eléctrica a lo largo de un tramo de 150 m en sentido opuesto al de la corriente, a lo largo del cual se establecieron 11 transectas equidistantes y perpendiculares al canal. En cada una de ellas se aplicaron pulsos eléctricos cubriendo de orilla a orilla con el fin de muestrear todos los microhábitats presentes. Los individuos capturados fueron identificados a nivel de especie, cuantificados y algunos fueron preservados y trasladados a laboratorio. A partir de esta información, se caracterizará la estructura de los ensambles de peces en las siguientes secciones.

2.2.1 Perspectiva taxonómica

A los fines de evaluar la composición y estructura de los ensambles de peces en los sitios de muestreo, se calcularon los siguientes índices taxonómicos con los paquetes *Vegan* y *BiodiversityR* en el software RStudio (R Core Team, 2015):

- **Riqueza específica (S)**: número de especies presentes en cada sitio de muestreo. Su cuantificación representa el método más simple de medir la diversidad y es la base para elaborar modelos sobre la estructura de la comunidad (Gottelli & Colwell, 2001).

- **Índice de Shannon (H)**: indica el grado de incertidumbre cuando un individuo es seleccionado aleatoriamente de una comunidad. En el caso que el hábitat esté ocupado por una sola especie, $S = 1$, entonces $H = 0$. El valor máximo que tomará el índice de diversidad de Shannon será $H = \ln S$. Cuanto mayor sea el valor del índice, mayor es la diversidad. El valor del índice de Shannon es máximo cuando todas las especies son igualmente abundantes. Utiliza la riqueza de especies y su abundancia relativa para reflejar la uniformidad de una determinada comunidad (Moreno *et al.* 2011).

2.2.2 *Perspectiva funcional*

La diversidad funcional íctica de los sitios relevados se describió a partir de la determinación de grupos funcionales y de tres índices complementarios de diversidad: riqueza (FRich), uniformidad (FEve) y dispersión (FDis).

Para calcular los índices, se elaboró una matriz de rasgos funcionales en la cual se incluyeron rasgos morfométricos y de historia de vida (**Tabla 1**) de cada una de las especies detectadas en los muestreos. Los rasgos se seleccionaron con el fin de representar de la forma más completa posible las funciones ecológicas más relevantes de las especies ícticas en el ecosistema.

Se consideraron un total de 12 rasgos morfométricos según Zamudio *et al.* (2015) (**Anexo 2**) en ejemplares recolectados en el área de estudio y en individuos pertenecientes a colecciones de la Cátedra de Diversidad Biológica IV de la Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales (Universidad Nacional de Córdoba). Los ejemplares de colecciones se utilizaron a los fines de aumentar el número de individuos por especie y así caracterizar morfométricamente a la especie. Para ello, se midieron entre 5 y 10 ejemplares adultos de cada especie (en función de la cantidad de individuos disponibles) y en buen estado de preservación. Cada ejemplar fue fotografiado del costado izquierdo con una cámara Nikon D60. Las mediciones en las imágenes se realizaron a partir de las fotografías con el programa ImageJ® (<http://rsbweb.nih.gov/ij/>; Schneider *et al.*, 2012).

Tabla 1. Rasgos morfométricos y de historia de vida incluidos en la matriz de rasgos funcionales para el cálculo de índices de diversidad funcional y la identificación del papel ecológico de las especies en sus ambientes naturales.

Rasgos morfométricos	Función	Rasgo	Índice morfométrico	Relación ecológica o ecosistémica
	Hábitat	AMC- Altura máxima del cuerpo (mm) ANMC-Ancho máximo del cuerpo (mm)	Índice de compresión $IC=AMC/ANMC$	Valores altos indican peces comprimidos lateralmente, que se esperaría encontrar en hábitats con baja velocidad del agua (Watson y Balon 1984)
	Alimentación	ALC-Altura de la cabeza (mm) AMC- Altura máxima del cuerpo (mm)	Altura relativa de la cabeza $ARC_a=ALC/AMC$	Valores altos están relacionados con la capacidad de alimentarse de presas grandes (Willis <i>et al.</i> 2005).
	Alimentación	ANB- Ancho de la boca (mm) ANMC- Ancho máximo del cuerpo (mm)	Ancho relativo de la boca $AnRB=ANB/ANMC$	Valores altos indican peces que se alimentan de presas de gran tamaño (Gatz 1979, Winemiller 1991).
	Alimentación	ARO-Área del ojo (mm ²) LE-Longitud estándar (mm)	Área relativa del ojo $AR_eO=ARO/(LE)^2$	Relacionado con la detección de alimentos y brinda información sobre el uso de la visión en la alimentación (Pankhurst 1989, Pouilly <i>et al.</i> 2003).
	Hábitat Alimentación	ALO -Altura del ojo (mm) ALC-Altura de la cabeza (mm)	Posición del ojo $PO=ALO/ALC$	Está relacionado con la posición de la especie en la columna de agua y su comportamiento alimentario (Gatz 1979). Valores altos indican ojos posicionados dorsalmente, lo cual se espera en especies con hábitos bentónicos. Valores bajos se esperan en especies con hábitos nectónicos con ojos ubicados lateralmente (Watson y Balon 1984).

	Hábitat Locomoción	LPC- Longitud del pedúnculo caudal (mm) LE- Longitud estándar (mm)	Longitud relativa del pedúnculo caudal LRpd=LPC/LE	Valores altos indican especies con buena capacidad de nado y que viven en hábitats con elevado flujo de agua (Gatz 1979, Watson y Balon 1984, Winemiller 1991).
	Locomoción	APC- Altura del pedúnculo caudal (mm) ANPC- Ancho del pedúnculo caudal (mm)	Índice de compresión del pedúnculo caudal ICpd=APC/ANPC	Valores altos indican natación lenta y posiblemente poca maniobrabilidad (Gatz 1979, Watson y Balon 1984).
	Hábitat Locomoción	ARAP- Área de la aleta pectoral (mm ²) LE- Longitud estándar (mm)	Área relativa de la aleta pectoral ARP=ARAP/(LE) ²	Valores altos se encuentran asociados con peces de nado lento y que habitan aguas turbulentas (generalmente de hábitos bentónicos) (Gatz 1979, Watson y Balon 1984).
	Locomoción	ARAD- Área de la aleta dorsal (mm ²) LE- Longitud estándar (mm)	Área relativa de la aleta dorsal ARD=ARAD/(LE) ²	Áreas pequeñas son típicas de especies que prefieren corrientes rápidas (Casatti & Castro 2006). Peces con aletas dorsales con una gran superficie tienen mayor capacidad para estabilizar durante desviaciones (Gosline 1971).
		Tamaño del cuerpo	Chica Mediano Grande Mediano-chico Mediano-grande	El tamaño corporal es un buen predictor de la ecología trófica de los peces en términos de su posición en la red trófica y de las relaciones predador-presa (Layman <i>et al.</i> 2005, Akin y Winemiller 2008, Arim <i>et al.</i> 2010).

<i>Historia de vida</i>	<i>Función</i>	<i>Rasgo</i>	<i>Atributos del rasgo según Bistoni, et al. (2022)</i>	<i>Relación ecológica o ecosistémica</i>
	Reproductivo	Estrategia reproductiva (ER)	Equilibrio Estacional Oportunista	Relacionado con las tácticas reproductivas de las especies y su éxito reproductivo. Considera el tamaño de la especie, el cuidado parental, la fecundidad, etcétera (Zamudio, 2015).
	Alimentación y hábitos de vida	Gremio trófico (GT)	Omnívoro Ictiófago Insectívoro Zoófago generalista	Determina los flujos de materia y energía en las redes tróficas (Zamudio, 2015).
		Posición de la boca	Ventral Terminal Subterminal Superior	Determina el tipo de alimento y la posición en la columna de agua en donde se alimenta, definiendo así el uso de hábitat de las especies (Gatz 1979).
	Hábitos de vida	Posición en la columna de agua (PCA)	Pelágica Bentónica	Relacionado con el tipo de alimentación de la especie (Zamudio, 2015).
		Preferencia de sustrato (PS)	Aguas libres Vegetación Fango Grava Grava y vegetación Grava y arena Grava, arena y vegetación Grava, arena y fango Roca y vegetación Roca, fango y vegetación Roca, grava y arena	Relacionado con la posición de la especie en la red trófica, indicando el material sobre el cual la especie forrajea y se alimenta (Zamudio, 2015).

		Tipo de hábitat (TH)	<p>Aguas rápidas Aguas lentas</p>	<p>Peces habitando ambientes lóticos de corriente rápida se caracterizan por tener cuerpos delgados y muy hidrodinámicos, con una gran habilidad para moverse por corrientes, o con estructuras de anclaje como boca en forma de ventosa y aletas pectorales y pélvicas desarrolladas (Maldonado-Ocampo <i>et al.</i>, 2005). Por el contrario, los que habitan ambientes lénticos tienen un cuerpo menos hidrodinámico, buscando estabilidad en cuerpos de agua con poco movimiento (Zamudio, 2015)</p>
--	--	----------------------	---------------------------------------	--

Los rasgos funcionales considerados se utilizaron para calcular los índices de diversidad funcional utilizando el paquete FD (Laliberté, Legendre & Shipley, 2014) en el software RStudio (R Core Team, 2015):

-Riqueza funcional (FRich): Es la cantidad de espacio funcional ocupado por las especies de una comunidad independientemente de sus abundancias (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).

-Equitatividad funcional (FEve): refiere al grado de homogeneidad en la distribución de las abundancias de las especies de una comunidad en el espacio funcional (Villéger *et al.* 2010). Una baja equitatividad implicaría que algunas partes del nicho funcional son subutilizadas, lo cual podría reducir la productividad (Mason *et al.* 2005).

-Dispersión funcional (FDis): es la distancia media de todas las especies al centro de gravedad del espacio funcional teniendo en cuenta las abundancias relativas. Describe el grado de heterogeneidad de los rasgos funcionales de una comunidad (Anderson, 2006; Laliberté y Legendre, 2010).

2.3. Variables explicativas

2.3.1 Escala de análisis

La ocurrencia y abundancia de peces se relaciona con el rango espacial en el que los individuos perciben o son afectados por diferentes elementos del entorno, como la heterogeneidad del hábitat y su aislamiento (Schlosser, 1991). La descripción de la estructura del paisaje se realizó a través de métricas tomadas en áreas circulares concéntricas de 150, 250 y 450 metros de radio alrededor de cada punto de muestreo, que representan distintas escalas de percepción del paisaje (**Figura 3**). Estudios evaluando la relación de los peces con la estructura del paisaje circundante destacan el efecto del paisaje a escala local sobre la riqueza, abundancia, y composición de peces (Li *et al.*, 2021; Moi & Teixeira-de-Mello, 2022). El alcance de la transformación del paisaje en la interfaz terrestre-acuática también se asocia con la variación en la diversidad funcional de los conjuntos de peces (Henderson *et al.*, 2019). Si la heterogeneidad del hábitat de corriente se encuentra amenazada o alterada por la transformación del uso del suelo a una escala terrestre inmediata, entonces la explotación de los recursos por parte de las especies del ecosistema acuático se podría modificar y con esto

también la diversidad taxonómica y funcional.

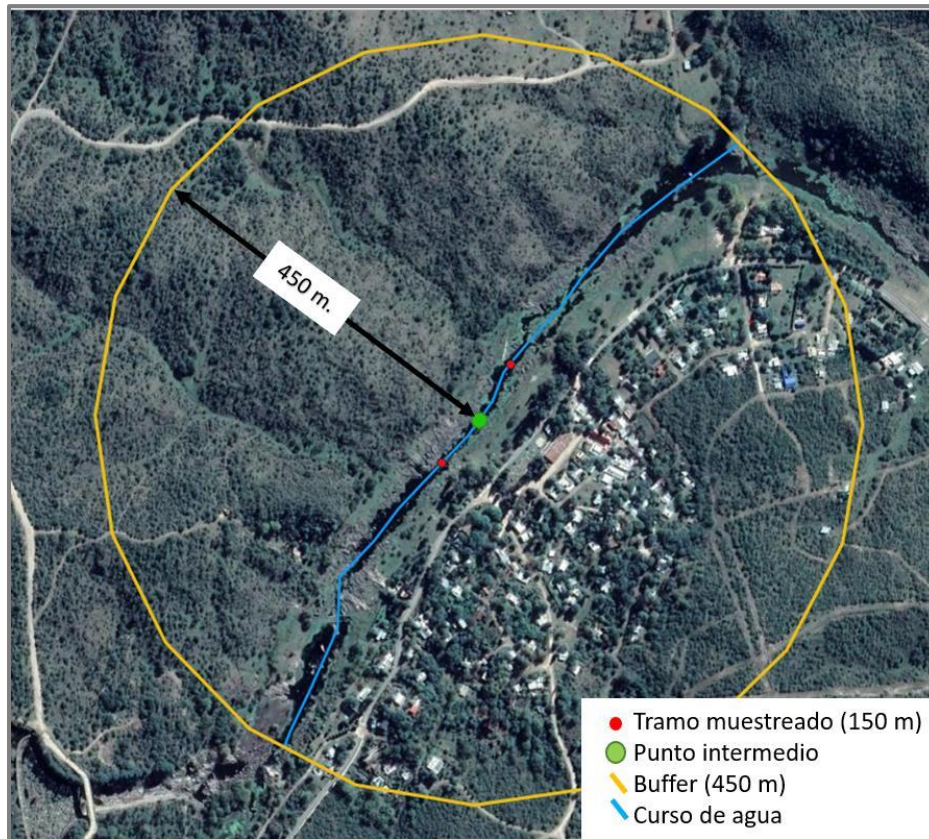


Figura 3. Escala de análisis. En cada uno de los sitios se muestreó a lo largo de transectas de 150 m. de longitud y se caracterizó la estructura del paisaje, aquí se representa la mayor escala de análisis (buffer de 450m. alrededor del punto intermedio).

2.3.2. Variables descriptoras del paisaje

A partir de un mapa de coberturas y usos del suelo desarrollado con imágenes Landsat 5 (30m) para el área de estudio (**Tabla 2**), se caracterizó la estructura del paisaje a través de métricas de composición (qué elementos y cuánta cantidad de cada uno existen) y configuración (cómo se disponen en el espacio dichos elementos). Un total de 13 índices se calcularon a nivel de clase (cada tipo de cobertura) y paisaje (mosaico de coberturas como unidad completa) para cada escala espacial considerada utilizando el programa FRAGSTATS v4 (McGarigal *et al.*, 2012) (**Tabla 3**).

Luego se hicieron análisis exploratorios de las variables de paisaje con cada uno de los índices de diversidad mediante regresiones y correlaciones entre variables de paisaje. En caso de que las correlaciones fueran mayores a 0,65 se descartó aquella variable que presentara menor relación con los índices de diversidad.

Tabla 2. Categorías de coberturas del suelo. Criterios utilizados para definir las coberturas de suelo de las Sierras Chicas de Córdoba en 2018-2019. Imagen representativa de las coberturas observadas en imágenes de alta resolución (Quickbird). Fuente: Google Earth.








<i>Coberturas</i>	<i>Descripción</i>	<i>Imagen representativa de la cobertura</i>
Arbustal	Vegetación dominada por arbustos y matas.	
Bosque	Incluye el bosque nativo serrano y bosque pedemontano o de llanura.	
Pastizal	Vegetación herbácea, principalmente gramíneas que no superan los 0,5 m de altura. Puede estar destinado a un uso ganadero. con vegetación	
Siempre Verde	Cobertura dominada por la especie arbórea exótica e invasora <i>Ligustrum lucidum</i> .	
Cultivo	Cobertura destinada a usos agrícolas. Incluye los cultivos, campos en rotación y sobrepastoreo.	
Pino	Cobertura dominada por pinares exóticos.	
Urbano	Cobertura dominada por zonas pobladas e infraestructura humana, superficies de terreno con escasa o nula vegetación.	

Tabla 3. Índices de estructura del paisaje. Métricas utilizadas para describir el paisaje en cada una de las escalas locales consideradas. Se señala en rojo la métrica final considerada en el análisis del paisaje bajo estudio.

<i>Código</i>	<i>Nombre del índice (unidad)</i>	<i>Tipo de índice</i>	<i>Descripción</i>
Clase			
CA	Cantidad de Área (ha)		Cantidad de área ocupada por cada una de las coberturas presentes de suelo estudiadas. $CA > 0$, sin límite.
PLAND	Porcentaje de paisaje (%)	Composición	Porcentaje del paisaje total ocupado por cada una de las coberturas de suelo estudiadas. $0 < PLAND \leq 100$
TE	Borde total (m)		Longitud total del borde de cada una de las coberturas de suelo estudiada. $TE \geq 0$
LPI	Índice de parche más grande (%)		Porcentaje del área total del paisaje contenida en el parche más grande. $0 < LPI \leq 100$
SHAPE	Índice de forma		Complejidad geométrica de la forma de los parches de cada cobertura. Se aproxima a 1 cuando la forma de los parches de la cobertura de interés es más compleja. $SHP \geq 0$
PARA	Distribución de la relación perímetro-área.	Configuración	Medida simple de la complejidad de la forma, pero sin estandarización a una forma euclidiana simple.
CLUMPY	Índice de agregación		La frecuencia con diferentes pares de tipos de parches correspondientes. $-1 \leq CLUMPY \leq 1$
COHESION	Índice de cohesión del parche		Mide la conexión física del tipo de parche correspondiente.
Paisaje			
SHDI	Índice de diversidad de Shannon		Función entre el número de parches diferentes y su abundancia. $SHDI \geq 0$
PR	Riqueza de parches		Mide el número de tipos de parches. $PR \geq 1$
COHESION	Índice de cohesión de los parches		Mide la conexión física de todos los demás tipos de parches de paisaje.
IJI	Índice de intercalación y yuxtaposición (%)		Mide la extensión a la que cada tipo de parche se intercala con todos los demás tipos de parches de paisaje. $0 \leq IJI \leq 100$

2.4. Análisis estadísticos

2.4.1. Análisis de las diversidades taxonómica y funcional

Para comprobar si existían diferencias significativas en los índices de diversidad entre las diferentes cuencas se probaron los supuestos de normalidad (test Shapiro-Wilk) y homocedasticidad (test de Bartlett) y en función del comportamiento de los datos, las diferencias entre cuencas fueron evaluadas a través de ANOVA o del test no paramétrico Kruskal-Wallis. Como test a posteriori se utilizó la prueba no paramétrica U de Mann-Whitney. Se consideraron diferencias estadísticamente significativas cuando $p < 0.05$.

Las especies analizadas fueron clasificadas en grupos funcionales según los rasgos funcionales seleccionados. Para ello se realizó un Análisis de Agrupamiento Jerárquico basado en una matriz de distancia de Gower entre individuos. Además, se realizó un Análisis de Componentes Principales (PCA) para visualizar la distribución y agrupación espacial de las especies de acuerdo a los diferentes rasgos.

Se utilizó el software RStudio para el desarrollo de los análisis previamente mencionados (R Core Team, 2020). Para las diferencias de índices entre cuencas se utilizó el paquete WRS2 mientras que para la delimitación de grupos funcionales se utilizó la función `gowerdis` del paquete FD (Laliberté *et al.* 2010).

2.4.2. Composición del paisaje

Se analizó la estructura del paisaje en cada uno de los sitios relevados en las áreas de 150, 250 y 450 m. De acuerdo al comportamiento de los datos (normalidad y homocedasticidad), las diferencias de composición del paisaje entre cuencas y coberturas se evaluaron mediante ANOVA o Test no paramétrico Kruskal-Wallis. Como test a posteriori se utilizó la prueba no paramétrica U de Mann-Whitney. Se consideraron diferencias estadísticamente significativas cuando $p < 0,05$. Estos análisis se realizaron con el paquete WRS2 en el software Rstudio (R Core Team, 2020).

2.4.3. Relación entre las diversidades taxonómica y funcional y la composición del paisaje

Para explorar la relación entre la distribución de especies y la cantidad de área ocupada por cada cobertura en los sitios muestreados por cuencas, se realizó un análisis de escalamiento multidimensional no métrico (NMDS), con el uso de una matriz de distancia de Bray-Curtis en el programa R (R Development Core Team, 2020). El análisis NMDS constituye la forma más robusta de ordenación para la detección de patrones ecológicos (Minchin, 1987).

Se utilizaron modelos lineales generalizados (GLM) para probar las asociaciones entre las variables de composición del paisaje (variables explicativas) y los índices de diversidad (variables respuesta). Luego de analizar la distribución de las variables respuesta, se decidió modelar la riqueza total (S) como un proceso de Poisson (dado que se trata de una variable de tipo conteo) y los demás índices como un proceso Gaussiano. Se construyeron modelos *a priori*, usando las variables de paisaje que responden a las hipótesis biológicas a testear. Estos modelos simples buscan analizar el efecto de cada variable por separado y combinadas.

Se utilizó el criterio de información de Akaike de segundo orden (AICc) para elegir los mejores modelos. AIC compara simultáneamente múltiples modelos y sus valores reflejan la pérdida de "información", por lo que el modelo con el menor valor de AIC es seleccionado como el mejor modelo (Burnham y Anderson 2002). Cuando las diferencias entre los valores de AIC son pequeñas ($\Delta AICc \leq 2$), todos los modelos son igualmente plausibles y se consideran tan buenos como el mejor modelo (AICc más bajo).

Para la selección de los modelos se utilizaron también los pesos Akaike (w_i) como una medida del "peso de la evidencia" a favor de cada modelo ya que se los considera un análogo a la probabilidad de que un determinado modelo sea el mejor modelo que se aproxime a la realidad (Burnham y Anderson 2002; Anderson 2008). w_i también pueden utilizarse para estimar la importancia relativa de las variables incluidas en los modelos ($w_i var$) sumando los w_i de cada modelo en el que aparece esa variable. $w_i var$ puede interpretarse como equivalente a la probabilidad que esa variable sea un componente del mejor modelo, pudiendo utilizarse para clasificar las distintas variables explicativas en términos de su importancia (Burnham y Anderson 2002).

Todos los análisis previamente mencionados fueron desarrollados en los softwares Rstudio y Phyton.

3. RESULTADOS

3.1 Composición del paisaje

El análisis de la estructura del paisaje reveló que muchas de las métricas estuvieron correlacionadas entre sí (por ejemplo, riqueza de parches a escala paisaje y diversidad de Shannon); en otros casos el análisis exploratorio entre variables de paisaje e índices de diversidad no mostró relaciones significativas. Por otra parte, la baja resolución del mapa de coberturas impidió el cálculo de algunas métricas. En las escalas espaciales más pequeñas (150 y 250 m) la mayoría de las variables no pudieron ser calculadas debido a que gran parte de las coberturas no estaban presentes (por ejemplo, clumpy arbustal, cohesión de la cobertura urbana) o bien lo estaban en una proporción muy baja (por ejemplo, cantidad de área ocupada por cultivo, pino) lo cual dificultó la descripción de la configuración del paisaje a escalas pequeñas. Por estas razones, se decidió no considerar en los análisis a las escalas espaciales más pequeñas (150 y 250 m) y trabajar únicamente con la variable cantidad de área (CA) de cada cobertura a la escala de 450 m.

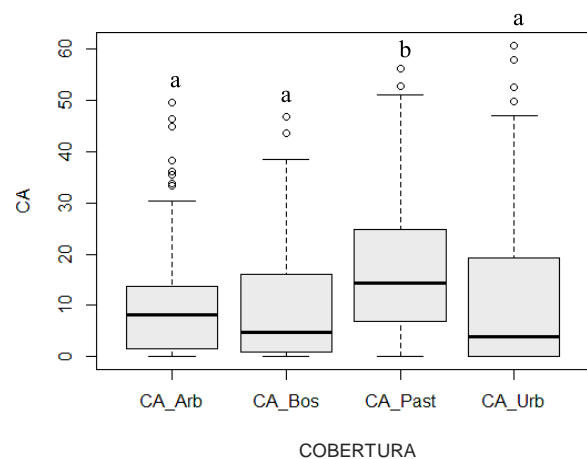
El análisis de la composición del paisaje en el área buffer de 450 m, mostró que las coberturas predominantes (es decir con mayor cantidad de área ocupada) fueron pastizal y urbanización, con un con un 32% y 23% respectivamente (**Tabla 4**). De acuerdo al test no paramétrico Kruskal-Wallis entre las cuatro coberturas dominantes, la media de la cantidad de área ocupada por pastizal fue significativamente mayor con respecto al bosque, arbustal y urbano.

(Figura 4).

Tabla 4. Tabla resumen de las coberturas en el área de estudio. Suma en todos los buffers a 450m de la cantidad de área (CA) ocupada por cada clase de cobertura expresada en hectáreas y en porcentaje de ocupación.

COBERTURA	CA (ha)	CA (%)
Pastizal	1486.1715	32%
Urbano	1061.6866	23%
Arbustal	936.6451	20%
Bosque	815.4869	17%
Siempreverde	199.3413	4%
Pinar	98.6353	2%
Cultivo	80.5995	2%

Figura 4. (a) Comparación de medias a través del test Kruskal-Wallis: chi-squared = 20.908, df = 3, p-value = 0.00011.



Respecto a la distribución de las áreas ocupadas por cada clase de cobertura entre cuencas, el pastizal fue la cobertura que predominó en superficie en las cuencas del río Segundo, Tercero y del Norte con valores promedio entre 19 y 22 ha (**Tabla 5**). El bosque fue la segunda cobertura dominante en las cuencas del Norte con un promedio de 14 ha, mientras que en las cuencas Segundo y Tercero lo fue el arbustal con un promedio entre 14.6 y 15 ha (**Tabla 5**). Todas las cuencas exhibieron baja cantidad de cobertura de exóticas (pinas y siempreverdes) y de cultivo. Las cuencas del río Segundo y Tercero presentaron la mayor cantidad de área de pinas con un promedio de 2.23 y 1.92 ha respectivamente, mientras que los siempreverdes ocuparon una mayor superficie en las cuencas del Norte con un promedio de 5.19 ha, seguida de la cuenca del río Primero con 2.19 ha (**Tabla 5**). La cuenca del río Primero por su parte, manifestó la mayor cantidad de área de cultivo con un promedio de 4.73 ha.

Tabla 5. Cantidad de área (CA). Promedio (con el valor del desvío estándar asociado) ocupado por las coberturas en cada una de las cuencas estudiadas. Los valores están expresados en metros. Se señala con **negrita** los promedios de coberturas más altos para cada cuenca. Abreviaturas: 'CA_Arb': área de arbustal, 'CA_Bos': área de bosque, 'CA_Cult': área de cultivo, 'CA_Past': área de pastizal, 'CA_Pino': área de pino, 'CA_Urb': área de urbano, 'CA_SV': área de siempreverde.

	Cuenca río Primero		Cuenca río Segundo		Cuenca río Tercero		Cuencas del Norte	
	Promedio	SD	Promedio	SD	Promedio	SD	Promedio	SD
CA_Urb (ha)	19.32	19.63	5.01	7.87	8.58	9.12	9.96	18.09
CA_Past (ha)	15.4	15.38	19.84	13.85	22.64	12.61	19.96	16.91
CA_Arb (ha)	10.91	13	14.93	13.27	14.69	15.12	8.33	8.47
CA_Bos (ha)	9.36	12.95	10.54	10.99	5.05	6.39	14.50	13.26
CA_SV (ha)	2.19	4.30	1.40	2.73	0.25	0.90	5.19	10.85
CA_Pino (ha)	1.01	4.17	1.92	3.64	2.23	5.23	0.43	1.15
CA_Cult (ha)	0.34	1.10	0.25	0.65	4.73	7.01	0.17	0.56

El test no paramétrico Kruskal-Wallis indicó que no se encontraron diferencias significativas en la cantidad de pastizal, arbustal y bosque entre las cuencas pero sí en la cantidad de urbano (**Tabla 6.a**). A través de la prueba de suma de rangos de Mann-Whitney se encontró que la cantidad de urbano de la cuenca Primero fue significativamente mayor a la cuenca del Segundo (**Tabla 6.b**).

Tabla 6. (a) Test de Kruskal-Wallis. Diferencias en las medias de la cantidad de área (CA) ocupada por cada cobertura en la cuenca del río Primero, Segundo, Tercero y cuencas del Norte. **(b) Prueba de suma de rangos de Mann-Whitney.** Comparaciones por pares para la cantidad de área urbana entre cuencas. Significancia: * $p < 0.05$.

a	Cantidad de área (CA)	Valor Chi ²	d.f	p-value
	Pastizal	5.077	3	0.166
	Urbano	9.861	3	0.019*
	Arbustal	2.692	3	0.441
	Bosque	3.769	3	0.287

b	Cuencas del Norte			Cuenca del río Primero	Cuenca del río Segundo
	Cuenca del río Primero	0.163			
	Cuenca del río Segundo	0.954		0.049*	
	Cuenca del río Tercero	0.954		0.387	0.954

3.2 Estructura y diversidad de los ensambles ícticos

En el área de estudio se registraron 21 especies de peces pertenecientes a 12 familias de los órdenes Characiformes, Siluriformes, Cyprinodontiformes, Synbranchiformes, Cichliformes y Salmoniformes (**Anexo 3**). Los órdenes con mayor riqueza de especies fueron Siluriformes (9) y Characiformes (6); mientras que las mayores abundancias de individuos se registraron en los órdenes Cyprinodontiformes (3358), Characiformes (1657) y Siluriformes (1276) (**Figura 5**).

Respecto a la riqueza de especies (S), la cuenca del río Primero fue significativamente más rica (18 especies) que las cuencas del Norte (**Anexo 4.a**), siendo estas las más pobres con sólo 13 especies. Las cuencas del río Segundo y río Tercero registraron el mismo valor de riqueza con 15 especies cada una. El índice de diversidad de Shannon-Weaver (H) más elevado se evidenció en la cuenca del río Primero seguida del Tercero, Segundo y finalmente en las cuencas del Norte. Sin embargo, las diferencias entre las cuencas no fueron

significativas (**Anexo 4.a**).

Las cuencas con mayor abundancia de individuos muestreados fueron la del río Primero y las del Norte (**Figura 6.a**); entre las especies más abundantes ambas compartieron a *Jenynsia lineata* (madrecita), *Bryconamericus iheringii* (mojarra) y el género *Psalidodon* sp. (**Figura 6.b**). Las especies *Gambusia affinis* (orillero), *Cheirodon ibicuiensis* (mojarrita dorada) y *Trichomycterus alterus* sólo se registraron en la cuenca del río Primero. El orden Salmoniformes con *Oncorhynchus mykiss* (trucha arcoíris) como único exponente, sólo se localizó en sitios de las cuencas del Norte con 13 individuos registrados, mientras que *Australoheros facetus* (palometa), única especie representante del orden Cichliformes, no fue registrada en esta cuenca.

Por su parte, las especies con el mayor número de individuos en las cuencas Segundo y Tercero pertenecieron a los órdenes Cyprinodontiformes (*Jenynsia lineata*), Characiformes (*Psalidodon* sp., *Cheirodon interruptus* (mojarrita)) y Siluriformes (*Heptapterus mustelinus* (bagre anguila)) (**Figura 6**).

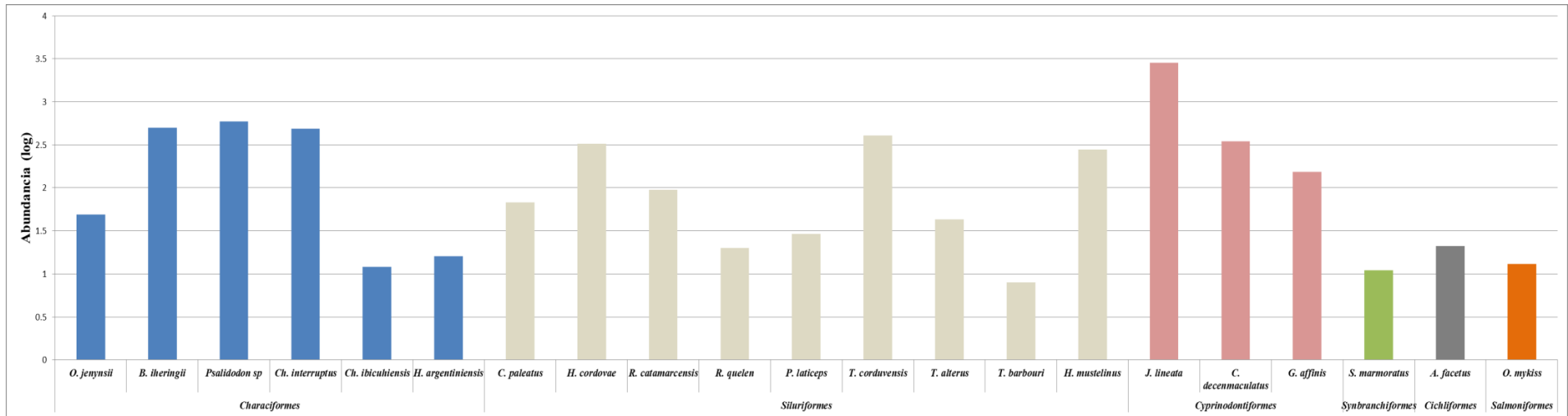


Figura 5: Abundancia (log) de las especies registradas por orden taxonómico.

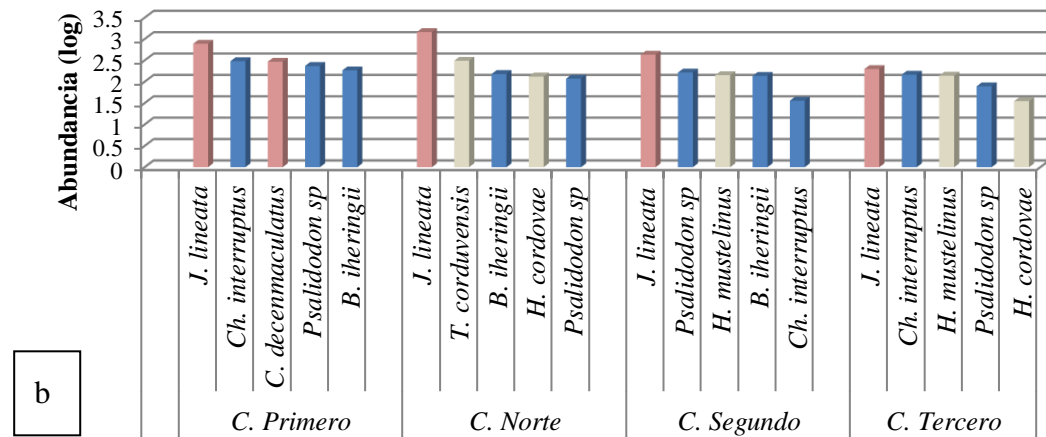
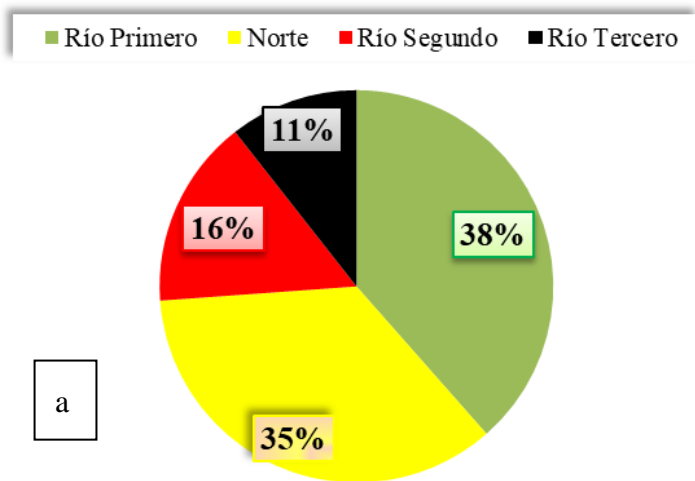


Figura 6: Distribución espacial de especies. (a) Porcentaje de la abundancia total por cuenca considerando todas las especies registradas. (b)- Composición y abundancias (log) de las principales especies muestreadas por cuenca (el color de las columnas corresponde con el orden taxonómico al cual pertenecen de acuerdo a la Figura 5).

En relación a los índices funcionales obtenidos, las cuencas no mostraron diferencias significativas entre sí para ninguno de los índices. Sin embargo, se observó que en promedio la riqueza funcional (FRich) fue mayor en los sitios pertenecientes a la cuenca del río Segundo, seguida de la cuenca del Primero, Tercero y del Norte. Por otra parte, los sitios de la cuenca del río Tercero mostraron los valores más altos para la FEve y FDis. Finalmente, los sitios presentes en las cuencas del Norte exhibieron los valores más bajos para todos los índices funcionales (**Anexo 4.b**).

En función de los rasgos morfométricos y de historia de vida considerados (**Anexo 5**), el análisis jerárquico de agrupamiento (análisis clúster) (**Anexo 6**) permitió visualizar el agrupamiento de las especies en cuatro grupos funcionales (**Figura 7**). El primer grupo diferenciado (G1) fue el más abundante de todos los grupos funcionales y estuvo compuesto por especies de pequeño tamaño, con estrategia reproductiva oportunista, dieta omnívora, que habitan en aguas lentas y en toda la columna de agua, y con preferencia de sustratos con vegetación y grava (**Figura 7, Anexo 6**). Entre las especies pertenecientes a este grupo se encontraron: *Cnesterodon decemmaculatus*, *G. affinis*, *Corydoras paleatus* y *J. lineata*. Un segundo grupo funcional (G2) muy abundante se caracterizó por especies de tamaño corporal mediano, hábitos de vida pelágicos de aguas lentas y dieta omnívora. Este grupo estuvo compuesto por *Ch. ibichuiensis*, *Ch. interruptus*, *B. iheringii* y el género *Psalidodon sp.* (**Figura 7, Anexo 6**). Por otro lado, en un tercer grupo (G3) se diferenciaron especies de cuerpo elongado, con estrategias reproductivas variadas (equilibrio y estacional) y de dietas zoófagas (insectívoras e ictiófagos). Las especies *O. mykiss*, *A. facetum*, *Rhamdia quelen*, son algunas de sus representantes (**Figura 7, Anexo 6**) y en relación a otros grupos, este fue el menos abundante. El cuarto grupo funcional diferenciado (G4) estuvo compuesto por especies tales como las viejas del agua (*Hypostomus cordovae* y *R. catamercensis*), y algunos bagres (*T. alterus*, *Trichomycterus corduvensis*), especies de tamaño intermedio, frecuentadoras de ambientes bentónicos con sustrato preferencial de arena y grava, aguas predominantemente rápidas y dieta omnívora e insectívora (**Figura 7, Anexo 6**).

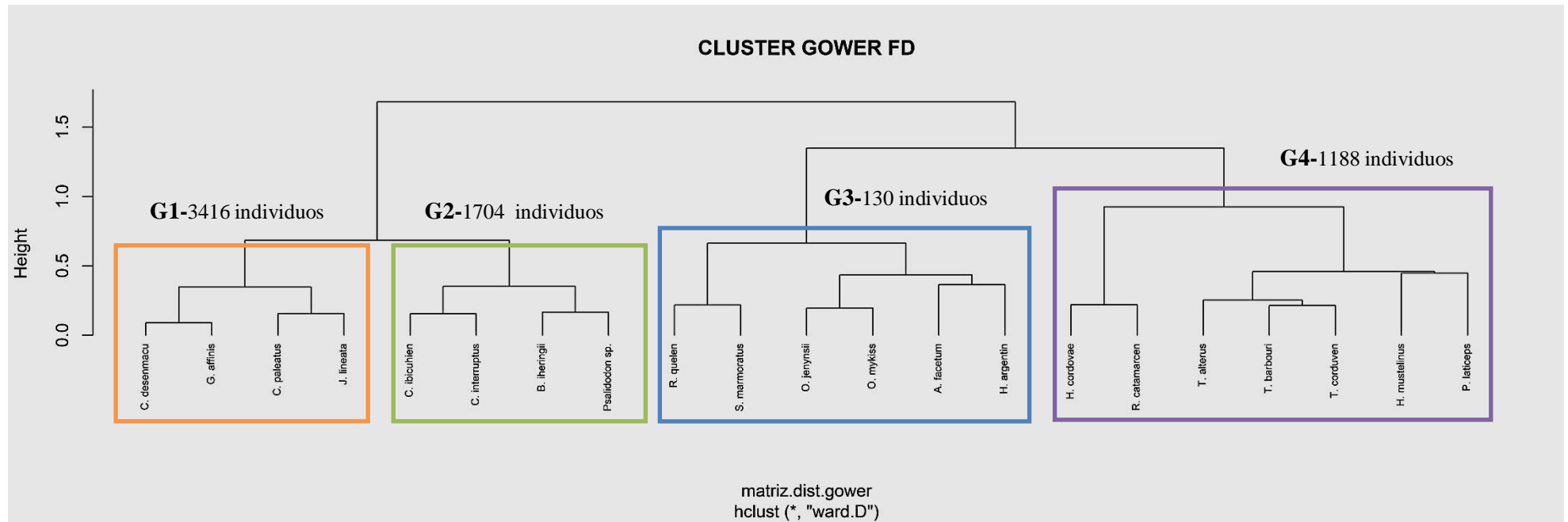


Figura 7: Análisis de Agrupamiento Jerárquico. Clasificación y agrupamiento de las especies en cuatro grandes grupos funcionales separados por al menos dos divisiones principales.

3.3 Relación entre la composición del paisaje y diversidad de los ensambles icticos

El análisis NMDS reveló una diferencia en la localización de las especies de acuerdo a las cuatro coberturas dominantes en el paisaje y a las cuencas. El primer eje (NMDS1) reveló una fuerte correlación positiva con sitios de mucho pastizal (CA_Past) y negativa con sitios con predominio de bosques (CA_Bos). Por otra parte, el segundo eje (NMDS2) reflejó un gradiente de sitios con coberturas naturales (CA_Past, CA_Arb y CA_Bos) a sitios con predominio de cobertura urbana (CA_Urb). La variable que estuvo más fuertemente relacionada con los dos primeros ejes de ordenación (valor de r^2 en la **Tabla 7**) fue la cantidad de urbano.

Tabla 7. Correlaciones de coberturas dominantes en el paisaje con los ejes de ordenamiento (NMDS1 y NMDS2) y la significancia de la correlación basada en la función envfit (999 permutaciones). r^2 =Índice de correlación. 'CA_Arb': cantidad de área de arbustal; 'CA_Bos': cantidad de área de bosque; 'CA_Past': cantidad de área de pastizal, 'CA_Urb': cantidad de área urbana. Niveles de significancia de la correlación: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 '.' ' 1.

<i>Respuesta</i>	<i>NMDS1</i>	<i>NMDS2</i>	<i>r²</i>	<i>Pr(>r)</i>	<i>Nivel de significancia</i>
CA_Arb	-0.28693	0.95795	0.0104	0.655	
CA_Bos	-0.98527	0.17101	0.0463	0.159	
CA_Past	0.91344	0.40698	0.0334	0.279	
CA_Urb	0.15121	-0.98850	0.0662	0.073	.

El gráfico de NMDS (**Figura 8**) (Estrés= 0.23) muestra que en los sitios de la cuenca del río Primero predominaron las zonas urbanizadas y con pastizales. En los sitios de las cuencas de los ríos Segundo y Tercero, en cambio, predominó el pastizal y arbustal. Los sitios de las cuencas del Norte, por su parte, tuvieron mayor cantidad de bosque y pastizal.

En el extremo negativo del eje NDMS1, asociado a sitios con predominio de cobertura boscosa, se encontraron especies de bagres (*T. corduensis* y *T. alterus*), la mojarra *B. iheringii* y la trucha (*O. mykiss*). Entre las especies fuertemente asociadas al área urbana (porción negativa del eje NMDS2) se encontraron *G. affinis*, *C. paleatus*, *R. quelen*, *R. catamarcensis*, y *Heptapterus mustelinus*. En el extremo positivo del eje NMDS2 se localizaron *Oligosarcus jenynsii*, *J. lineata* y el género *Psalidodon sp.*, especies presentes en paisajes dominados por coberturas naturales.

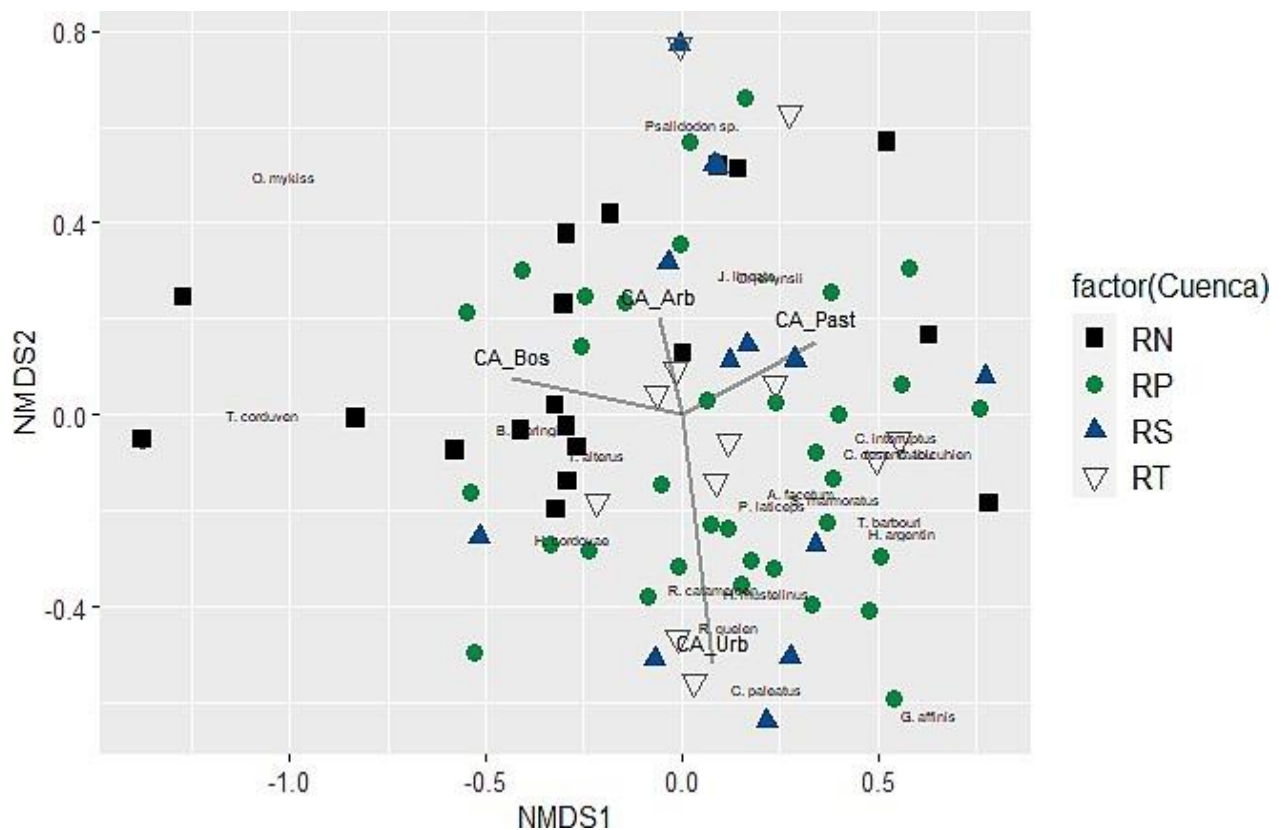


Figura 8. Diagrama de escalamiento multidimensional no métrico (NMDS; valor de estrés = 0,230) comparando la distribución de las especies de peces asociadas a cada cobertura en las cuatro cuencas en estudio. Consultar el Anexo 2 para ver los nombres completos de las especies.

Los mejores modelos evaluados ($\Delta AICc < 2$) para explicar las variables respuestas de los ensambles de peces se muestran en la **Tabla 8**. Si bien no se encontró un único mejor predictor de las diversidades taxonómica y funcional, las coberturas naturales de bosque, arbustal y pastizal fueron predictores significativos y con alto valor de apoyo en los modelos seleccionados.

La cantidad de área de bosque (CA_Bos) fue un importante predictor de los dos índices de diversidad taxonómica (S y H) estando presente en todos los mejores modelos siendo los que incluyen sólo esta variable, los que evidenciaron mayor peso ($w_i = 0.47$ y 0.29 respectivamente). Las demás coberturas dominantes en la escala de 450 m también estuvieron presentes en los mejores modelos de estos índices taxonómicos.

Tabla 8. Modelos lineales generalizados (GLM). Resumen de la información de los mejores modelos obtenidos de acuerdo al criterio de Akaike ($\Delta AICc < 2$). Se observan las variables de paisaje incluidas en cada modelo y su relación con las variables respuesta (índices de diversidad taxonómica y funcional) junto con los parámetros de selección. Las variables significativas se indican con (*). En rojo se destacan los modelos con mayor probabilidad de ser considerados los mejores modelos para cada índice de diversidad.

	<i>Estructura de los modelos</i>	<i>df</i>	<i>AICc</i>	<i>$\Delta AICc$</i>	<i>weight (wi)</i>
Riqueza específica (S)	CA_Bos*	2	348.55	0.00	0.47
	CA_Bos*+CA_Urb	3	349.43	0.89	0.30
	CA_Arb+CA_Bos*	3	350.00	1.45	0.23
Shannon-Weaver (H)	CA_Bos*	3	106.00	0.00	0.29
	CA_Bos*+CA_Urb	4	106.57	0.57	0.22
	CA_Urb+CA_Past*	4	106.70	0.70	0.21
	CA_Arb+CA_Bos*	4	107.32	1.32	0.15
	CA_Urb	3	107.56	1.56	0.13
FRich	CA_Arb*+CA_Past*	4	-207.31	0.0	0.68
	CA_Arb*+CA_Past*+CA_Bos	5	-205.81	1.5	0.32
FDis	CA_Urb	3	-144.36	1.34	0.19
	CA_Arb	3	-144.01	1.69	0.16
	CA_Bos	3	-143.97	1.73	0.15
	CA_Past	3	-143.70	2.00	0.13
FEve	CA_Arb	3	-23.12	0.00	0.40
	CA_Arb+CA_Past	4	-21.94	1.17	0.22
	CA_Arb+CA_Urb	4	-21.30	1.82	0.16

En la **Tabla 9** y **Tabla 10** se resumen los coeficientes y las significancias de las variables de los mejores modelos de los índices taxonómicos. La riqueza (S) se relacionó positivamente con la cantidad de área urbana (CA_Urb; 0.12), mientras que tuvo una relación inversa con la cantidad de áreas vegetadas (CA_Bos y CA_Arb; 0.31 y -0.09 respectivamente). Sin embargo, la única variable significativa en los modelos fue la CA_Bos (**Tabla 9**). Por otro lado, el índice de diversidad de Shannon (H) siguió los mismos patrones que la riqueza con respecto a las diferentes coberturas, mostrando además una relación positiva con la cantidad de área de pastizales (CA_Past; 0.20). Nuevamente, la variable CA_Bos fue la única que mostró una relación significativa (**Tabla 10**).

En resumen, S y H se relacionan directamente a escala local con la extensión de urbano y pastizal, no así con las áreas de bosque y arbustal.

Tabla 9. Coeficiente promedio de los mejores modelos con $\Delta AICc < 2$ para la riqueza específica de peces (S). Nivel de significancia: *** $p < 0$, ** $p < 0.001$, * $p < 0.05$, · $p < 0.1$

<i>Variable predictora</i>	<i>Coeficiente promedio (conditional average)</i>	<i>Error estándar</i>	<i>Intervalo de confianza (2.5%)</i>	<i>Intervalo de confianza (97.5%)</i>	<i>Nivel de significancia</i>
(Intercept)	1.460	0.054	1.353	1.567	***
CA_Bos	-0.306	0.125	-0.552	-0.061	*
CA_Urb	0.119	0.106	-0.089	0.328	
CA_Arb	-0.091	0.111	-0.309	0.127	

Tabla 10. Coeficiente promedio de los mejores modelos con $\Delta AICc < 2$ para la diversidad de Shannon-Weaver (H). Nivel de significancia: *** $p < 0$, ** $p < 0.001$, * $p < 0.05$, · $p < 0.1$

<i>Variable predictora</i>	<i>Coeficiente promedio (conditional average)</i>	<i>Error estándar</i>	<i>Intervalo de confianza (2.5%)</i>	<i>Intervalo de confianza (97.5%)</i>	<i>Nivel de significancia</i>
(Intercept)	0.904	0.051	0.804	1.005	***
CA_Bos	-0.218	0.107	-0.429	-0.007	*
CA_Urb	0.203	0.130	-0.051	0.458	
CA_Past	0.202	0.118	-0.029	0.434	·
CA_Arb	-0.097	0.105	-0.305	0.110	

Para la diversidad funcional, la CA_Arb y CA_Past alrededor de los sitios fueron importantes predictores. En la riqueza funcional (FRich), ambas coberturas fueron significativas en los modelos de mejor ajuste, mostrando incluso el valor de apoyo más alto de entre todos los modelos seleccionados (Tabla 8, $w_i=0.68$). Tanto la CA_Bos como la CA_Past tuvieron un efecto negativo en la riqueza funcional, mientras que la CA_Arb tuvo un efecto positivo (Tabla 11).

Tabla 11. Coeficiente promedio de los mejores modelos con $\Delta AICc < 2$ para la riqueza funcional (FRich). Nivel de significancia: *** $p < 0$, ** $p < 0.001$, * $p < 0.05$, · $p < 0.1$

<i>Variable predictora</i>	<i>Coeficiente promedio (conditional average)</i>	<i>Error estándar</i>	<i>Intervalo de confianza (2.5%)</i>	<i>Intervalo de confianza (97.5%)</i>	<i>Nivel de significancia</i>
(Intercept)	0.092	0.005	0.081	0.104	***
CA_Arb	0.035	0.011	0.012	0.058	**
CA_Past	-0.034	0.011	-0.058	-0.011	**
CA_Bos	-0.011	0.012	-0.035	0.013	

La dispersión funcional (FDis) se vio influenciada por todas las coberturas más abundantes en los sitios, aunque ninguna mostró ser significativa. Al igual que para la riqueza funcional, la CA_Bos y CA_Past tuvieron un efecto negativo en la dispersión funcional, mientras que la CA_Arb y la CA_Urb efecto positivo (Tabla 12).

Tabla 12. Coeficiente promedio de los mejores modelos con $\Delta AICc < 2$ para la dispersión funcional (FDis). Nivel de significancia: *** $p < 0$, ** $p < 0.001$, * $p < 0.05$, · $p < 0.1$

<i>Variable predictora</i>	<i>Coeficiente promedio (conditional average)</i>	<i>Error estándar</i>	<i>Intervalo de confianza (2.5%)</i>	<i>Intervalo de confianza (97.5%)</i>	<i>Nivel de significancia</i>
(Intercept)	0.177	0.010	0.156	0.199	***
CA_Urb	0.019	0.021	-0.023	0.062	
CA_Arb	-0.014	0.021	-0.057	0.028	
CA_Bos	-0.013	0.022	-0.057	0.029	
CA_Past	0.008	0.022	-0.034	0.051	

En el caso de la uniformidad funcional (FEve), el arbustal fue la cobertura que estuvo presente en todos los modelos de mejor ajuste y además fue la única presente en el modelo con el valor de apoyo más alto (**Tabla 8**, $w_i=0.40$). El área urbana (con una relación positiva) y el pastizal (con influencia negativa) también estuvieron presentes en los modelos con menor AICc. Sin embargo, la CA_Arb fue la única variable explicativa significativa con efecto positivo en la uniformidad funcional (**Tabla 13**).

Tabla 13. Coeficiente promedio de los mejores modelos con $\Delta AICc < 2$ para la equidad funcional (FEve). Nivel de significancia: *** $p < 0$, ** $p < 0.001$, * $p < 0.05$, · $p < 0.1$

<i>Variable predictora</i>	<i>Coeficiente promedio (conditional average)</i>	<i>Error estándar</i>	<i>Intervalo de confianza (2.5%)</i>	<i>Intervalo de confianza (97.5%)</i>	<i>Nivel de significancia</i>
(Intercept)	0.590	0.025	0.541	0.640	***
CA_Arb	0.097	0.052	-0.004	0.199	·
CA_Past	-0.052	0.051	-0.153	0.048	
CA_Urb	0.035	0.054	-0.070	0.142	

En resumen, los índices funcionales no mostraron un patrón general con las coberturas a escala local. La riqueza y la uniformidad funcional mostraron tendencia a aumentar con el arbustal y no así con el pastizal. La dispersión y la uniformidad funcional, en cambio, aumentaron conforme la extensión urbana. Mientras que la riqueza y dispersión funcional disminuyen con la extensión de bosque.

4. DISCUSIÓN

En las sierras chicas de Córdoba, los grandes cambios observados en el uso del suelo podrían ser un factor crítico en la conservación y gestión de sistemas de agua dulce a diferentes escalas espaciales. A escala local, si bien la composición del paisaje en general no parece un fuerte determinante de la diversidad íctica, la relación entre la diversidad de peces con la estructura del paisaje estaría mediada por adaptaciones relacionadas a la taxonomía y los rasgos funcionales. En relación a la hipótesis 1, contrario a lo predicho la cantidad de bosque se asoció negativamente con los índices taxonómicos y funcionales, pero sí una relación positiva con la abundancia de un conjunto de especies que se encontraron en la cobertura. La hipótesis 2 se confirmó parcialmente, el aumento de la cantidad de urbanización a escala local mostró una inesperada relación positiva con un gran número de especies e índices taxonómicos y funcionales. Estos hallazgos podrían deberse a rasgos reproductivos de las especies, como así también a la mayor disponibilidad que la cobertura ofrece de alimento y microhábitats. La hipótesis 3 mostró apoyo parcial en los resultados encontrados, la abundancia de los grupos funcionales compuestos por especies especialistas como los grandes piscívoros fue menor a los generalistas en sitios urbanos. Pero en contraposición a nuestra hipótesis, las especies bentívoras se encontraron mayormente en sitios urbanos, siendo en general especies omnívoras que probablemente se benefician del aumento de gran cantidad de materia orgánica alóctona. Las oportunidades disponibles en los sitios urbanizados favorecerían especies con un conjunto particular de rasgos (por ejemplo, especies detritívoro-omnívoras de mediano y gran tamaño, habitantes en las márgenes y aguas lentas, tolerantes a la hipoxia), lo que indica una fuerte relación hábitat-rasgo. Nuestros resultados confirman el paradigma que la composición de los ecosistemas en la tierra puede alterar la biodiversidad en ecosistemas de agua dulce (Henderson *et al.*, 2019). En las Sierras Chicas, la expansión urbana y la pérdida de bosques estarían afectando a la diversidad de las comunidades ícticas homogeneizando su diversidad a lo largo de los cursos hídricos (disminución de la diversidad Beta).

Las áreas menos disturbadas como el bosque, se asociaron con especies insectívoras de aguas rápidas, el arbustal con especies generalistas y las áreas más disturbadas como el urbano y pastizal, se asociaron con piscívoros y bentívoros omnívoros de fecundación externa junto con algunas especies tolerantes a la degradación ambiental.

En sitios con predominio de cobertura boscosa, se encontraron representantes de tres grupos funcionales diferentes, la mojarra *B. iheringii*, la trucha arcoíris (*O. mikyss*) y los

habitantes del fondo *T. corduvensis* y *T. alterus*. Si bien las especies son diferentes funcionalmente, manifestaron altas abundancias en sus respectivos grupos funcionales, se encuentran en aguas rápidas (a excepción de la trucha arcoíris), se alimentan de detritos, vegetación, invertebrados o pequeños peces y se refugian sobre sedimentos blandos o en una variedad de hábitats naturales. En un estudio (Ferreira *et al.*, 2011) la mojarra *B. iheringii* consumió mayores proporciones de insectos acuáticos en arroyos con bosques situados en la interfaz acuática-terrestre. El bagrecito del torrente (*T. corduvensis*) es casi estrictamente insectívoro, alimentándose de larvas acuáticas de insectos (tricópteros, dípteros quironómidos y efemerópteros) (Dillon y Haro, 2002; Haro y Bistoni, 2007). *T. alterus* es una especie que también se alimenta de larvas de quironómidos, coleópteros acuáticos y crustáceos ostrácodos (Fernández y Vari, 2002). La alta relación de la trucha arcoíris (*O. mykiss*) con la cobertura boscosa podría deberse a su dependencia de recursos de la interfaz terrestre- acuática dado que su dieta se compone principalmente de diferentes estadios de una gran variedad de insectos acuáticos y terrestres que caen accidentalmente al agua (La Sala *et al.*, 2011, Bistoni *et al.*, 2022).

Las especies residentes en relación a bosque tienden a alimentarse sobre elementos obtenidos de la vegetación de ribera, como se observa en *B. iheringii* y *O. mykiss*, que explotan los recursos autóctonos y alóctonos respectivamente. El consumo de recursos alóctonos tiende a aumentar en sitios con mayor cobertura ribereña (Collins, *et al.*, 2016), dado que la vegetación restringe la incidencia de la luz solar en los arroyos y, por lo tanto, limita la productividad primaria de estos cuerpos de agua, obligando a los peces a depender más de las presas terrestres (Kraus *et al.*, 2016). Además de los recursos alimentarios, la vegetación de ribera también contribuye a la complejidad del entorno fluvial (Andrade *et al.*, 2017). Sin embargo, el bosque se asoció negativamente con la diversidad y riqueza taxonómica como así también con los índices funcionales. En este sentido, la rápida velocidad del agua y la disponibilidad limitada de alimentos en los rápidos boscosos (Angermeier & Schlosser, 1989) podría representar filtros ambientales más restrictivos, limitando la ocurrencia de una gran diversidad de rasgos y resultando en ensamblajes muy similares como lo visto por Teresa & Casatti (2012). En promedio, las especies son funcionalmente más similares entre sí en estos sitios y no representan a la mayoría de las especies de las Sierras Chicas, siendo sólo un pool de especies que se beneficiarían de los elementos del bosque. Esto explicaría la baja riqueza y dispersión funcional. Evidentemente, el bosque promueve condiciones para una alta abundancia de peces pero se requieren estudios adicionales para comprender detalladamente su influencia sobre las especies relevadas de

acuerdo a sus hábitos de vida y rasgos morfológicos, como así también se sugiere la necesidad de realizar trabajos que busquen clasificar tróficamente a las especies en los ríos serranos.

De acuerdo a lo esperado, gran parte de los piscívoros se encontraron en sitios urbanos y pastizal en bajas abundancias. Entre estas especies, se encuentra la tararira (*H. argentinensis*) cuya baja abundancia podría estar indicando ausencia de ecosistemas saludables en términos de vegetación densa o macrófitas en las zonas litorales donde también habita esta especie (Mazzeo *et al.*, 2010). La abundancia de la palometa (*A. facetum*) y la anguila (*S. marmoratus*) también fue marcadamente menor a las otras especies tolerantes generalistas. Coincidente con nuestras observaciones, los carnívoros grandes y medianos como *H. argentinensis* y *H. mustelinus* desaparecieron en arroyos degradados adyacentes a parcelas de cultivo y urbanización en el cuenca del río Colorado, Uruguay, mientras que pequeños omnívoros tolerantes como *C. decemmaculatus* aumentaron en abundancia con la disminución de la calidad del agua (Moi & Teixeira-de-Mello, 2022).

La cobertura urbana también se relacionó con especies tolerantes no nativas (*Gambusia affinis*) y los omnívoros bentónicos con fertilización externa, coincidente con lo visto por Cunico *et al.* (2011) en arroyos urbanos en los EE.UU. y Brasil. El bagre sapo (*R. quelen*), pez bentopelágico con preferencia de fondo fangoso cubierto de hojas y madera en descomposición, tuvo muy baja abundancia en relación a otras especies bentívoras y se encontró en sitios con mayor superficie urbana. Las viejas del agua *R. catamarcensis* y *H. cordovae*, si bien fueron catalogadas como especies sensibles debido a sus respuestas frente a presiones ambientales severas (Hued & Bistoni 2005), en este estudio fueron encontrados en sitios urbanizados y en abundancias relativamente altas, junto con *H. mustelinus*.

En el caso del arbustal y pastizal, un gran número de especies se asociaron a ambas coberturas, en especial aquellos de los órdenes Cyprinodontiformes y Characiformes. Las especies generalistas *J. lineata* y *Psalidodon sp* así como el dientudo (*O. jenynsii*) de hábitos más especialistas, se vieron favorecidas por la presencia de coberturas de vegetación intermedias (arbustal y pastizal) ya que registraron altas abundancias en las cuencas. Además fue la cobertura que se relacionó negativamente con los índices taxonómicos pero positivamente con la diversidad funcional (riqueza y uniformidad funcional). Es decir que, en sitios con predominio de coberturas arbustivas, las funciones de las especies se encuentran equitativamente representadas, lo que favorecería la estabilidad y la resiliencia del ecosistema. Estos resultados son coincidentes con un estudio realizado en sistemas de agua dulce de Australia, donde registraron las comunidades más ricas y abundantes de peces en sitios con arbustales no disturbados a escala local (Moore *et al.*, 2015).

La alta diversidad de peces en el pastizal y urbano fue coincidente con los modelos que predijeron el efecto positivo de ambas coberturas en la diversidad de Shannon. El predominio de especies de peces con una dieta omnívora, que se alimentan de la columna de agua, con baja preferencia por sustratos estables y una preferencia por velocidades de agua lentas e intermedias, es compatible con la baja velocidad de las corrientes y, a menudo, ricos recursos alimentarios presentes en estos sitios degradados. Así, la composición trófica parece ser un buen indicador de cambios en la calidad del agua y alteraciones en complejidad del hábitat que comúnmente están influenciados por el desarrollo urbano. El predominio de las especies omnívoras puede indicar una reducción de las fuentes de alimento para los especialistas tróficos, lo que hace que los peces con esta dieta sean más generales y tengan más éxito en relación con los demás que son más especializados (Araújo, 1998). Aunque la presencia de especies con características tróficas generalistas es común en ambientes naturales (Abelha *et al.*, 2001), el predominio de especie omnívoras es típica de ambientes degradados (Karr, 1981), en los que la variación en la disponibilidad de recursos favorece a las especies que son más flexibles en su dieta. La tararira y la anguila pueden citarse como ejemplos de carnívoros que han sido asociados con ambientes degradados (Teresa & Casatti, 2012) pero otras características (p. ej., tolerancia a la hipoxia o hábitat marginal) en lugar de la dieta pueden ser importantes para determinar su asociación con entornos urbanos, los cuales contribuyen en el aumento temperaturas y niveles reducidos de oxígeno en el agua (Heartsill-Scalley & Aide 2003; Casatti *et al.* 2006).

A su vez, la presencia de piscívoros y bentívoros en sitios urbanos podría deberse a su reproducción mediante fecundación externa. Alteraciones físicas y químicas de ríos y arroyos en paisajes urbanos también puede influir en la reproducción y el reclutamiento de especies de peces (Cunico *et al.*, 2011). Las primeras etapas de desarrollo, incluidos los huevos y las larvas, son particularmente sensibles a los contaminantes y las alteraciones en el hábitat. Los hábitats perturbados favorecen el establecimiento de especies con alta producción de gametos; así especies con fertilización externa y alta fertilidad puede representar una estrategia efectiva en tales hábitats. Por ejemplo, en sitios degradados y físicamente variables de un sistema fluvial tributario del Orinoco en Venezuela, Winemiller (1989) observó la alta capacidad de adaptación y rápida colonización por especies oportunistas que se caracterizaron por la fecundación externa, rápida desarrollo gonadal y desove discontinuo. La tararira tiene varios desoves al año y tiene una fecundidad de 11.000 a 53.000 óvulos al año (Rosso, 2006), mientras que el bagre sapo (*R. quelen*) tiene desoves parciales liberando 100.000 óvulos y con fecundación media de 27.759 a 29.757 (Muller Gomiero *et al.*, 2007). A su vez, *R. quelen*

alcanzó la mayor biomasa en arroyos urbanos en la ciudad de Maringá, Brasil (Cunico *et al.* 2006) y fue la especie más abundante en las áreas más urbanizadas alrededor Ciudad de Toledo, Paraná, Brasil (Daga *et al.* 2012). El limpiafondo (*Corydoras paleatus*) también es una especie reportada como dominante en ambientes contaminados aguas abajo en el río Suquia (Hued & Bistoni 2005) y cuenca del río Santa Lucía, Uruguay (Chalar *et al.* 2013). Aunque la fecundación interna también puede contribuir a un mayor éxito reproductivo en áreas degradadas al reducir la depredación, la presencia de especies con fertilización interna en esta cobertura como es el caso del orillero *Gambusia affinis* se podría deber a que habita ambientes urbanos principalmente por su tolerancia a la contaminación (Hued & Bistoni 2005). Es decir, algunos ambientes degradados pueden provocar incrementos poblaciones de las especies que toleran las alteraciones ambientales con respecto a áreas prístinas.

La cobertura urbana también se asoció positivamente con la uniformidad funcional. En las cuatro cuencas la uniformidad funcional (FEve) fue relativamente alta (>0.6) lo cual indica que el espacio funcional está uniformemente ocupado. Las especies presentes en esta cobertura pueden estar explotando nichos desocupados, lo que lleva a un uso más uniforme de los recursos. De hecho, cuando el número de especies en una comunidad aumenta, los ensamblajes locales pueden acomodar nuevas especies aumentando el volumen del espacio del nicho (Barragán *et al.* 2011). El aumento en el espacio de nicho en cursos de agua con entornos urbanos, podría estar representado por oportunidades raras o anteriormente ausentes que se vuelven disponibles, favoreciendo la ocurrencia de especies oportunistas y/o invasoras (Lorion & Kennedy 2009). Esto se traduciría en bajos niveles de redundancia funcional (FDis alta) y de hecho, la cobertura urbana se asoció positivamente con la dispersión funcional. Algunos de las nuevas oportunidades en los cursos de agua con urbanización circundante, pueden ser representada por la mayor disponibilidad de microhábitats (Casatti *et al.* 2009; Teresa & Casatti 2010) y alimentos (detritos, algas y peritífon) que favorecería el asentamiento de especies omnívoras. Por ej. la mayor disponibilidad de la luz solar ofrecida por estos entornos podría mejorar la productividad primaria suficiente para sustentar faunas de peces dominadas por detritívoras-iliófagas como las viejas del agua. La alta abundancia de los estos loricáridos coincidió con lo visto por Bojsen & Barriga (2002) en la ambientes degradados de la cuenca superior del río Napo en la Amazonía ecuatoriana y Lorion & Kennedy (2009) en pequeños arroyos al sureste de Costa Rica.

El contraste entre la diversidad taxonómica y funcional visto en algunas coberturas, ha sido registrado en hábitats degradados a través del aumento en la riqueza de peces y una disminución significativa de la divergencia funcional y especialización funcional (Villéger *et*

al., 2010). De modo que no es la riqueza específica *per se* lo que mejora el mantenimiento de la diversidad funcional frente a las presiones ambientales, sino el grado de disimilitud dentro de cada grupo funcional (Schweiger *et al.*, 2006). La cobertura urbana si bien tuvo un efecto positivo significativo en la riqueza específica, no fue así en la riqueza funcional. Los grandes piscívoros por ejemplo, se encontraron en sitios con cobertura urbana y su riqueza fue más alta que otros grupos funcionales (entre ellos, el grupo de las mojarras). En consecuencia, un eventual aumento en la extensión de la cobertura urbana a escala local y sus efectos asociados, podría suponer una presión suficiente para disminuir drásticamente o hacer desaparecer un gran número de especies que componen este grupo debido a sus rasgos funcionales (que condicionan su tolerancia hasta cierto umbral de perturbación o disturbio ambiental) y sus bajas abundancias debido a la posición trófica que ocupan. En estos escenarios predictivos, las medidas tradicionales de biodiversidad basadas en la diversidad de especies y abundancia son predictores insuficientes de la función del ecosistema en comparación con medidas basadas en rasgos que incorporan la diversidad funcional (Kelley *et al.*, 2018). Los ejemplos en aves y mamíferos muestran que patrones particulares de combinación de rasgos pueden predecir la estructura ecológica de la comunidad en ambientes dominados por humanos (Gibb *et al.*, 2020).

Preservar una gran diversidad en múltiples niveles tróficos es crucial para salvaguardar la producción de biomasa de los arroyos y ríos (Benejam *et al.*, 2016). La actual y futura expansión de la urbanización y sus efectos negativos, son sin duda una amenaza a la biodiversidad en múltiples niveles tróficos. Los carnívoros (zoófagos y piscívoros) afectan muchas otras funciones, como el ciclo de nutrientes, la descomposición y la productividad primaria (Antiqueira *et al.*, 2018; Moi *et al.*, 2021b). A su vez, mantienen la estructura y estabilidad de las comunidades (Terborgh, 2015) por lo que las pérdidas en este eslabón trófico causan una reducción en múltiples funciones del ecosistema. En el caso de los bentívoros, los resultados descritos fueron preocupantes ya que su exposición a sitios urbanizados podría traer aparejado a mediano y largo plazo, la bioacumulación de contaminantes como lo visto en branquias e intestino de la especie *R. quelen* en los ríos de Perú (Alminagorta, 2018) y en el embalse río Tercero (Garnero *et al.*, 2018), como así también cambios en la composición y diversidad de sedimentos que impactan en el ciclo de nutrientes, las concentraciones de nutrientes y toxinas orgánicos e inorgánicos y los efectos en la salud de los peces (Nho *et al.*, 2018). Especialmente aquellas habitantes del fondo ya que son sensibles a alteraciones en la calidad del agua y la estructura del hábitat (Oberdorff & Hughes, 1992). A pesar que los resultados expuestos fueron novedosos al indicar una relación

negativa entre el bosque y la diversidad íctica, los bosques representan un área minoritaria en las sierras chicas que contienen una comunidad íctica única y son fundamentales para la condición del ambiente acuático. Las zonas ribereñas boscosas proporcionan filtración de sedimentos; estabilidad del banco y del flujo; regulación de temperatura y producción primaria; mantenimiento de la estructura, complejidad y estabilidad del hábitat dentro de la corriente (es decir, a través de la entrada de hojarasca, troncos y raíces); y recursos alimentarios (Brejão *et al.*, 2018). Además, para comprender de forma completa la importancia de los bosques para la diversidad íctica es fundamental hacer estudios a escala de cuenca.

5. CONCLUSIÓN

Nuestros resultados demuestran que la modificación y urbanización de los ecosistemas terrestres pueden alterar la diversidad íctica en los ecosistemas de agua dulce. La composición del paisaje parece tener efectos sobre los ensambles de peces provocando un incremento de la abundancia de especies generalistas con amplios nichos tróficos, no así especies con dietas especializadas, y sugerimos que estos cambios podrían tener consecuencias fundamentales para el funcionamiento de los ecosistemas fluviales y otros paisajes de agua dulce altamente modificados de las Sierras Chicas de Córdoba, Argentina.

En combinación con las variables taxonómicas tradicionales, las variables relacionadas con los rasgos funcionales de peces en los arroyos y ríos pueden ser herramientas eficaces para evaluar los cambios que ocurren en los ecosistemas de agua dulce asociados con los cambios antropogénicos en el uso del suelo. Sin embargo, se necesitan más investigaciones para comprender detalladamente la variación de la estructura del paisaje sobre las variables relacionadas con la diversidad funcional de los peces de río. El mediano poder explicativo de los modelos indicaría que la diversidad de peces no sólo responde a la composición del paisaje a esta escala de análisis, sino que también estaría relacionada con otras características estructurales de los elementos del paisaje, así como con el contexto espacial a escalas mayores, como por ejemplo usos de suelo a nivel de toda la cuenca de captación o de un corredor ripariano que abarque algunos kilómetros aguas arriba de los sitios relevados. Indudablemente hay factores del microhábitat acuático, tanto en relación a la heterogeneidad ambiental como la calidad del agua que son fuertes predictores de la biodiversidad. Estas características del microhábitat podrían estar determinadas por la estructura de los paisajes circundantes, determinando una vía indirecta en la relación de la estructura del paisaje con la diversidad de peces. Estas diferentes perspectivas especiales podrían tener un poder predictivo diferente sobre las variables de respuesta ecológica en los cursos de agua. Si bien en el presente estudio sugiere una primera aproximación, los patrones explicativos- respuesta pueden ser diferentes considerando otras escalas.

La necesidad de combinar enfoques temporales y espaciales junto con indicadores complementarios de configuración del paisaje, es crucial considerando la aceleración de las transformaciones a nivel de paisaje en todo el mundo y en especial en las Sierras Chicas de Córdoba, Argentina.

6. BIBLIOGRAFÍA

- Abelha, M.C.F., Agostinho, A.A., Goulart, E., 2001. Plasticidade trófica em peixes de água doce. *Acta Sci., Biol. Sci.* 23, 425–434.
- Abril A. & González C. 1999. Dinámica de la fertilidad y de las poblaciones microbianas en suelos afectados por incendios en las Sierras de Córdoba (Argentina). *Agriscientia*. Vol XVI: 63-70.
- Agostinho, C. S., C. R. Pereira, R. J. Oliveira, I. S. Freitas y E. E. Marques. 2007. Movements through a fish ladder: temporal patterns and motivations to move upstream. *Neotrop. Ichthyol.*, 5: 161-167.
- Agudelo Henríquez, W. J., & Zak, M. R. (2015). Escenarios futuros de deforestación como herramienta para evaluar políticas de manejo en un sector de las Sierras Chicas de Córdoba, Argentina. Córdoba: [s./n.].
- Akin, S., y K. O. Winemiller. 2008. Body size and trophic position in a temperate estuarine food web. *Acta Oecologica* 33:144-153.
- Alberti, M., Correa, C., Marzluff, J., Hendry, A., Palkovacs, E., Gotanda, K., Hunt, V., Apgar, T. and Zhou, Y., 2017. Global urban signatures of phenotypic change in animal and plant populations. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 114(34), pp.8951-8956.
- Alberti, M., Booth, D., Hill, K., Coburn, B., Avolio, C., Coe, S. and Spirandelli, D., 2007. The impact of urban patterns on aquatic ecosystems: An empirical analysis in Puget lowland sub-basins. *Landscape and Urban Planning*, 80(4), pp.345-361.
- Alminagorta, E. (2018). Evaluación de bioacumulación de metales pesados en el pez bagre (*Rhamdia quelen*) en el río Urubamba del Centro Poblado de Uritúyoc en el Distrito de Marcas (Doctoral dissertation, Tesis de grado). Universidad Nacional de Huancavelica. Huancavelica, Perú.
- Allan, J.D. 2004. Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 35, 257-284.
- Anderson, M.J., 2006. Distance-based tests for homogeneity of multivariate dispersions. *Biometrics*, 62, 245-253.
- Andrade, A. L., Brasil, L. S., Benone, N. L., Shimano, Y., Farias, A. P. J., Montag, L. F., Juen, L. (2017). Influence of oil palm monoculture on the taxonomic and functional composition of aquatic insect communities in eastern Brazilian Amazonia. *Ecological Indicators*, 82, 478–483. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.07.006>
- Angermeier P.L. & Schlosser I.J. (1989) Species-area relationships for stream fishes. *Ecology*, 70, 1450–1462.
- Araújo, F.G., 1998. Adaptação do índice de integridade biótica usando a comunidade de peixes para o rio Paraíba do Sul. *Rev. Bras. Biol.* 58, 547–558.
- Argañaraz, J.P., Pizarro G.G., Zak M., Landi M.A., Bellis L.M. (2015). Human and biophysical drivers of fires in Semiarid Chaco mountains of Central Argentina. *Sci. Total Environ.* 10.1016/j.scitotenv.2015.02.081.
- Arim, M., S. R. Abades, G. Laufer, M. Loureiro, y P. A. Marquet. 2010. Food web structure and body size: trophic position and resource acquisition. *Oikos* 119:147-153.
- Ballesteros, M., Rivetti, N., Morillo, D., Bertrand, L., Amé, M. and Bistoni, M., 2017. Multi-biomarker responses in fish (*Jenynsia multidentata*) to assess the impact of pollution in rivers with mixtures of environmental contaminants. *Science of The Total Environment*, 595, pp.711-722.
- Barling, R. D., & Moore, I. D. (1994). Role of buffer strips in management of waterway pollution: A review. *Environmental Management*, 18(4), 543–558.
- Becerra, C., 2018. Encrucijadas serranas, forma urbana y soporte natural: el impacto ambiental de la ciudad extendida: Río Ceballos. Seminario Internacional de Investigación en Urbanismo.
- Belanger, C., Vera-Chang, M., Moon, T., Midwood, J.D., Suski, C.D., Cooke, S.J. 2016. Seasonal variation in baseline and maximum whole-body glucocorticoid concentrations in a small-bodied stream fish independent of habitat quality. *Comparative Biochemistry and Physiology, Part A*. 192: 1-6.
- Benejam, L., Teixeira-de Mello, F., Meerhoff, M., Loureiro, M., Jeppesen, E. and Brucet, S., 2016. Assessing effects of change in land use on size-related variables of fish in subtropical streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 73(4), pp.547-556.
- Bertora, A., Grosman, F., Sanzano, P. and Rosso, J., 2018. Fish fauna from the Languedoc basin,

- Argentina: a prairie stream in a heavily modified landscape. *Check List*, 14(2), pp.461-470.
- Bevanda, M., E. A. Fronhofer, M. Heurich, J. Muller, and B. Reineking. 2015. Landscape configuration is a major determinant of home range size variation. *Ecosphere* 6(10):195. <http://dx.doi.org/10.1890/ES15-00154.1>.
- Bistoni, M. A. y Hued A. C. 2002. Patterns of fish species richness in rivers of the central region of Argentina. *Brazilian Journal of Biology* 62(4):1-12.
- Bistoni, M., Mancini M.A., Liotta J.R., Garneró P.L., Rivetti N.G., Salinas V.H. (2022). *Peces de la provincial de Córdoba (Argentina). Ecología y estado de conservación*. Argentina: Universidad Nacional de Córdoba.
- Blevins, Z.W., Effert, E.L., Wahl, D.H. & Suski, C.D. 2013. Land use drives the physiological properties of a stream fish. *Ecological Indicators*, 24, 224-235.
- Bojsen, B. and Barriga, R., 2002. Effects of deforestation on fish community structure in Ecuadorian Amazon streams. *Freshwater Biology*, 47(11), pp.2246-2260.
- Brejão, G. L., Hoesinghaus, D. J., Pérez-Mayorga, M. A., Ferraz, S. F. B., & Casatti, L. (2018). Threshold responses of Amazonian stream fishes to timing and extent of deforestation. *Conservation Biology*, 32(4), 860–871. doi:10.1111/cobi.13061.
- Bucher, E. H. 1995. Management for Sustainable Biodiversity. En: *Global Biodiversity Assessment* (V. H. Heywood y R. T. Watson, eds. 20) Cambridge: UNEP, Cambridge University Press.
- Bucher, E., Castro, G. and Floris, V., 1991. *Conservación de ecosistemas de agua dulce: Hacia una estrategia de manejo integrado de recursos hídricos*. [ebook] Washington, D. C. Available at: <https://publications.iadb.org/es/publicacion/15923/conservacion-de-ecosistemas-de-agua-dulce-hacia-una-estrategia-de-manejo>.
- Burnham, K. P., & Anderson, D. R. (2001). Kullback-Leibler information as a basis for strong inference in ecological studies. *Wildlife Research*, 28, 111–119.
- Carbone, L., Aguirre-Acosta, N., Tavella, J. and Aguilar, R., 2017. Cambios florísticos inducidos por la frecuencia de fuego en el Chaco Serrano. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 52(4), pp.753-778.
- Casatti L., Teresa F.B., Zeni J.O., Ribeiro M.D., Brejão G.L. & Ceneviva-Bastos M. 2015. More of the same: high functional redundancy in stream fish assemblages from tropical agroecosystems. *Environmental Management*, 55, 1300–1314.
- Casatti, L., Ferreira, C.P. & Carvalho, F.R. 2009. Grassdominated stream sites exhibit low fish species diversity and dominance by guppies: an assessment of two tropical pasture river basins. *Hydrobiologia* 632: 273–283.
- Casatti L. & Castro, R. (2006) Testing the ecomorphological hypothesis in a headwater riffles fish assemblage of the rio São Francisco, southeastern Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 4, 203–214.
- Casatti, L., Langeani, F., Silva, A.M. & Castro, R.M.C. 2006. Stream fish, water and habitat quality in a pasture dominated basin, southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 66: 681–696
- Chalar G, Delbene L, González-Bergonzoni I & Arocena R. 2013. Fish assemblage changes along a trophic gradient induced by agricultural activities (Santa Lucía, Uruguay). *Ecol Indic* 24: 582-588.
- Chiavassa, S., Ensabella, B. and Deón, J., 2017. Territorialidades en conflicto y acciones colectivas: las luchas por el agua en Sierras Chicas, provincia de Córdoba, Argentina. *Agua y Territorio*, (10), p.43.
- Cilleros, K., L. Allard, R. Vigouroux y S. Brosse. 2017. Disentangling spatial and environmental determinants of fish species richness and assemblage structure in Neotropical rainforest streams. *Freshwater Biol.* (62): 1707-1720.
- Cingolani, A., Giorgis, M., Hoyos, L. and Cabido, M., 2022. La vegetación de las montañas de Córdoba (Argentina) a comienzos del siglo XXI: un mapa base para el ordenamiento territorial. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 57(1).
- Collins, S. M., Kohler, T. J., Thomas, S. A., Fetzer, W. W., & Flecker, A. S. (2016). The importance of terrestrial subsidies in stream food webs varies along a stream size gradient. *Oikos*, 125, 674–685. <https://doi.org/10.1111/oik.02713>
- Córdova-Tapia, F., Zambrano, L. 2015. La diversidad funcional en la ecología de comunidades. *Ecosistemas* 24(3): 78-87. Doi.: 10.7818/ECOS.2015.24-3.10.
- Cunico AM, Allan DJ & Agostinho AA. 2011. Functional convergence of fish assemblages in urban streams of

- Brazil and the United States. *Ecol Indic* 11(5): 1354-1359.
- de Carvalho, R. and Tejerina-Garro, F., 2015. Relationships between taxonomic and functional components of diversity: implications for conservation of tropical freshwater fishes. *Freshwater Biology*, 60(9), pp.1854-1862.
- Dias., M.R., J.C. Barbosa da Silva., L.C. Gomes y A.A.Agostinho. 2017. Effects of macrophyte complexity and hydrometric level on fish assemblages in a Neotropical floodplain. *Environ. Biol. Fishes* 100 (6): 703-716.
- Diaz, S. and Cabido, M. 2001. Vive la Difference: Plant Functional Diversity Matters to Ecosystem Processes. *Trends in Ecology & Evolution*, 16, 646-655.
- Diaz, S., Lavorel, S., de Bello, F., Quetier, F., Grigulis, K. and Robson, T., 2007. Incorporating plant functional diversity effects in ecosystem service assessments. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104(52), pp.20684-20689.
- Dillon, C., J.G. Haro. 2002. La alimentación del bagrecito serrano *Trichomycterus corduvense* (Pisces Trichomycteridae) en el río Anizacate (Córdoba, Argentina). *Natura Neotropicalis*, 1(33), 31-38.
- Einheuser, M., Nejadhashemi, A. and Woznicki, S., 2013. Simulating stream health sensitivity to landscape changes due to bioenergy crops expansion. *Biomass and Bioenergy*, 58, pp.198-209.
- Ensabella, B. and Chiavassa, S., 2019. Cambios en la configuración espacial y nuevas movilizaciones en torno al agua. Las Sierras Chicas de Córdoba, Argentina, pos-inundación 2015. *Estudios Socioterritoriales. Revista de Geografía*, (26), p.e032.
- Fausch, K. D.; Lyons, J.; Karr, J. R. & Angermeier, P. L. 1990. Fish communities as indicators of environmental degradation. *American Fisheries Society Symposium* 8:123-144.
- Fernandez, L., R. Vari. 2002. A new species of *Trichomycterus* from the Andes with a redescription of *T. alterus* Marini et al. (Teleostei, Siluriformes, Trichomycteridae). *Copeia*, 739-747.
- Ferreira, A., de Paula, F., de Barros Ferraz, S., Gerhard, P., Kashiwaqui, E., Cyrino, J. and Martinelli, L., 2011. Riparian coverage affects diets of characids in neotropical streams. *Ecology of Freshwater Fish*, 21(1), pp.12-22.
- Formica, Stella Maris, Sacchi, Gabriela Andrea, Campodonico, Verena Agustina, Pasquini, Andrea Inés, y Cioccale, Marcela Alejandra. 2015. Modelado de calidad de agua en ríos de montaña con impacto antrópico. Caso de estudio: Sierra Chica de Córdoba, Argentina. *Revista internacional de contaminación ambiental*, 31(4), 327-341.
- Garnero P.L., M. Monferrán, G. A. González, J. Griboff, M.A. Bistoni. 2018. Assessment of exposure to metals, As and Se in water and sediment of a freshwater reservoir and their bioaccumulation in fish species of different feeding and habitat preferences. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 163: 492-501.
- Gatz, A. J. 1979. Ecological morphology of freshwater stream fishes. *Tulane Studies in Zoology and Botany* 21:91-124.
- Gavier, G.I. y Bucher, E.H. 2004. Deforestación de las Sierras Chicas de Córdoba (Argentina) en el período 1970-1997 (Vol.101). Córdoba: Academia Nacional de Ciencias.
- Gavier-Pizarro, G., Kuemmerle, T., Hoyos, L., Stewart, S., Huebner, C., Keuler, N. and Radeloff, V., 2012. Monitoring the invasion of an exotic tree (*Ligustrum lucidum*) from 1983 to 2006 with Landsat TM/ETM+ satellite data and Support Vector Machines in Córdoba, Argentina. *Remote Sensing of Environment*, 122, pp.134-145.
- Gibb, R., Redding, D.W., Chin, K.Q. et al. Zoonotic host diversity increases in human-dominated ecosystems. *Nature* 584, 398-402 (2020). <https://doi.org/10.1038/s41586-020-2562-8>
- Gómez-Ortiz, Y. y Moreno, C. E., 2017. La diversidad funcional en comunidades animales: una revisión que hace énfasis en los vertebrados. *Animal Biodiversity and Conservation*, 40.2: 165-174, <https://doi.org/10.32800/abc.2017.40.0165>.
- Gosline, W. A. 1971. Functional morphology and classification of teleostean fishes. University Press of Hawaii, Honolulu, Hawaii.
- Gotelli, N.J. and Colwell, R.K. 2001. Quantifying Biodiversity: Procedures and Pitfalls in the Measurement and Comparison of Species Richness. *Ecology Letters*, 4, 379-391.
- Guida-Johnson, B., Faggi, A. and Zuleta, G., 2017. Effects of Urban Sprawl on Riparian Vegetation: Is Compact or Dispersed Urbanization Better for Biodiversity? *River Research and Applications*, 33(6), pp.959-969.

- Gurvich, Diego Ezequiel; Federico Villegas; Asociaciones entre las coberturas del suelo y las comunidades de aves en las Sierras Chicas de Córdoba (Argentina); Fundación Azara, Universidad Maimonides; Historia Natural; 10; 3; 12-2020; 85-111.
- Haro, J.G., M. Bistoni. 1996. Ictiofauna de la provincia de Córdoba. En: I. Di Tada y E. Bucher (Editores), vol. I. Biodiversidad de la provincia de Córdoba, Fauna (169-190).
- Haro, J.G., M. Bistoni. 2007. Peces de Córdoba. Córdoba: Editorial Universidad Nacional de Córdoba.
- Harris, L. D. 1984. The fragmented Forest: Island biogeographic theory and the preservation of biotic diversity. University of Chicago Press. Chicago. Pp.211.
- Heartsill-Scalley, T. & Aide, T.M. 2003. Riparian vegetation and stream condition in a tropical agriculture-secondary forest mosaic. *Ecological Applications* 13: 225–234.
- Henderson, C., Gilby, B., Schlacher, T., Connolly, R., Sheaves, M., Maxwell, P., Flint, N., Borland, H., Martin, T., Gorissen, B. and Olds, A., 2019. Landscape transformation alters functional diversity in coastal seascapes. *Ecography*, 43(1), pp.138-148.
- Hoyos, L., Gavier-Pizarro, G., Kuemmerle, T., Bucher, E., Radeloff, V. and Tecco, P., 2010. Invasion of glossy privet (*Ligustrum lucidum*) and native forest loss in the Sierras Chicas of Córdoba, Argentina. *Biological Invasions*, 12(9), pp.3261-3275.
- Hued, A. C. y M. A. Bistoni. 2005. Development and validation of a Biotic Index for evaluation of environmental quality in the central region of Argentina. *Hydrobiol.* 543: 279–298.
- Hued, A., Dardanelli, S. and Bistoni, M., 2010. Temporal and spatial variability of fish assemblages in a river basin with an environmental degradation gradient. *Community Ecology*, 11(1), pp.41-50.
- Hued, A., Nostro, F., Wunderlin, D. and de los Ángeles Bistoni, M., 2012. Reproductive Impairment of a Viviparous Fish Species Inhabiting a Freshwater System with Anthropogenic Impact. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 64(2), pp.281-290.
- Kelley, J., Grierson, P., Collin, S. and Davies, P., 2018. Habitat disruption and the identification and management of functional trait changes. *Fish and Fisheries*, 19(4), pp.716-728.
- Karr, J.R., 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* 6, 21–27.
- Koberwein, A., 2016. Desarrollismo y contradicciones territoriales en el contexto de una crisis hídrica y ambiental en las Sierras Chicas de Córdoba, Argentina. *CUHSO · Cultura - Hombre - Sociedad*, 26(2), p.45.
- Koerber S, Litz TO, Mirande JM (2017) CLOFFAR—update 4— supplement to Checklist of the Freshwater Fishes of Argentina. *Ichthyological Contributions of Peces Criollos* 55: 1–11.
- Kraus, J. M., Pomeranz, J. F., Todd, A. S., Walters, D. M., Schmidt, T. S., Wanty, R. B., & Rohr, J. (2016). Aquatic pollution increases use of terrestrial prey subsidies by stream fish. *Journal of Applied Ecology*, 53, 44–53. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12543>
- Kutschker, A., Brand, C., Miserendino, M.L. 2009. Evaluación de la calidad de los bosques de ribera en ríos del NO del Chubut sometidos a distintos usos de la tierra. *Ecología Austral* 19:19-34.
- Laliberté, E. and P. Legendre. 2010. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology* 91:299-305
- Laliberte E., Legendre P. & Shipley B. 2014. FD: Measuring Functional Diversity from Multiple Traits, and Other Tools for Functional Ecology. R Package Version 1.0-12. <http://cran.r-project.org/package=FD>.
- La Sala, Luisina; González Sagrario, Ma De Los Ángeles (2011). Rol del pez *Oligosarcus jenynsii* como organismo enlace entre la trama trófica litoral y pelágica en los lagos someros bonaerenses. (Presentación de poster). Encuentro; VI Encuentro Biólogos en Red; 2011. Mar del Plata, Argentina.
- Layman, C. A., R. B. Langerhans, y K. O. Winemiller. 2005. Body size, not other morphological traits, characterizes cascading effects in fish assemblage composition following commercial netting. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 62:2802-2810.
- Lee, F., Simon, K.S. & Perry, G.L. 2017. Increasing agricultural land use is associated with the spread of an invasive fish (*Gambusia affinis*). *Science of the Total Environment*, 586, 1113-1123.
- Leitão, R., Zuanon, J., Mouillot, D., Leal, C., Hughes, R., Kaufmann, P., Villéger, S., Pompeu, P., Kasper, D., de Paula, F., Ferraz, S. and Gardner, T., 2017. Disentangling the pathways of land use impacts on the functional structure of fish assemblages in Amazon streams. *Ecography*, 41(1), pp.219-232.
- Levi, P.S., Riis, T., Alnøe, A.B., Peipoch, M., Maetzke, K., Bruus, C., Baattrup-Pedersen, A., 2015. Macrophyte

- complexity controls nutrient uptake in lowland streams. *Ecosystems* 18, 914–931.
- Li, Q., Li, Y., Jiang, M., Wang, Y., Xu, D., Chu, L. and Yan, Y., 2021. Effects of low-head dams on fish assemblages in subtropical streams: Context dependence on local habitat and landscape conditions. *Ecological Indicators*, 121, p.107190.
- Lopez, E., Pintos, G., Corral, M. and Rodríguez, A., 2021. Vulnerabilidad Hídrica del Gran Córdoba ante escenarios de sequías y análisis de alternativas de provisión de agua. 1st ed. Revista facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales vol. 8, NO. 1, p.32.
- Lorion, C. and Kennedy, B., 2009. Riparian forest buffers mitigate the effects of deforestation on fish assemblages in tropical headwater streams. *Ecological Applications*, 19(2), pp.468-479.
- Luti, R., M. Galera, N. Muller De Ferreira, N. Berzal, M. Nores, M. Herrera & J. Barrera. 1979. Vegetación. In: Vázquez J., R. Miatello & M. Roque (eds.), *Geografía Física de la provincia de Córdoba*, pp. 297-368. Ed. Boldt, Buenos Aires.
- Magurran, A.E., 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Princeton University Press, New Jersey, 179 pp.
- Maldonado-Ocampo, J., A. Ortega-Lara, J. Usma-Oviedo, G. Galvis, F. Villa-Navarro, L. Vasquez, S. Prada-Pedrerros, y C. Ardila, 2005. *Peces de los Andes de Colombia*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá D.C.
- Marchetti, M. P., Lockwood, J. L., & Light, T. (2006). Effects of urbanization on California's fish diversity: Differentiation, homogenization and the influence of spatial scale. *Biological Conservation*, 127(3), 310–318. doi:10.1016/j.biocon.2005.04.025.
- Mason, N.W.H., Mouillot, D., Lee, W.G., Wilson, B. 2005. Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. *Oikos* 111: 112-118.
- Masson, I., J. Gonzalez Castelain., S. Dubny., N. Othax y F. Peluso. 2017. Aplicación del Índice de Integridad Biotica basado en peces como herramienta de biomonitorio en la cuenca del arroyo del Azul.
- Mazzeo, N.C., Iglesias, C., Teixeira-de Mello, F., Borthagaray, A., Fosalba, C., et al., 2010. Trophic cascade effects of *Hoplias malabaricus* (Characiformes, Erythrinidae) in subtropical lakes food webs: a mesocosm approach. *Hydrobiologia* 644, 325–335.
- McGarigal, K. 2002. Landscape pattern metrics. In A. H. El-Shaarawi and W. W. Piegorsch, eds. *Encyclopedia of Environ metrics*. John Wiley & Sons, Sussex, Inglaterra. Volume 2: 1135-1142.
- McGarigal K, Cushman S.A., Ene. 2012. FRAGSTATS v4: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical and Continuous Maps. Computer Software Program Produced by the Authors at the University of Massachusetts, Amherst. Retrieved from <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>.
- Menni, R., S. E. Gómez y M.F.López Armengol. 1996. Subtle relationships: freshwater fishes and water chemistry in southern South America. *Hidrobiol.* 328: 173-197.
- Menni, R. C. 2004. *Peces y ambientes de la Argentina continental*. Monografías MACN 5, 316 pp.
- Minchin, P. R. (1987) An evaluation of the relative robustness of techniques for ecological ordination. *Vegetatio*, 69, 89-108. <https://doi.org/10.1007/bf00038690>.
- Mirande JM, Koerber S (2015) Checklist of the Freshwater Fishes of Argentina (CLOFFAR). *Ichthyological Contributions of Peces Criollos* 36: 1–68.
- Moi, D. and Teixeira-de-Mello, F., 2022. Cascading impacts of urbanization on multitrophic richness and biomass stock in neotropical streams. *Science of The Total Environment*, 806, p.151398.
- Moi, D.A., Alves, D.C., Antikeira, P.A.P., Thomaz, S.M., Teixeira de Mello, F., et al., 2021a. Ecosystems shift from submerged to floating plants simplifying the food web in a tropical shallow lake. *Ecosystems* 24, 628–639.
- Moore, M. (2015). *Mackay Whitsunday Region Freshwater Fish Community Health Report*.
- Moreno C. 2001. *Métodos para medir la biodiversidad*, Vol. 1. M. & T. –Manuales y Tesis SEA. Zaragoza.
- Moreno, C., Barragán, F., Pineda, E., & Pavón, N. (2011). Reanálisis de la diversidad alfa: alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas. *Revista Mexicana De Biodiversidad*, 82(4). doi: 10.22201/ib.20078706e.2011.4.745.
- Muller Gomiero, L., U. Pereira Souza, F. de Souza Braga. 2007. Reprodução e alimentação de *Rhamdia quelen* (Quoy y Gaimard, 1824) em rios do Núcleo Santa Virgínia, Parque Estadual da Serra do Mar, São Paulo,

- SP. Biota Neotropica, (7) 3: 127-133.
- Naiman, R.J., Decamp, H. & McClain, M.E. 2005. Riparia: Ecology, Conservation and Management of Streamside Communities. Elsevier/Academic Press, San Diego.
- Nho, S., Abdelhamed, H., Paul, D., Park, S., Mauer, M., Karsi, A. and Lawrence, M., 2018. Taxonomic and Functional Metagenomic Profile of Sediment From a Commercial Catfish Pond in Mississippi. *Frontiers in Microbiology*, 9.
- Noy-Meir, I., Mascó, M., Giorgis, M.A., Gurvich, D.E., Perazzolo, D. y Ruiz, G. 2012. Estructura y diversidad de dos fragmentos del bosque de Espinal en Córdoba, un ecosistema amenazado. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 47(1-2), 119-133.
- Oberdorff, T. & R.M. Hughes, 1992. Modification of an Index of Biotic Integrity based on fish assemblages to characterize rivers of Seine Basin, France. *Hydrobiologia* 228: 117–130.
- Pankhurst, N. W. 1989. The relationship of ocular morphology to feeding modes and activity periods in shallow marine teleosts from New Zealand. *Environmental Biology of Fishes* 26:201-211.
- Paracampo, A., Marrochi, N., García, I., Maiztegui, T., Carriquiriborde, P., Bonetto, C. and Mugni, H., 2020. Fish Assemblages in Pampean Streams (Buenos Aires, Argentina): Relationship to Abiotic and Anthropogenic Variables. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 92(2).
- Parker, J., Cao, Y., Sass, G. G., & Epifanio, J. (2018). Large river fish functional diversity responses to improved water quality over a 28 year period. *Ecological Indicators*, 88, 322–331. doi:10.1016/j.ecolind.2018.01.03
- Pouilly, M., F. Lino, J.-G. Bretenoux, y C. Rosales. 2003. Dietary morphological relationships in a fish assemblage of the Bolivian Amazonian floodplain. *Journal of Fish Biology* 62:1137-1158.
- R Core Team. 2015. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna. Available at: <http://www.R-project.org/>.
- R Development Core Team (2018). R: a language and environment for statistical computing. R foundation for statistical computing, Vienna. Recuperado el 20 Enero, 2020 de: Recuperado el 20 Enero, 2020 de: <http://www.R-project.org>.
- RStudio Team (2020). RStudio: Integrated Development for R. RStudio, PBC, Boston, MA URL <http://www.rstudio.com/>.
- Rahel FJ (2007) Biogeographic barriers, connectivity and homogenization of freshwater faunas: it's a small world after all. *Freshwater Biology* 52 (4): 696–710. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2006.01708.x>
- Reis RE, Kullander SO, Ferraris CJ (2003) Checklist of freshwater fishes of South and Central America (CLOFFSCA). Edipucrs, Porto Alegre, 729 pp.
- Reis RE, Albert JS, Di Dario F, Mincarone MM, Petry P, Rocha LA (2016) Fish biodiversity and conservation in South America. *Journal of Fish Biology* 89 (1): 12–47. <https://doi.org/10.1111/jfb.13016>
- Ringuelet RA (1961) Rasgos fundamentales de la Zoogeografía de la Argentina. *Physis* 22 (63): 151–170.
- Ringuelet RA, RH Aramburu & AA de Aramburu (1967) Los peces argentinos de agua dulce. Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires, La Plata. 602 pp.
- Rosso, J.J. 2006. Peces pampeanos: guía y ecología. Buenos Aires, Editorial L.O.L.A.
- Roth, N., Allan, J. and Erickson, D., 1996. Landscape influences on stream biotic integrity assessed at multiple spatial scales. *Landscape Ecology*, 11(3), pp.141-156.
- Santos, L., Benone, N., Soares, B., Barthem, R. and Montag, L., 2019. Trait–environment relationships in Amazon stream fish assemblages. *Ecology of Freshwater Fish*, 28(3), pp.424-433.
- Saunders, D., R. J. Hobbs y C. R. Margules. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conserv. Biol.* 5:18-32.
- Scheffer, M., Bascompte, J., Brock, W. et al. Early-warning signals for critical transitions. *Nature* 461, 53–59 (2009). <https://doi.org/10.1038/nature08227>.
- Schneider, C. A., Rasband, W. S., & Eliceiri, K. W. 2012. NIH Image to ImageJ: 25 years of image analysis. *Nature methods*, 9(7), 671–675. <https://doi.org/10.1038/nmeth.2089>.
- Schweiger, O., Musche, M., Bailey, D., Billeter, R., Diekötter, T., Hendrickx, F., Herzog, F., Liira, J., Maelfait, J., Speelmans, M. and Dziöck, F., 2006. Functional richness of local hoverfly communities (Diptera, Syrphidae) in response to land use across temperate Europe. *Oikos*, 116(3), pp.461-472.
- Silva, D.S., Gonçalves, B., Rodrigues, C.C., Dias, F.C., Trigueiro, N.S.S., et al., 2021. A multibiomarker

- approach in the caged neotropical fish to assess the environment health in a river of central Brazilian Cerrado. *Sci. Total Environ.* 141632.
- Tilman, D., Fargione, J., Wolff, B., D'Antonio, C., Dobson, A., Howarth, R., Swackhamer, D. (2001). Forecasting agriculturally driven global environmental change. *Science*, 292, 284–284.
- Teichert N, Lepage M, Lobry J. 2018. Beyond classic ecological assessment: The use of functional indices to indicate fish assemblages sensitivity to human disturbance in estuaries. *Sci Total Environ.* Epub 2018 May 26. PMID: 29800840.
- Terborgh, J. W. (2015). Toward a trophic theory of species diversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 112(37), 11415-11422.
- Teresa, F. and Casatti, L., 2012. Influence of forest cover and mesohabitat types on functional and taxonomic diversity of fish communities in Neotropical lowland streams. *Ecology of Freshwater Fish*, 21(3), pp.433-442.
- Teresa, F. and Casatti, L., 2017. Trait-based metrics as bioindicators: Responses of stream fish assemblages to a gradient of environmental degradation. *Ecological Indicators*, 75, pp.249-258.
- Teresa, F.B. & Casatti, L. 2010. Importancia da vegetação riparia em regioa intensamente desmatada no sudeste do Brasil: um estudo com peixes de riacho. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences* 5: 444–453
- Tran, C., Bode, R., Smith, A. and Kleppel, G., 2010. Land-use proximity as a basis for assessing stream water quality in New York State (USA). *Ecological Indicators*, 10 (3), 727–733.
- Valdés, M., Amé, M., Bistoni, M. and Wunderlin, D., 2014. Occurrence and bioaccumulation of pharmaceuticals in a fish species inhabiting the Suquía River basin (Córdoba, Argentina). *Science of The Total Environment*, 472, pp.389-396.
- Verzino, G., Joseau, J., Dorado, M., Gellert, E., Rodríguez Reartes, S. and Nóbile, R., 2016. Impacto de los incendios sobre la diversidad vegetal, Sierras de Córdoba, Argentina. *Ecología Aplicada*, 4(1-2), p.25.
- Villéger, S., Miranda, J.R., Hernández, D.F., Mouillot, D. 2010. Contrasting changes in taxonomic vs. functional diversity of tropical fish communities after habitat degradation. *Ecological Applications* 20: 1512-1522.
- Villéger, S., Mason, N. and Mouillot, D., 2008. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology*, 89(8), pp.2290-2301.
- Violle, C., Navas, M. L., Vile, D., Kazakou, E., Fortunel, C., Hummel, I. & Garnier, E., 2007. Let the concept of trait be functional. *Oikos*, 116: 882–892.
- Watson, D. J., y E. K. Balon. 1984. Ecomorphological analysis of fish taxocenes in rainforest streams of northern Borneo. *Journal of Fish Biology* 25:371-384.
- Willis, S. C., K. O. Winemiller, y H. Lopez-Fernandez. 2005. Habitat structural complexity and morphological diversity of fish assemblages in a Neotropical floodplain river. *Oecologia* 142:284-295.
- Winemiller, K.O., 1989. Patterns of variation in life history among South American fishes in seasonal environments. *Oecologia* 81, 225–241.
- Winemiller, K. O. 1991. Ecomorphological diversification in lowland freshwater fish assemblages from five biotic regions. *Ecological Monographs* 61:343-365
- Whittaker. R. H., 1965. Dominance and diversity in land plant communities. *Science* 147,250-260.
- Zamudio J.E., E.E.Herrera-Collazos, J.A. Maldonado-Ocampo, et al. 2015. Protocolo para la medición de rasgos funcionales en peces dulceacuícolas, in: B. Salgado-Negret (Ed.), *La Ecología funcional como aproximación al estudio, manejo y conservación de la biodiversidad: protocolos y aplicaciones.* Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAvH), pp. 180-212.
- Zak, M.R., Cabido, M., 2002. Spatial patterns of the Chaco vegetation of central Argentina: integration of remote sensing and phytosociology. *Appl. Veg. Sci.* 5, 213–226.
- Zhang, Y., Bi, Z., Zhang, X. and Yu, Y., 2019. Influence of Landscape Pattern Changes on Runoff and Sediment in the Dali River Watershed on the Loess Plateau of China. *Land*, 8(12), p.180.
- Zeballos, S.R., Tecco, P.A., Cabido, M. y Gurvich, D.E. 2014. Composición de especies leñosas en comunidades invadidas en montañas del centro de Argentina: su relación con factores ambientales locales. *Revista de Biología Tropical*, 62(4), 1673-1681.

7. ANEXOS

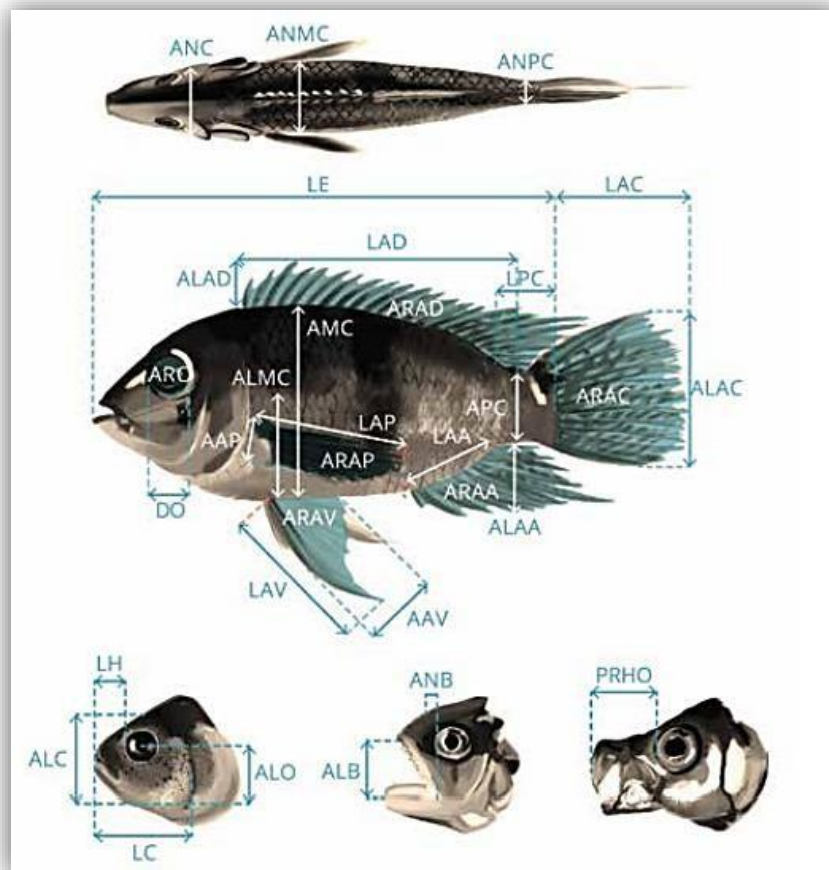
Anexo 1. Coordenadas geográficas (grados decimales) de los sitios relevados en las Sierras Chicas de Córdoba (cuena del río Primero (n=36), Segundo (n=13), Tercero (n=13) y cuencas del Norte (n=19); total de sitios muestreados=81 sitios).

<i>Sitio</i>	<i>Latitud</i>	<i>Longitud</i>	<i>Cuenca</i>
Cuesta Blanca	-31,483	-64,576	Río Primero
Huerta Grande	-31,084	-64,501	
La Calera	-31,352	-64,35	
Molinari	-31,192	-64,477	
Post Río Ceballos	-31,185	-64,316	
Post Unquillo	-31,241	-64,304	
Post VA	-31,304	-64,304	
Pre Cosquín	-31,23	-64,473	
Pre Río Ceballos	-31,148	-64,337	
Pre Villa Allende	-31,26	-64,3	
SA Arredondo	-31,481	-64,528	
Saldan	-31,319	-64,327	
SN26 R. Chorrillos	-31,39	-64,638	
SN11 Vado Tanti	-31,354	-64,596	
SN13 Pajaritos	-31,299	-64,58	
SN18 Las Mojarras	-31,338	-64,491	
SN19 Ayo. Chorrillos	-31,399	-64,509	
SN20 SC Lago	-31,395	-64,541	
SN21	-31,15	-64,509	
SN22 Piedras Grandes	-31,09	-64,533	
SN23 Tarea	-31,079	-64,53	
SN29 Ayo. Vaquerías	-31,113	-64,453	
SN3 Fantasio	-31,433	-64,512	
SN30 San Fernando	-31,276	-64,349	
SN31 Los Quebrachitos	-31,194	-64,364	
SN32 Hornillos	-31,153	-64,353	
SN33 Colanchanga	-31,14	-64,361	
SN5 Jarillas2	-31,48	-64,533	
SN6 Jarillas1	-31,558	-64,562	
SN7 Tala Huasi	-31,464	-64,569	
SN9 Flor Serrana	-31,388	-64,602	
Va. Bustos	-31,27	-64,456	
Va. Caeiro	-31,296	-64,46	
Va. Giardino	-31,062	-64,513	
Valle Hermoso	-31,119	-64,491	
Yuspe	-31,239	-64,52	
Agua de Oro	-31,069	-64,308	Del Norte
Ascochinga	-30,956	-64,278	








Ayo. Calabalumba	-30,853	-64,523	
Ayo. Chillorco	-30,885	-64,344	
Ayo. Grande	-30,69	-64,316	
Candongga	-31,082	-64,343	
Dique El Cajón	-30,852	-64,549	
Estancita2	-31,108	-64,358	
Jesus María	-30,979	-64,106	
La Granja	-31,014	-64,28	
Rio Los Sauces	-30,742	-64,279	
Rio Pinto	-30,794	-64,222	
Rio Quilpo	-30,813	-64,655	
Salispuedes	-31,13	-64,32	
San Marcos	-30,78	-64,639	
SN17 Cuchi Corral	-30,962	-64,598	
SN34 Estancita1	-31,118	-64,327	
Sta. Catalina	-30,864	-64,225	
Sta. Sabina	-30,855	-64,297	
Anisacate	-31,724	-64,4	Río Segundo
El Diquecito	-31,73	-64,447	
Golpe de Agua	-31,841	-64,604	
La Isla	-31,708	-64,488	
La Suela	-31,646	-64,587	
Los Molinos	-31,84	-64,381	
Los Ocantos	-32,006	-64,417	
Los Quebrachos	-31,768	-64,476	
Los Reartes	-31,927	-64,578	
Pozo de Tala	-31,614	-64,495	
Rio del Medio	-31,881	-64,569	
San Pedro	-31,755	-64,627	
Segundo Paredón	-31,652	-64,491	
Segunda Usina	-32,165	-64,38	Río Tercero
Amboy	-32,174	-64,579	
Río de los Sauces	-32,54	-64,618	
Ayo. Los Cóndores	-32,217	-64,318	
Ayo. Vilchez	-32,137	-64,444	
Calmayo	-32,045	-64,459	
La Cruz	-32,301	-64,474	
Las Bajadas	-32,097	-64,334	
Las Guindas	-32,573	-64,679	
Quillinzo	-32,273	-64,526	
Rio Grande	-32,213	-64,736	
Romero	-32,581	-64,72	
SR de Calamuchita	-32,154	-64,513	









Anexo 2. Representación gráfica extraída de Zamudio *et al.* 2015 con los rasgos morfométricos medidos. Con (*) se indican los rasgos considerados en la matriz de rasgos funcionales.







a. *Vista dorsal*: ancho de la cabeza –ANC–, ancho máximo del cuerpo –ANMC*– y ancho del pedúnculo caudal –ANPC*–. b. *Vista lateral*: altura de la aleta pectoral –AAP–, altura de la aleta pélvica –AAV–, altura de la aleta anal –ALAA–, altura de la aleta caudal –ALAC–, altura de la aleta dorsal –ALAD–, altura de la línea media del cuerpo –ALMC–, altura máxima del cuerpo –AMC*–, altura del pedúnculo caudal –APC*–, área de la aleta anal –ARAA–, área de la aleta caudal –ARAC–, área de la aleta dorsal –ARAD*–, área de la aleta pectoral –ARAP*–, área de la aleta pélvica –ARAV–, área del ojo –ARO*–, diámetro del ojo –DO–, longitud de la aleta anal –LAA–, longitud de la aleta caudal –LAC–, longitud de la aleta dorsal –LAD–, longitud de la aleta pectoral –LAP–, longitud de la aleta pélvica –LAV–, longitud estándar –LE*–, longitud del pedúnculo caudal –LPC*–. c. *Vista lateral de la cabeza con la boca cerrada*: altura de la cabeza –ALC*–, altura del ojo –ALO*–, longitud de la cabeza –LC*– y longitud del hocico –LH–. d. *Vista lateral de la cabeza con la boca abierta*: abertura de la boca –ALB*– y el ancho de la boca –ANB*–. e. *Vista lateral de la cabeza con el hocico extendido*: protrusión del hocico –PRHO–.



Anexo 3. Especies recolectadas en 81 sitios de las Sierras Chicas de Córdoba durante las estaciones hidrológicas secas de los años 2018 y 2019.

<i>Orden</i>	<i>Familia</i>	<i>Imagen representativa de cada especie</i>	<i>Especie</i>	<i>Nombre vulgar</i>	<i>Cuenca</i>			
					<i>Primero</i>	<i>Segundo</i>	<i>Tercero</i>	<i>Norte</i>
Characiformes	Characidae		Oligosarcus jenynsii (Günther, 1864)	Dentado, dientado, mojarrón	15	22	3	9
			Bryconamericus iheringii (Boulenger, 1887)	Mojarra, mojarra fina	184	137	30	151
			Psalidodon sp		233	164	78	118
			Cheirodon interruptus (Jenyns, 1842)	Mojarrita, colita negra	302	36	146	1
			Cheirodon ibicuiensis * (Eigenmann, 1915)	Mojarrita, mojarra	12	0	0	0
	Erythrinidae		Hoplias argentinensis (Rosso, González-Castro, Bogan, Cardoso, Mabragaña, Delpiani y Díaz de Astarloa, 2018)	Tararira	13	0	0	3
	Callichthyidae		Corydoras paleatus (Jenyns, 1842)	Amarillito, corydora, tachuela, limpia fondo	55	13	0	0

Siluriformes	Loricariidae		Hypostomus cordovae (Günther, 1880)		142	17	35	132
			Rineloricaria catamarcensis (Berg, 1895)	Vieja del agua	86	5	1	3
	Heptapteridae		Rhamdia quelen (Quoy y Gaimard, 1824)	Bagre sapo, bagre negro, bagre lagunero	12	1	7	0
			Pimelodella laticeps (Eigenmann, 1917)	Bagre cantor, quitasueño	10	4	12	3
	Trichomycteridae		Trichomycterus corduensis (Weyenbergh, 1879)	Bagrecito serrano, bagrecito del torrente	98	0	0	309
			Trichomycterus alterus (Marini, Nichols y La Monte, 1933)	Bagrecito serrano, bagre del torrente	43	0	0	0
			Trichomycterus barbouri (Eigenmann, 1911)	Bagre serrano	0	5	3	0
	Heptapteridae		Heptapterus mustelinus (Valenciennes, 1840)	Bagre anguila, bagre, yusca	0	142	138	0

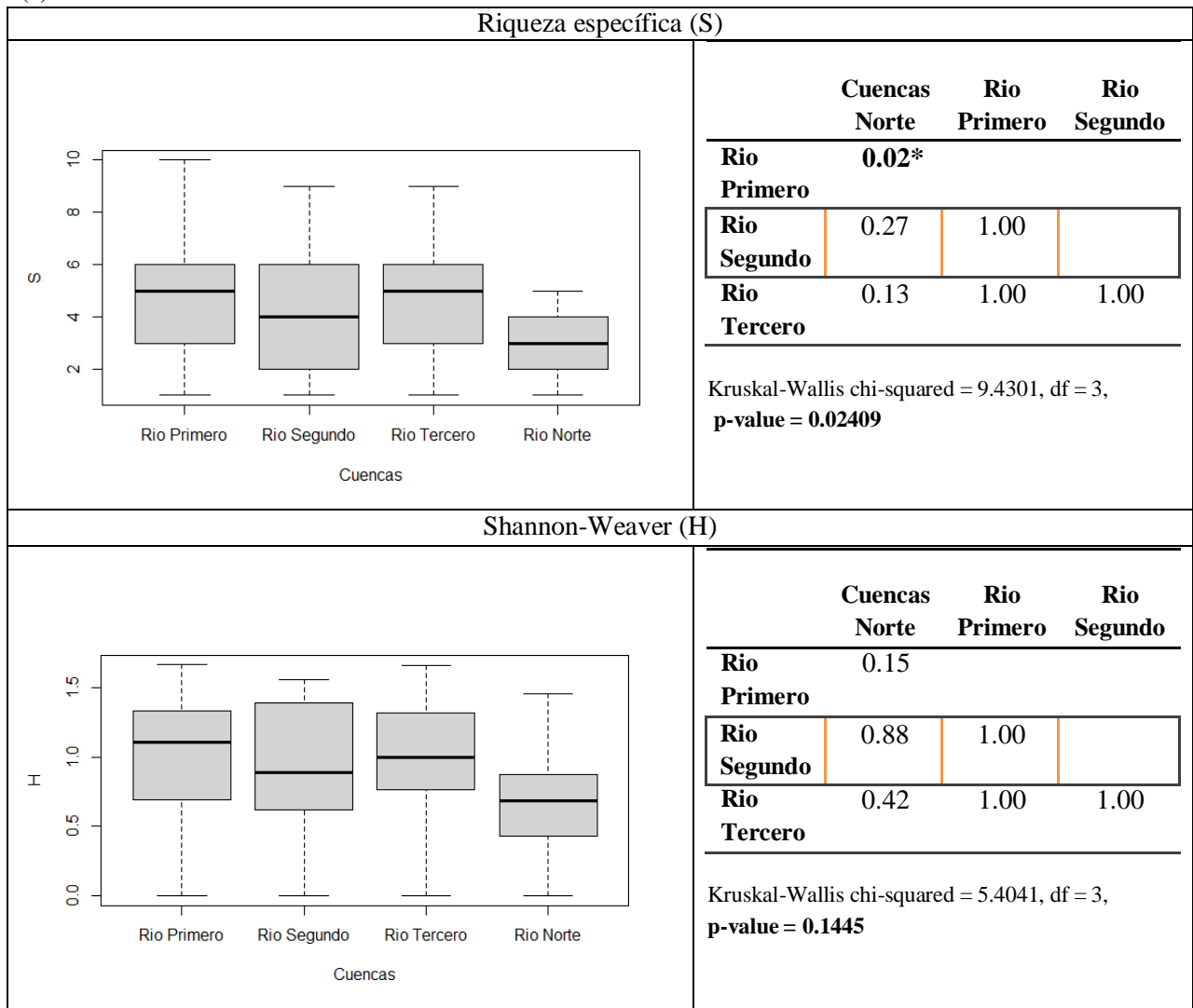
Cyprinodontiformes	Anablepidae		Jenynsia lineata (Jenyns, 1842)	Madrecita	770	429	198	1449
	Poeciliidae		Cnesterodon desemmaculatus (Jenyns, 1842)		293	7	6	43
			Gambusia affinis * (Baird y Girard, 1854)	Orillero	153	0	0	0
Anguiliformes	Synbranchidae		Synbranchus marmoratus (Bloch, 1795)	Anguila, anguila criolla	5	2	3	1
Cichliformes	Cichlidae		Australoheros facetum (Jenyns, 1842)	Palometa	11	2	8	0
Salmoniformes	Salmonidae		Oncorhynchus mykiss * (Walbaum, 1792)	Trucha arcoiris	0	0	0	13

Las especies señaladas con (*) corresponden a registros de peces introducidos de la provincia de Córdoba.

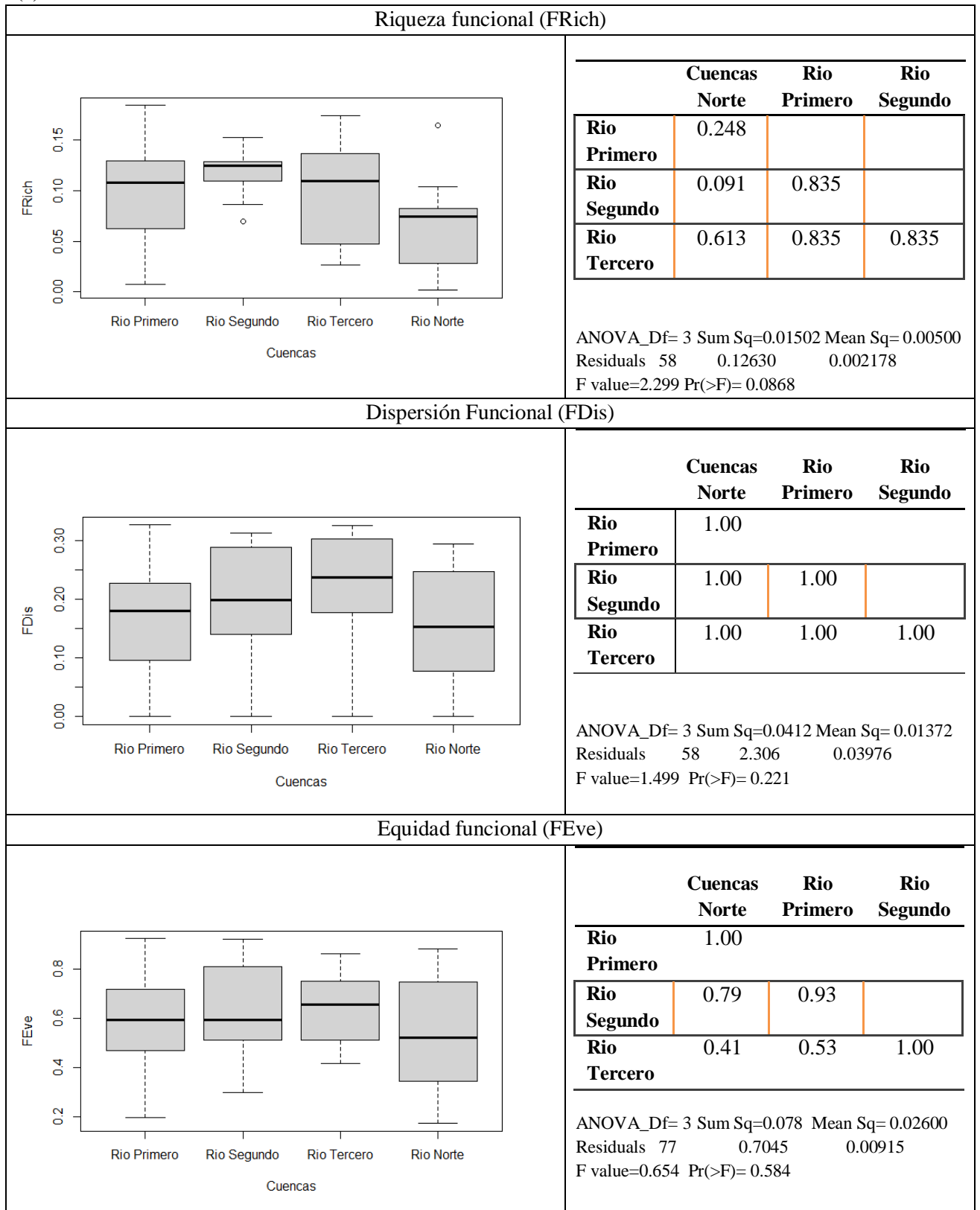
Anexo 4. Diferencias en los índices taxonómicos y funcionales entre la cuenca del río Primero (n=36), Segundo (n=13), Tercero (n=13) y cuencas del Norte (n=19): **(a)** índices taxonómicos: Riqueza específica (S) y Shannon-Weaver (H) **(b)** índices funcionales: Riqueza funcional (FRich), Dispersión Funcional (FDis) y Equidad funcional (FEve).

Comparaciones por pares entre cuencas utilizando la prueba de suma de rangos de Wilcoxon con corrección de continuidad para cada uno de los índices (Significancia: *p<0.05).

(a)



(b)



Anexo 5. Matriz de rasgos funcionales elaborada para calcular los índices funcionales; riqueza (FRich), equidad (FEve) y dispersión (FDis).

Especie	est_reprod	grem_trofico	posic_col	pref_sust (1)	tipo_corr	pos_boca	Tamaño corporal (2)	IC	ARCa	AnRB	AReO	PO	LRpd	ICpd	ARP	ARD
A. facetum	equilibrio	omnivoros	pelagica	roc y veg	lentas	terminal	grande	2.2602	0.6252	0.5350	0.3583	0.6458	0.0949	5.0796	1.7602	0.0432
B. iheringii	oportunista	omnivoros	pelagica	roc y veg	rapidos	terminal	mediana	2.1693	0.6051	0.6459	0.3843	0.5423	0.1123	2.6824	0.5782	0.0171
C. desenmaculatus	oportunista	omnivoros	pelagica	veg	lentas	superior	Mchica	1.6696	0.7314	0.5202	0.3721	0.4763	0.2949	2.4697	0.1893	0.0100
C. ibicuhien	oportunista	omnivoros	pelagica	grav are y veg	lentas	terminal	Mchica	2.6870	0.4925	0.6984	0.3759	0.5680	0.1482	3.9970	0.2943	0.0161
C. interruptus	oportunista	omnivoros	pelagica	grav are y veg	lentas	terminal	chica	2.1450	0.6600	0.5031	0.4268	0.5183	0.1584	3.0702	0.3118	0.0184
C. paleatus	oportunista	omnivoros	pelagica	grav y veg	lentas	subtermi	chica	1.3020	0.7664	0.2563	0.2874	0.6470	0.1443	2.1767	0.9635	0.0208
G. affinis	oportunista	omnivoros	pelagica	grav y veg	lentas	superior	Mchica	1.4788	0.7340	0.5193	0.4132	0.4711	0.2978	2.2971	0.3916	0.0118
H. argentinensis	equilibrio	piscivoro	pelagica	veg	lentas	terminal	Mgrande	1.7693	0.7305	0.9735	0.1930	0.5736	0.1291	5.1708	1.0617	0.0124
H. cordovae	equilibrio	omnivoros	bentonica	grav are y fang	lentas	ventral	Mgrande	0.7355	0.9531	0.6120	0.1229	0.7662	0.3460	1.9511	2.2229	0.0230
H. mustelinus	estacional	insectivoro	bentonica	grav	rapidos	terminal	grande	0.8367	0.9763	0.7513	0.1366	0.7547	0.0873	3.0523	0.3605	0.0124
J. lineata	oportunista	omnivoros	pelagica	grav y veg	lentas	superior	chica	1.4165	0.6913	0.4463	0.3127	0.5718	0.2268	2.6607	0.6287	0.0077
O. jenynsii	estacional	zoof_gralista	pelagica	AL	lentas	terminal	grande	2.1191	0.6848	0.6414	0.2980	0.6012	0.0913	2.1656	1.3298	0.0136
O. mykiss	estacional	zoof_gralista	pelagica	roc y AL	lentas	terminal	Mgrande	2.0327	0.5871	0.7326	0.2701	0.5990	0.0982	2.8262	0.7306	0.0010
P. laticeps	estacional	omnivoros	bentonica	grav y veg	lentas	subtermi	mediana	1.2173	0.8154	0.5307	0.2216	0.5697	0.1179	4.2697	0.7898	0.0145
Psalidodon sp.	oportunista	omnivoros	pelagica	veg	rapidos y lentas	terminal	mediana	2.4562	0.6459	0.7694	0.3906	0.5097	0.0904	2.4773	0.4792	0.0180
R. catamarcensis	equilibrio	omnivoros	bentonica	grav are y fang	lentas	ventral	mediana	0.6789	0.9404	0.1969	0.1521	0.6944	0.4857	0.6519	0.8823	0.0012
R. quelen	estacional	zoof_gralista	bentonica	roc fang veg	lentas	terminal	Mgrande	0.9818	0.8420	0.8024	0.1388	0.6552	0.1899	3.7023	3.0078	0.0019
S. marmoratus	equilibrio	zoof_gralista	bentonica	fang	lentas	terminal	Mgrande	1.0931	0.7956	0.8505	0.1055	0.5560				
T. alterus	oportunista	insectivoro	bentonica	grav y are	rapidos	subtermi	chica	1.8626	0.5400	0.6235	0.1148	0.8198	0.2095	3.1501	0.7327	0.0097
T. barbouri	oportunista	omnivoros	bentonica	grav y are	rapidos	subtermi	mediana	1.1717	0.8565	0.9792	0.1101	0.7879	0.1383	2.9386	0.7340	0.0084
T. corduensis	oportunista	insectivoro	bentonica	roc grav y are	rapidos	subtermi	mediana	1.3898	0.8039	0.7671	0.1385	0.6877	0.1795	4.3401	0.4665	0.0072

(1) Pref_sust: Roc: Roca/ Veg: Vegetación/ Grav: Grava/ AL: Aguas Libres / Are: Aronoso/ Fang: Fangoso

(2) Tamaño corporal: Mchica: Mediano-chico/ Mgrande: Mediano-grande

Anexo 6. Análisis de componentes principales (PCA) para visualizar el agrupamiento de las especies en grupos funcionales.

