



Aplicación del modelo Size-Spectrum para evaluar la integridad ecológica de la comunidad íctica en tres cuerpos de agua de Villeta, Colombia.

Estudiante:

Mayra Camila Guerrero Lizarazo
Trabajo de Grado (Proyecto de investigación)

Director:

Fabian Moreno
MSc: Gestión Ambiente Sostenible
Cargo: Profesor de cátedra
Universidad Santo Tomas
Sede: Bogotá

Codirector:

Mario Monroy
PhD: Biodiversidad
Cargo: Profesor asistente
Universidad Nacional de Colombia
Sede Bogotá

Universidad Santo Tomas
Facultad de Ciencias Ambientales
Especialización Gestión Integral de Cuencas Hidrográficas
Modalidad Virtual
Bogotá
2026

Tabla de contenido

1	Introducción	5
2	Definición del problema.....	6
3	Justificación	7
4	Objetivos.....	8
4.1	General.....	8
4.2	Específicos	8
5	Marco teórico	9
5.1	Size-Spectrum	9
5.2	Antecedentes y estado del arte.....	14
6	Metodología	16
6.1	Área de estudio.....	16
6.2	Trabajo de campo	17
6.3	Análisis numéricos.....	18
6.4	Size-Spectrum	18
7	Resultados.....	19
7.1	Ambiente fisicoquímico de los cuerpos de agua	19
7.2	Composición de la comunidad íctica en la Quebrada Santibáñez, el Río Namay y la Quebrada Cune.	23
7.3	Datos morfométricos de los peces de la Quebrada Santibáñez, el Río Namay y la Quebrada Cune.....	24
7.4	Size-Spectrum de las comunidades ícticas en la Quebrada Santibáñez, el Río Namay y la Quebrada Cune.	27
8	Discusión	40
8.1	Composición de la comunidad íctica.....	40
8.2	Datos morfométricos.....	41
8.3	Size-Spectrum como herramienta de biomonitoreo	42
9	Conclusión	47
10	Referencias.....	48

Lista de Figuras

Figura 1. Ubicación de los puntos de monitoreo en Villeta, Colombia.	17
Figura 2. Punto de monitoreo en la Quebrada Santibáñez.....	20
Figura 3. Punto de monitoreo en el Río Namay	21
Figura 4. Punto de monitoreo en la Quebrada Cune.....	22
Figura 5. Box-plots comparativos entre sitios de muestreo de las medidas morfométricas. A: Longitud estándar. B: Longitud Total. C: Peso	25
Figura 6. Frecuencia de peso por especie en la Quebrada Santibáñez. A: A. magdalenensis. B: A. homodon. C: C. thomsoni. D: C. affinis. E: H. yacopiae. F: T. ferreri.	27
Figura 7. Frecuencia de peso por especie en el Río Namay. A: A. magdalenensis. B: C. thomsoni. C: C. affinis. D: P. macrocephala. E: S. leightoni. F: T. ferreri.....	28
Figura 8. Frecuencia de peso por especie en la Quebrada Cune. A: C. thomsoni. B: C. affinis. C: P. macrocephala. D: T. ferreri.	29
Figura 9. Frecuencia de la longitud estándar por especie en la Quebrada Santibáñez. A: A. magdalenensis. B: A. homodon. C: C. thomsoni. D: C. affinis. E: H. yacopiae. F: T. ferreri.	30
Figura 10. Frecuencia de la longitud estándar por especie en el Río Namay. A: A. magdalenensis. B: C. thomsoni. C: C. affinis. D: P. macrocephala. E: S. leightoni. F: T. ferreri.	31
Figura 11. Frecuencia de la longitud estándar por especie en la Quebrada Cune. A: C. thomsoni. B: C. affinis. C: P. macrocephala. D: T. ferreri.	32
Figura 12. Frecuencia de la longitud total por especie en la Quebrada Santibáñez. A: A. magdalenensis. B: A. homodon. C: C. thomsoni. D: C. affinis. E: H. yacopiae. F: T. ferreri.	33
Figura 13. Frecuencia de la longitud total por especie en el Río Namay. A: A. magdalenensis. B: C. thomsoni. C: C. affinis. D: P. macrocephala. E: S. leightoni. F: T. ferreri.	34
Figura 14. Frecuencia de la longitud total por especie en la Quebrada Cune. A: C. thomsoni. B: C. affinis. C: P. macrocephala. D: T. ferreri.	35
Figura 15. Frecuencia de peso por lugar. A: Quebrada Santibáñez. B: Río Namay. C: Quebrada Cune	36
Figura 16. Frecuencia de la longitud estándar por lugar. A: Quebrada Santibáñez. B: Río Namay. C: Quebrada Cune.....	37
Figura 17. Frecuencia de la longitud total por lugar. A: Quebrada Santibáñez. B: Río Namay. C: Quebrada Cune.....	38
Figura 18. Size-spectrum. A: Peso. B: Longitud estándar. C: Longitud total.....	39

Lista de Tablas

Tabla 1. Ubicación puntos de monitoreo	16
Tabla 2. Parámetros fisicoquímicos	22
Tabla 3. Composición taxonómica y abundancia de peces.	23
Tabla 4. Índices de diversidad.....	23
Tabla 5. Prueba global de Kruskal-Wallis para comparar las diferencias morfométricas entre la Quebrada Santibáñez, el Río Namay y la Quebrada Cune.	26
Tabla 6. Prueba post-hoc de Dunn (valor p ajustado por Bonferroni, k = 3 comparaciones) para las diferencias morfométricas entre los tres cuerpos de agua.....	26

Lista de Anexos

Anexo 1: Formatos de campo

Anexo 2: Descripción de especies reportadas

Anexo 3: Datos morfométricos de los análisis estadísticos

1 Introducción

El deterioro de los ecosistemas acuáticos es uno de los desafíos ambientales más urgentes a escala global. Los ríos y quebradas concentran una fracción desproporcionada de la biodiversidad del planeta y, al mismo tiempo, figuran entre los ecosistemas más amenazados por la contaminación, la alteración del régimen hidrológico, la pérdida de hábitat y la introducción de especies (Dudgeon et al., 2006; Reid et al., 2019). Frente a esta situación, la evaluación de la integridad ecológica, entendida como la capacidad de un ecosistema de sostener una comunidad de organismos comparable, en composición, diversidad y organización funcional, a la de los hábitats naturales de la región (Karr, 1981), se ha consolidado como una herramienta para el diagnóstico ambiental y la toma de decisiones de gestión (Roldán Pérez & Ramírez Restrepo, 2008).

Colombia es un país caracterizado por una gran diversidad de ecosistemas acuáticos, la evaluación de la integridad ecológica en estos ambientes se ha apoyado principalmente en el uso de índices bióticos basados en macroinvertebrados, como el BMWP/Col (Álvarez, 2005; Roldán, 2003), así como en índices de comunidades ícticas adaptados del Index of Biotic Integrity (IBI) de Karr (1981). Estos índices, recomendados por la normativa nacional para el monitoreo de aguas continentales (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2021), requieren la identificación taxonómica, a nivel de familia o de especie, de los organismos, lo que exige un conocimiento especializado de las comunidades hidrobiológicas y dificulta su aplicación generalizada en todo el territorio, particularmente en regiones con alta diversidad íctica y escaso inventario taxonómico. Cabe precisar que, si bien existen algunas adaptaciones del IBI para comunidades de peces en el país, ninguno de los índices oficialmente autorizados para el licenciamiento ambiental en Colombia se basa exclusivamente en la ictiofauna (todos emplean macroinvertebrados u otros grupos), lo que deja un vacío metodológico que respalda la exploración de enfoques ícticos y ataxonómicos, como es el caso de la metodología Size-Spectrum.

El modelo Size-Spectrum, propuesto inicialmente por Sheldon et al. (1972) y formalizado por Kerr (1974), es una alternativa metodológica que ha cobrado relevancia a nivel internacional. Este enfoque describe la relación lineal (en escala logarítmica) entre la abundancia de los organismos de una comunidad acuática y su talla corporal, lo que refleja propiedades emergentes como la capacidad de carga del ecosistema, las interacciones depredador-presa y los flujos de energía entre niveles tróficos (Edwards et al., 2017; Sprules & Barth, 2016). Al prescindir de la identificación taxonómica y limitarse a mediciones morfométricas, el Size-Spectrum constituye una herramienta especialmente útil en contextos con escasa de información taxonómica.

En Colombia, la aplicación del enfoque Size-Spectrum a comunidades ícticas se ha limitado al ámbito marino. Gómez-Canchong et al. (2011) caracterizaron la estructura de tamaños de los ensamblajes de peces demersales en el Caribe colombiano y evidenciaron alteraciones asociadas a la presión pesquera. Más recientemente Páramo & Pérez (2024) emplearon indicadores basados en la talla para evaluar el estado de las poblaciones de la misma región. No obstante, hasta la fecha no se han reportado estudios que apliquen el modelo Size-Spectrum a comunidades ícticas de aguas continentales colombianas, lo que constituye un vacío de conocimiento relevante dada la extensión y diversidad de la red hídrica del país y la creciente presión antrópica sobre estos cuerpos de agua.

Por esta razón, el objetivo del presente estudio fue evaluar la integridad ecológica de las comunidades ícticas en la Quebrada Santibáñez, el Río Namay y la Quebrada Cune, con

el fin de analizar la sensibilidad del modelo Size-Spectrum como herramienta para apoyar la toma de decisiones de gestión.

Las comunidades ícticas se consideran bioindicadores eficaces de la integridad ecológica en los ecosistemas acuáticos. Una especie bioindicadora es aquella cuya presencia, abundancia o condición fisiológica refleja de manera consistente y medible, el estado ambiental del hábitat en el que se encuentra (Markert et al., 2003; Siddig et al., 2016). Si bien no todos los peces cumplen con este criterio (como las especies de posiciones tróficas basales o con amplia tolerancia ambiental que suelen responder de forma menos específica a las perturbaciones), diversos grupos ícticos, particularmente los depredadores tope y las especies de mayor longevidad, integran los efectos acumulativos de los contaminantes y las alteraciones del hábitat a lo largo de la red trófica, lo que los convierte en indicadores sensibles de la calidad ecosistémica (Jennings, 2005; Whitfield & Elliott, 2002). La estructura trófica y las tallas de una comunidad íctica pueden verse afectadas por presiones antrópicas o ambientales; identificar estas alteraciones permite conocer el estado ecológico de un ecosistema y, a partir de allí, orientar estrategias de conservación y planes de manejo para recuperar de la integridad ecológica, con un uso sostenible de los recursos ícticos e hídricos.

2 Definición del problema

El monitoreo continuo de la integridad ecológica de los cuerpos de agua en Colombia enfrenta una limitación operativa de fondo: los índices bióticos convencionales (como el Índice Biológico BMWP/Col, el Índice Biótico Andino, el Índice de Tolerancia Mínima de Macroinvertebrados para la Sabana de Bogotá y el Índice de Calidad Ecológica con Base en Macroinvertebrados Acuáticos para la cuenca del río Negro) exigen la identificación taxonómica de las comunidades hidrobiológicas, lo que obliga a contar con personal especializado en cada grupo evaluado (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2021; Roldán Pérez & Ramírez Restrepo, 2008). Este requerimiento eleva los costos de los programas de monitoreo, restringe su frecuencia y concentra su aplicación en unas pocas cuencas prioritarias, dejando por fuera una gran cantidad de cuerpos de agua, en particular, aquellos de menor escala, pero igualmente expuestos a presiones antrópicas (Marín et al., 2023). En un país con una elevada cantidad de sistemas fluviales y una alta diversidad de peces dulceacuícolas distribuidos en cinco grandes vertientes (Maldonado-Ocampo et al., 2005), la disponibilidad de expertos taxonómicos y el presupuesto destinado no alcanzan a cubrir la demanda de diagnóstico ambiental real que requieren las autoridades ambientales y los instrumentos de gestión del recurso hídrico. A esta limitación se suma que ninguno de los índices autorizados evalúa directamente la comunidad íctica (todos se basan en macroinvertebrados u otros grupos), por lo que el país carece de un indicador oficial basado en peces para el licenciamiento ambiental.

Frente a esta limitación, el modelo Size-Spectrum se perfila como una alternativa atractiva, propuesto que describe la relación entre la abundancia de individuos y su talla corporal (Kerr, 1974; Sheldon et al., 1972) como un reflejo de la salud del ecosistema. Su aplicación requiere tomar medidas corporales (como peso, longitud total o longitud estándar) de los organismos capturados y es ataxonómico, por lo que su levantamiento en campo puede realizarse con personal técnico capacitado en medición morfométrica, sin demandar necesariamente personal especializado (Edwards et al., 2017; Jennings et al., 2001). Esto abre la posibilidad de emplearlo como herramienta de alerta temprana, capaz de señalar desviaciones en la estructura de la comunidad íctica que sugieran un deterioro de la

integridad ecológica (Pope et al., 2006; Sprules & Barth, 2016), y orientar así la intervención focalizada de especialistas donde efectivamente se requiera. Sin embargo, en Colombia su aplicación se ha restringido a ecosistemas marinos (Gómez-Canchong et al., 2011; Paramo & Pérez, 2024), por lo que se desconoce su sensibilidad para diferenciar los estados de las comunidades ícticas en aguas continentales del país.

En este contexto, el presente trabajo constituye un primer acercamiento orientado a responder la siguiente pregunta: ¿cuál es la sensibilidad del modelo Size-Spectrum para diferenciar la estructura de las comunidades ícticas entre cuerpos de agua sometidos a distintas condiciones ambientales, de modo que pueda emplearse como herramienta de alerta temprana en el monitoreo del recurso hídrico en Colombia? Para abordarla, se evaluaron tres cuerpos de agua en el municipio de Villeta (Cundinamarca): la Quebrada Santibáñez, el Río Namay y la Quebrada Cune, como sistemas de estudio representativos de ríos andinos de media montaña sometidos a presiones antrópicas contrastantes. El estudio es viable en términos técnicos y logísticos, al apoyarse en equipos y metodologías estándar de campo.

3 Justificación

En la actualidad Colombia cuenta con nueve índices bióticos autorizados por el Instituto von Humboldt y reconocidos por el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible para la evaluación de ecosistemas acuáticos (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2021). Sin embargo, estos índices presentan limitaciones significativas que restringen su aplicabilidad a nivel nacional. En primer lugar, la mayoría de estos métodos requieren una identificación taxonómica detallada de las comunidades hidrobiológicas evaluadas, lo cual implica la participación de personal altamente especializado y costos elevados (Roldán Pérez & Ramírez Restrepo, 2008). En segundo lugar, varios de estos índices son adaptaciones de metodologías desarrolladas para ecosistemas templados, como el Índice Biológico BMWP/Col (Biological Monitoring Working Party Score), el cual, es el más utilizado en estudios ambientales en el país (Roldán, 2003). Esto genera sesgos al aplicarse en ecosistemas tropicales, cuya composición y dinámica difieren sustancialmente de las comunidades para las que fueron originalmente calibrados. En tercer lugar, existen otros índices desarrollados específicamente para regiones puntuales del país, como el Índice Biótico Andino (IBA), el Índice de Tolerancia Mínima de Macroinvertebrados para la Sabana de Bogotá y el Índice de Calidad Ecológica con Base en Macroinvertebrados Acuáticos para la cuenca del río Negro (ICE_{RM-MAE}) (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2021), lo que limita su representatividad fuera de las cuencas para las que fueron formulados. Adicionalmente, ninguno de los nueve índices autorizados se basa en la comunidad íctica, ya que todos emplean macroinvertebrados u otros grupos como organismos indicadores, de modo que el país no dispone de un bioindicador basado únicamente en peces, oficialmente reconocido para el licenciamiento ambiental, lo que resalta la pertinencia de explorar enfoques centrados en la ictiofauna, como el modelo Size-Spectrum (Marín et al., 2023; Roldán Pérez & Ramírez Restrepo, 2008).

Frente a este panorama, el modelo Size-Spectrum se presenta como una herramienta que aborda directamente las principales limitaciones de los índices convencionales. Este enfoque describe la relación entre la abundancia de los individuos y su talla corporal en una comunidad acuática (Kerr, 1974; Sheldon et al., 1972), por lo que su aplicación requiere medir las tallas de los organismos capturados (y no identificar cada especie), lo que reduce

los costos operativos y facilita su implementación en distintos territorios con capacidades técnicas limitadas.

A nivel internacional, el Size-Spectrum ha sido validado como herramienta de gestión en distintos ecosistemas acuáticos, demostrando sensibilidad ante perturbaciones antrópicas (pesca, contaminación, alteración del hábitat) al reflejar cambios estructurales en las comunidades evaluadas (Edwards et al., 2017; Jennings et al., 2001; Sprules & Barth, 2016). En Colombia, sin embargo, su aplicación se ha restringido a ambientes marinos (Gómez-Canchong et al., 2011; Paramo & Pérez, 2024), por lo que su aplicabilidad en cuerpos de agua continentales colombianos permanece inexplorada.

En este sentido, el presente proyecto es relevante por tres motivos. Primero, aporta un primer acercamiento a la aplicación del modelo Size-Spectrum en ríos andinos de media montaña en Colombia, generando evidencia preliminar sobre su capacidad para discriminar entre comunidades ícticas sometidas a distintas presiones ambientales. Segundo, ofrece a las autoridades ambientales (particularmente a las Corporaciones Autónomas Regionales) una herramienta potencial de monitoreo y alerta temprana cuya implementación podría ampliar la cobertura espacial y temporal de los programas actuales de monitoreo y control de los cuerpos de agua actuales, concentrando el esfuerzo taxonómico especializado en los sitios donde los resultados del Size-Spectrum indiquen un posible deterioro. Tercero, abre una línea de investigación que, de validarse en trabajos posteriores con mayor cobertura espacial y temporal, podría derivar en el desarrollo de modelos que relacionen la estructura de tallas de las comunidades ícticas con variables ambientales y de presión antrópica, contribuyendo al fortalecimiento de las políticas de gestión del recurso hídrico y de la pesca continental en Colombia.

4 Objetivos

4.1 General

Evaluar la integridad ecológica de las comunidades ícticas en la Quebrada Santibáñez, el Río Namay y la Quebrada Cune mediante el modelo multi-especie Size-Spectrum, con el fin de analizar la sensibilidad de este método como herramienta para la toma de decisiones en gestión ambiental.

4.2 Específicos

- Identificar la composición de la comunidad íctica de la Quebrada Santibáñez, del Río Namay y la Quebrada Cune.
- Evaluar las características morfométricas de los peces capturados en los tres cuerpos de agua estudiados.
- Estimar el Size-Spectrum de las comunidades ícticas de cada sitio de estudio.
- Evaluar la integridad ecológica de las comunidades ícticas a partir del Size-Spectrum y su relación con las variables ambientales.

5 Marco teórico

5.1 Size-Spectrum

A lo largo del tiempo, el hombre ha deseado entender y comprender lo que lo rodea, lo cual ha generado un importante conjunto de conocimientos sobre la naturaleza. Actualmente, la aplicación de ese conocimiento acumulado a lo largo de los años para la adecuada gestión, recuperación y protección del medio ambiente cobra especial importancia, dado el acelerado proceso de cambio climático, cuyos efectos no solo afectan a la especie humana, sino también a toda la vida en el planeta. El agua, en todas las culturas, siempre ha representado vida y abundancia, y como lo menciona Gómez-Canchong et al. (2011) “abordar la complejidad ecológica de los ecosistemas acuáticos es una tarea muy difícil, debido a la elevada diversidad de especies, las numerosas interacciones entre ellas, la escasa cuantificación de esas interacciones y la variabilidad física”. Sin embargo, aunque no ha sido fácil, el hombre ha logrado identificar patrones presentes en estos ecosistemas que han funcionado como herramientas para su análisis; entre ellas el Size-Spectrum, o espectro de tamaños.

El Size-Spectrum es un modelo basado en procesos biológicos con supuestos sencillos pero sólidos. Por ejemplo, el modelo asume que el tamaño corporal determina en gran medida las relaciones depredador-presa y las tasas vitales, y que la biomasa se transfiere desde los organismos pequeños a los grandes a través de la red trófica. El modelo formula procesos biológicos a nivel individual y considera explícitamente las interacciones tróficas entre las especies acuáticas (Zhang et al., 2015). A diferencia de otros enfoques de análisis de los ecosistemas acuáticos, como los modelos poblacionales clásicos basados en especies (por ejemplo, modelos dependientes de la edad de una población particular) o los modelos de redes tróficas que requieren parametrizar cada especie y cada interacción entre ellas, el Size-Spectrum considera el tamaño corporal individual como una variable de estado continua, prescindiendo de la identidad taxonómica de cada organismo (Andersen, Jacobsen, et al., 2016).

El Size-Spectrum de un ecosistema acuático es la distribución de la biomasa viva a lo largo de toda la gama de tamaños de los organismos. Esto constituye una integración de datos manejables de comunidades complejas, compuestas por cientos de especies que representan numerosos grupos tróficos (Sprules et al., 1991). Así, el modelo se define como la relación lineal entre la abundancia y el tamaño corporal de los organismos. En este contexto el “tamaño corporal” suele referirse a la masa corporal, ya que es la métrica natural para estimar el gasto energético. La relación abundancia-masa refleja varias características ecológicas importantes, como la capacidad de carga del ecosistema, las interacciones entre depredadores y presas, y los flujos tróficos de energía (Andersen, Jacobsen, et al., 2016; Marín et al., 2023).

El modelo Size-Spectrum se apoya en una larga tradición de la ecología que reconoce el tamaño corporal como un rasgo central para describir a los individuos, dado que se correlaciona fuertemente con el metabolismo, las relaciones depredador-presa, las tasas de encuentro, las respuestas funcionales, el esfuerzo reproductivo y otras tasas vitales (Andersen, Jacobsen, et al., 2016; Dickie et al., 1987). Sobre esta base, los análisis de Size-Spectrum son modelos ecológicos de complejidad intermedia que resuelven ecuaciones diferenciales parciales impulsadas por procesos de depredación, crecimiento, mortalidad y reproducción según el tamaño en comunidades de especies que interactúan logrando un

equilibrio entre la depredación selectiva por tamaño, el crecimiento y la disipación de biomasa (Guiet et al., 2016; Spence et al., 2016).

El modelado del Size-Spectrum ofrece un conjunto de herramientas de complejidad baja a intermedia que pueden desplegarse con relativa facilidad en un sistema dado y que puede proporcionar información cuantitativa sobre el impacto de las distintas presiones en el ecosistema (Andersen, Jacobsen, et al., 2016).

Los peces, al ser organismos fácilmente observables y de interés social, cultural y comercial para el ser humano, se han utilizado ampliamente en el desarrollo de estos modelos. El Size-Spectrum reconoce que los peces solo pueden crecer al consumir otros organismos, por lo que la red alimentaria del ecosistema representada por el tamaño corporal constituye su núcleo (de Juan et al., 2023). Por lo tanto, el papel ecológico de un individuo está determinado por el tamaño más que por la identidad de la especie (Hartvig & Andersen, 2013). Dado que los modelos de Size-Spectrum están diseñados para describir la dinámica de las distribuciones de tallas corporales de las especies, se han aplicado para comprender cómo estas responden a los cambios en las presiones ambientales y antrópicas (de Juan et al., 2023).

Actualmente se han desarrollado tres grandes clases de modelos de Size-Spectrum, organizados de acuerdo con su nivel de complejidad (Andersen, Jacobsen, et al., 2016; Spence et al., 2016):

- Los más complejos son los modelos de “red trófica”, llamados así porque representan explícitamente poblaciones individuales con parámetros de balance energético y preferencias de presas específicas de cada especie, cuantificando así la red de interacciones tróficas como una red trófica explícita.
- Los modelos “basados en rasgos” reducen las diferencias entre las poblaciones a una única variable continua que representa un rasgo (normalmente el tamaño de maduración) y simplifican la selección de presas a una relación fija entre el tamaño corporal del depredador y el de la presa.
- Los modelos de espectro de “tamaños comunitarios” ignoran las diferencias entre poblaciones y representan la comunidad como una única población de individuos interactuantes que solo difieren en su tamaño corporal.

Para este proyecto se utilizó del modelo comunitario, dado que para el objetivo del estudio es útil que se ignoren las diferencias entre especies, pero teniendo en cuenta las diferencias de tamaño. Aunque este modelo es incapaz de representar la maduración, la reproducción y el reclutamiento (Andersen, Jacobsen, et al., 2016) y no resuelve los efectos sobre las distintas poblaciones (Andersen, Jacobsen, et al., 2016), sigue siendo suficientemente bueno para representar la distribución de la biomasa a escala ecosistémica (Guiet et al., 2016).

Estos modelos se basan en hipótesis ampliamente aceptadas y tienen un conjunto reducido de parámetros, lo que facilita su aplicación en la evaluación estratégica del impacto en un ecosistema (Andersen, Jacobsen, et al., 2016). Conceptualmente, se basan en supuestos ecológicos muy sencillos sobre cómo el papel del tamaño corporal individual en una red trófica da lugar a los espectros de abundancia por tamaño (y por biomasa) de la comunidad (Spence et al., 2016). Las teorías aplicadas sobre los Size-Spectrum de la biomasa se basan en el paso de la biomasa de los organismos más pequeños a los más grandes mediante procesos dependientes del tamaño corporal (Benoît & Rochet, 2004).

Los supuestos comunes a todos los tipos de modelos de Size-Spectrum son (Andersen, Blanchard, et al., 2016; Andersen, Jacobsen, et al., 2016; Guiet et al., 2016):

- El tamaño corporal del depredador y de la presa determina en gran medida el encuentro entre ambos, de modo que un depredador tiende a consumir presas dentro de un rango de tallas más pequeño que el propio.
- La fisiología de los individuos (metabolismo, crecimiento, mortalidad y reproducción) está determinada en gran medida por su tamaño corporal y, de manera secundaria, por otros rasgos de su historia vital.
- La transferencia de biomasa a través de la red trófica ocurre de los organismos más pequeños a los más grandes mediante procesos dependientes del tamaño (Benoît & Rochet, 2004).
- En ausencia de perturbaciones significativas, la distribución de abundancia frente al tamaño corporal de una comunidad acuática sigue una regularidad predecible, por lo que las desviaciones respecto de dicha regularidad pueden interpretarse como señal del impacto de presiones ambientales o antrópicas sobre el ecosistema.

Sheldon et al. (1972) observaron que, a medida que aumenta el tamaño de las partículas en las comunidades planctónicas, puede producirse una disminución de su abundancia. Posteriormente, Kerr (1974) explicó que las regularidades observadas en la composición por tamaño de los ecosistemas pelágicos, reportadas por Sheldon et al. (1972), se explican mediante un modelo teórico basado en procesos tróficos. Las distribuciones de abundancia frente al tamaño muestran una notable regularidad y las desviaciones de esta regularidad se han utilizado para caracterizar el impacto de la pesca a nivel de ecosistema. Esto permite aplicar los modelos de Size-Spectrum en situaciones en las que no se pueden emplear modelos más complejos, conocidos como modelos de extremo a extremo, que buscan representar explícitamente todos los niveles tróficos del ecosistema, desde los productores primarios hasta los depredadores tope, los cuales son mucho más exigentes en términos de datos y mano de obra para calibrarlos y ejecutarlos (Andersen, Jacobsen, et al., 2016). El modelo asume, de acuerdo con la evidencia disponible, que los tamaños de presas y depredadores están relacionados de manera simple y que el crecimiento y el metabolismo cumplen funciones similares respecto del tamaño corporal cuando se promedian a lo largo de niveles tróficos completos (Kerr, 1974).

Sheldon et al. (1977) dijeron que los límites estructurales impuestos por un modo de vida verdaderamente acuático permiten una variación relativamente escasa de la forma, y en contraste con los animales terrestres, la mayoría de los peces pelágicos tienen una forma similar. El tamaño de los organismos es, uno de los principales rasgos estructurales de los ecosistemas acuáticos y, por lo tanto, de las comunidades de peces, e influye en gran medida en el movimiento, la depredación, el crecimiento, la mortalidad y la reproducción (Guiet et al., 2016). La mayoría de los estudios de modelización comunitaria del Size-Spectrum se centran en los peces, cuyo espectro de tamaño se alinea con un espectro de producción primaria externa o está limitado por una reserva de producción primaria que sirve como fuente de alimento para peces de pequeño tamaño.

Adicionalmente, a lo largo del ciclo vital, los peces atraviesan varios niveles tróficos que se correlacionan estrechamente con su tamaño (Guiet et al., 2016). En una comunidad acuática sin perturbaciones significativas que la afecten, las distribuciones de frecuencia numérica o de biomasa del tamaño corporal en intervalos de igual anchura lineal deberían seguir una ley de potencia con $\lambda = -2$ (Coghlan et al., 2022; Paramo & Pérez, 2024; Sprules & Barth, 2016).

Estos modelos presentan tres parámetros que pueden complementar los bioindicadores comunes al incorporar la variación espacial en las distribuciones de las tallas corporales y proporcionar información útil para evaluar el estado ecológico de los ecosistemas de agua dulce (Marín et al., 2023). En primer lugar, la pendiente del espectro de tamaños indica la eficacia de la transferencia de biomasa a través de las distribuciones del tamaño corporal. El segundo parámetro es la evaluación del espectro de tamaños, expresada formalmente como la altura del punto medio, que representa la capacidad de carga de los ecosistemas. Por último, la linealidad del espectro de tamaños describe la estructura y la dinámica de las relaciones tróficas, así como los cambios en las preferencias alimentarias.

Guiet et al. (2016) resumieron las ventajas del modelo de espectro de tamaño de comunidades Size-Spectrum de la siguiente manera:

- El modelo tiene una base mecanicista bien fundamentada y unificadora que permite un gran poder explicativo y un uso parsimonioso de los datos. Su representación simple y agregada de sistemas complejos lo convierte en un buen candidato como herramienta de gestión estratégica (Andersen, Jacobsen, et al., 2016; Guiet et al., 2016; Sprules et al., 1991).
- La regularidad del Size-Spectrum a escala comunitaria puede servir de base conceptual para elaborar teorías sobre el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos; asimismo, se utiliza como indicador de perturbaciones antropogénicas y naturales (Guiet et al., 2016).
- Resume procesos biológicos y ecológicos complejos mediante una distribución de tamaños de fácil comprensión (Guiet et al., 2016).
- Se basa en la parametrización sintética de unos pocos procesos rectores clave y evita el exceso de parametrización asociado a la representación explícita de rasgos específicos e interacciones intraespecíficas que requieren los modelos de redes tróficas basados en especies (Guiet et al., 2016).
- Al sintetizar la complejidad de los ecosistemas acuáticos a nivel específico, resulta conveniente para los estudios a gran escala que analizan el impacto del clima o de la pesca sobre la biomasa de los sistemas (Guiet et al., 2016).

Sin embargo, los modelos Size-Spectrum también presentan algunas desventajas dependiendo de los objetivos del proyecto que se desee realizar:

- A diferencia de los modelos basados en especies, los modelos de Size-Spectrum no consideran las diferencias metabólicas y fisiológicas entre individuos de la misma talla (Guiet et al., 2016).
- Los modelos Size-Spectrum de tallas se expresan a nivel de comunidad, no de especies individuales (Guiet et al., 2016).
- No son apropiados para abordar la dinámica específica de cada especie, aunque a veces se han utilizado para proporcionar el entorno biótico en el que evolucionan (Guiet et al., 2016).
- Por lo general, los modelos de espectro de tamaño de la comunidad no tienen en cuenta el papel de la diversidad taxonómica, pero algunos desarrollos recientes intentan abordar esta cuestión (Guiet et al., 2016).

La escala ecológica de tamaños puede considerarse un índice de la naturaleza sistémica de los ecosistemas (Dickie et al., 1987). La investigación sobre el Size-Spectrum ha demostrado que, en ausencia de perturbaciones importantes, la distribución de tamaños de una comunidad presenta regularidades y es relativamente estable a lo largo del tiempo.

(Gómez-Canchong et al., 2011). Las variaciones de la pendiente lineal pueden utilizarse como indicadores de la salud de los ecosistemas acuáticos (Guiet et al., 2016). Por esta razón, estos modelos utilizan el tamaño corporal de los individuos para representar a toda la comunidad de peces como una distribución de tallas (Andersen, Jacobsen, et al., 2016) y han proporcionado información sobre diversos procesos ecológicos en ecosistemas marinos y de agua dulce, tales como la estructura (Andersen, Jacobsen, et al., 2016; Paramo & Pérez, 2024; Schwinghamer, 1981; Sheldon et al., 1972; Sprules & Munawar, 1986), la producción potencial de peces (Hartvig & Andersen, 2013; Karr, 1981; Kerr, 1974; Sheldon et al., 1977), la gestión de la pesca (Benoît & Rochet, 2004; de Juan et al., 2023; Gómez-Canchong et al., 2011; Pope et al., 2006) y la escala de tamaños de las interacciones tróficas (Coghlan et al., 2022; Dickie et al., 1987; Hartvig & Andersen, 2013; Jennings et al., 2001; Murawski & Idoine, 1992; Sprules & Munawar, 1986) (Sprules et al., 1991).

Los bioindicadores de agua dulce se han desarrollado y utilizado para evaluar de manera extensa la salud de los ecosistemas frente a los factores de estrés inducidos por el hombre; sin embargo, las limitaciones de esta perspectiva son que la mayoría se basa en la identidad de las especies y que no incorpora las interacciones entre organismos ni los flujos de energía entre niveles tróficos (Marín et al., 2023). De acuerdo con Marín et al. (2023), un indicador ecológico debe:

- Condensar la información sobre las comunidades para una evaluación ecológica rápida.
- Ser costo-efectivo.
- Ser fácil de entender y de manejar para los gestores.
- Responder, independientemente de la escala de estudio, a los procedimientos de intercalibración.

En este marco, aunque el tamaño corporal es uno de los rasgos ecológicos más importantes en los ecosistemas acuáticos, ya que rige las interacciones entre organismos y se ve afectado por las condiciones ambientales, no se incorpora en la mayoría de los enfoques de evaluación actuales (Marín et al., 2023). Encontrar métricas cuantitativas integradoras que resuman información compleja sobre la salud de los ecosistemas es, por tanto, crucial para mantener su integridad ecológica (Marín et al., 2023).

Los espectros comunitarios de tamaño reflejan procesos ecológicos que rigen el flujo de energía; las perturbaciones antropogénicas y naturales deberían quedar reflejadas en las variaciones de la forma del espectro. Así, el grado de la pendiente del espectro de tallas comunitario considerado junto con otros indicadores complementarios (Guiet et al., 2016), es un indicador del bienestar de la comunidad y de la salud del ecosistema (Páramo & Pérez, 2024).

Una característica de los peces es que su tamaño aumenta varios órdenes de magnitud a lo largo de su vida (Andersen, Jacobsen, et al., 2016), por lo que han sido un grupo biológico ampliamente utilizado para el desarrollo del modelo. En este sentido, el Size-Spectrum es una herramienta pertinente para la comparación entre sitios, especialmente para comunidades de peces con alta riqueza y con compensación heterogénea entre ellas, es decir, cuando las especies que varían en abundancia entre sitios no son las mismas, pero cumplen roles ecológicos equivalentes, ya que el enfoque por tallas se centra en la estructura funcional de la comunidad más que en su composición taxonómica (Marín et al., 2023). Los modelos de Size-Spectrum proporcionan una base de referencia para los

estados de los ecosistemas y permiten separar los efectos de los impulsores de las perturbaciones y de los cambios inducidos por el hombre (Guiet et al., 2016).

Marín et al. (2023) realizaron un estudio en Francia en el que se determinó cómo respondían el Size-Spectrum de los peces y otros bioindicadores comunes basados en las comunidades de peces, macrófitas y fitoplancton ante la degradación de la calidad del agua, las alteraciones del hábitat litoral y las invasiones de peces exóticos. Los resultados demostraron que el espectro de tallas se vio afectado por la degradación de la calidad del agua tanto en lagos como en embalses, sin embargo, en los lagos naturales, la pérdida de hábitat modificó el espectro de tallas, mientras que en los embalses lo hizo la invasión de peces. El espectro de tallas fue más sensible a la pérdida de hábitat que los bioindicadores comunes en lagos naturales (Marín et al., 2023). Este estudio pone de relieve que el uso del Size-Spectrum de las comunidades de peces podría aportar información adicional para comprender mejor las respuestas de los ecosistemas de agua dulce a los cambios globales y mejorar la eficacia de los programas de gestión (Marín et al., 2023).

Cabe señalar que la composición por tamaños no pretende suplantar a la descripción taxonómica como medida de la estructura comunitaria; ambos enfoques pueden ser complementarios en estudios comparativos de ecología comunitaria, productividad e interacciones bióticas y ambientales (Schwinghamer, 1981).

5.2 Antecedentes y estado del arte

Desde los inicios de la ecología, el hombre ha mostrado interés por la diversidad y la abundancia de los organismos en los ecosistemas naturales (Sprules & Barth, 2016). A partir de este interés, en 1927 se introdujo el concepto de “la pirámide de números”. Elton (1927) planteó que el patrón observado se debía a que los depredadores comúnmente se alimentan de presas más pequeñas que ellos, dado que no pueden ingerir organismos demasiado grandes. Adicionalmente, para un animal, alimentarse de individuos demasiado pequeños no resulta eficiente; este planteamiento es la base de la ecología trófica (Sprules & Barth, 2016).

Tras la década de 1920, el planteamiento de Elton sobre la pirámide de números fue poco desarrollado en el ámbito de la estructura por tallas de las comunidades acuáticas. Solo hasta 1972, Sheldon et al. (1972), mediante monitoreos en los océanos Atlántico y Pacífico, observaron que la distribución de la biomasa de los organismos del plancton presentaba una forma característica y predecible en las regiones pelágicas estudiadas. Al agrupar los organismos en intervalos de masa corporal logarítmicamente iguales “desde bacterias hasta ballenas”, los espectros de tamaño de las comunidades pelágicas marinas se comportaban como variaciones de un patrón simple (Guiet et al., 2016; Schwinghamer, 1981; Sprules & Munawar, 1986). Sheldon et al. (1972) establecieron los conceptos de espectro granulométrico y espectro de biomasa, dando lugar a la definición del espectro de tamaños (Size-Spectrum), que es la distribución de la biomasa o de la abundancia en función de la masa o el tamaño de los individuos en una escala logarítmica (Guiet et al., 2016; Sprules & Barth, 2016). Adicionalmente, propusieron una teoría ecológico-fisiológica subyacente para explicar los patrones observados (Sprules & Barth, 2016), por lo cual este método ha sido ampliamente estudiado y desarrollado para la elaboración de modelos de gestión pesquera (de Juan et al., 2023; Kerr, 1974; Pope et al., 2006).

Con base en lo descrito por Sheldon et al. (1972), Kerr (1974) examinó los modelos de transferencia de energía, en los cuales el metabolismo es dependiente del tamaño, y que, junto con la depredación, determinan la composición por tamaños de la comunidad

(Schwinghamer, 1981). De esta manera, Kerr (1974) desarrolló un modelo en el que la composición por tamaños de la comunidad pelágica está limitada por patrones definidos y predecibles, describiendo dicha composición como una propiedad emergente de las comunidades biológicas integrales. Se observan, entonces, patrones característicos en comunidades con dinámicas similares, independientemente de su composición taxonómica (Schwinghamer, 1981).

Posteriormente, Sheldon et al. (1977) realizaron un estudio en el que demostraron que los espectros de tamaño de comunidades integrales pueden ser medidas comparativas útiles de la estructura de la comunidad y que pueden tener valor predictivo en estudios de productividad (Schwinghamer, 1981).

A partir de estas bases, los espectros de tamaño o la distribución de la biomasa entre clases de tamaño corporal en una comunidad han sido objeto de interés continuo, lo que ha dado lugar al desarrollo teórico y empírico de este enfoque (Benoît & Rochet, 2004; Sprules et al., 1991). Este interés sostenido se explica porque el espectro de tamaños es una característica muy conservadora de las comunidades marinas y permite resumir comunidades con interacciones tróficas complejas en un gráfico sencillo y con pocos parámetros, que son principalmente la pendiente y el intercepto del espectro (Benoît & Rochet, 2004).

La consolidación de este enfoque se ha apoyado en la evidencia empírica acumulada de que muchos procesos ecológicos y fisiológicos clave (la tasa metabólica, la tasa de crecimiento somático, la amplitud de la dieta, la tasa de aumento de la población, la abundancia poblacional y la eficiencia bruta del crecimiento) se escalan con el tamaño corporal, lo que respalda su uso como variable representativa de los organismos en estudios de comunidades. Esto no sugiere que deban ignorarse las interacciones entre especies, sino que los estudios ecológicos centrados principalmente en las especies pueden haber pasado por alto algunas ideas importantes sobre las limitaciones de la estructura de la comunidad (Sprules & Barth, 2016).

En este contexto, los espectros de tamaño de biomasa se han utilizado mucho, tanto en ecosistemas marinos como de agua dulce, para múltiples propósitos: estimar la producción a distintos niveles tróficos (particularmente la producción de peces), predecir los efectos de perturbaciones antrópicas, informar sobre la gestión de la pesca, caracterizar la escala de tamaño de las interacciones tróficas y, en aplicaciones más básicas, analizar la estructura y la dinámica de los ecosistemas o estimar las tasas de mortalidad (Benoît & Rochet, 2004; Guet et al., 2016; Sprules et al., 1991).

Más recientemente, la teoría del espectro ha recobrado interés porque permite modelar el flujo de energía y la dinámica de los ecosistemas en los niveles tróficos superiores manteniendo una complejidad razonable, lo que ha dado lugar al desarrollo de herramientas aplicadas para la gestión a largo plazo y la planificación estratégica de los recursos acuáticos (Guet et al., 2016).

En Colombia se han realizado dos trabajos que emplearon el espectro de tamaño; ambos se desarrollados en el mar Caribe colombiano. El primero fue realizado por Gómez-Canchong et al. (2011), en el que se estudiaron las comunidades bentónico-demersales para determinar cómo se vio afectado el espectro de tamaños de dichas comunidades por la fuerte explotación generada por la pesca de arrastre camaronesa. El segundo fue ejecutado por Páramo & Pérez (2024), quienes evaluaron distintos indicadores basados en el tamaño de la comunidad de aguas profundas, entre ellos el espectro de tamaños.

6 Metodología

6.1 Área de estudio

Para el presente estudio se trabajaron específicamente un río y dos quebradas ubicados en la jurisdicción del municipio de Villeta, Cundinamarca, con condiciones ambientales distintas. Villeta es conocida como la “ciudad dulce de Colombia” por su producción y comercialización de productos derivados de la caña de azúcar. Se localiza a 91 kilómetros de la ciudad de Bogotá, en la provincia de Gualivá y tiene una superficie de 140,8 km². Se divide administrativamente en 22 veredas en la zona rural, dos centros poblados y 38 barrios en la cabecera municipal (Plan Municipal de Desarrollo Del Municipio de Villeta 2024-2028, 2024).

Este municipio se encuentra en la vertiente occidental de la Cordillera Oriental y forma parte de la cuenca del Río Negro. Su altitud varía entre los 850 y 1950 msnm, presenta una temperatura promedio de 24°C, un régimen de lluvias bimodal (Tinoco Rodríguez et al., 2014).

Se ubico un sitio de muestreo, en cada cuerpo de agua seleccionado (ver Tabla 1 y Figura 1) y se identificaron las condiciones ambientales circundantes en términos de presión antrópica y cobertura del suelo, con el objetivo de evaluar el comportamiento del modelo en diferentes contextos ecológicos. Los puntos de monitoreo presentaron condiciones físicas similares en cuanto a la tipología del cauce, el sustrato y la altitud.

Tabla 1. Ubicación puntos de monitoreo

ID Punto	Nombre Punto	Coordenadas Elipsoidales	
		Norte	Oeste
1	Quebrada Santibáñez	4°59'09.9"	74°30'38.6"
2	Río Namay	4°59'28.4"	74°29'12.6"
3	Quebrada Cune	5°00'46.2"	74°27'59.0"

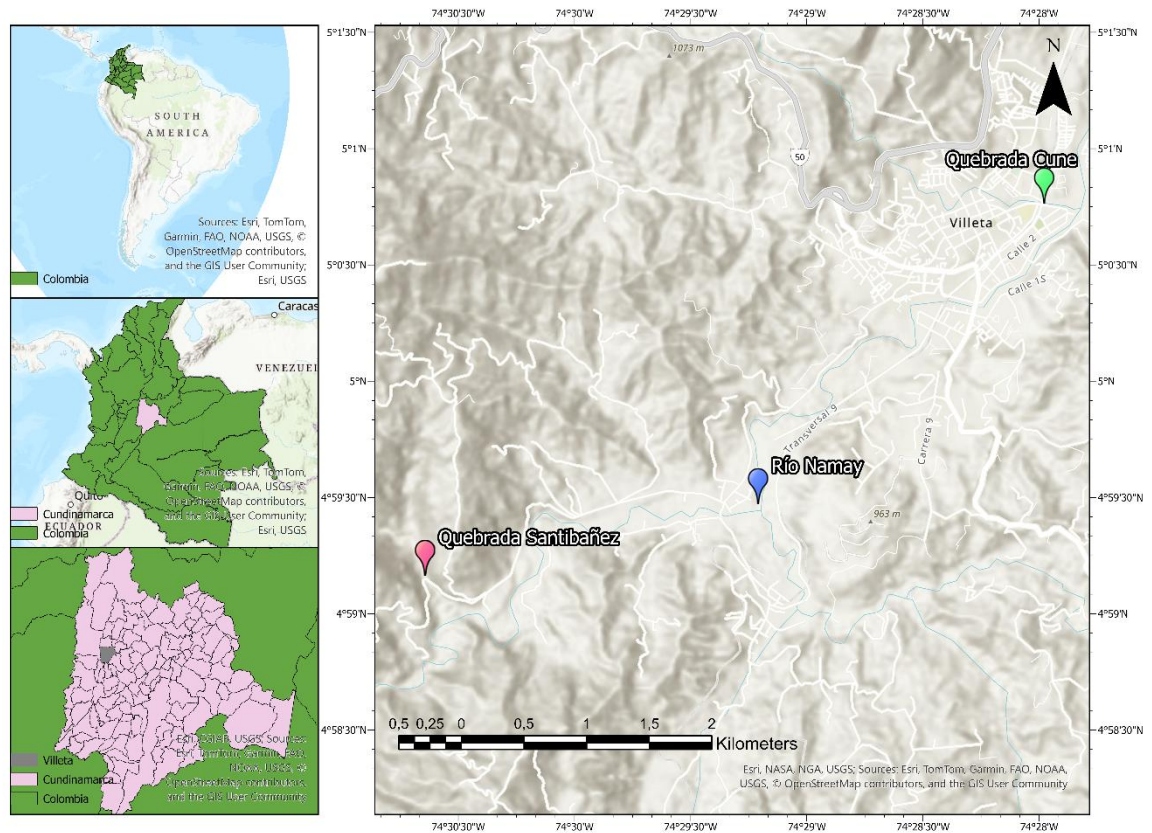


Figura 1. Ubicación de los puntos de monitoreo en Villeta, Colombia.

6.2 Trabajo de campo

Para cada sitio, se estableció una longitud de tramo de muestreo siguiendo las recomendaciones de Terra et al. (2013) (Anexo1). En esta área se realizó una jornada de pesca mediante electropesca y con una red de mano de 1 mm de malla, de aproximadamente 1 m de longitud y 0,5 m de alto, para obtener una muestra representativa de la comunidad íctica de la zona.

Los individuos colectados se narcotizaron y se conservaron en una solución de Eugenol a 35 mg/L (Álvarez-Perdomo et al., 2016; Millán-Ocampo et al., 2012; Perez Ribeiro et al., 2010; Suárez-Martínez et al., 2014). Cada individuo se identificó hasta el nivel de especie, a través de claves locales y regionales, tales como Albornoz-Garzon et al. (2018), Ardila Rodríguez (2018), Covain & Fisch-Muller (2007), García-Alzate et al., (2015), García-Alzate & Román-Valencia (2008), Harold & Vari (1994), Londoño-Burbano & Reis, (2019), Maldonado-Ocampo et al., (2005) y Román-Valencia & Arcila-Mesa (2010). De cada espécimen colectado se registró el peso vivo con una gramera digital con una precisión de 0,01 g. Adicionalmente, los individuos se fotografiaron y luego fueron liberados. Mediante el programa ImageJ (Rueden et al., 2017) se obtuvieron la longitud estándar (mm) y la longitud total (mm) de cada individuo. Paralelamente, se midieron las siguientes variables fisicoquímicas del agua *in situ*: oxígeno disuelto (mg/L), porcentaje de saturación de oxígeno, temperatura del agua (%), pH sólidos disueltos (mg/L) y conductividad eléctrica

($\mu\text{S/cm}$) mediante sondas multiparamétricas debidamente calibradas. Los muestreos se realizaron los días 1, 2 y 3 de julio de 2025, correspondientes a una época seca.

6.3 Análisis numéricos

Para la descripción general de la información biótica, se calcularon los índices ecológicos de diversidad de Shannon, de dominancia de Simpson y índice de equitatividad de Pielou de la comunidad íctica de cada sitio de muestreo, considerando la totalidad de los organismos.

Previo a los análisis estadísticos, se realizó una depuración de los datos (Anexo 1). Para cada especie y punto de monitoreo, se construyeron dos relaciones de manera independiente: longitud total vs. peso y longitud estándar vs. Peso. En cada relación se ajustó una regresión lineal que permitió identificar la tendencia general de los datos y, a partir de ella, detectar los valores anómalos; ambas relaciones se compararon entre sí para confirmar dichos valores. Se consideraron anómalos los registros que se apartaban marcadamente de la tendencia descrita por la regresión y que resultaban inconsistentes entre ambas relaciones evaluadas. Cada registro anómalo se revisó de manera individual aplicando los siguientes criterios: los casos atribuibles a errores de digitación o de unidades de medida se corrigieron cuando fue posible reconstruir el valor real y se conservaron para los análisis (Anexo 3); los registros con inconsistencias no corregibles, como valores biológicamente imposibles (longitud o peso iguales a cero o negativos), se eliminaron del conjunto. Con los datos depurados se realizó una primera aproximación al comportamiento de los rasgos evaluados mediante box-plots, elaborados, con el programa PAST (Hammer Oyvind, 2021). Posteriormente, se realizó un análisis de Kruskal-Wallis, junto con la prueba post-hoc de Dunn (con corrección de Bonferroni), para analizar con mayor detalle las diferencias de cada una de las medidas morfométricas por sitio.

6.4 Size-Spectrum

El análisis del espectro de tamaños se llevó a cabo siguiendo la metodología propuesta por Páramo & Pérez (2024), basada en la ley de Pareto (ley de potencia), que describe la distribución del tamaño corporal en comunidades ícticas. Esta distribución se evaluó mediante una función de densidad de probabilidad definida por una ley de potencia (ver Edwards et al., 2017; Páramo & Pérez, 2024; Reuman et al., 2008).

Ecuación 1.

$$f(x) = \frac{(b+1)x^b}{x_{\max}^{b+1} - x_{\min}^{b+1}} \quad b \neq -1$$

donde x = la masa corporal de cada individuo, b = el exponente de escala, y $x_{\min}$ y $x_{\max}$ = el peso corporal más bajo y más alto medidos (Edwards et al., 2017; Páramo & Pérez, 2024). Se utilizó la estimación de máxima verosimilitud para ajustar la distribución (Edwards et al., 2017; Páramo & Pérez, 2024) mediante la función log-verosimilitud de una distribución:

Ecuación 2.

$$\log[L(b|data)] = n \log \left(\frac{(b+1)x^b}{x_{\max}^{b+1} - x_{\min}^{b+1}} \right) + b \sum_{j=1}^n \log x_j$$

7 Resultados

7.1 Ambiente fisicoquímico de los cuerpos de agua

Los cuerpos de agua seleccionados presentaron condiciones ambientales circundantes contrastantes. La Quebrada Santibáñez está sometida a presiones antrópicas reducidas, debidas únicamente a la actividad rural en un entorno de bosque secundario con continuidad poco interrumpida. El Río Namay presenta presiones antrópicas intermedias, derivadas de la actividad rural y urbana, de la ganadería y de la construcción circundante. La Quebrada Cune, ubicada en la ciudad de Villeta, presenta presiones antrópicas elevadas asociadas a la actividad urbana, a las construcciones circundantes y a la presencia de gaviones que modifican el cauce, en un entorno con una alteración importante del hábitat fluvial y una cobertura vegetal frecuentemente interrumpida, de acuerdo con la información recolectada en campo (Anexo 1).

La Quebrada Santibáñez es un cuerpo lótico de tipología trenzada, con sustratos compuestos por una matriz de bloques, cantos rodados, grava, arena, limos, arcilla y hojarasca material vegetal. El agua no presentó color ni olor desagradables, ni se evidenciaron películas de grasas y aceites o de espumas. La cobertura circundante es de bosque secundario, ligeramente perturbado, con continuidad poco interrumpida. Los microhábitats presentes fueron: piedras de corriente rápida y lenta, arena, fondos blandos y hojarasca. Se presenta actividad antrópica circundante, de carácter rural. Las condiciones climáticas durante el monitoreo fueron parcialmente nubladas, con una incidencia solar estimada en $\frac{1}{4}$ (según la escala de la Organización Meteorológica Mundial, 1993).



Figura 2. Punto de monitoreo en la Quebrada Santibáñez.

El Río Namay es un cuerpo lótico de tipología trezada, con un lecho compuesto por una matriz de bloques, cantos rodados, grava, arena, sustratos limo-arcillosos y hojarasca (material vegetal). El agua fue de color gris, pero no presentó mal olor ni se observaron películas de grasas y aceites ni espumas. La cobertura circundante es de bosque secundario, ligeramente perturbado, con continuidad poco interrumpida. Los microhábitats presentes fueron piedras en corrientes rápidas y lentas, arena, fondos blandos y hojarasca. La actividad antrópica circundante es rural y urbana, con algunas construcciones y ganadería. Las condiciones climáticas durante el monitoreo fueron parcialmente nubladas, con una incidencia solar estimada de $\frac{1}{2}$ (Organización Meteorológica Mundial, 1993). Un factor a tener en cuenta es que llovió la noche anterior en la cabecera del río, lo que aumentó la corriente y la turbidez.



Figura 3. Punto de monitoreo en el Río Namay

La Quebrada Cune es un cuerpo lótico de tipología trenzada, con sustratos compuestos por una matriz de bloques, cantos rodados, grava, arena, fondos limo-arcillosos y hojarasca (material vegetal). El agua fue de color amarillo, pero no presentó olor desagradable, ni se detectaron películas de grasas y aceites ni espumas. La cobertura circundante es de bosque con inicio de alteración importante, con continuidad frecuentemente interrumpida. Los microhábitats presentes fueron piedras en corrientes rápidas y lentas, arena, fondos blandos y hojarasca. Hay actividad antrópica urbana y construcciones circundantes. Presenta gaviones que modifican su cauce. Las condiciones climáticas durante el monitoreo fueron parcialmente nubladas, con una incidencia solar estimada de $\frac{1}{4}$ (Organización Meteorológica Mundial, 1993). Al parecer, la lluvia de la noche anterior al muestreo en la cabecera de esta quebrada aumentó la corriente y la turbidez.



Figura 4. Punto de monitoreo en la Quebrada Cune.

Tabla 2. Parámetros fisicoquímicos

Parámetro	Punto de monitoreo		
	Q. Santibáñez	Río Namay	Q. Cune
Temperatura (°C)	22,03	21,62	21,94
pH	8,53	8,43	8,4
Conductividad (μS/cm)	639	787	626
Oxígeno disuelto (mg/L)	8,03	10,63	10,6
Saturación de oxígeno (%)	85,2	110,6	110,3
Sólidos disueltos totales (mg/L)	320	393	313

Los parámetros fisicoquímicos presentaron un comportamiento similar en los tres puntos de monitoreo. La temperatura registró un rango de 21,62 °C a 22,03 °C, el pH osciló entre 8,4 y 8,53 unidades, la conductividad se mantuvo entre 626 y 787 μS/cm, el oxígeno disuelto varió entre 8,03 y 10,63 mg/L, la saturación de oxígeno fluctuó entre 85,2 y 110,6 % y los sólidos disueltos totales estuvieron en un rango de 313 a 393 mg/L (Tabla 2).

7.2 Composición de la comunidad íctica en la Quebrada Santibáñez, el Río Namay y la Quebrada Cune.

Durante la fase de campo se capturaron un total de 468 individuos. Los peces colectados se categorizaron en un (1) phylum, una (1) clase, dos (2) órdenes, cinco (5) familias y ocho (8) especies (Tabla 3).

Tabla 3. Composición taxonómica y abundancia de peces.

PHYLUM	CLASE	ORDEN	FAMILIA	ESPECIE	Q. Santibáñez	Río Namay	Q. Cune	Total general
Chordata	Teleostei	Characiformes	Characidae	<i>Argopleura magdalenensis</i>	4	24		28
				<i>Creagrutus affinis</i>	31	51	19	101
				<i>Hemibrycon yacopiae</i>	18			18
		Siluriformes	Astroblepidae	<i>Astroblepus homodon</i>	24			24
			Loricariidae	<i>Chaetostoma thomsoni</i>	119	11	23	153
				<i>Sturisomatichthys leightoni</i>		1		1
			Trichomycteridae	<i>Trichomycterus ferreri</i>	34	79	14	127
			Heptapteridae	<i>Pimelodella macrocephala</i>		7	9	16
Total general					230	173	65	468

Las especies *Argopleura magdalenensis* (Eigenmann, 1913), *Creagrutus affinis* (Steindachner, 1880), *Chaetostoma thomsoni* (Regan, 1904) y *Trichomycterus ferreri* (Kner, 1858) se capturaron en todos los puntos de monitoreo; sin embargo, presentaron abundancias distintas en cada uno de ellos. *Chaetostoma thomsoni*, *Trichomycterus ferreri* y *Creagrutus affinis* fueron las especies con el mayor número de individuos colectados en el conjunto de puntos de monitoreo. Las especies *Hemibrycon yacopiae* (Román-Valencia & Arcila-Mesa, 2010) y *Astroblepus homodon* (Regan, 1904) solo se colectaron en la Quebrada Santibáñez. En contraste, este fue el único punto de monitoreo en el que no se colectó *Pimelodella macrocephala* (Miles, 1943). Adicionalmente, solo se obtuvo un individuo de *Sturisomatichthys leightoni* (Regan, 1912) fue colectado en el Río Namay.

La Quebrada Santibáñez reportó la mayor abundancia (230 individuos) y una riqueza de seis especies. En el Río Namay se capturaron 173 individuos, también con una riqueza de seis especies. Por su parte, la Quebrada Cune registró la menor abundancia, con 65 individuos y una riqueza de cuatro especies (para ver con mayor detalle la descripción de cada una de las especies colectadas, ver el Anexo 2).

Tabla 4. Índices de diversidad.

Índices de diversidad	Q. Santibáñez	Río Namay	Q. Cune
Dominance_D	0,325	0,3204	0,2762
Shannon_H	1,399	1,327	1,332
Equitability_J	0,781	0,7405	0,9605

En cuanto al índice de diversidad de Shannon (H), todos los puntos presentaron una diversidad “**Baja**”, de acuerdo con la clasificación de Ramírez González (2006) (Tabla 4). Los tres sitios de monitoreo mostraron una dominancia “**Baja**”, según el índice de Simpson, lo que sugiere que no hubo organismos predominantes. Esto concuerda con el resultado del índice de Pielou, que refleja una equitatividad “**Alta**” en la distribución de especies, lo cual indica que los ensambles de la comunidad íctica fueron homogéneos.

7.3 Datos morfométricos de los peces de la Quebrada Santibáñez, el Río Namay y la Quebrada Cune.

Se exploraron los datos (Anexo 3) de las diferentes medidas morfométricas tomadas en campo en cada sitio de muestreo mediante box-plots, lo cual permitió identificar el comportamiento general de estas variables en los ríos. La comparación de los datos de las medidas morfométricas por lugares que se observa en la Figura 5, permite ver las diferencias y similitudes de cada atributo entre los sitios muestreados.

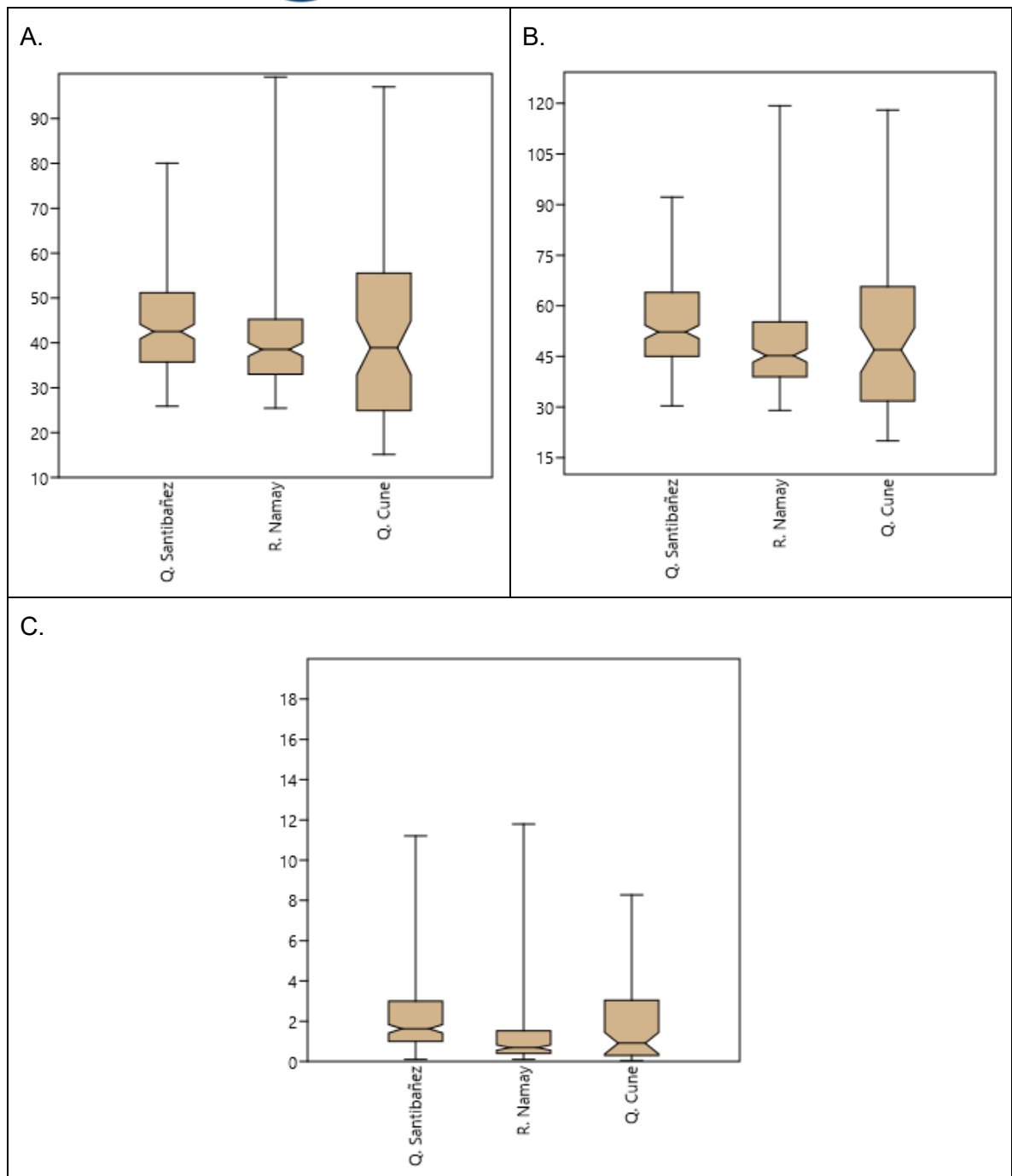


Figura 5. Box-plots comparativos entre sitios de muestreo de las medidas morfométricas. A: Longitud estándar. B: Longitud Total. C: Peso

En términos generales, los box-plots no evidencian con claridad diferencias significativas entre los lugares de estudio. No obstante, la longitud total y el peso muestran cierto grado de diferenciación aparente entre la Quebrada Santibañez y el Río Namay, observable en la separación de sus medianas y en el menor solapamiento de sus cajas. En contraste, la longitud total y la longitud estándar presentan distribuciones de aspecto similar entre el Río

Namay y la Quebrada Cune, con medianas próximas y un amplio solapamiento de las cajas. El peso en los tres sitios muestra medianas distintas y distribuciones parcialmente solapadas. Estas diferencias, descritas inicialmente a partir de la comparación visual de los box-plots, se contrastaron estadísticamente mediante la prueba de Kruskal-Wallis y la prueba post-hoc de Dunn (con corrección de Bonferroni).

Como se mencionó, los box-plots permiten una comparación visual de las distribuciones, por lo que se usó la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis para evaluar la significancia estadística de las diferencias morfométricas entre los tres cuerpos de agua de cada variable (peso, longitud estándar y longitud total). Esta prueba se seleccionó porque los datos no cumplieron el supuesto de normalidad y los tamaños de muestra fueron desiguales entre sitios ($n = 226$ en la Quebrada Santibáñez, $n = 173$ en el Río Namay y $n = 65$ en la Quebrada Cune), condiciones bajo las cuales una prueba basada en rangos resulta más adecuada que el ANOVA paramétrico (Kruskal & Wallis, 1952). Los resultados se presentan en la Tabla 5.

Tabla 5. Prueba global de Kruskal-Wallis para comparar las diferencias morfométricas entre la Quebrada Santibáñez, el Río Namay y la Quebrada Cune.

Variables	Estadístico H (corregido por empates)	Grados de libertad	Valor p
Peso	46,056	2	9,98E-11
Longitud Estándar	11,822	2	2,71E-03
Longitud Total	25,941	2	2,33E-06

La prueba de Kruskal-Wallis indicó diferencias estadísticamente significativas entre los tres cuerpos de agua en las tres variables morfométricas: peso ($H = 46,06$; $gl = 2$; $p < 0,001$), longitud estándar ($H = 11,82$; $gl = 2$; $p = 0,003$) y longitud total ($H = 25,94$; $gl = 2$; $p < 0,001$).

Al obtener un resultado global significativo ($\alpha = 0,05$), se procedió a realizar la prueba post-hoc de Dunn con corrección de Bonferroni para las $k = 3$ comparaciones por pares, con el fin de identificar en qué sitios se localizaban las diferencias (Jean Dunn, 1964). Estos resultados se presentan en la Tabla 6.

Tabla 6. Prueba post-hoc de Dunn (valor p ajustado por Bonferroni, $k = 3$ comparaciones) para las diferencias morfométricas entre los tres cuerpos de agua.

Variable	Comparación	z	p	p (Bonferroni)	Decisión ($\alpha=0.05$)
Peso	Santibáñez vs Namay	6,665	2,65E-11	7,96E-11	Significativo
Peso	Santibáñez vs Cune	3,290	1,00E-03	3,00E-03	Significativo
Peso	Namay vs Cune	-1,445	1,49E-01	4,46E-01	No significativo
Longitud Estándar	Santibáñez vs Namay	3,053	2,27E-03	6,80E-03	Significativo
Longitud Estándar	Santibáñez vs Cune	2,453	1,42E-02	4,25E-02	Significativo
Longitud Estándar	Namay vs Cune	0,253	8,00E-01	1,00E+00	No significativo
Longitud Total	Santibáñez vs Namay	4,794	1,64E-06	4,91E-06	Significativo
Longitud Total	Santibáñez vs Cune	3,127	1,77E-03	5,30E-03	Significativo
Longitud Total	Namay vs Cune	-0,304	7,61E-01	1,00E+00	No significativo

La prueba post-hoc de Dunn con corrección de Bonferroni reportó que, en las tres variables, la Quebrada Santibáñez se diferenció significativamente del Río Namay y de la Quebrada Cune ($p < 0,05$ en todas las comparaciones), mientras que la comparación entre el Río Namay y la Quebrada Cune no fue significativa en ninguna de las tres variables ($p > 0,05$). Las medianas registradas fueron, para el peso, 1,63 g en la Quebrada Santibáñez, 0,69 g en el Río Namay y 0,91 g en la Quebrada Cune; para la longitud estándar, 42,52 mm, 38,52

mm y 38,91 mm, respectivamente; y para la longitud total, 52,25 mm, 45,26 mm y 46,93 mm, respectivamente.

7.4 Size-Spectrum de las comunidades ícticas en la Quebrada Santibáñez, el Río Namay y la Quebrada Cune.

En la determinación del Size-Spectrum, en primera instancia se realizó una revisión de la frecuencia de cada una de las medidas morfométricas evaluadas por especie y lugar. Adicionalmente, se registró la frecuencia de la comunidad de peces por lugar; luego, se realizó el análisis de Size-Spectrum. De esta manera se elaboró un análisis detallado de la frecuencia de las medidas morfométricas en cada uno de los puntos de monitoreo.

Frecuencia del peso por especie y lugar

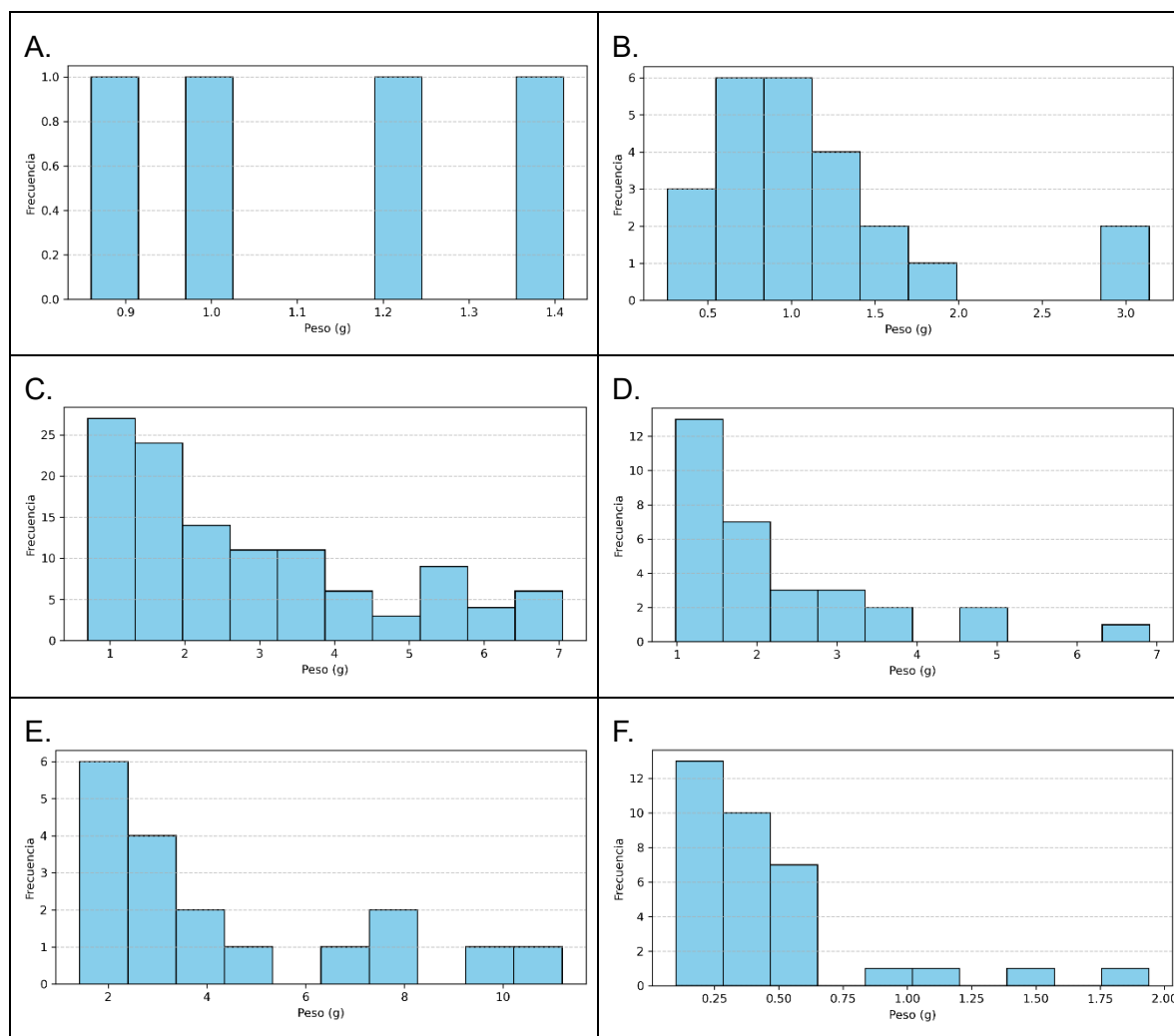


Figura 6. Frecuencia de peso por especie en la Quebrada Santibáñez. A: A. magdalenensis. B: A. homodon. C: C. thomsoni. D: C. affinis. E: H. yacopiae. F: T. ferrerii.

En la Quebrada Santibáñez, la estructura de la comunidad de peces presentó una concentración de individuos en las clases de biomasa inferiores, con un rango de peso total

de 0,09 g (*T. ferreri*) a 11,2 g (*H. yacopiae*). En la Figura 6 se observó que la mayor densidad de organismos se concentró en los primeros intervalos de peso de cada especie. Específicamente, el 44,3% de la población de *C. thomsoni* se ubicó entre 0,69 y 1,97 g, mientras que en *T. ferreri* el 38,2% de los individuos se concentró entre 0,09 y 0,28 g. Con excepción de *H. yacopiae*, la abundancia de individuos con peso superior a 6,0 g fue mínima o nula en todas las especies analizadas.

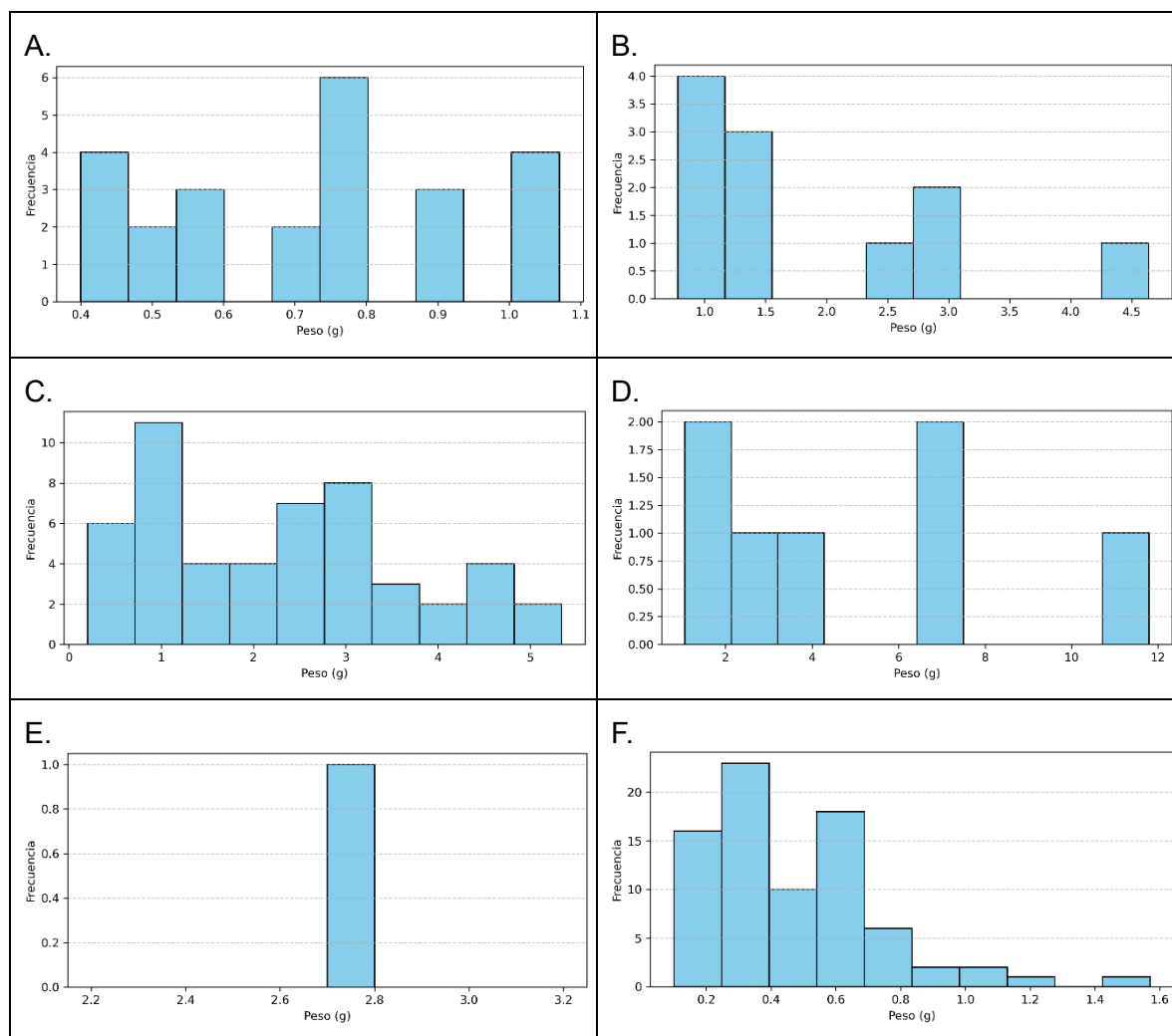


Figura 7. Frecuencia de peso por especie en el Río Namay. A: *A. magdalenensis*. B: *C. thomsoni*. C: *C. affinis*. D: *P. macrocephala*. E: *S. leightoni*. F: *T. ferreri*.

En el Río Namay, la estructura de la comunidad de peces mostró una tendencia hacia individuos de talla baja, con un rango de peso entre 0,09 g (*T. ferreri*) y 11,79 g (*P. macrocephala*). En la Figura 7 se observó que el 46,4% de la población de *T. ferreri* se concentró en pesos inferiores a 0,39 g, mientras que en *C. affinis* el mayor porcentaje (21,5%) se ubicó en el intervalo de 0,71 a 1,22 g. Por su parte, *P. macrocephala* presentó la distribución más amplia y dispersa entre las clases de mayor biomasa, mientras que *S. leightoni* registró un único ejemplar de 2,7 g.

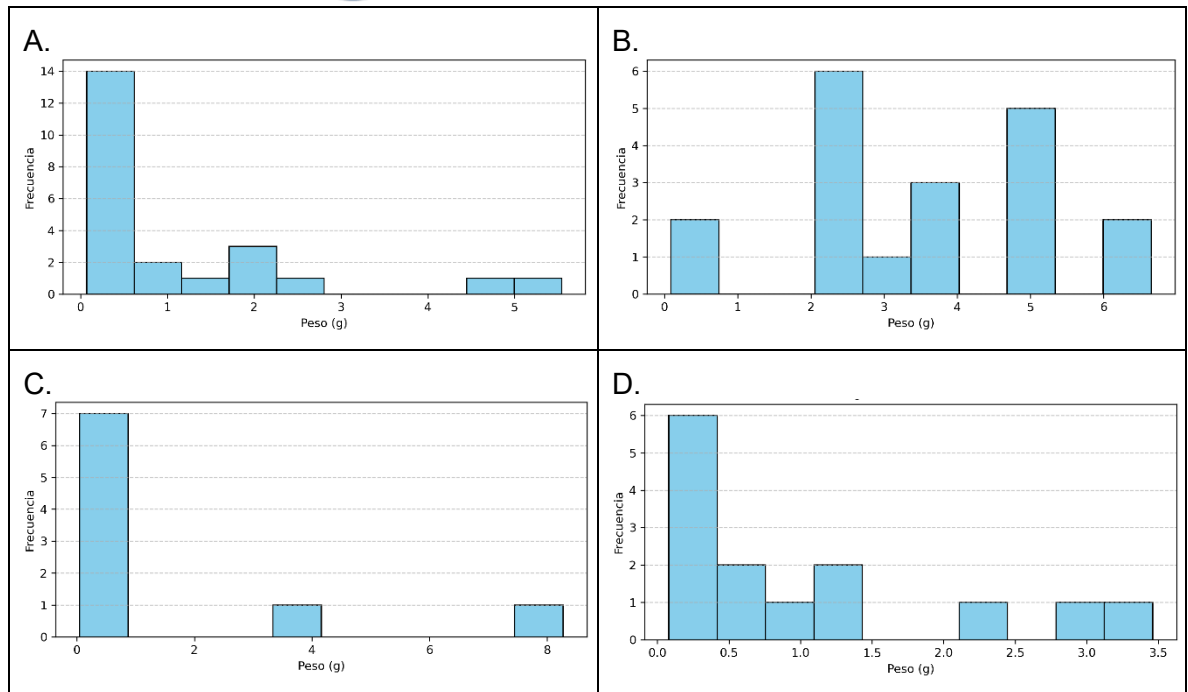


Figura 8. Frecuencia de peso por especie en la Quebrada Cune. A: *C. thomsoni*. B: *C. affinis*. C: *P. macrocephala*. D: *T. ferreri*.

En la Quebrada Cune, la estructura de la comunidad de peces analizada presentó una tendencia de pesos con una fuerte inclinación hacia las clases de biomasa mínima (Figura 8), especialmente en *C. thomsoni* y *P. macrocephala*, en los que el 58,7% y el 77,7% de sus individuos, respectivamente, se concentraron en el primer intervalo de peso (inferior a 0,9 g). En contraste, *C. affinis* reportó una distribución bimodal desplazada hacia clases mayores, con sus picos de abundancia entre 2,05 y 2,71 g y entre 4,68 y 5,33 g. Por su parte, *T. ferreri* mostró una distribución decreciente, en la que el 40% de los individuos se ubicó en la primera clase de peso (0,07 a 0,41 g) y el resto se distribuyó de forma dispersa en clases mayores, hasta un peso máximo de 3,46 g.

Frecuencia de la longitud estándar por especie y lugar

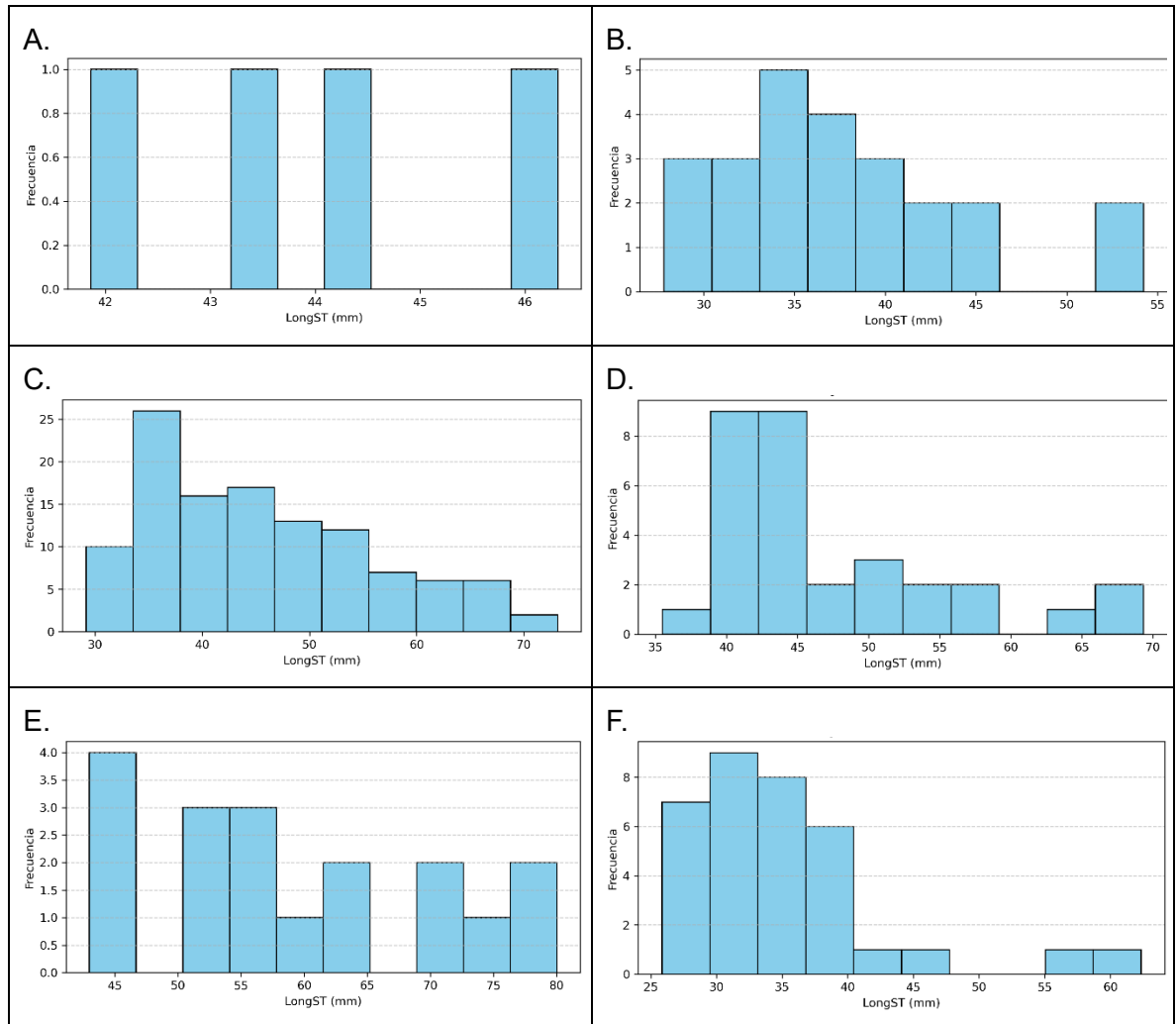


Figura 9. Frecuencia de la longitud estándar por especie en la Quebrada Santibáñez. A: *A. magdalenensis*. B: *A. homodon*. C: *C. thomsoni*. D: *C. affinis*. E: *H. yacopiae*. F: *T. ferreri*.

En la Quebrada Santibáñez, la estructura de tallas de la comunidad de peces, evaluada mediante la longitud estándar, mostró una mayor abundancia de individuos en los intervalos inferiores y medios del espectro de tallas capturado (Figura 9). *C. thomsoni* presentó un rango de longitud de 29 a 73,1 mm, con el 44,3% de su población concentrada en los dos primeros intervalos (inferiores a 37,9 mm). En *T. ferreri* y *A. homodon*, la mayoría de los individuos se ubicaron por debajo de 40,4 y 38,3 mm, respectivamente. Por su parte, *C. affinis* mostró una mayor acumulación de individuos en el rango de 38,8 a 45,6 mm. Finalmente, *H. yacopiae* presentó la mayor amplitud de longitud estándar, alcanzando 80 mm, mientras que *A. magdalenensis* registró individuos únicamente entre 41,8 y 46,3 mm.

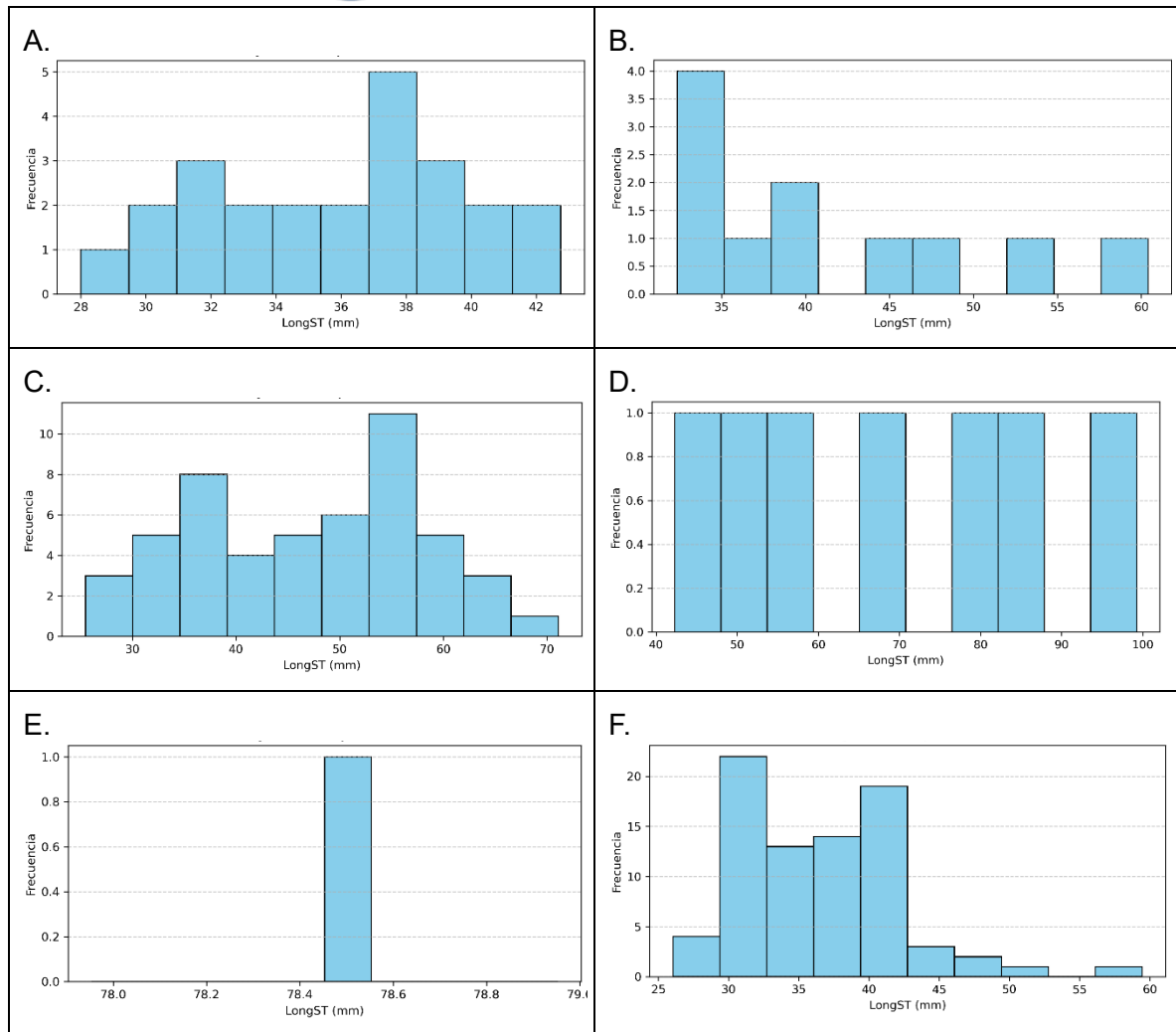


Figura 10. Frecuencia de la longitud estándar por especie en el Río Namay. A: *A. magdalenensis*. B: *C. thomsoni*. C: *C. affinis*. D: *P. macrocephala*. E: *S. leightoni*. F: *T. ferreri*.

En el Río Namay, la estructura de tallas de la comunidad de peces, evaluada mediante la longitud estándar, mostró una variada distribución de abundancia entre las seis especies (Figura 10). La especie *T. ferreri* presentó la mayor acumulación de individuos en el rango de 29,3 a 42,7 mm, con un pico entre 29,3 y 32,7 mm. En su mayoría, los individuos de *C. affinis* se distribuyeron en longitudes medias, destacando el intervalo de 52,8 mm a 57,4 mm con 11 individuos. Por su parte, *A. magdalenensis* reportó una distribución relativamente uniforme entre los 30,9 y 42,7 mm, con su mayor pico en el rango de 36,8 a 38,3 mm. *C. thomsoni* registró individuos principalmente entre los 32,3 y 35,1 mm, mientras que *P. macrocephala* reportó una dispersión amplia a lo largo de todo su espectro de tallas, alcanzando los 99,2 mm. Finalmente, *S. leightoni* estuvo representada por un único individuo con una longitud estándar de 78,4 mm.

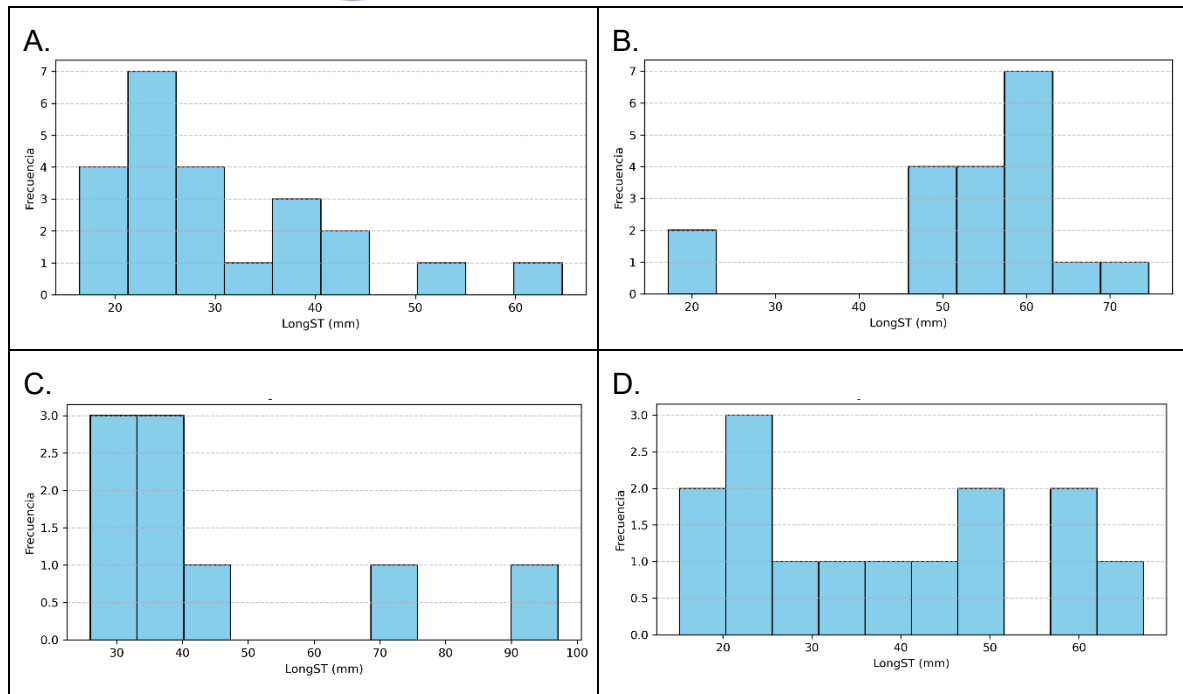


Figura 11. Frecuencia de la longitud estándar por especie en la Quebrada Cune. A: *C. thomsoni*. B: *C. affinis*. C: *P. macrocephala*. D: *T. ferreri*.

En la Quebrada Cune, la estructura de tallas de la comunidad de peces, evaluada mediante la longitud estándar, mostró patrones de distribución específicos para cada una de las cuatro especies analizadas (Figura 11). *T. ferreri* registró un rango de longitud estándar de 15,06 a 67,22 mm, con mayor abundancia de individuos en las tallas inferiores, específicamente entre 15,06 y 25,53 mm. En contraste, *C. affinis* presentó una distribución desplazada hacia tallas mayores, con el 63,1% de su población concentrada en el intervalo de 51,64 a 63,12 mm. Por su parte, *C. thomsoni* reportó su mayor abundancia en el rango de 21,29 a 26,10 mm, con individuos de longitud estándar máxima de 64,66 mm. Por su parte, *P. macrocephala* presentó una distribución dispersa a lo largo de un amplio espectro de tallas (25,90 a 97,05 mm), con su mayor frecuencia en los intervalos iniciales de 25,9 a 40,19 mm.

Frecuencia de la longitud total por especie y lugar

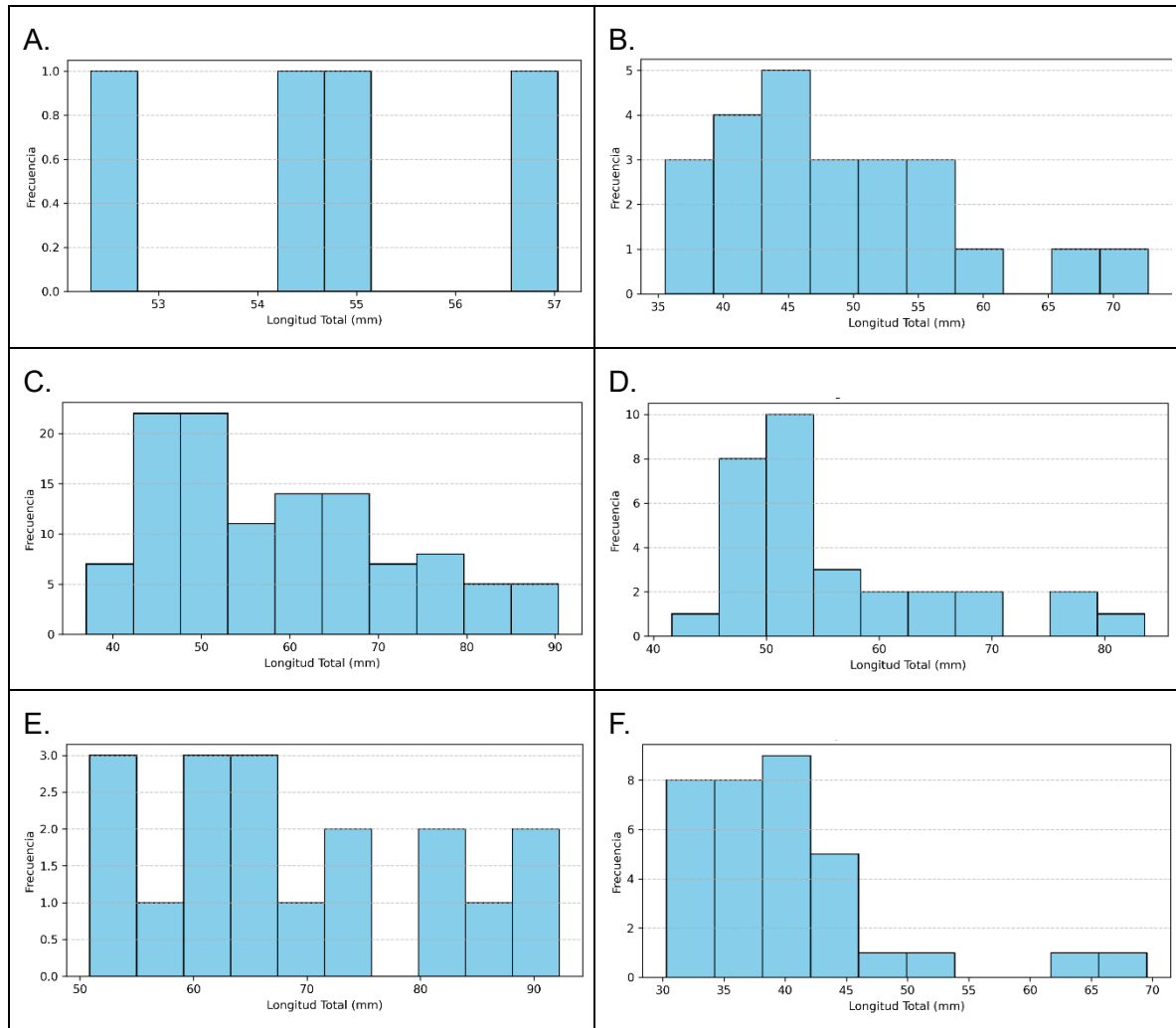


Figura 12. Frecuencia de la longitud total por especie en la Quebrada Santibáñez. A: *A. magdalenensis*. B: *A. homodon*. C: *C. thomsoni*. D: *C. affinis*. E: *H. yacopiae*. F: *T. ferreri*.

En la Quebrada Santibáñez, la estructura de tallas de la comunidad de peces, evaluada a través de la longitud total, mostró una distribución dominada por individuos de tamaño pequeño e intermedio (Figura 12). *C. thomsoni* reportó la mayor abundancia, con una distribución de tallas de 36,9 a 90,3 mm y una alta abundancia de individuos en los intervalos de 42,3 a 52,9 mm. En la especie *T. ferreri*, la mayor abundancia de capturas se registró en el rango de 38,1 a 42 mm, con individuos que alcanzaron una longitud total máxima de 69,5 mm. Por su parte, *A. homodon* presentó una dispersión uniforme, con una leve predominancia en el intervalo de 42,9 a 46,6 mm. *C. affinis* concentró el 58% de su población en tallas intermedias entre 45,8 y 54,1 mm. *H. yacopiae* registró la mayor amplitud de tallas en este grupo, con individuos que superaron los 92,2 mm, mientras que *A. magdalenensis* presentó una distribución restringida, con registros únicamente entre 52,3 y 57 mm.

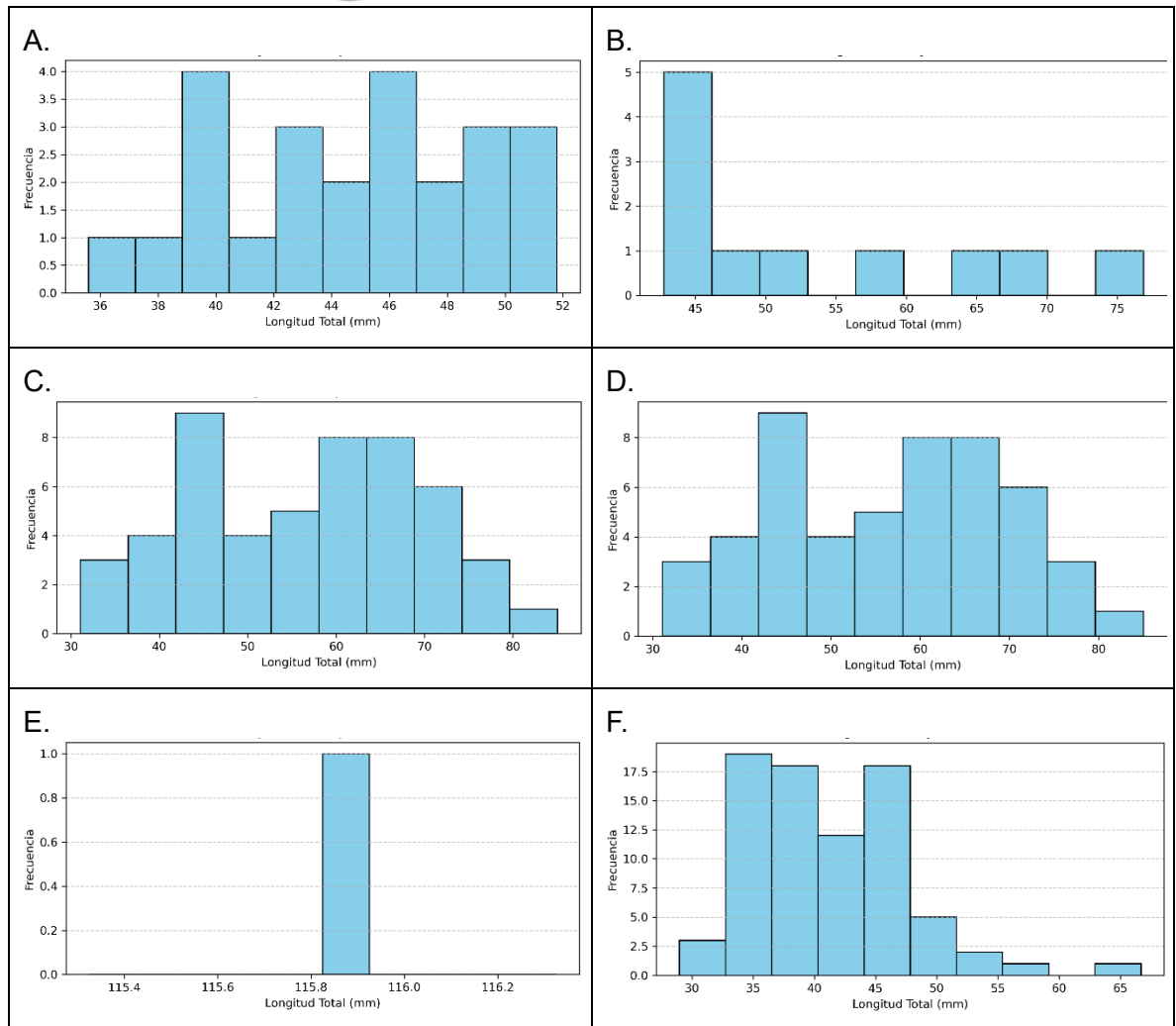


Figura 13. Frecuencia de la longitud total por especie en el Río Namay. A: *A. magdalenensis*. B: *C. thomsoni*. C: *C. affinis*. D: *P. macrocephala*. E: *S. leightoni*. F: *T. ferreri*.

En el Río Namay, la estructura de tallas de la comunidad de peces, evaluada mediante la longitud total, mostró una variada distribución de abundancias entre las especies (Figura 13). *T. ferreri* presentó un rango de longitud total de 31 a 71,3 mm, con mayor abundancia de individuos en el intervalo de 35 a 39 mm. *C. affinis* reportó la mayoría de los individuos con longitudes intermedias, destacándose el intervalo de 63,4 a 68,9 mm, con 11 especímenes. Por su parte, *A. magdalenensis* presentó su mayor abundancia en el rango de 44,1 a 45,9 mm. *C. thomsoni* registró individuos principalmente entre 38,7 y 42,1 mm, mientras que *P. macrocephala* tuvo una amplia dispersión a lo largo de su espectro de tallas, alcanzando los 119 mm de longitud total. Finalmente, *S. leightoni* estuvo representada por un único individuo con una longitud total de 94,1 mm.

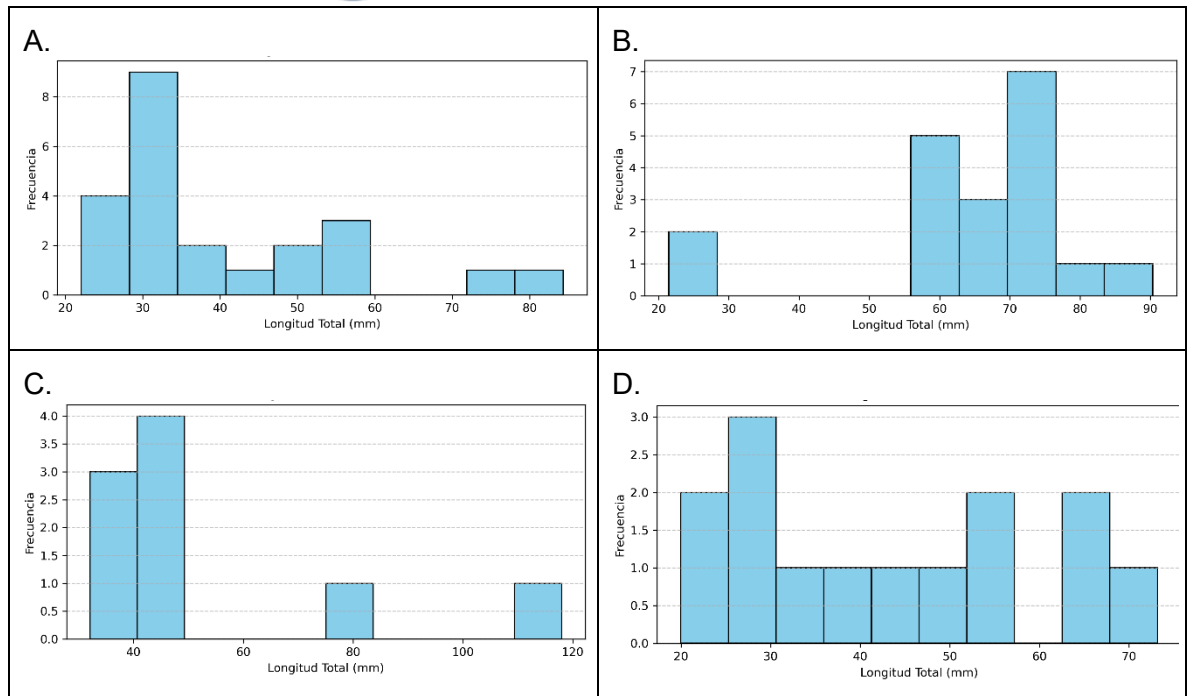


Figura 14. Frecuencia de la longitud total por especie en la Quebrada Cune. A: *C. thomsoni*. B: *C. affinis*. C: *P. macrocephala*. D: *T. ferreri*.

En la Quebrada Cune, la estructura de tallas de la comunidad de peces, evaluada por medio de la longitud total, mostró una distribución específica para cada una de las cuatro especies capturadas en este ecosistema (Figura 14). *C. thomsoni* presentó la mayor abundancia en el rango de 21,29 a 26,10 mm, con individuos que alcanzaron una longitud total máxima de 64,66 mm. *C. affinis* reportó una distribución desplazada hacia tallas mayores, con el 63,1% de su población concentrada en el intervalo de 51,64 a 63,12 mm; *T. ferreri* tuvo la mayor abundancia de individuos en las tallas iniciales, específicamente entre los 15,06 y 25,53 mm, alcanzando una longitud total máxima de 67,22 mm; *P. macrocephala* mostró la mayor amplitud y dispersión de tallas en este punto de monitoreo, con registros que abarcaron de 25,9 a 97,05 mm de longitud total.



Frecuencia de medidas morfométricas por lugar

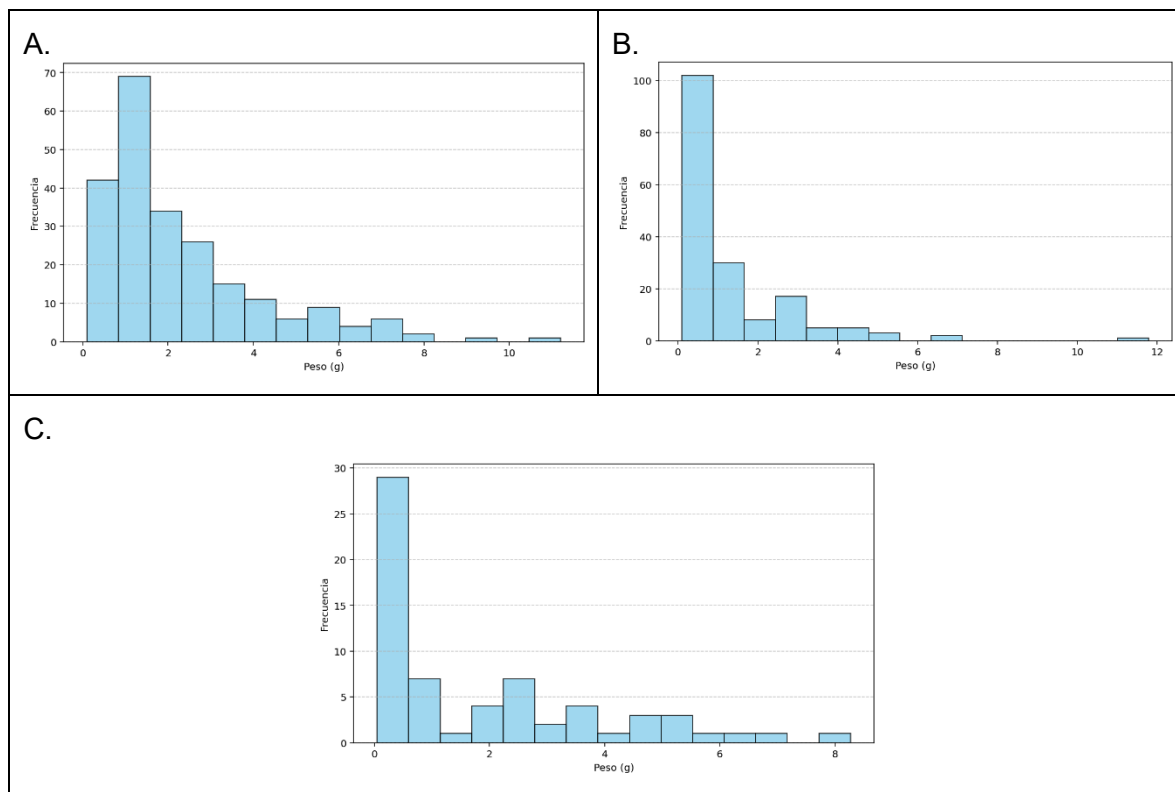


Figura 15. Frecuencia de peso por lugar. A: Quebrada Santibáñez. B: Río Namay. C: Quebrada Cune

La distribución de frecuencias del peso de la comunidad total de peces en los tres puntos de monitoreo reveló una estructura dominada por individuos de biomasa reducida, con variaciones en la representatividad de las clases intermedias (Figura 15). En la Quebrada Cune, la abundancia se concentró en el primer intervalo de peso (0 g a 0,5 g), con un número mínimo de individuos que superaron los 2 g.

Por su parte, el Río Namay mostroó la abundancia más heterogénea de los tres puntos de monitoreo; a diferencia de las dos quebradas estudiadas, este sitio mantuvo una abundancia significativa de individuos en los tres primeros intervalos de biomasa (hasta 1,5 g), con una transición gradual hacia tallas medias, que disminuyó a partir de 3 g. La Quebrada Santibáñez presentó una tendencia similar a la de la Quebrada Cune, con un pico de abundancia alto en la clase de peso inicial (0 - 0,5 g) y una abundancia muy baja en los rangos de biomasa superiores, que refleja una comunidad compuesta mayoritariamente por individuos de bajo peso corporal.

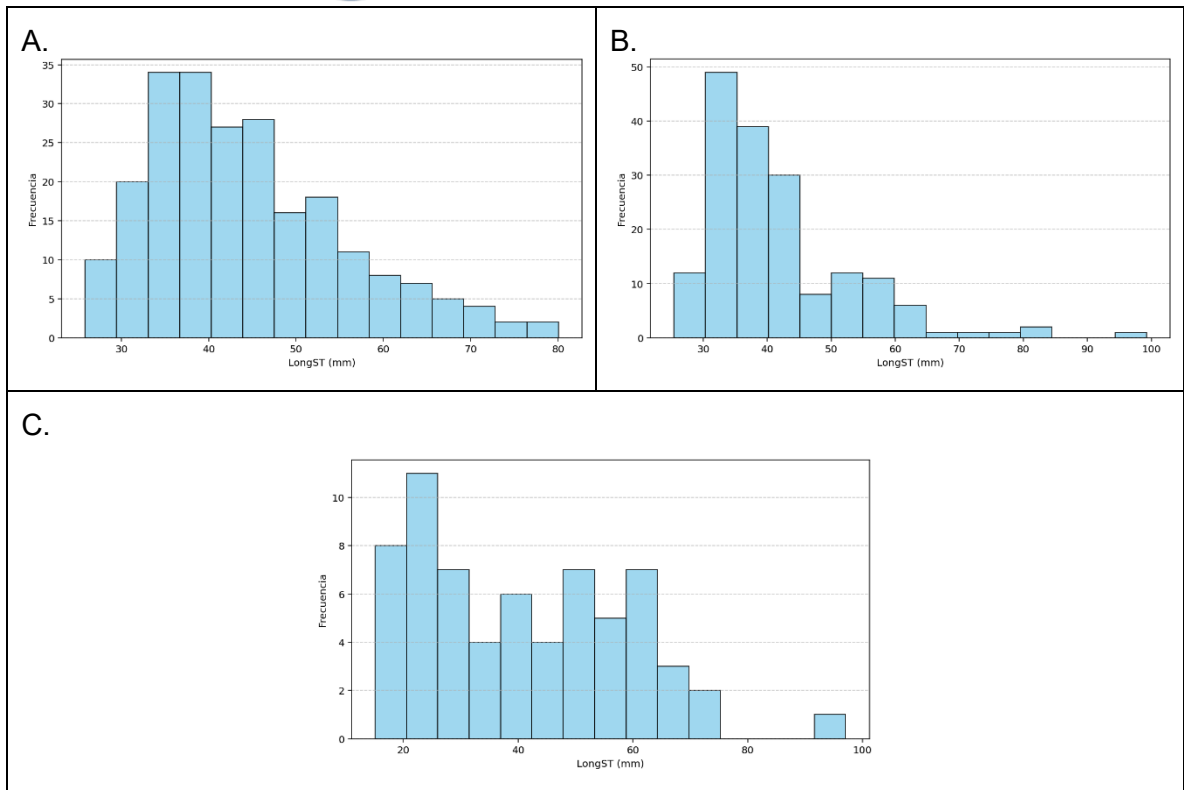


Figura 16. Frecuencia de la longitud estándar por lugar. A: Quebrada Santibáñez. B: Río Namay. C: Quebrada Cune

La distribución de frecuencias de la longitud estándar de toda la comunidad de peces en los tres puntos de monitoreo mostró una estructura dominada por individuos de talla pequeña, con variaciones en la representatividad de las clases intermedias y superiores (Figura 16). En la Quebrada Cune, la mayor abundancia se concentró en el primer intervalo de talla (20 a 25 mm), con una disminución drástica hacia las tallas mayores y escasos registros que superan los 75 mm de longitud estándar.

En el Río Namay, se reportó una distribución de abundancia de mayor amplitud, aunque el pico se sitúa en las tallas iniciales (30 a 35 mm). Este río presentó una abundancia constante y significativa de individuos en los intervalos intermedios (hasta 65 mm), registrándose incluso ejemplares en clases de tamaño superiores (>75 mm). En la Quebrada Santibáñez se notó una tendencia similar a la de la Quebrada Cune, con una dominancia marcada de individuos en el rango de 33 a 40 mm; a diferencia de los otros puntos, Santibáñez mantiene una frecuencia considerable de individuos hasta los 55 mm, antes de mostrar un descenso gradual hacia las tallas máximas observadas de 80 mm.

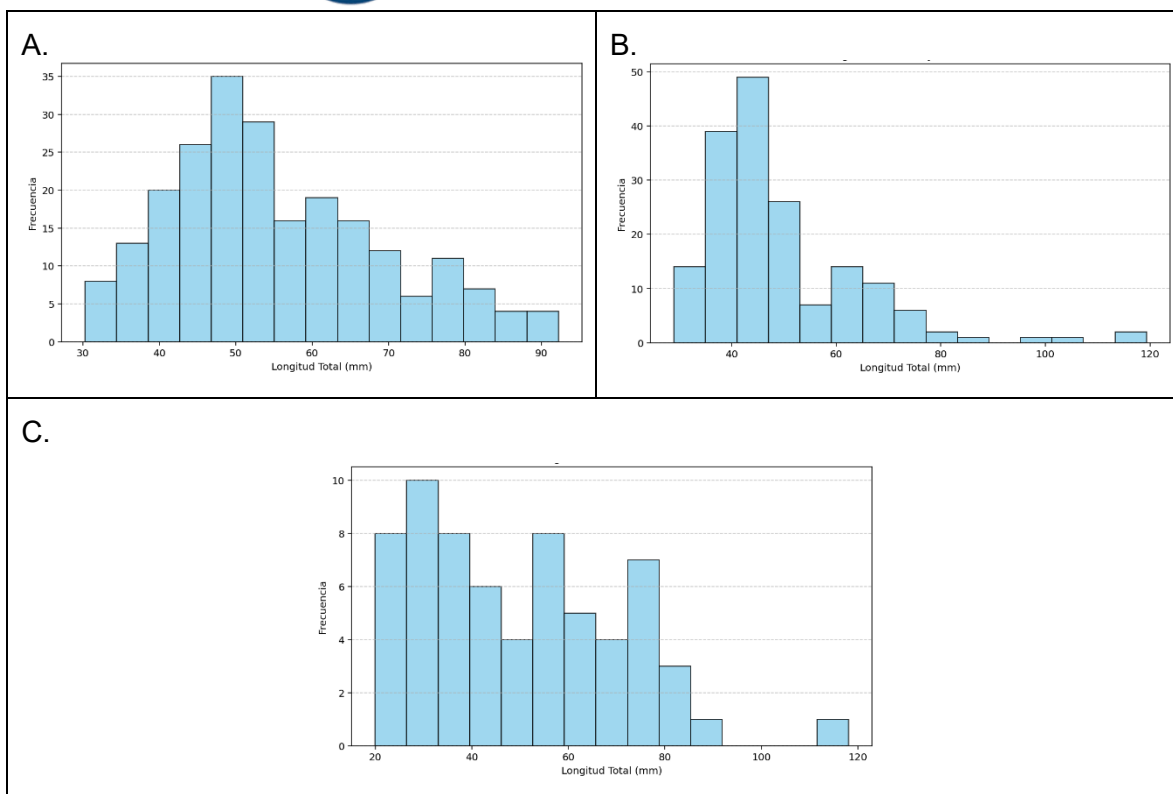


Figura 17. Frecuencia de la longitud total por lugar. A: Quebrada Santibáñez. B: Río Namay. C: Quebrada Cune

De manera similar la distribución de frecuencias de la longitud estándar, la longitud total de toda la comunidad de peces mostró una estructura dominada por individuos de talla pequeña, con variaciones en la abundancia de las clases intermedias y superiores (Figura 17). En la Quebrada Cune, la mayor abundancia se concentró en el primer intervalo de talla (26 a 33 mm), con una disminución drástica hacia las tallas mayores y pocos registros mayores a 85 mm de longitud total.

En el Río Namay, se observó una distribución de tallas más equilibrada y de mayor amplitud. Aunque el pico de abundancia se sitúa en las tallas iniciales (41 a 47 mm), este sitio mantiene una representación constante y significativa de individuos en los intervalos intermedios (hasta 80 mm), con ejemplares que alcanzan clases de tamaño superiores (>90 mm). Para la Quebrada Santibáñez la tendencia es similar a la de la Quebrada Cune, con un marcado predominio de individuos en el rango de 47 a 51 mm. Este sitio mantiene una presencia constante de organismos en los intervalos superiores, con una frecuencia relevante de hasta los 80 mm y registros máximos de 92 mm.

Size-spectrum

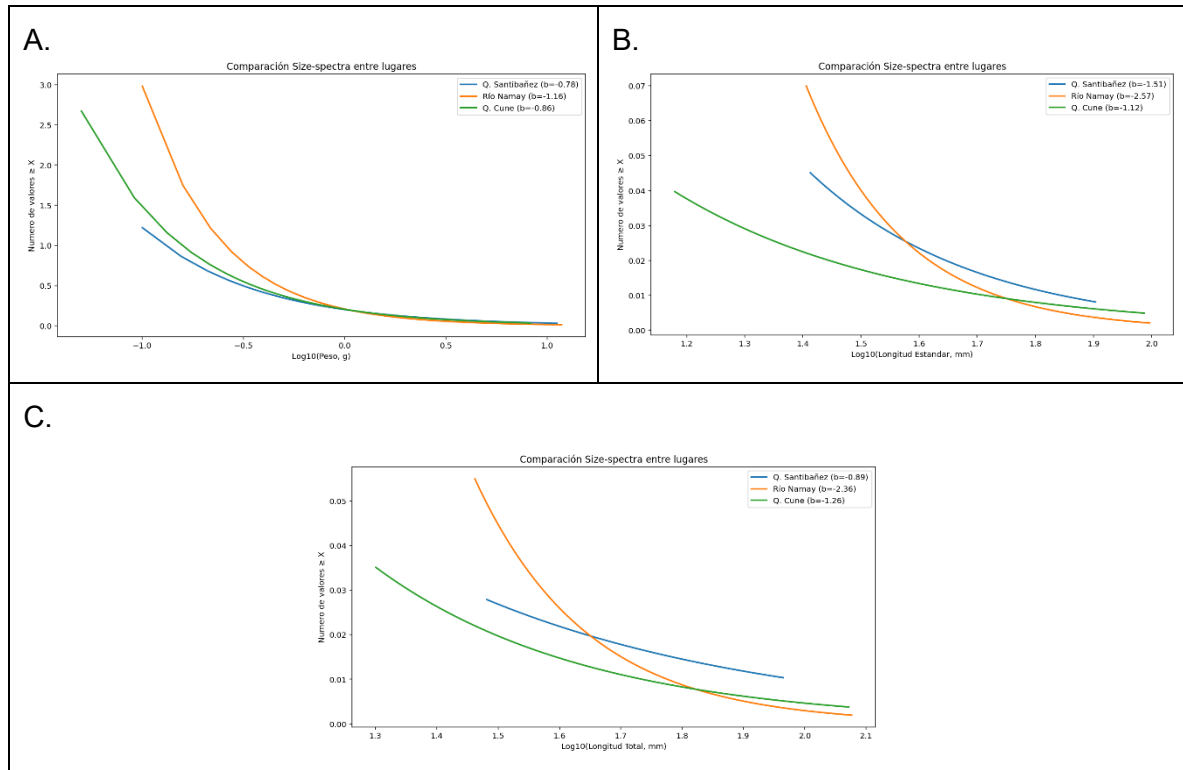


Figura 18. Size-spectrum. A: Peso. B: Longitud estándar. C: Longitud total.

En la Figura 18 se presentan las tendencias del Size-Spectrum de cada una de las variables morfométricas evaluadas. El Size-Spectrum, basado en la medida morfométrica de peso (g) de la comunidad de peces, reportó diferencias en la estructura de tallas entre las tres localidades, reflejadas en las pendientes b de la regresión log-log del número acumulado de individuos en función del peso corporal. Los valores negativos obtenidos en todas las localidades confirman la relación inversa esperada entre la abundancia y el tamaño corporal. La Quebrada Santibáñez y la Quebrada Cune presentaron individuos en un rango de tamaños más amplio, incluyendo las clases de menor peso (desde aproximadamente $-1,2 \text{ Log}_{10}(\text{g})$), mientras que Río Namay registró individuos a partir de clases de tamaño mayores (desde $-1,0 \text{ Log}_{10}(\text{g})$). Las pendientes obtenidas fueron $b = -0,78$ para la Quebrada Santibáñez, $b = -0,86$ para la Quebrada Cune y $b = -1,16$ para el Río Namay.

El Size-Spectrum basado en la longitud estándar (mm), de la comunidad de peces, mostró diferencias en la pendiente b entre las tres localidades. La Quebrada Cune presentó el rango más amplio, con individuos desde aproximadamente $1,2 \text{ Log}_{10}(\text{mm})$, mientras que la Quebrada Santibáñez y el Río Namay iniciaron su rango en $1,4 \text{ Log}_{10}(\text{mm})$. Las pendientes obtenidas fueron $b = -1,12$ para la Quebrada Cune, $b = -1,51$ para la Quebrada Santibáñez y $b = -2,57$ para el Río Namay. El Río Namay presentó la pendiente más pronunciada de las tres localidades, mientras que la Quebrada Cune mostró la menos pronunciada, con la Quebrada Santibáñez en una posición intermedia.

En cuanto al Size-Spectrum basado en la longitud total (mm) de la comunidad de peces, se reportaron diferencias entre las tres localidades tanto en el rango de tallas registrado, como

en las pendientes b obtenidas. La Quebrada Cune presentó el rango más amplio, con individuos desde aproximadamente $1,3 \text{ Log}_{10}(\text{mm})$, mientras que la Quebrada Santibáñez y el Río Namay iniciaron su rango en $1,5 \text{ Log}_{10}(\text{mm})$. Las pendientes fueron $b = -0,89$ para la Quebrada Santibáñez, $b = -1,26$ para la Quebrada Cune y $b = -2,36$ para el Río Namay. El Río Namay presentó nuevamente la pendiente más pronunciada de las tres localidades, con una caída abrupta visible en la gráfica, especialmente entre $1,5$ y $1,7 \text{ Log}_{10}(\text{mm})$, mientras que la Quebrada Santibáñez registró la pendiente menos pronunciada, con una disminución más gradual a lo largo de todo el rango de tallas.

En conjunto, los tres puntos de monitoreo presentaron pendientes b negativas en las tres variables morfométricas evaluadas, con diferencias tanto entre localidades como entre medidas. El Río Namay registró de manera consistente las pendientes más pronunciadas en las tres variables, mientras que las quebradas Santibáñez y Cune presentaron pendientes más suaves. Entre variables, las pendientes basadas en la longitud (estándar y total) resultaron más pronunciadas que las basadas en el peso en los tres sitios.

8 Discusión

8.1 Composición de la comunidad íctica.

Los tres puntos de monitoreo presentaron parámetros fisicoquímicos in situ similares entre sí, con pH ligeramente alcalino, alta oxigenación y valores de conductividad y de sólidos disueltos totales propios de las aguas mineralizadas de la región (Roldán Pérez & Ramírez Restrepo, 2008). Esta similitud en las condiciones químicas sugiere que las diferencias observadas en la estructura de tallas y en las pendientes del Size-Spectrum entre los tres puntos no son atribuibles a variaciones locales en la calidad del agua, sino que se asocian principalmente con el gradiente de presión antrópica sobre las condiciones físicas del hábitat, caracterizado de forma cualitativa a partir de las observaciones de campo y con las condiciones del entorno descritas en cada punto (Figura 2, Figura 3 y Figura 4). Con la información disponible en este estudio, esta es la interpretación más razonable de las diferencias observadas. La alta oxigenación registrada en los tres puntos, incluso con valores de sobresaturación, se asocia a la pendiente del cauce y a la turbulencia generada por el choque del agua contra las piedras de gran tamaño, condiciones morfológicas compartidas por los tres sitios (Roldán Pérez & Ramírez Restrepo, 2008), lo que refuerza la similitud de la química del agua entre ellos. No obstante, el Río Namay reportó una conductividad ligeramente mayor, coherente con la concentración de sólidos disueltos totales más alta de los tres puntos de monitoreo, lo que podría reflejar un aporte de material iónico desde la cuenca más elevada, asociado con las actividades rurales, urbanas, ganaderas y de construcción circundantes. Este factor constituye una variable adicional a considerar al interpretar la pendiente del Size-Spectrum más pronunciada registrada en este punto.

Considerando la comunidad íctica registrada en cada uno de los puntos de monitoreo y las características ecológicas de cada especie (ver Anexo 2), los tres puntos presentaron comunidades propias de corrientes rápidas y fondos rocosos, con alta disponibilidad de perifiton para su alimentación (Maldonado-Ocampo et al., 2005). En la Quebrada Santibáñez y en el Río Namay se compartieron adicionalmente especies tolerantes a la turbidez.

La abundancia total registrada disminuyó a medida que aumentó la presión antrópica del entorno: la Quebrada Santibáñez (presión baja) reportó 230 individuos, el Río Namay (presión intermedia) 173 y la Quebrada Cune (presión alta) 65. Este gradiente sugiere una relación inversa entre la abundancia de la comunidad íctica y la intensidad de las presiones antrópicas circundantes. Con la información disponible en este estudio, esta relación constituye la interpretación más coherente del patrón observado, si bien su confirmación requeriría un mayor número de sitios y la cuantificación directa de la presión antrópica. Además, la composición de especies en cada punto de monitoreo permite inferir diferencias en la disponibilidad de microhábitats. Así, tomando como referencia los hábitats preferidos descritos para cada especie por Maldonado-Ocampo et al. (2005), la Quebrada Santibáñez (que, adicionalmente registró *H. yacopiae* y *A. homodon*) agrupa taxones asociados a sustratos arenosos y pedregosos y a condiciones tanto de aguas claras como turbias, lo que sugiere una mayor heterogeneidad de microhábitats en comparación con los otros dos sitios. En el Río Namay, la presencia de especies como *P. macrocephala* y *S. leightoni* es consistente con ambientes que incluyen sedimentos orgánicos y zonas de remanso. La Quebrada Cune, por su parte, presentó la menor riqueza (cuatro especies), lo cual es congruente con una menor diversidad de microhábitats disponibles en un entorno con mayor intervención humana.

8.2 Datos morfométricos.

Los box-plots de las tres medidas morfométricas evaluadas (Figura 5) mostraron ligeras diferencias entre los tres puntos de monitoreo, tanto en la magnitud de las tallas y los pesos como en la dispersión de los datos en cada sitio. Estas variaciones sugieren diferencias en las condiciones de desarrollo de los individuos que no se explican por el pH, la temperatura o la oxigenación (parámetros que resultaron similares entre los puntos), sino que parecen responder a la combinación del gradiente de presión antrópica y de las diferencias observadas en conductividad y sólidos disueltos totales. La prueba de Kruskal-Wallis confirmó que estas diferencias morfométricas son estadísticamente significativas en las tres variables (peso, longitud estándar y longitud total; $p < 0,05$), por lo que las variaciones descritas a continuación no obedecen únicamente a la variabilidad del muestreo.

La Quebrada Cune presentó los rangos más amplios en las tres variables, con bigotes superiores más largos en la longitud total y la longitud estándar, lo que indica la influencia de los ejemplares de mayor tamaño y, al mismo tiempo, la mayor variabilidad de tallas dentro del sitio. Según Winemiller (1989), la coexistencia de una amplia gama de tallas indica la presencia de múltiples cohortes, desde juveniles hasta adultos maduros; esta amplitud admite más de una lectura ecológica, incluida la menor competencia asociada a una baja densidad poblacional, que se integra y se discute con mayor detalle al analizar la forma del espectro de tallas. Esta interpretación coincide con lo señalado por Roldán Pérez & Ramírez Restrepo (2008), quienes plantean que un ambiente con menor concentración de sólidos disueltos podría disminuir el estrés osmorregulador y, potencialmente, permitir que los organismos destinen una mayor proporción de energía al crecimiento longitudinal durante sus etapas ontogénicas. En este estudio, la Quebrada Cune registró la menor conductividad (626 $\mu\text{S}/\text{cm}$) y la menor concentración de sólidos disueltos totales (313 mg/L) entre los tres puntos de monitoreo, lo cual es consistente con esa hipótesis; no obstante, dado que en este estudio no se midieron variables fisiológicas ni tasas de crecimiento individuales, esta relación se plantea como hipótesis explicativa y no como un mecanismo demostrado.

En el Río Namay se observó la mayor homogeneidad en las tres variables morfológicas analizadas, reflejada en box-plots más compactos y en una menor variabilidad de tallas dentro del sitio. Es decir, la comunidad registrada en este punto presenta una estructura más uniforme, con individuos concentrados en un intervalo estrecho de tallas en lugar de abarcar múltiples cohortes (Winemiller, 1989). A diferencia de la Quebrada Cune, el Río Namay no incluyó las tallas más pequeñas del estudio ni registró los individuos de mayor tamaño: las tallas se agruparon en un rango intermedio que no alcanza los extremos superior ni inferior observados en los otros lugares. Esta posible “estandarización” de las tallas en un rango acotado es típica de sitios sometidos a alta presión ambiental, donde los individuos no alcanzan su máximo potencial de crecimiento biológico antes de desplazarse o ser removidos del sistema (Vazzoler, 1996). Llama la atención que, pese a registrar la mayor concentración de oxígeno disuelto (10,63 mg/L), las tallas totales no sean las más altas, lo que sugiere que otros factores estarían actuando como factores limitantes. Este río presentó la conductividad más alta (787 $\mu\text{S}/\text{cm}$) y la mayor concentración de sólidos disueltos totales (393 mg/L) entre los tres puntos de monitoreo, lo que implicaría un mayor costo osmorregulador y limitaría la energía disponible para el crecimiento, lo cual es coherente con el rango de tallas más acotado observado (Roldán Pérez & Ramírez Restrepo, 2008). Determinar con mayor precisión el peso relativo de estos y otros factores limitantes, como la disponibilidad de alimento o las condiciones hídricas del sistema, requeriría mediciones complementarias que exceden el alcance del presente estudio, por lo que estas interpretaciones deben considerarse hipótesis a contrastar en investigaciones futuras con mayor resolución de las variables ambientales.

En el gráfico de peso (Figura 5C), se observó una asimetría positiva en todos los sitios, típica de poblaciones en las que pocos individuos alcanzan grandes biomásas. Sin embargo, en la Quebrada Santibáñez el peso mediano fue ligeramente superior al del Río Namay, a pesar de tener una menor concentración de oxígeno disuelto (8,03 mg/L frente a 10,63 mg/L). Esto indica que la relación peso-longitud no solo depende de la oxigenación, sino también de otros factores ambientales que inciden en el bienestar o en el estado nutricional del pez (Froese, 2006). En este caso, la combinación de una conductividad intermedia (639 $\mu\text{S}/\text{cm}$), un pH ligeramente más alcalino (8,53) y temperaturas estables en la Quebrada Santibáñez podría favorecer una mayor acumulación de reservas en los peces, comparación con los demás sitios.

Las pruebas de hipótesis mediante el análisis de Kruskal-Wallis respaldaron el patrón descrito a partir de los box-plots. La prueba post-hoc de Dunn (con corrección de Bonferroni) mostró que la Quebrada Santibáñez se diferenció significativamente del Río Namay y de la Quebrada Cune en las tres variables morfométricas, mientras que el Río Namay y la Quebrada Cune no presentaron diferencias significativas entre sí en ninguna de ellas. Esto refuerza la lectura de que la Quebrada Santibáñez sostiene a individuos de mayores tallas y pesos y aporta evidencia objetiva de la similitud morfométrica de los peces entre el Río Namay y la Quebrada Cune, sugerida por la inspección visual de las distribuciones. No obstante, dado que las varianzas resultaron desiguales, estas diferencias deben interpretarse como diferencias en la distribución y en la tendencia central de las tallas, y no como un simple desplazamiento de las medias, lo cual es coherente con las distintas amplitudes de los box-plots descritas para cada sitio.

8.3 Size-Spectrum como herramienta de biomonitoreo

Los resultados del Size-Spectrum obtenidos en los tres puntos de monitoreo evaluados muestran pendientes b negativas en todas las variables morfométricas analizadas (peso,

longitud estándar y longitud total), lo cual es consistente con la relación inversa esperada entre abundancia y tamaño corporal en comunidades acuáticas (Andersen, Jacobsen, et al., 2016; Paramo & Pérez, 2024). Esta tendencia confirma que el modelo Size-Spectrum es capaz de capturar patrones estructurales de la comunidad de peces en sistemas lóticos altoandinos, de acuerdo con lo señalado por Marín et al. (2023), quienes destacan su utilidad como herramienta complementaria para el biomonitoreo en ecosistemas de agua dulce. Los resultados también respaldan lo reportado por Gómez-Canchong et al. (2011), quienes señalan que, en ausencia de perturbaciones importantes, la distribución de tamaños de una comunidad presentará regularidades relativamente estables en el tiempo.

Desde una perspectiva biológica, la pendiente b del Size-Spectrum no es únicamente un descriptor estadístico de la relación entre abundancia y tamaño, sino que sintetiza procesos ecológicos que operan a nivel de la comunidad. Su valor refleja la eficiencia con la que la energía se transfiere desde los organismos de menor tamaño hacia los de mayor tamaño a lo largo de la estructura trófica, un proceso mediado por la depredación tamaño-dependiente y por la relación de masa entre depredador y presa (Andersen, Jacobsen, et al., 2016; Benoît & Rochet, 2004; Kerr, 1974). En términos generales, una pendiente menos pronunciada (más cercana a cero) indica que la abundancia disminuye lentamente al aumentar el tamaño corporal, es decir, que una fracción relativamente mayor de la energía alcanza a las clases de mayor talla y, por lo tanto, a los niveles tróficos superiores, lo que se asocia con comunidades de estructura trófica más completa y con presencia de individuos grandes (Sheldon et al., 1972; Sprules & Barth, 2016). En otras palabras, pendientes bajas reflejan ecosistemas más equilibrados y sanos. Por el contrario, una pendiente más pronunciada (más negativa) señala una caída rápida de la abundancia con el tamaño, lo que implica el predominio de organismos pequeños y la escasez de individuos de talla grande, patrón que puede derivarse de una menor eficiencia de transferencia energética, del truncamiento de las clases de mayor tamaño o de perturbaciones que reestructuran la comunidad hacia tallas menores (Guiet et al., 2016; Marín et al., 2023). Bajo esta lectura, los valores de b obtenidos en el presente estudio pueden interpretarse como una expresión integrada del estado de la estructura de tamaños de cada comunidad, en la que la magnitud de la pendiente resume tanto la disponibilidad relativa de individuos grandes como, de manera indirecta, la organización trófica del ensamblaje.

Desde el punto de vista teórico, existe un debate en la literatura sobre el valor de referencia esperado de la pendiente (b) del Size-Spectrum en comunidades no perturbadas. Por un lado, autores como Coghlan et al. (2022), Sheldon et al., (1972) y Sprules & Barth (2016) señalan que, bajo condiciones de equilibrio ecológico, la distribución de frecuencia numérica o de biomasa del tamaño corporal debería seguir una ley de potencia con $\lambda = -2$, valor derivado de modelos teóricos que asumen una transferencia de energía uniforme entre niveles tróficos sucesivos, una asunción que cuenta con una base empírica sólida en ecosistemas marinos (Mehner et al., 2018; Sprules & Barth, 2016). Por otro lado, Andersen, Jacobsen et al. (2016) señalan que el valor esperado de b se aproxima a -1 , dado que esta formulación refleja directamente la relación entre el número de individuos y su tamaño corporal, sin el efecto adicional de escalar la abundancia por la masa de cada individuo. Esta distinción no es menor, ya que el valor de referencia esperado depende fundamentalmente de la variable utilizada para representar el espectro: cuando se trabaja con la biomasa, el valor teórico tiende a -2 , mientras que con la abundancia numérica se aproxima a -1 (Andersen, Jacobsen, et al., 2016; Edwards et al., 2017). No obstante, la aplicación de estos valores de referencia en el presente estudio debe interpretarse con cautela, ya que, en ecosistemas de agua dulce continental, y particularmente en ríos

tropicales altoandinos, el conocimiento sobre la eficiencia de la transferencia trófica es considerablemente más limitado que en los sistemas marinos (Mehner et al., 2018). Por lo tanto, debido a que en este estudio no se contó con datos de producción por nivel trófico, ni de relaciones tróficas específicas que permitieran estimar la eficiencia energética de forma empírica, la discusión de las pendientes obtenidas reconoce esta limitación inherente a la falta de parámetros locales de transferencia.

En el presente estudio se siguió la metodología de Páramo & Pérez (2024) basada en ajustar una distribución de Pareto sobre la abundancia numérica de individuos mediante la estimación de máxima verosimilitud. Aunque Páramo & Pérez (2024) citan como referencia el valor $\lambda = -2$, la estimación obtenida mediante esta formulación matemática arroja un exponente b equivalente al de la distribución de abundancia numérica, cuyo valor de equilibrio teórico es -1 (Andersen, Jacobsen, et al., 2016; Edwards et al., 2017). En consecuencia, el valor de referencia más pertinente para interpretar los resultados del presente estudio es $b = -1$. Con base en lo anterior, los valores derivados para el modelo basado en peso corporal ($b = -0,78$ para la Quebrada Santibáñez, $b = -0,86$ para la Quebrada Cune y $b = -1,16$ para el Río Namay), para longitud estándar ($b = -1,12$ para la Quebrada Cune, $b = -1,51$ para la Quebrada Santibáñez y $b = -2,57$ para el Río Namay) y para longitud total ($b = -0,89$ para la Quebrada Santibáñez, $b = -1,26$ para la Quebrada Cune y $b = -2,36$ para el Río Namay) son concordantes con la teoría y, por lo tanto, analizables bajo el contexto planteado en este estudio.

Las Quebradas Santibáñez y Cune mostraron valores de b más cercanos a -1 en las tres variables, especialmente al emplear el peso, lo que sugiere una estructura de tallas más próxima al equilibrio teórico esperado. En el caso del Río Namay, sus pendientes se alejaron de forma consistente de -1 . Sin embargo, esta interpretación debe hacerse con cautela, dado que este sitio registró individuos únicamente en clases de mayor tamaño, en comparación con las dos quebradas, como se señaló en el capítulo de resultados. Esta ausencia de clases de tamaño más pequeño en el Río Namay puede haber influido en la estimación de la pendiente, haciendo que la caída en la abundancia acumulada a lo largo del rango de tallas registrado fuera más abrupta, sin que esto necesariamente reflejara una mayor dominancia real de organismos pequeños sobre los grandes en los otros puntos de monitoreo. Una posible explicación sería que este sitio corresponda preferentemente a un hábitat de individuos adultos, con los juveniles concentrados en tramos distintos del cauce o presentes en otras épocas del año. Sin embargo, la información disponible sobre la biología reproductiva y la distribución ontogénica de las especies registradas en este sitio es escasa o inexistente (Maldonado-Ocampo et al., 2005), por lo que esta hipótesis no puede evaluarse con los datos del presente estudio y constituye una pregunta abierta para investigaciones futuras.

Considerando los valores de b obtenidos a partir del peso corporal, la Quebrada Santibáñez ($b = -0,78$) y la Quebrada Cune ($b = -0,86$) presentaron las pendientes menos pronunciadas y más cercanas al valor de referencia. En el marco biológico expuesto, una pendiente tan poco pronunciada como la de la Quebrada Santibáñez implica que una fracción relativamente alta de la energía se transfiere a las clases de mayor talla, lo cual es coherente con una estructura trófica más completa y con la presencia sostenida de individuos grandes en el sistema (Andersen, Jacobsen, et al., 2016; Sheldon et al., 1972). Una pendiente menos negativa sugiere una mayor representación relativa de individuos de talla grande en la comunidad, lo que según Guiet et al. (2016) y Marín et al. (2023), se relaciona con estructuras tróficas más completas y con comunidades con menor presión

antrópica. Este patrón es consecuente con las características ecológicas de las especies dominantes en cada sitio: en la Quebrada Santibáñez predominaron *C. thomsoni*, *T. ferreii* y *C. affinis*, especies propias de corrientes rápidas con fondos rocosos y alta disponibilidad de perifiton (Maldonado-Ocampo et al., 2005), condiciones que favorecen el desarrollo completo del ciclo de vida y la permanencia de individuos adultos en el sistema. A su vez, la mayor riqueza de especies y la abundancia registrada en este sitio (230 individuos, seis especies) son consistentes con la interpretación de que una menor perturbación antrópica favorece comunidades estructuralmente más diversas (Karr, 1981; Marín et al., 2023).

En el caso del Río Namay, la pendiente más pronunciada en las tres medidas morfométricas analizadas podría estar relacionada no solo con las presiones antrópicas intermedias registradas en este sitio, sino también con las condiciones observadas durante el muestreo, en particular con el aumento de la corriente y de la turbidez como consecuencia de las lluvias registradas la noche anterior. Estas condiciones se caracterizan por generar el desplazamiento de los individuos y por reducir la probabilidad de captura de organismos de mayor talla (Roldán Pérez & Ramírez Restrepo, 2008), lo que podría haber influido en la subestimación de las clases de mayor tamaño. Interpretada bajo el marco biológico de la distribución de tallas, una pendiente tan pronunciada como la del Río Namay indicaría una caída acelerada de la abundancia con el tamaño y, por lo tanto, una menor proporción de energía sostenida en las tallas grandes. No obstante, dado que en este sitio no se registraron clases de menor tamaño, parte de esta inclinación de la pendiente responde a la estructura truncada del espectro y no necesariamente a una menor transferencia energética real, por lo que esta lectura debe tomarse con cautela (Andersen, Jacobsen, et al., 2016). La presencia de *P. macrocephala*, especie catalogada como vulnerable tanto por la UICN como por el Libro Rojo de Peces Dulceacuícolas de Colombia (Mojica et al., 2012), y que fue registrada en el Río Namay y la Quebrada Cune, amplió el rango de tallas superiores del espectro en ambos puntos de monitoreo, lo cual refuerza la necesidad de interpretar la pendiente con precaución y en conjunto con la información sobre la composición de especies y las condiciones de muestreo. Además, estos resultados subrayan la necesidad de realizar colectas más frecuentes en el tiempo, con el fin de mitigar los posibles efectos de condiciones muy locales o temporales.

La Quebrada Cune presentó el rango más amplio de tallas en las tres variables morfométricas evaluadas, incluyendo individuos de las clases de menor tamaño. Esto resulta llamativo dado que este sitio registró la mayor presión antrópica, la menor abundancia (65 individuos) y la menor riqueza de especies (cuatro especies). Esta amplitud de tallas admite dos lecturas no excluyentes. Por una parte, tal como se señaló previamente para este sitio, la menor conductividad (626 $\mu\text{S}/\text{cm}$) y la menor concentración de sólidos disueltos totales (313 mg/L) podrían, en principio, reducir el estrés osmorregulador y favorecer el desarrollo de los individuos. No obstante, dado que en este estudio no se midieron variables fisiológicas ni tasas de crecimiento individuales, esta relación se plantea únicamente como una hipótesis explicativa y no como un mecanismo demostrado (Roldán Pérez & Ramírez Restrepo, 2008). Por otra parte, la baja densidad poblacional reduciría la competencia intraespecífica e interespecífica, lo que permitiría la persistencia de individuos en distintas etapas ontogénicas (Winemiller, 1989). Ambos factores pueden estar actuando simultáneamente en este sitio: la condición química del agua no implicaría un costo fisiológico elevado, mientras que la reducción poblacional asociada a la perturbación antrópica disminuiría la presión competitiva sobre los individuos remanentes.

En el marco biológico de la pendiente, el valor cercano a -1 obtenido en peso para la Quebrada Cune indicaría una distribución de energía entre tallas próxima a lo esperado. Sin embargo, la irregularidad del espectro advierte que la mera magnitud de b puede subestimar la perturbación, ya que la pérdida de linealidad refleja una reorganización de la estructura de tallas que la pendiente por sí sola no captura (Guiet et al., 2016; Marín et al., 2023). La distribución irregular o multimodal del espectro de esta quebrada es consistente con lo observado en comunidades sometidas a alta perturbación, donde la estructura de tallas pierde la regularidad esperada por la teoría (Gómez-Canchong et al., 2011; Guiet et al., 2016). En este sentido, Marín et al. (2023) señalan que el modelo Size-Spectrum es más sensible a la pérdida de hábitat que otros bioindicadores comunes en ecosistemas de agua dulce. Las irregularidades en la distribución de tallas observadas en la Quebrada Cune podrían reflejar precisamente este tipo de perturbación, lo cual es coherente con las modificaciones físicas del cauce documentadas en campo, incluida la presencia de gaviones que alteran el régimen hidráulico natural.

Estos resultados llevan a plantear la siguiente pregunta: ¿cuál de las tres medidas morfométricas resulta más adecuada para evaluar la salud de un sistema acuático mediante el método del espectro de tamaños? Diferentes investigaciones respaldan el uso del peso corporal como la medida preferida. Por ejemplo, Edwards et al. (2017) y Páramo & Pérez (2024) señalan que la masa corporal es la métrica natural para formular un presupuesto energético individual, ya que se relaciona directamente con el metabolismo, la tasa de crecimiento y las interacciones tróficas, elementos centrales en la teoría del Size-Spectrum (Andersen, Jacobsen, et al., 2016). En contraste, la longitud, aunque más fácil de obtener en campo, es una medida unidimensional que no captura la condición corporal ni la biomasa del individuo con la misma precisión y que, dependiendo de la especie, presenta una relación alométrica variable con la masa (Froese, 2006). Esto implica una fuente adicional de variabilidad al comparar comunidades con composiciones taxonómicas distintas. Esta característica es especialmente relevante en el presente estudio, dado que la composición de especies varió entre los sitios. Adicionalmente, los resultados obtenidos muestran que las pendientes derivadas de la longitud estándar y la longitud total fueron considerablemente más pronunciadas que las del peso, particularmente en el Río Namay, lo que sugiere que estas variables amplifican las diferencias entre sitios sin que necesariamente ello refleje diferencias reales en la estructura energética de la comunidad. Por estas razones, el peso corporal se considera la variable morfométrica más robusta y teóricamente fundamentada para aplicar el modelo Size-Spectrum como indicador de la integridad ecológica de las comunidades de peces.

En el caso de Colombia, se presenta una limitación propia de los ríos de montaña altoandinos, ya que la abundancia y la riqueza de peces disminuyen de forma natural a medida que aumenta el gradiente altitudinal, incluso en zonas sin perturbaciones humanas. Estudios realizados en los Andes colombianos reportan con claridad que una gran parte de las especies se concentra en cuerpos de agua que ubicados en zonas por debajo de los 1250 msnm. En contraposición, los cuerpos de agua localizados a mayor altitud registran comunidades menos abundantes y con menor riqueza; además, suelen presentar dominancia de unas pocas especies (Carvajal-Quintero et al., 2015; Jaramillo-Villa et al., 2010). Carvajal-Quintero et al. (2015) y Jaramillo-Villa et al. (2010) explican que, conforme aumenta la altitud, cambian condiciones como la temperatura, el oxígeno disuelto y la diversidad de hábitats disponibles, y los taxones van siendo reemplazados por especies de cuerpos y tallas bastante parecidos entre sí adaptadas a aguas rápidas y turbulentas propias de las quebradas de alta montaña.

Esto es importante al implementar modelos como el Size-Spectrum, ya que estos requieren abarcar todo el rango de tallas para estimar adecuadamente la pendiente b (Andersen, Jacobsen, et al., 2016). Un río de alta montaña, con pocas especies y tallas similares, puede arrojar un espectro “recortado”, con menos clases de tamaño. En ese momento, con la información disponible, es difícil saber si una pendiente atípica refleja una verdadera perturbación o, simplemente, la pobreza natural de peces propia de la altitud. Por eso, los resultados del espectro deberían interpretarse siempre considerando la altitud y el contexto de cada río. Igualmente, hace falta más investigación que evalúe el cómo el cambio altitudinal afecta el modelo.

En la misma línea, los resultados de este trabajo abren la puerta a evaluar cómo se ajusta la teoría del Size-Spectrum, desarrollada principalmente en ecosistemas marinos y lacustres (Andersen, Jacobsen, et al., 2016), a la realidad de los ríos altoandinos, donde la comunidad íctica está compuesta por pocas especies de tallas similares y se desarrolla bajo condiciones abióticas particulares (Carvajal-Quintero et al., 2015). Dado que Colombia es un país de gran diversidad geográfica e hidrológica, con cuerpos de agua que difieren ampliamente en altitud, régimen hidráulico y composición de especies, resulta especialmente valioso avanzar en estudios que exploren cómo se comporta el modelo en estos distintos contextos y si conviene adaptarlo o establecer valores de referencia propios para los sistemas de alta montaña u otros ecosistemas acuáticos.

Finalmente, es importante reconocer que el tamaño de la muestra obtenido, en particular en la Quebrada Cune ($n = 65$), puede haber limitado la robustez del ajuste del modelo. Andersen, Jacobsen et al. (2016) indican que estos modelos requieren muestras representativas de todas las clases de tamaño para producir estimaciones confiables de la pendiente b y que las muestras pequeñas tienden a subestimar los valores extremos del espectro. Un mayor esfuerzo de muestreo en diferentes épocas climáticas y en distintas fases hidrológicas permitiría reducir esta incertidumbre y mejorar la comparabilidad entre sitios en futuros estudios de biomonitoreo.

9 Conclusión

Se identificaron ocho especies de peces en los tres cuerpos de agua evaluados, con un gradiente de riqueza y abundancia coherente con el gradiente de presión antrópica documentado en campo, siendo la Quebrada Santibáñez el sitio con mayor abundancia y riqueza y la Quebrada Cune el de menor, lo que es coherente con la utilidad de la comunidad íctica como bioindicador del estado ecológico del sistema (Karr, 1981; Maldonado-Ocampo et al., 2005). Las diferencias morfométricas entre sitios fueron corroboradas estadísticamente mediante las pruebas de Kruskal-Wallis y de Dunn, que confirmaron que la Quebrada Santibáñez difiere de manera significativa del Río Namay y de la Quebrada Cune en peso, longitud estándar y longitud total, mientras que estos dos últimos sitios no difieren entre sí, lo que aporta un soporte cuantitativo al patrón observado a lo largo del gradiente de presión antrópica.

El modelo Size-Spectrum, con la metodología seleccionada, mostró ser sensible a las diferencias ecológicas entre sitios, separando los tres cuerpos de agua mediante la pendiente b y el rango de tallas registrado. Con base en la metodología adoptada, el peso corporal se identificó como la variable morfométrica más adecuada para su aplicación, debido a su fundamentación teórica directa en términos energéticos (Edwards et al., 2017; Paramo & Pérez, 2024). Por otra parte, el valor de referencia de equilibrio más pertinente

para interpretar los resultados es $b = -1$ (Andersen, Jacobsen, et al., 2016). Sin embargo, la sensibilidad del modelo estuvo condicionada por el tamaño de la muestra (n), las condiciones hidrológicas durante el muestreo y el rango intermedio acotado de tallas registrado en el Río Namay (que no alcanzó los extremos superior ni inferior observados en los otros dos puntos de monitoreo), factores que limitan la comparabilidad directa entre sitios. A esto se suma que, en sistemas altoandinos, la disminución natural de la ictiofauna con la altitud puede restringir por sí sola el rango de tallas disponible y, con ello, la aplicabilidad del modelo, al margen de la perturbación humana (Carvajal-Quintero et al., 2015; Jaramillo-Villa et al., 2010). Por ello, se recomienda aumentar el esfuerzo de muestreo en futuras aplicaciones y complementar el análisis con otros indicadores de la comunidad para una evaluación más robusta de la integridad ecológica (Marín et al., 2023).

En el presente estudio, el modelo Size-Spectrum demostró ser una herramienta viable para el biomonitoreo de sistemas acuáticos en Colombia, en particular por no requerir identificación taxonómica detallada, lo que reduce los costos operativos y facilita su implementación en territorios con recursos limitados (Andersen, Jacobsen, et al., 2016; Marín et al., 2023).

10 Referencias

- Albornoz-Garzon, J. G., Conde-Saldana, C. C., Garcia-Melo, J. E., Taphorn, D. C., & Villa-Navarro, F. A. (2018). A new species of *Creagrutus* (Characidae: Stevardiinae) from the upper Río Magdalena, Colombia. *Zootaxa*, 4482(2), 341–354. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.4482.2.6>
- Álvarez, L. F. (2005). *Metodología para la utilización de los macroinvertebrados acuáticos como indicadores de la calidad del agua*. Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Álvarez-Perdomo, N., Castillo-Pastuzan, E., Gallardo-Aza, R., Novoa-Serna, J. F., & Eslava-Mocha, P. R. (2016). Eugenol como anestésico para el manejo de juveniles de Pavón (*Cichla orinocensis*). *Orinoquía*, 20(2), 30–33.
- Andersen, K. H., Blanchard, J. L., Fulton, E. A., Gislason, H., Jacobsen, N. S., & Van Kooten, T. (2016). Assumptions behind size-based ecosystem models are realistic. In *ICES Journal of Marine Science* (Vol. 73, Number 6, pp. 1651–1655). Oxford University Press. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsv211>
- Andersen, K. H., Jacobsen, N. S., & Farnsworth, K. D. (2016). The theoretical foundations for size spectrum models of fish communities. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 73(4), 575–588. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2015-0230>
- Ardila Rodríguez, C. A. (2018). Diez nuevas especies de peces *Trichomycterus* para la región Andina y Caribe -Colombia. In *Universidad Metropolitana* (Vol. 12). Universidad Metropolitana.
- Benoît, E., & Rochet, M. J. (2004). A continuous model of biomass size spectra governed by predation and the effects of fishing on them. *Journal of Theoretical Biology*, 226(1), 9–21. [https://doi.org/10.1016/S0022-5193\(03\)00290-X](https://doi.org/10.1016/S0022-5193(03)00290-X)
- Carvajal-Quintero, J. D., Escobar, F., Alvarado, F., Villa-Navarro, F. A., Jaramillo-Villa, U., & Maldonado-Ocampo, J. A. (2015). Variation in freshwater fish assemblages

along a regional elevation gradient in the northern Andes, Colombia. *Ecology and Evolution*, 5(13), 2608–2620. <https://doi.org/10.1002/ece3.1539>

- Coghlan, A. R., Blanchard, J. L., Heather, F. J., Stuart-Smith, R. D., Edgar, G. J., & Audzijonyte, A. (2022). Community size structure varies with predator–prey size relationships and temperature across Australian reefs. *Ecology and Evolution*, 12(4). <https://doi.org/10.1002/ece3.8789>
- Covain, R., & Fisch-Muller, S. (2007). The genera of the Neotropical armored catfish subfamily Loricariinae (Siluriformes: Loricariidae): a practical key and synopsis. *Zootaxa*, 1462, 1–40. www.mapress.com/zootaxa/
- de Juan, S., Delius, G., & Maynou, F. (2023). A model of size-spectrum dynamics to estimate the effects of improving fisheries selectivity and reducing discards in Mediterranean mixed demersal fisheries. *Fisheries Research*, 266. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2023.106764>
- Dickie, L. M., Kerr, S. R., & Boudreau, P. R. (1987). Size-Dependent Processes Underlying Regularities in Ecosystem Structure. In *Source: Ecological Monographs* (Vol. 57, Number 3).
- Dudgeon, D., Arthington, A. H., Gessner, M. O., Kawabata, Z. I., Knowler, D. J., Lévêque, C., Naiman, R. J., Prieur-Richard, A. H., Soto, D., Stiassny, M. L. J., & Sullivan, C. A. (2006). Freshwater biodiversity: Importance, threats, status and conservation challenges. In *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society* (Vol. 81, Number 2, pp. 163–182). <https://doi.org/10.1017/S1464793105006950>
- Edwards, A. M., Robinson, J. P. W., Plank, M. J., Baum, J. K., & Blanchard, J. L. (2017). Testing and recommending methods for fitting size spectra to data. *Methods in Ecology and Evolution*, 8(1), 57–67. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12641>
- Elton, C. (1927). *Animal ecology*. . Macmillan.
- Froese, R. (2006). Cube law, condition factor and weight-length relationships: History, meta-analysis and recommendations. In *Journal of Applied Ichthyology* (Vol. 22, Number 4, pp. 241–253). <https://doi.org/10.1111/j.1439-0426.2006.00805.x>
- García-Alzate, C. A., & Román-Valencia, C. (2008). *Hyphessobrycon ocaosensis* sp. n. (Teleostei, Characidae) una nueva especie para el Alto Cauca, Colombia. *Animal Biodiversity and Conservation*, 31(2), 11–23. <https://doi.org/10.32800/abc.2008.31.2.0011>
- García-Alzate, C. A., Taphorn, D. C., Roman-Valencia, C., & Villa-Navarro, F. A. (2015). *Hyphessobrycon natagaima* (Characiformes: Characidae) a new species from Colombia, with a key to the Magdalena Basin *Hyphessobrycon* species. *Caldasia*, 37(1), 221. <https://doi.org/10.15446/caldasia.v37n1.51228>
- Gómez-Canchong, P., Quiñones, R. A., & Manjarrés, L. (2011). Size structure of a heavily fished benthic/demersal community by shrimp trawling in the Colombian Caribbean Sea. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 39(1), 43–55. <https://doi.org/10.3856/vol39-issue1-fulltext-5>

- Guiet, J., Poggiale, J. C., & Maury, O. (2016). Modelling the community size-spectrum: recent developments and new directions. In *Ecological Modelling* (Vol. 337, pp. 4–14). Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2016.05.015>
- Hammer Oyvind. (2021). PAleontological STatistics version 4.06. *Technology*, 1(November), 720–766.
- Harold, A. S., & Vari, R. P. (1994). *Systematics of the Trans-Andean Species of Creagrutus (Ostariophysi: Characiformes: Characidae)* (Vol. 551). Instituto de Investigación de Recursos Biológicos «Alexander von Humboldt».
- Hartvig, M., & Andersen, K. H. (2013). Coexistence of structured populations with size-based prey selection. *Theoretical Population Biology*, 89, 24–33. <https://doi.org/10.1016/j.tpb.2013.07.003>
- Jaramillo-Villa, U., Maldonado-Ocampo, J. A., & Escobar, F. (2010). Altitudinal variation in fish assemblage diversity in streams of the central Andes of Colombia. *Journal of Fish Biology*, 76(10), 2401–2417. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2010.02629.x>
- Jean Dunn, O. (1964). Multiple Comparisons Using Rank Sums. *Technometrics*, 6(3), 241–252.
- Jennings, S. (2005). Indicators to support an ecosystem approach to fisheries. *Fish and Fisheries*, 6(3).
- Jennings, S., Pinnegar, J. K., Polunin, N. V. C., & Boon, T. W. (2001). Weak cross-species relationships between body size and trophic level belie powerful size-based trophic structuring in fish communities. *Journal of Animal Ecology*, 70(6), 934–944. <https://doi.org/10.1046/j.0021-8790.2001.00552.x>
- Karr, J. R. (1981). Assessment of Biotic Integrity Using Fish Communities. *Fisheries*, 6(6), 21–27. [https://doi.org/10.1577/1548-8446\(1981\)006<0021:aobiuf>2.0.co;2](https://doi.org/10.1577/1548-8446(1981)006<0021:aobiuf>2.0.co;2)
- Kerr, S. R. (1974). Theory of Size Distribution in Ecological Communities. *J. Fish. Res. Board Can*, 31, 1859–1862. www.nrcresearchpress.com
- Kruskal, W. H., & Wallis, W. A. (1952). Use of Ranks in One-Criterion Variance Analysis. *Journal of the American Statistical Association*, 47(260), 583–621.
- Londoño-Burbano, A., & Reis, R. E. (2019). A Taxonomic Revision of *Sturisomatichthys Isbrücker* and *Nijssen*, 1979 (Loricariidae: Loricariinae), with Descriptions of Three New Species. *Copeia*, 107(4), 764–806. <https://doi.org/10.1643/CI-19-226>
- Maldonado-Ocampo, J. A., Ortega-Lara, A., Usma O., J. S., Galvis V., G., Villa-Navarro, F. A., Vásquez G., L., Prada- Pedreros, S., & Ardila R., C. (2005). *Peces de los Andes de Colombia : guía de campo*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander Von Humboldt.
- Marín, V., Arranz, I., Grenouillet, G., & Cucherousset, J. (2023). Fish size spectrum as a complementary biomonitoring approach of freshwater ecosystems. *Ecological Indicators*, 146. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109833>
- Markert, B. A., Breure, A. M., & Zechmeister, H. G. (2003). Bioindicator and Biomonitoring Principles, Concepts and Applications. In H. G. Markert,

B.A.; Breure, A.M.; Zechmeister (Ed.), *Trace Metals and other Contaminants in the Environment* 6 (Vol. 53, Number 9). ELSEVIER SCIENCE PUBLISHERS LTD.

- Mehner, T., Lischke, B., Scharnweber, K., Attermeyer, K., Brothers, S., Gaedke, U., Hilt, S., & Brucet, S. (2018). *Empirical correspondence between trophic transfer efficiency in freshwater food webs and the slope of their size spectra*.
- Millán-Ocampo, L., Torres-Cortés, A., Marín-Méndez, G. A., Ramírez-Duart, W., Vásquez-Piñeros, M. A., & Rondón-Barragán, I. S. (2012). Concentración anestésica del Eugenol en peces escalares (*Pterophyllum scalare*). *Rev Inv Vet Perú*, 23(2), 171–181.
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. (2021). *Banco de Indicadores para el Proceso de Licenciamiento Ambiental*.
- Mojica, J. I., Usma Oviedo, J. Saulo., Alvarez León, Ricardo., & Lasso, C. A. . (2012). *Libro rojo de peces dulceacuícolas de Colombia*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Murawski, S. A., & Idoine, J. S. (1992). *Multispecies Size Composition: A Conservative Property of Exploited Fishery Systems?* <http://journal.nafo.int>
- Organización Meteorológica Mundial. (1993). *ATLAS INTERNACIONAL DE NUBES MANUAL DE OBSERVACION DE NUBES Y OTROS METEOROS* (Vol. 1).
- Paramo, J., & Pérez, D. (2024). Size-based indicators of unexploited deep-sea community in the Colombian Caribbean Sea. *Fisheries Management and Ecology*. <https://doi.org/10.1111/fme.12720>
- Perez Ribeiro, P. A., Santos Costa, L., Augusto Eloy, Â., Vieira e Rosa, P., & Solis Murgas, L. D. (2010). Aceite de clavo como anestésico para el pez pacu (*Piaractus mesopotamicus*). *AN. VET. (MURCIA)*, 26, 69–76.
- Plan Municipal de Desarrollo Del Municipio de Villeta 2024-2028, Pub. L. 0003 (2024).
- Pope, J. G., Rice, J. C., Daan, N., Jennings, S., & Gislason, H. (2006). Modelling an exploited marine fish community with 15 parameters - results from a simple size-based model. *ICES Journal of Marine Science*, 63(6), 1029–1044. <https://doi.org/10.1016/j.icesjms.2006.04.015>
- Ramírez González, A. (2006). *Ecología Métodos de muestreo y análisis de poblaciones y comunidades*. Editorial Pontificia Universidad Javeriana.
- Reid, A. J., Carlson, A. K., Creed, I. F., Eliason, E. J., Gell, P. A., Johnson, P. T. J., Kidd, K. A., MacCormack, T. J., Olden, J. D., Ormerod, S. J., Smol, J. P., Taylor, W. W., Tockner, K., Vermaire, J. C., Dudgeon, D., & Cooke, S. J. (2019). Emerging threats and persistent conservation challenges for freshwater biodiversity. *Biological Reviews*, 94(3), 849–873. <https://doi.org/10.1111/brv.12480>
- Reuman, D. C., Mulder, C., Raffaelli, D., & Cohen, J. E. (2008). Three allometric relations of population density to body mass: Theoretical integration and

empirical tests in 149 food webs. *Ecology Letters*, 11(11), 1216–1228.
<https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01236.x>

- Roldán, G. (2003). *Bioindicación de la calidad del agua en Colombia: Uso del método BMWP/Col*. Editorial Universidad de Antioquia.
- Roldán Pérez, G., & Ramírez Restrepo, J. J. (2008). *Fundamentos de limnología neotropical* (2a ed.). Universidad de Antioquia.
- Román-Valencia, C., & Arcila-Mesa, D. K. (2010). Five new species of Hemibrycon (Characiformes: Characidae) from the Río Magdalena basin, Colombia. In *Rev. Biol. Trop. (Int. J. Trop. Biol. ISSN (Vol. 58, Number 1)*.
www.asih.org/files/codons.pdf,
- Rueden, C. T., Schindelin, J., Hiner, M. C., DeZonia, B. E., Walter, A. E., Arena, E. T., & Eliceiri, K. W. (2017). ImageJ2: ImageJ for the next generation of scientific image data. *BMC Bioinformatics*, 18(1), 1–26. <https://doi.org/10.1186/s12859-017-1934-z>
- Schwinghamer, P. (1981). Characteristic Size Distributions of Integral Benthic Communities. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 38, 1255–1263.
www.nrcresearchpress.com
- Sheldon, R. W., Prakash, A., & Sutcliffe, W. H. (1972). THE SIZE DISTRIBUTION OF PARTICLES IN THE OCEAN. *Limnology and Oceanography*, 17(3), 327–340.
<https://doi.org/10.4319/lo.1972.17.3.0327>
- Sheldon, R. W., Sutcliffe Jr., W. H., & Paranjape, M. A. (1977). Structure of Pelagic Food Chain and Relationship Between Plankton and Fish Production. *J. Fish. Res. Board Can.*, 34, 2344–2353. www.nrcresearchpress.com
- Siddig, A. A. H., Ellison, A. M., Ochs, A., Villar-Leeman, C., & Lau, M. K. (2016). How do ecologists select and use indicator species to monitor ecological change? Insights from 14 years of publication in Ecological Indicators. In *Ecological Indicators* (Vol. 60, pp. 223–230). Elsevier.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.06.036>
- Spence, M. A., Blackwell, P. G., & Blanchard, J. L. (2016). Parameter uncertainty of a dynamic multispecies size spectrum model. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 73(4), 589–597. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2015-0022>
- Sprules, W. G., & Barth, L. E. (2016). Surfing the biomass size spectrum: Some remarks on history, theory, and application. In *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* (Vol. 73, Number 4, pp. 477–495). Canadian Science Publishing. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2015-0115>
- Sprules, W. G., Brandt, S. B., Stewart, D. J., Munawar, M., Jin, E. H., & Love, J. (1991). Biomass size spectrum of the Lake Michigan pelagic food web. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 48(1), 105–115.
<https://doi.org/10.1139/f91-015>
- Sprules, W. G., & Munawar, M. (1986). Pankton Size Spectra in Relation to Ecosystem Productivity, Size, and Perturbation For personal use only. In *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* Downloaded from www.nrcresearchpress.com by University of P.E.I. on (Vol. 43). www.nrcresearchpress.com

- Suárez-Martínez, R. O., Bernal-Buitrago, G. F., Velasco-Garzón, J. S., Pinzón-Daza, M. A., Eslava-Mocha, P. R., & Baldisserotto, B. (2014). Eugenol como anestésico para el manejo de juveniles del híbrido *Pseudoplatystoma metaense* por *Leiarius marmoratus*. *Orinoquia*, 18(2), 256–259.
- Terra, B. de F., Hughes, R. M., & Araújo, F. G. (2013). Sampling Sufficiency for Fish Assemblage Surveys of Tropical Atlantic Forest Streams, Southeastern Brazil. *Fisheries*, 38(4), 150–158. <https://doi.org/10.1080/03632415.2013.775572>
- Tinoco Rodríguez, F., Barragán Romero, J. B., & Esquivel, H. E. (2014). Structure and Floristic Composition of two Premontane Forests Fragments in the Municipality of Villeta Cundinamarca. *Revista de Ciencias*, 18(2), 3950.
- Vazzoler, A. E. A. de M. (1996). Biología da reprodução de peixes teleosteos: teoria e prática. In *EDUEM*. EDUEM.
- Whitfield, A. K., & Elliott, M. (2002). Fishes as indicators of environmental and ecological changes within estuaries: A review of progress and some suggestions for the future. *Journal of Fish Biology*, 61(SUPPL. A), 229–250. <https://doi.org/10.1006/jfbi.2002.2079>
- Winemiller, K. O. (1989). Patterns of variation in life history among South American fishes in seasonal environments. In *Oecologia* (Vol. 81).
- Zhang, C., Chen, Y., & Ren, Y. (2015). Assessing uncertainty of a multispecies size-spectrum model resulting from process and observation errors. *ICES Journal of Marine Science*, 72(8), 2223–2233. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsv086>

Anexo 1

Formatos de campo



Fecha:	1/07/2025		Hora:	9:30	
Localización:	Quebrada Santibañez		Altura (msnm)	943	
Coordenadas	Latitud N	4° 59' 09.9"	Longitud O	74° 30' 38.6"	
1. Información general					
Longitud del tramo (m)		50	Ancho del tramo (m)		2,5
Profundidad mínima (m)		0,1	Profundidad máxima (m)		0,7
Tipología del tramo		Rectilíneo			
		Sinuoso			
		Meandrónico			
		Trenzado		X	
Sustrato		Bloques		X	
		Cantos rodados		X	
		Gravas		X	
		Arenas		X	
		Limo - Arcilla		X	
		Hojasca - Material vegetal		X	
		Otro			
Color del agua	INCOLORO		Presencia de películas de grasa		NO
Olor	NO		Presencia de espumas		NO
2. Parámetros fisicoquímicos <i>IN SITU</i>					
Temperatura °C		22,03	Oxígeno disuelto (mg/L)		8,03
pH		8,53	Saturación de oxígeno %		85,2
Conductividad (µS/cm)		639	Sólidos disueltos totales (mg/L)		320
3. Información Biótica					
3.1 Coberturas circundantes - vegetación de ribera					
Bosque					
Primario, sin alteraciones, continuo a lo largo de todo el tramo y con alto grado de cobertura de dosel					
Secundario, ligeramente perturbado, con continuidad poco interrumpida					X
Con inicio de alteración importante, con continuidad frecuentemente interrumpida					
Con fuertes alteraciones, continuidad nula					
Con degradación extrema, continuidad nula					
Vegetación herbácea y/o arbustiva					
Pastos					
Cultivos y áreas agrícolas					
Zonas verdes artificializadas, no agrícolas					
Zonas urbanizadas					
Zonas de extracción minera					
3.2 Microhábitats presentes					
Piedra en corriente rápida		X	Piedra en corriente lenta		X
Arena o fondos blandos		X	Hojasca		X
Macrofitas y vegetación sumergida					
4. Estado del tiempo					
Nublado			Parcialmente nublado		X
Despejado			Incidencia solar estimada		1/4
Observaciones					



5. Tipo de actividades antropicas presentes en el area	
1	Agropecuaria
2	Industria
3	Urbanización
4	Extracción de recursos
5	Actividades recreativas
6	Actividades científicas
7	Actividades religiosas
8	Actividades culturales
9	Actividades deportivas
10	Actividades educativas
11	Actividades de salud
12	Actividades de transporte
13	Actividades de comunicación
14	Actividades de gestión
15	Actividades de mantenimiento
16	Actividades de seguridad
17	Actividades de defensa
18	Actividades de inteligencia
19	Actividades de diplomacia
20	Actividades de cooperación
21	Actividades de desarrollo
22	Actividades de investigación
23	Actividades de innovación
24	Actividades de emprendimiento
25	Actividades de liderazgo
26	Actividades de motivación
27	Actividades de inspiración
28	Actividades de creatividad
29	Actividades de resolución de problemas
30	Actividades de toma de decisiones
31	Actividades de planificación
32	Actividades de organización
33	Actividades de dirección
34	Actividades de control
35	Actividades de evaluación
36	Actividades de monitoreo
37	Actividades de seguimiento
38	Actividades de reportes
39	Actividades de comunicación
40	Actividades de gestión
41	Actividades de mantenimiento
42	Actividades de seguridad
43	Actividades de defensa
44	Actividades de inteligencia
45	Actividades de diplomacia
46	Actividades de cooperación
47	Actividades de desarrollo
48	Actividades de investigación
49	Actividades de innovación
50	Actividades de emprendimiento
51	Actividades de liderazgo
52	Actividades de motivación
53	Actividades de inspiración
54	Actividades de creatividad
55	Actividades de resolución de problemas
56	Actividades de toma de decisiones
57	Actividades de planificación
58	Actividades de organización
59	Actividades de dirección
60	Actividades de control
61	Actividades de evaluación
62	Actividades de monitoreo
63	Actividades de seguimiento
64	Actividades de reportes
65	Actividades de comunicación
66	Actividades de gestión
67	Actividades de mantenimiento
68	Actividades de seguridad
69	Actividades de defensa
70	Actividades de inteligencia
71	Actividades de diplomacia
72	Actividades de cooperación
73	Actividades de desarrollo
74	Actividades de investigación
75	Actividades de innovación
76	Actividades de emprendimiento
77	Actividades de liderazgo
78	Actividades de motivación
79	Actividades de inspiración
80	Actividades de creatividad
81	Actividades de resolución de problemas
82	Actividades de toma de decisiones
83	Actividades de planificación
84	Actividades de organización
85	Actividades de dirección
86	Actividades de control
87	Actividades de evaluación
88	Actividades de monitoreo
89	Actividades de seguimiento
90	Actividades de reportes
91	Actividades de comunicación
92	Actividades de gestión
93	Actividades de mantenimiento
94	Actividades de seguridad
95	Actividades de defensa
96	Actividades de inteligencia
97	Actividades de diplomacia
98	Actividades de cooperación
99	Actividades de desarrollo
100	Actividades de investigación

Agricultura			Construccion			
Ganaderia			Urbana			
Mineria			Rural	X		
Petrolera			Otro			

6. Modificadores del cauce

Box Culvert		Dique		Canalizacion	
Dragado		Presa		Otro	NINGUNO

Observaciones

7. Monitorio	
--------------	--

[illegible]

Esfuerzo de muestreo

45 MIN



UNIVERSIDAD
SANTO TOMÁS

# Individuo	Morfoespecie	Peso	Long ST	Longitud Total	Observaciones
1	1	6,75	68,298	79,121	
2	1	6,91	69,335	83,521	
3	1	1,82	44,8	53,502	
4	1	1,73	45,515	51,058	
5	1	2,2	50,377	59,314	
6	1	2,5	51,479	59,281	
7	1	2,86	53,39	64,672	
8	1	1,62	40,505	47,411	
9	1	3,71	57,197	67,368	
10	1	3,83	59,157	69,859	
11	1	1,39	44,677	52,337	
12	1	1,39	41,264	48,159	
13	1	1,49	41,739	49,869	
14	1	2,35	48,366	58,371	
15	1	2,77	49,25	57,026	
16	1	1,85	46,178	54,213	
17	1	1,7	43,433	51,076	
18	1	0,98	35,482	41,623	
19	1	1,09	40,041	46,514	
20	1	1,55	42,353	51,119	
21	1	1,8	44,138	50,617	
22	1	1,2	41,91	50,487	
23	1	2,84	52,623	63,836	
24	1	1,21	44,063	51,533	
25	1	0,98	40,859	49,657	
26	2	1,19	44,246	54,573	
27	3	7,11	75,555	87,05	
28	3	7,55	71,111	82,066	
29	3	11,2	80,044	92,232	
30	3	1,53	45,146	52,484	
31	3	1,74	45,975	53,332	
32	4	7,05	68,418	85,354	
33	4	1,23	36,778	46,88	
34	4	1,48	38,805	50,253	
35	4	0,15	15,24	19,738	
36	4	5,43	60,953	78,806	
37	4	5,41	63,567	77,199	
38	4	2,45	43,867	57,589	
39	4	2,76	46,228	60,006	
40	4	2,8	49,984	61,814	
41	4	5,44	60,356	78,093	
42	4	5,15	63,533	79,402	
43	4	0,89	34,998	43,837	
44	4	3,75	53,269	66,562	
45	4	5,46	59,932	79,744	
46	4	2,17	44,091	56,692	
47	4	2,3	44,53	57,805	
48	4	0,95	32,708	42,116	



# Individuo	Morfoespecie	Peso	Long ST	Longitud Total	Observaciones
49	4	1,47	39,354	51,413	
50	4	2,14	45,775	58,565	
51	4	1,1	36,07	47,417	
52	4	0,1	14,489	19,682	
53	4	0,1	15,605	20,331	
54	4	0,86	32,126	42,1	
55	4	0,83	31,749	41,006	
56	4	1,39	37,126	48,13	
57	4	1,4	36,943	47,983	
58	4	1,09	34,447	43,693	
59	4	0,72	31,346	40,918	
60	4	1,17	35,689	45,675	
61	4	0,9	33,273	43,405	
62	4	0,93	32,782	43,603	
63	4	0,93	33,569	42,564	
64	4	0,05	15,3	19,949	
65	5	0,58	34,715	43,17	
66	5	0,45	27,799	35,54	
67	5	1,38	41,237	54,272	
68	5	1,61	42,959	54,182	
69	5	1,23	40,641	53,889	
70	6	0,59	39,393	43,258	
71	6	0,47	34,484	39,478	
72	6	0,41	30,866	36,247	
73	6	0,58	37,831	43,11	
74	6	0,15	27,547	31,53	
75	6	0,39	31,953	39,119	
76	6	0,11	30,612	34,495	
77	6	0,19	30,313	35,03	
78	6	0,12	26,568	31,023	
79	6	0,18	27,114	31,516	
80	6	0,28	29,353	33,891	
81	6	0,14	25,856	30,305	
82	3	2,36	50,49	60,414	
83	3	7,75	70,074	83,195	
84	3	12,27	79,251	90,764	
85	3	2,77	52,772	61,784	
86	3	1,42	42,971	50,864	
87	1	1	39,504	49,159	
88	1	1,45	43,569	52,505	
89	1	1,63	65,313	77,029	
90	4	3,77	48,38	61,623	
91	4	3,62	51,261	65,021	
92	4	6,85	67,992	83,873	
93	4	1,5	37,53	47,491	
94	4	1,69	37,002	47,084	
95	4	2,5	47,652	61,697	
96	4	6,82	73,165	90,372	



# Individuo	Morfoespecie	Peso	Long ST	Longitud Total	Observaciones
97	4	5,37	56,655	69,7	
98	4	1,22	40,406	49,22	
99	4	4,12	54,406	67,864	
100	4	2,08	44,464	57,06	
101	4	1,22	35,618	45,502	
102	4	1,3	33,854	43,32	
103	4	1,44	38,529	49,702	
104	4	1,3	37,503	47,266	
105	4	1,43	39,697	51,212	
106	4	1,35	38,976	49,971	
107	4	1,31	37,762	48,973	
108	4	3,27	49,92	61,246	
109	5	1,07	34,24	44,309	
110	5	1,2	39,321	51,004	
111	5	0,93	34,202	42,677	
112	5	0,73	31,364	41,036	
113	5	1,27	40,06	51,805	
114	5	0,68	32,804	42,91	
115	5	0,54	29,888	37,855	
116	5	0,92	35,361	47,165	
117	5	0,86	35,738	46,979	
118	5	0,93	38,356	44,657	
119	6	1,87	56,112	63,01	
120	6	0,66	47,236	52,316	
121	6	0,91	38,802	43,788	
122	6	0,59	42,873	47,885	
123	6	0,65	38,343	43,481	
124	6	0,19	37,118	41,648	
125	6	0,11	30,054	32,635	
126	1	1,18	41,257	49,842	
127	1	1,63	43,918	53,212	
128	1	1,4	39,087	46,805	
129	3	2,99	56,087	66,76	
130	3	2,62	54,697	65,719	
131	3	2,78	54,902	66,435	
132	3	4,5	61,965	73,833	
133	3	4,19	62,151	73,984	
134	3	1,9	46,422	56,916	
135	3	3,81	59,568	70,937	
136	3	2,18	51,08	62,531	
137	2	1,41	46,313	57,034	
138	2	0,86	43,588	54,783	
139	2	1,01	41,861	52,317	
140	4	6,63	66,673	83,729	
141	4	6,8	64,923	81,972	
142	4	5,49	57,426	75,868	
143	4	8,26	69,257	89,573	
144	4	2,64	45,852	59,546	



UNIVERSIDAD
SANTO TOMÁS

# Individuo	Morfoespecie	Peso	Long ST	Longitud Total	Observaciones
145	4	3,21	49,971	64,207	
146	4	4,24	55,714	71,992	
147	4	3,42	51,245	65,992	
148	4	4,32	54,493	69,672	
149	4	1,76	40,259	51,068	
150	4	5,91	61,7	80,39	
151	4	2,31	43,218	54,731	
152	4	2,52	45,765	58,086	
153	4	4,95	58,227	75,973	
154	4	4,48	54,831	73,946	
155	4	2,32	42,289	56,203	
156	4	3,69	48,572	65,031	
157	4	4,27	51,165	67,821	
158	4	2,58	43,643	57,046	
159	4	1,68	38,328	49,417	
160	4	3,71	47,39	62,349	
161	4	7,39	65,393	85,283	
162	4	7,66	67,699	85,093	
163	4	3,27	51,967	68,24	
164	4	1,24	35,804	47,688	
165	4	2,77	49,232	63,747	
166	4	2,83	52,194	64,087	
167	4	2,94	50,351	63,688	
168	4	2,14	45,304	57,758	
169	4	1,08	34,365	45,449	
170	4	5,82	58,254	75,957	
171	4	5,75	60,753	78,778	
172	4	2,51	46,488	60,474	
173	4	2,87	47,511	61,723	
174	4	5,23	57,614	74,148	
175	4	1,64	40,689	52,902	
176	4	4,59	54,743	70,611	
177	4	1,81	40,445	52,191	
178	4	3,17	48,632	62,105	
179	4	3,4	49,474	63,9	
180	4	2,91	45,496	61,516	
181	4	4,53	53,816	70,218	
182	4	2,23	42,89	55,964	
183	4	1,23	35,047	45,818	
184	4	2,3	42,684	54,955	
185	4	3,56	49,016	65,062	
186	4	3,37	46,516	62,32	
187	4	1,63	37,766	49,531	
188	4	4,22	51,709	67,611	
189	4	0,7	29,142	36,966	
190	4	1,68	37,995	52,318	
191	4	1,39	35,745	47,051	
192	4	1,25	35,647	45,988	



Fecha:	2/07/2025		Hora:	9:00
Localización:	Rio Namay		Altura (msnm)	892
Coordenadas	Latitud N	4° 59' 28.4"	Longitud O	74° 29' 12.6"
1. Información general				
Longitud del tramo (m)	100	Ancho del tramo (m)	3	
Profundidad mínima (m)	0,1	Profundidad máxima (m)	0,6	
Tipología del tramo		Rectilíneo		
		Sinuoso		
		Meandrónico		
		Trenzado	X	
Sustrato		Bloques	X	
		Cantos rodados	X	
		Gravas	X	
		Arenas	X	
		Limo - Arcilla	X	
		Hojarasca - Material vegetal	X	
		Otro		
Color del agua	GRIS	Presencia de películas de grasa	NO	
Olor	NO	Presencia de espumas	NO	
2. Parámetros fisicoquímicos <i>IN SITU</i>				
Temperatura °C	21,62	Oxígeno disuelto (mg/L)	10,63	
pH	8,43	Saturación de oxígeno %	110,6	
Conductividad (µS/cm)	787	Sólidos disueltos totales (mg/L)	393	
3. Información Biótica				
3.1 Coberturas circundantes - vegetación de ribera				
Bosque				
Primario, sin alteraciones, continuo a lo largo de todo el tramo y con alto grado de cobertura de dosel				
Secundario, ligeramente perturbado, con continuidad poco interrumpida				X
Con inicio de alteración importante, con continuidad frecuentemente interrumpida				
Con fuertes alteraciones, continuidad nula				
Con degradación extrema, continuidad nula				
Vegetación herbácea y/o arbustiva				
Pastos				
Cultivos y áreas agrícolas				
Zonas verdes artificializadas, no agrícolas				
Zonas urbanizadas				
Zonas de extracción minera				
3.2 Microhábitats presentes				
Piedra en corriente rápida	X	Piedra en corriente lenta	X	
Arena o fondos blandos	X	Hojarasca	X	
Macrófitas y vegetación sumergida				
4. Estado del tiempo				
Nublado		Parcialmente nublado	X	
Despejado		Incidencia solar estimada	1/2	
Observaciones				
Llovió la noche anterior en la cabecera aumentando la corriente y la turbiedad				



5. Tipo de actividades antropicas presentes en el area	
1	Agropecuaria
2	Industria
3	Urbanización
4	Explotación de recursos naturales
5	Actividades recreativas
6	Actividades científicas
7	Actividades religiosas
8	Actividades culturales
9	Actividades deportivas
10	Actividades educativas
11	Actividades sanitarias
12	Actividades administrativas
13	Actividades de transporte
14	Actividades de comunicación
15	Actividades de servicios
16	Actividades de comercio
17	Actividades de salud
18	Actividades de educación
19	Actividades de cultura
20	Actividades de deporte
21	Actividades de recreación
22	Actividades de turismo
23	Actividades de ocio
24	Actividades de entretenimiento
25	Actividades de diversión
26	Actividades de relajación
27	Actividades de descanso
28	Actividades de ocio
29	Actividades de recreación
30	Actividades de turismo
31	Actividades de ocio
32	Actividades de recreación
33	Actividades de turismo
34	Actividades de ocio
35	Actividades de recreación
36	Actividades de turismo
37	Actividades de ocio
38	Actividades de recreación
39	Actividades de turismo
40	Actividades de ocio
41	Actividades de recreación
42	Actividades de turismo
43	Actividades de ocio
44	Actividades de recreación
45	Actividades de turismo
46	Actividades de ocio
47	Actividades de recreación
48	Actividades de turismo
49	Actividades de ocio
50	Actividades de recreación
51	Actividades de turismo
52	Actividades de ocio
53	Actividades de recreación
54	Actividades de turismo
55	Actividades de ocio
56	Actividades de recreación
57	Actividades de turismo
58	Actividades de ocio
59	Actividades de recreación
60	Actividades de turismo
61	Actividades de ocio
62	Actividades de recreación
63	Actividades de turismo
64	Actividades de ocio
65	Actividades de recreación
66	Actividades de turismo
67	Actividades de ocio
68	Actividades de recreación
69	Actividades de turismo
70	Actividades de ocio
71	Actividades de recreación
72	Actividades de turismo
73	Actividades de ocio
74	Actividades de recreación
75	Actividades de turismo
76	Actividades de ocio
77	Actividades de recreación
78	Actividades de turismo
79	Actividades de ocio
80	Actividades de recreación
81	Actividades de turismo
82	Actividades de ocio
83	Actividades de recreación
84	Actividades de turismo
85	Actividades de ocio
86	Actividades de recreación
87	Actividades de turismo
88	Actividades de ocio
89	Actividades de recreación
90	Actividades de turismo
91	Actividades de ocio
92	Actividades de recreación
93	Actividades de turismo
94	Actividades de ocio
95	Actividades de recreación
96	Actividades de turismo
97	Actividades de ocio
98	Actividades de recreación
99	Actividades de turismo
100	Actividades de ocio

Agricultura			Construccion	X		
Ganaderia	X		Urbana	X	Centro Poblado	
Mineria			Rural	X		
Petrolera			Otro			

6. Modificadores del cauce

Box Culvert		Dique		Canalizacion	
Dragado		Presa		Otro	Ninguno

Observaciones

Zona de balneario turístico

7. Monitorio	
--------------	--

[illegible]

Esfuerzo de muestreo

60 min



UNIVERSIDAD
SANTO TOMÁS

# Individuo	Morfoespecie	Peso	Long ST	Longitud Total	Observaciones
1	2	5,41	60,399	76,863	
2	2	1,46	39,827	50,082	
3	2	1,48	38,5	45,77	
4	4	0,6	41,983	47,652	
5	4	0,49	39,296	44,755	
6	2	0,78	33,078	42,762	
7	5	0,86	31,475	38,633	
8	5	1,51	42,748	51,791	
9	5	0,87	40,807	50,497	
10	5	0,58	32,898	42,186	
11	5	0,93	37,414	46,454	
12	5	0,75	41,474	50,717	
13	5	0,67	35,518	44,166	
14	5	0,4	30,87	38,86	
15	5	0,77	39,567	48,192	
16	5	1,03	37,215	45,865	
17	5	0,9	37,581	46,67	
18	5	0,4	31,586	38,891	
19	5	0,77	37,5	48,812	
20	5	0,42	30,577	39,013	
21	5	0,4	28	35,593	
22	5	0,6	33,854	41,735	
23	1	0,77	34,979	43,374	
24	1	1,48	41,558	49,352	
25	1	0,48	32,324	39,658	
26	1	0,5	30,991	37,748	
27	1	0,97	37,37	43,818	
28	1	2,02	46,788	55,572	
29	1	0,2	25,447	31,076	
30	3	11,79	99,241	119,321	
31	3	6,74	82,858	101,337	
32	3	1,06	42,302	55,146	
33	4	0,1	33,315	37,175	
34	4	0,18	30,446	34,945	
35	4	0,55	40,786	45,181	
36	4	0,69	41,567	47,77	
37	4	0,22	30,068	34,176	
38	4	0,55	40,616	45,671	
39	4	0,25	31,299	35,276	
40	4	0,6	38,308	43,428	
41	4	0,53	34,691	38,634	
42	4	0,44	38,524	42,614	
43	4	0,6	36,801	41,608	
44	4	2,37	59,458	66,699	
45	4	0,34	34,319	39,287	
46	4	0,34	34,443	39,066	
47	4	0,88	44,349	49,802	
48	4	0,18	29,873	33,148	



UNIVERSIDAD
SANTO TOMÁS

# Individuo	Morfoespecie	Peso	Long ST	Longitud Total	Observaciones
49	4	0,62	41,028	46,507	
50	4	0,47	38,83	44,63	
51	4	0,32	36,78	41,222	
52	4	0,55	38,786	43,807	
53	4	0,34	32,723	37,287	
54	4	0,58	43,122	49,055	
55	4	0,36	35,154	39,306	
56	4	0,3	32,013	36,729	
57	4	0,89	42,504	48,879	
58	4	0,22	30,507	33,467	
59	4	0,6	42,374	46,135	
60	4	0,67	40,127	43,892	
61	1	2,87	52,856	62,062	
62	1	3,05	51,601	61,794	
63	1	3,38	55,77	68,958	
64	1	3,03	55,045	65,105	
65	1	3,17	55,657	67,042	
66	1	4,67	62,176	74,166	
67	1	2,8	54,817	65,782	
68	1	3,65	54,968	64,851	
69	1	4,48	60,673	72,8	
70	1	2,36	50,938	61,154	
71	1	1,64	44,481	52,835	
72	1	0,82	34,446	42,802	
73	1	2,56	53,254	63,248	
74	1	1,03	37,272	46,188	
75	1	0,87	35,821	41,99	
76	5	0,48	31,601	38,939	
77	5	0,78	38,008	46,244	
78	5	0,8	38,627	48,027	
79	5	0,55	35,073	43,502	
80	5	0,74	34,414	42,705	
81	5	1,03	39,404	49,795	
82	5	1,07	40,769	50,043	
83	1	1,04	36,076	44,472	
84	6	2,7	78,453	115,825	
85	2	3,08	52,21	67,299	
86	2	1,04	32,348	44,099	
87	2	0,9	33,214	44,054	
88	2	1,09	34,189	45,142	
89	3	1,77	52,124	64,622	
90	3	2,4	57,407	71,35	
91	3	3,77	69,456	82,859	
92	4	0,43	35,523	40,184	
93	4	1	49,156	54,912	
94	4	0,54	39,061	43,837	
95	4	0,2	32,258	36,249	
96	4	0,27	31,923	36,291	



# Individuo	Morfoespecie	Peso	Long ST	Longitud Total	Observaciones
97	4	0,28	31,889	36,045	
98	4	0,73	41,793	47,561	
99	4	1,01	48,072	53,003	
100	4	0,22	28,887	33,253	
101	4	0,69	41,144	46,406	
102	4	0,62	38,781	43,795	
103	4	0,69	42,394	48,685	
104	4	0,33	32,369	36,353	
105	4	0,44	36,594	40,926	
106	4	0,22	30,733	34,624	
107	4	0,3	32,346	36,302	
108	4	0,29	31,012	35,312	
109	4	0,16	39,838	45,457	
110	4	0,27	31,519	35,626	
111	4	0,3	32,052	36,558	
112	4	0,32	33,51	38,157	
113	4	0,67	43,636	49,826	
114	4	0,18	29,943	32,851	
115	4	0,35	33,676	39,223	
116	4	0,65	41,06	46,449	
117	4	0,27	30,511	34,592	
118	4	0,21	27,977	32,434	
119	4	0,58	42,469	47,281	
120	4	0,33	32,109	36,402	
121	4	0,6	39,829	44,354	
122	4	0,49	37,661	42,604	
123	1	3,84	58,83	70,764	
124	1	2,88	56,303	67,632	
125	1	4,8	64,573	76,979	
126	1	2,1	47,374	55,949	
127	1	5,22	64,394	77,712	
128	1	6,38	71,103	85,027	
129	1	4,45	59,412	70,689	
130	1	2,75	53,837	64,123	
131	1	4,19	61,5	74,753	
132	1	3,65	58,266	69,521	
133	1	1,76	44,1	55,301	
134	1	2,43	49,883	60,856	
135	1	2,5	49,624	60,694	
136	1	2,48	50,2	60,934	
137	1	1,83	45,005	56,002	
138	1	2,88	55,687	65,782	
139	1	2,81	54,082	64,39	
140	1	0,89	35,97	44,35	
141	1	0,37	27,625	33,457	
142	1	1,46	42,491	50,915	
143	1	1,08	37,478	46,157	
144	1	0,43	29,082	35,633	

[illegible]

Fecha:	3/07/2025		Hora:	9:30
Localización:	Quebrada Cune		Altura (msnm)	851
Coordenadas	Latitud N	5° 00' 46.2"	Longitud O	74° 27' 59.0"
1. Información general				
Longitud del tramo (m)	50	Ancho del tramo (m)	2	
Profundidad mínima (m)	0,05	Profundidad máxima (m)	0,4	
Tipología del tramo		Rectilíneo		
		Sinuoso		
		Meandrónico		
		Trenzado	X	
Sustrato		Bloques	X	
		Cantos rodados	X	
		Gravas	X	
		Arenas	X	
		Limo - Arcilla	X	
		Hojarasca - Material vegetal	X	
		Otro		
Color del agua	Amarillo	Presencia de películas de grasa	NO	
Olor	No	Presencia de espumas	NO	
2. Parámetros físicoquímicos <i>IN SITU</i>				
Temperatura °C	21,94	Oxígeno disuelto (mg/L)	10,6	
pH	8,4	Saturación de oxígeno %	110,3	
Conductividad (µS/cm)	626	Sólidos disueltos totales (mg/L)	313	
3. Información Biótica				
3.1 Coberturas circundantes - vegetación de ribera				
Bosque				
Primario, sin alteraciones, continuo a lo largo de todo el tramo y con alto grado de cobertura				
Secundario, ligeramente perturbado, con continuidad poco interrumpida				
Con inicio de alteración importante, con continuidad frecuentemente interrumpida			X	
Con fuertes alteraciones, continuidad nula				
Con degradación extrema, continuidad nula				
Vegetación herbácea y/o arbustiva				
Pastos				
Cultivos y áreas agrícolas				
Zonas verdes artificializadas, no agrícolas				
Zonas urbanizadas			X	
Zonas de extracción minera				
3.2 Microhábitats presentes				
Piedra en corriente rápida	X	Piedra en corriente lenta	X	
Arena o fondos blandos	X	Hojarasca	X	
Macrófitas y vegetación sumergida				
4. Estado del tiempo				
Nublado		Parcialmente nublado	X	
Despejado		Incidencia solar estimada	1/4	
Observaciones				
La noche anterior llovió en la cabecera aumentando la turbiedad y flujo de agua				



Agricultura			Construccion	X		
Ganaderia			Urbana	X		
Mineria			Rural			
Petrolera			Otro			

Box Culvert		Dique		Canalizacion	
Dragado		Presa		Otro	Gaviones

Se ubica en la zona urbana de villeta y actualmente a su alrededor se esta extendiendo la zona urbana del pueblo por lo tanto, actualmente hay varias construcciones alrededor del cuerpo de agua

Al llegar al punto aguas arriba se presento un vertimiento momentaneo, el cual aumento considerablemente la turbiedad del cuerpo de agua, afectando el monitoreo, al finalizar el monitoreo el agua presento una transparencia considerablemente mayor
--

Este cuerpo de agua se conoce por ser una zona de desove y crecimiento de juveniles

Morfoespecie	Nombre comun	Nombre cientifico	Observaciones
--------------	--------------	-------------------	---------------

[illegible]



UNIVERSIDAD
SANTO TOMÁS

# Individuo	Morfoespecie	Peso	Long ST	Longitud Total	Observaciones
1	1	5,26	60,38	72,98	
2	1	5,11	61,427	72,882	
3	1	4	58,312	69,918	
4	1	8,45	74,609	90,348	
5	1	4,8	61,689	73,201	
6	1	2,62	49,613	62,057	
7	1	5,12	61,557	73,08	
8	1	3,41	56,428	67,867	
9	1	3,28	54,509	66,689	
10	1	2,23	47,855	57,152	
11	1	2,51	48,264	59,067	
12	1	3,77	58,616	70,109	
13	1	2,64	52,747	63,139	
14	1	2,69	51,642	60,234	
15	1	4,88	60,888	73,558	
16	1	6,5	68,476	81,332	
17	2	2,8	59,525	64,694	
18	2	2,25	59,469	64,397	
19	2	3,46	67,222	73,16	
20	2	0,51	35,003	39,587	
21	2	1,13	49,722	54,225	
22	2	1,02	44,399	48,955	
23	2	0,14	24,636	28,645	
24	2	0,59	38,079	41,911	
25	2	1,11	48,666	53,942	
26	2	0,29	28,879	32,843	
27	2	0,08	19,596	22,461	
28	3	4,53	54,643	72,506	
29	3	1,72	40,465	52,443	
30	3	2,29	44,877	57,165	
31	3	0,49	26,226	34,033	
32	3	1,67	38,905	51,154	
33	3	0,07	18,37	23,157	
34	3	0,65	25,926	33,102	
35	3	0,4	24,317	31,483	
36	3	0,43	26,158	35,36	
37	3	1,81	39,914	53,663	
38	3	0,51	26,111	34,307	
39	3	2,24	43,057	55,877	
40	3	7,34	64,667	84,332	
41	3	0,37	24,088	30,963	
42	3	0,31	22,591	29,034	
43	3	0,44	24,637	33,894	
44	3	0,21	19,179	24,076	
45	3	0,25	23,161	29,564	
46	3	0,55	27,2	36,299	
47	3	0,46	25,192	31,225	
48	3	0,91	32,292	41,731	

[illegible]

Anexo 2

Descripción de especies reportadas



Argopleura magdalenensis (Eigenmann, 1913)

Características

Boca en posición terminal; premaxilar con dientes de cinco cúspides dispuestos en dos hileras; la hilera intera del premaxilar con cuatro dientes a cada lado; D 10; A 34 – 38 en las poblaciones del Magdalena y 40 – 45 en las poblaciones del Cauca; P 11; ELL 40 – 43; ET 5/4; línea lateral completa; un solo radio no ramificado en la aleta pectoral; radios caudales centrales de los machos con escamas muy grandes que forman una bolsa; lóbulo inferior de la aleta caudal más desarrollado; machos con un saco de escamas en la base de la caudal; en cuanto a la coloración se destaca por tener una banda lateral plateada bien definida, que va desde la parte superior del opérculo hasta la base de los radios de la aleta caudal, el resto del cuerpo es claro; las aletas son hialinas; la caudal con un leve tono blanquecino en el extremo de los radios y un pequeño punto negro en la base de los radios centrales; la longitud máxima registrada no sobrepasa los 7 cm (tomado de Maldonado-Ocampo et al., 2005).

Biología y Ecología

Se encuentra en ríos de gran cauce en ambientes en donde predominan los sitios protegidos de las fuertes corrientes y con acumulación de palizadas o vegetación sumergida, típicos de las zonas de inundación y cerca de las desembocaduras de pequeños subsidiarios; la mayoría de los ecosistemas de este tipo contienen gran cantidad de sedimentos suspendidos, por lo tanto se puede considerar esta especie como tolerante a la turbiedad; generalmente en los sitios donde se encuentra es muy abundante; se alimenta especialmente de larvas de mosquito y otros insectos acuáticos que viven en la superficie del agua o caen de la vegetación marginal; no se tiene información sobre sus ciclos reproductivos, sólo se sabe que tienen dimorfismo sexual (tomado de Maldonado-Ocampo et al., 2005).

Estado de vulnerabilidad

UICN: LC (preocupación menor)

Lista Roja de peces Colombia: No se encuentra registrada.



Astroblepus homodon (Regan, 1904)

Características

Su disco bucal cabe 6.2 veces en la LE; la superficie del labio inferior está cubierta de papilas y la margen posterior es lisa; presenta 23 vértebras; su margen rostral es redondeado; presenta un patrón de coloración regular, una mancha amarilla en el pedúnculo caudal justo debajo de la espina adiposa; la cabeza se encuentra cubierta de papilas grandes; en la región dorsal y lateral presenta abundantes manchas negras que se distribuyen en todo el cuerpo; la aleta adiposa es reducida, corta, angosta y gruesa, con una espina visible, cubierta de dentículos y conectada al pedúnculo caudal mediante una membrana; las espinas apenas superan los radios blandos (tomado de Maldonado-Ocampo et al., 2005).

Biología y Ecología

A diferencia de la mayoría de astroblépidos, esta especie se encuentra entre 480 m hasta 1.000 m en sitios de fondos arenosos y pedregosos, donde abunda el material perifítico; es más frecuente en quebradas y sus desembocaduras en grandes ríos (tomado de Maldonado-Ocampo et al., 2005).

Estado de vulnerabilidad

UICN: LC (preocupación menor)

Lista Roja de peces Colombia: No se encuentra registrada.



Chaetostoma thomsoni (Regan, 1904)

Características

Rostro ancho y redondeado; ancho de la cabeza igual a su longitud; interopérculo con 4 - 5 espinas; 24 – 25 escudos en la serie longitudinal; siete escudos entre la aleta dorsal y la aleta adiposa; 10 escudos entre la aleta anal y la aleta caudal; D I 8; A I 5; aleta caudal oblicuamente truncada o ligeramente emarginada; MPC 6.6 – 7 en la LT; LC 3 veces en la LT; DO 2.5 – 3 en la DIO y 7 – 9 en la LC; DIO 3.2 – 3.7 en la LC; LR 1.6 en la LC; profundidad del pedúnculo caudal 2.5 – 2.7 en LE; color del cuerpo café con pequeños puntos oscuros en la base de cada radio de la dorsal; aleta caudal con pequeños puntos oscuros en los radios (tomado de Maldonado-Ocampo et al., 2005).

Biología y Ecología

Habita la parte central de los cuerpos de agua con fondos rocosos, vegetación perifítica, corrientes rápidas, pendientes moderadas a abruptas; son consumidores primarios, consumen principalmente diatomeas y detritus; su fecundidad promedio es de 108 oocitos con un diámetro de 1 – 3 mm (tomado de Maldonado-Ocampo et al., 2005).

Estado de vulnerabilidad

UICN: LC (preocupación menor)

Lista Roja de peces Colombia: No se encuentra registrada.



Creagrutus affinis (Steindachner, 1880)

Características

ELL 33 - 36; A 14 generalmente, raramente 15 - 16; el pedúnculo caudal cabe 2 veces en la LC; A ii 12; la aleta dorsal comienza antes que la anal; dientes premaxilares en tres hileras; alcanza 7.8 cm de LE (tomado de Maldonado-Ocampo et al., 2005).

Biología y Ecología

No se tienen datos (tomado de Maldonado-Ocampo et al., 2005).

Estado de vulnerabilidad

UICN: LC (preocupación menor)

Lista Roja de peces Colombia: No se encuentra registrada.



Hemibrycon yacopiae (Román-Valencia & Arcila-Mesa, 2010)

Características

Primer canal infraorbitario laterosensorial en contacto con el extremo posterior del antorbital (frente al canal laterosensorial que no alcanza el extremo posterior del antorbital); por tener la punta de la espina supraoccipital ensanchada (frente a la espina supraoccipital aguda), por el extremo posterior del ectopterigoideo que no llega a entrar en contacto con el hueso cuadrado (frente al contacto, con la excepción de *H. raquelliae*); por el borde posterior del palatino más ensanchado que el borde anterior del ectopterigoideo (frente al borde posterior del palatino aproximadamente del mismo tamaño, excepto en *H. paez*). Número de escamas porosas en la línea lateral (40 a 42 frente a 46 a 54, $F=359,7$ $n=112$ $p<9,83$ E-35) y el número de escamas predorsales (10 a 14 frente a 14 a 18, $F=217,2$ $n=112$ $p<1,04$ E-26) (tomado de Román-Valencia & Arcila-Mesa, 2010).

Biología y Ecología

Sustrato: piedra y arena. Color del agua: gris oscuro a cristalino (tomado de Román-Valencia & Arcila-Mesa, 2010).

Estado de vulnerabilidad

UICN: DD (datos deficientes)

Lista Roja de peces Colombia: No se encuentra registrada.



Pimelodella macrocephala (Miles, 1943)

Características

La cabeza igual de larga y ancha, o ligeramente más larga; las membranas branquiales están libres en el istmo; la boca es casi terminal; el ojo de tamaño medio, algo adelante del centro de la cabeza; el proceso occipital es corto, y no se conecta con la aleta dorsal; el cráneo está cubierto de piel, con dos fontanelas grandes, una occipital y una frontal, el ojo con el borde libre en la parte superior solamente; las barbillas mentonianas son más cortas, sus bases formando una línea recta, la exterior terminando al nivel de las aletas pectorales; D 7; A 13; la aleta adiposa cabe 3.7 - 4 veces en la LE; LC 3.4 - 3.5 veces en la LE; MPC 4.5 - 5 en la LE; DIO 3 - 3.3 en la LC; DO 5 en la LC; LPD 2.5 en la LE; las espinas son cortas y punzantes en las aletas pectorales y dorsal, con ganchos en el filo posterior; las aletas ventrales tienen su origen debajo del último radio de la dorsal, y el punto distal de su radio distal más largo no alcanza a tocar el nacimiento de la aleta anal; la banda maxilar de dientes sin extensión angular en sus extremos; el color del cuerpo es gris, con una banda lateral negra que se extiende sobre los radios centrales de la aleta caudal; las ventrales se ubican equidistantes entre el hocico y el nacimiento de la aleta caudal; las aletas dorsal y anal son redondeadas (tomado de Maldonado-Ocampo et al., 2005).

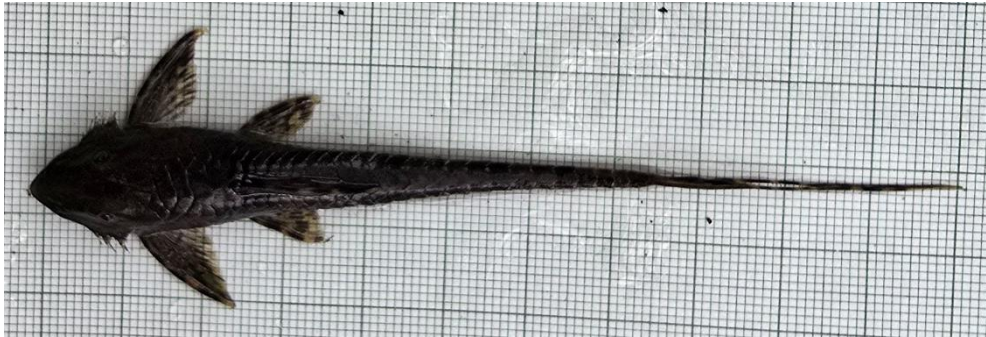
Biología y Ecología

Pez bentónico; se ubica en ríos pequeños en donde se encuentra en aguas con corrientes moderadas, con vegetación sumergida abundante; en los ríos grandes se encuentra cerca a las orillas en las zonas de remansos fuera del cauce central en donde hay acumulación de palizadas; no se tiene información sobre su biología reproductiva y hábitos alimentarios (tomado de Maldonado-Ocampo et al., 2005).

Estado de vulnerabilidad

UICN: VU (vulnerable)

Lista Roja de peces Colombia: Vulnerable.



Sturisomatichthys leightoni (Regan, 1912)

Características

Cuerpo delgado y alargado; rostro largo y agudo; pedúnculo caudal deprimido; sin aleta adiposa; el primer radio dorsal es tan largo como la distancia entre su origen y la narina posterior; LC cabe menos de 5 veces en la LE; 30 escudos laterales; color del cuerpo café con manchas de color marrón en los costados de la cabeza, a nivel de la aleta dorsal y en los lados del pedúnculo caudal; aleta dorsal y caudal con manchas oscuras en los radios que forman bandas horizontales; ojos color crema; alcanzan tallas hasta de 18 cm (tomado de Maldonado-Ocampo et al., 2005).

Biología y Ecología

Prefiere aguas de corrientes moderadas y poco profundas con substratos compuestos por arenas gruesas o gravas finas; encuentra refugios en la vegetación marginal y palizadas; también se encuentra en sitios de corrientes lentas y substrato rocoso en donde se acumula gran cantidad de sedimento de origen orgánico; presenta dimorfismo sexual bien marcado, especialmente en épocas reproductivas donde el macho presenta espinas (odontodes) a los lados de la cabeza en la base de las mejillas; suele desovar en el fondo en donde el macho se ocupa de la incubación (tomado de Maldonado-Ocampo et al., 2005).

Estado de vulnerabilidad

UICN: LC (preocupación menor)

Lista Roja de peces Colombia: No se encuentra registrada.



Trichomycterus ferreri (Kner, 1858)

Características

El patrón de coloración en los adultos es un pardo claro, siendo más oscuro en la región dorsal. Tiene una banda ancha pardo oscuro que va desde el opérculo hasta el centro de la base de la aleta caudal. Una línea de puntos en la región superior que va desde el parieto-supraoccipital hasta la aleta caudal. En el centro de la región dorsal, tiene una línea de puntos pardo oscuro que va desde el parieto-occipital, hasta el inicio de la aleta dorsal. La región dorsal de la cabeza es pardo oscuro con puntos. Todo el cuerpo tiene puntos pequeños pardo oscuro. Las barbillas tienen el mismo color de la cabeza. La aleta dorsal, caudal y anal tienen puntos en sus radios, la pectoral y pélvica son pardo claro. La región ventral es pardo claro (tomado de Ardila Rodríguez, 2018).

Biología y Ecología

No se tienen datos.

Estado de vulnerabilidad

UICN: No se encuentra registrada

Lista Roja de peces Colombia: No se encuentra registrada.

Anexo 3

Datos morfométricos de los análisis estadísticos



Quebrada Santibáñez

# Individuo	Especie	Peso	Longitud Estándar (ST)	Longitud Total	Estado_Dato
1	Creagrutus affinis	4,961	68,298	79,121	Corregido
2	Creagrutus affinis	6,91	69,335	83,521	Original
3	Creagrutus affinis	1,82	44,8	53,502	Original
4	Creagrutus affinis	1,73	45,515	51,058	Original
5	Creagrutus affinis	2,2	50,377	59,314	Original
6	Creagrutus affinis	2,5	51,479	59,281	Original
7	Creagrutus affinis	2,86	53,39	64,672	Original
8	Creagrutus affinis	1,62	40,505	47,411	Original
9	Creagrutus affinis	3,71	57,197	67,368	Original
10	Creagrutus affinis	3,83	59,157	69,859	Original
11	Creagrutus affinis	1,39	44,677	52,337	Original
12	Creagrutus affinis	1,39	41,264	48,159	Original
13	Creagrutus affinis	1,49	41,739	49,869	Original
14	Creagrutus affinis	2,35	48,366	58,371	Original
15	Creagrutus affinis	2,77	49,25	57,026	Original
16	Creagrutus affinis	1,85	46,178	54,213	Original
17	Creagrutus affinis	1,7	43,433	51,076	Original
18	Creagrutus affinis	0,98	35,482	41,623	Original
19	Creagrutus affinis	1,09	40,041	46,514	Original
20	Creagrutus affinis	1,55	42,353	51,119	Original
21	Creagrutus affinis	1,8	44,138	50,617	Original
22	Creagrutus affinis	1,2	41,91	50,487	Original
23	Creagrutus affinis	2,84	52,623	63,836	Original
24	Creagrutus affinis	1,21	44,063	51,533	Original
25	Creagrutus affinis	0,98	40,859	49,657	Original
26	Argopleura magdalenensis	1,19	44,246	54,573	Original
27	Hemibrycon yacopiae	7,11	75,555	87,05	Original
28	Hemibrycon yacopiae	7,55	71,111	82,066	Original
29	Hemibrycon yacopiae	11,2	80,044	92,232	Original
30	Hemibrycon yacopiae	1,53	45,146	52,484	Original
31	Hemibrycon yacopiae	1,74	45,975	53,332	Original
32	Chaetostoma thomsoni	7,05	68,418	85,354	Original
33	Chaetostoma thomsoni	1,23	36,778	46,88	Original
34	Chaetostoma thomsoni	1,48	38,805	50,253	Original
36	Chaetostoma thomsoni	5,43	60,953	78,806	Original

# Individuo	Especie	Peso	Longitud Estándar (ST)	Longitud Total	Estado_Dato
37	Chaetostoma thomsoni	5,41	63,567	77,199	Original
38	Chaetostoma thomsoni	2,45	43,867	57,589	Original
39	Chaetostoma thomsoni	2,76	46,228	60,006	Original
40	Chaetostoma thomsoni	2,8	49,984	61,814	Original
41	Chaetostoma thomsoni	5,44	60,356	78,093	Original
42	Chaetostoma thomsoni	5,15	63,533	79,402	Original
43	Chaetostoma thomsoni	0,89	34,998	43,837	Original
44	Chaetostoma thomsoni	3,75	53,269	66,562	Original
45	Chaetostoma thomsoni	5,46	59,932	79,744	Original
46	Chaetostoma thomsoni	2,17	44,091	56,692	Original
47	Chaetostoma thomsoni	2,3	44,53	57,805	Original
48	Chaetostoma thomsoni	0,95	32,708	42,116	Original
49	Chaetostoma thomsoni	1,47	39,354	51,413	Original
50	Chaetostoma thomsoni	2,14	45,775	58,565	Original
51	Chaetostoma thomsoni	1,1	36,07	47,417	Original
54	Chaetostoma thomsoni	0,86	32,126	42,1	Original
55	Chaetostoma thomsoni	0,83	31,749	41,006	Original
56	Chaetostoma thomsoni	1,39	37,126	48,13	Original
57	Chaetostoma thomsoni	1,4	36,943	47,983	Original
58	Chaetostoma thomsoni	1,09	34,447	43,693	Original
59	Chaetostoma thomsoni	0,72	31,346	40,918	Original
60	Chaetostoma thomsoni	1,17	35,689	45,675	Original
61	Chaetostoma thomsoni	0,9	33,273	43,405	Original
62	Chaetostoma thomsoni	0,93	32,782	43,603	Original
63	Chaetostoma thomsoni	0,93	33,569	42,564	Original
65	Astroblepus homodon	0,58	34,715	43,17	Original
66	Astroblepus homodon	0,45	27,799	35,54	Original
67	Astroblepus homodon	1,38	41,237	54,272	Original
68	Astroblepus homodon	1,61	42,959	54,182	Original
69	Astroblepus homodon	1,23	40,641	53,889	Original
70	Trichomycterus ferreri	0,59	39,393	43,258	Original
71	Trichomycterus ferreri	0,47	34,484	39,478	Original
72	Trichomycterus ferreri	0,41	30,866	36,247	Original
73	Trichomycterus ferreri	0,58	37,831	43,11	Original
74	Trichomycterus ferreri	0,15	27,547	31,53	Original
75	Trichomycterus ferreri	0,39	31,953	39,119	Original
76	Trichomycterus ferreri	0,11	30,612	34,495	Original



# Individuo	Especie	Peso	Longitud Estándar (ST)	Longitud Total	Estado_Dato
77	Trichomycterus ferreri	0,19	30,313	35,03	Original
78	Trichomycterus ferreri	0,12	26,568	31,023	Original
79	Trichomycterus ferreri	0,18	27,114	31,516	Original
80	Trichomycterus ferreri	0,28	29,353	33,891	Original
81	Trichomycterus ferreri	0,14	25,856	30,305	Original
82	Hemibrycon yacopiae	2,36	50,49	60,414	Original
83	Hemibrycon yacopiae	7,75	70,074	83,195	Original
84	Hemibrycon yacopiae	9,498	79,251	90,764	Corregido
85	Hemibrycon yacopiae	2,77	52,772	61,784	Original
86	Hemibrycon yacopiae	1,42	42,971	50,864	Original
87	Creagrutus affinis	1	39,504	49,159	Original
88	Creagrutus affinis	1,45	43,569	52,505	Original
89	Creagrutus affinis	4,706	65,313	77,029	Corregido
90	Chaetostoma thomsoni	3,77	48,38	61,623	Original
91	Chaetostoma thomsoni	3,62	51,261	65,021	Original
92	Chaetostoma thomsoni	6,85	67,992	83,873	Original
93	Chaetostoma thomsoni	1,5	37,53	47,491	Original
94	Chaetostoma thomsoni	1,69	37,002	47,084	Original
95	Chaetostoma thomsoni	2,5	47,652	61,697	Original
96	Chaetostoma thomsoni	6,82	73,165	90,372	Original
97	Chaetostoma thomsoni	5,37	56,655	69,7	Original
98	Chaetostoma thomsoni	1,22	40,406	49,22	Original
99	Chaetostoma thomsoni	4,12	54,406	67,864	Original
100	Chaetostoma thomsoni	2,08	44,464	57,06	Original
101	Chaetostoma thomsoni	1,22	35,618	45,502	Original
102	Chaetostoma thomsoni	1,3	33,854	43,32	Original
103	Chaetostoma thomsoni	1,44	38,529	49,702	Original
104	Chaetostoma thomsoni	1,3	37,503	47,266	Original
105	Chaetostoma thomsoni	1,43	39,697	51,212	Original
106	Chaetostoma thomsoni	1,35	38,976	49,971	Original
107	Chaetostoma thomsoni	1,31	37,762	48,973	Original
108	Chaetostoma thomsoni	3,27	49,92	61,246	Original
109	Astroblepus homodon	1,07	34,24	44,309	Original
110	Astroblepus homodon	1,2	39,321	51,004	Original
111	Astroblepus homodon	0,93	34,202	42,677	Original
112	Astroblepus homodon	0,73	31,364	41,036	Original
113	Astroblepus homodon	1,27	40,06	51,805	Original

# Individuo	Especie	Peso	Longitud Estándar (ST)	Longitud Total	Estado_Dato
114	Astroblepus homodon	0,68	32,804	42,91	Original
115	Astroblepus homodon	0,54	29,888	37,855	Original
116	Astroblepus homodon	0,92	35,361	47,165	Original
117	Astroblepus homodon	0,86	35,738	46,979	Original
118	Astroblepus homodon	0,93	38,356	44,657	Original
119	Trichomycterus ferreri	1,511	56,112	63,01	Corregido
120	Trichomycterus ferreri	1,02	47,236	52,316	Corregido
121	Trichomycterus ferreri	0,91	38,802	43,788	Original
122	Trichomycterus ferreri	0,59	42,873	47,885	Original
123	Trichomycterus ferreri	0,65	38,343	43,481	Original
124	Trichomycterus ferreri	0,53	37,118	41,648	Corregido
125	Trichomycterus ferreri	0,11	30,054	32,635	Original
126	Creagrutus affinis	1,18	41,257	49,842	Original
127	Creagrutus affinis	1,63	43,918	53,212	Original
128	Creagrutus affinis	1,4	39,087	46,805	Original
129	Hemibrycon yacopiae	2,99	56,087	66,76	Original
130	Hemibrycon yacopiae	2,62	54,697	65,719	Original
131	Hemibrycon yacopiae	2,78	54,902	66,435	Original
132	Hemibrycon yacopiae	4,5	61,965	73,833	Original
133	Hemibrycon yacopiae	4,19	62,151	73,984	Original
134	Hemibrycon yacopiae	1,9	46,422	56,916	Original
135	Hemibrycon yacopiae	3,81	59,568	70,937	Original
136	Hemibrycon yacopiae	2,18	51,08	62,531	Original
137	Argopleura magdalenensis	1,41	46,313	57,034	Original
138	Argopleura magdalenensis	0,86	43,588	54,783	Original
139	Argopleura magdalenensis	1,01	41,861	52,317	Original
140	Chaetostoma thomsoni	6,63	66,673	83,729	Original
141	Chaetostoma thomsoni	6,8	64,923	81,972	Original
142	Chaetostoma thomsoni	5,49	57,426	75,868	Original
143	Chaetostoma thomsoni	6,694	69,257	89,573	Corregido
144	Chaetostoma thomsoni	2,64	45,852	59,546	Original
145	Chaetostoma thomsoni	3,21	49,971	64,207	Original
146	Chaetostoma thomsoni	4,24	55,714	71,992	Original
147	Chaetostoma thomsoni	3,42	51,245	65,992	Original
148	Chaetostoma thomsoni	4,32	54,493	69,672	Original

# Individuo	Especie	Peso	Longitud Estándar (ST)	Longitud Total	Estado_Dato
149	Chaetostoma thomsoni	1,76	40,259	51,068	Original
150	Chaetostoma thomsoni	5,91	61,7	80,39	Original
151	Chaetostoma thomsoni	2,31	43,218	54,731	Original
152	Chaetostoma thomsoni	2,52	45,765	58,086	Original
153	Chaetostoma thomsoni	4,95	58,227	75,973	Original
154	Chaetostoma thomsoni	4,48	54,831	73,946	Original
155	Chaetostoma thomsoni	2,32	42,289	56,203	Original
156	Chaetostoma thomsoni	3,69	48,572	65,031	Original
157	Chaetostoma thomsoni	4,27	51,165	67,821	Original
158	Chaetostoma thomsoni	2,58	43,643	57,046	Original
159	Chaetostoma thomsoni	1,68	38,328	49,417	Original
160	Chaetostoma thomsoni	3,71	47,39	62,349	Original
161	Chaetostoma thomsoni	6,169	65,393	85,283	Corregido
162	Chaetostoma thomsoni	6,146	67,699	85,093	Corregido
163	Chaetostoma thomsoni	3,27	51,967	68,24	Original
164	Chaetostoma thomsoni	1,24	35,804	47,688	Original
165	Chaetostoma thomsoni	2,77	49,232	63,747	Original
166	Chaetostoma thomsoni	2,83	52,194	64,087	Original
167	Chaetostoma thomsoni	2,94	50,351	63,688	Original
168	Chaetostoma thomsoni	2,14	45,304	57,758	Original
169	Chaetostoma thomsoni	1,08	34,365	45,449	Original
170	Chaetostoma thomsoni	5,82	58,254	75,957	Original
171	Chaetostoma thomsoni	5,75	60,753	78,778	Original
172	Chaetostoma thomsoni	2,51	46,488	60,474	Original
173	Chaetostoma thomsoni	2,87	47,511	61,723	Original
174	Chaetostoma thomsoni	5,23	57,614	74,148	Original
175	Chaetostoma thomsoni	1,64	40,689	52,902	Original
176	Chaetostoma thomsoni	4,59	54,743	70,611	Original
177	Chaetostoma thomsoni	1,81	40,445	52,191	Original
178	Chaetostoma thomsoni	3,17	48,632	62,105	Original
179	Chaetostoma thomsoni	3,4	49,474	63,9	Original
180	Chaetostoma thomsoni	2,91	45,496	61,516	Original
181	Chaetostoma thomsoni	4,53	53,816	70,218	Original
182	Chaetostoma thomsoni	2,23	42,89	55,964	Original
183	Chaetostoma thomsoni	1,23	35,047	45,818	Original
184	Chaetostoma thomsoni	2,3	42,684	54,955	Original
185	Chaetostoma thomsoni	3,56	49,016	65,062	Original

# Individuo	Especie	Peso	Longitud Estándar (ST)	Longitud Total	Estado_Dato
186	Chaetostoma thomsoni	3,37	46,516	62,32	Original
187	Chaetostoma thomsoni	1,63	37,766	49,531	Original
188	Chaetostoma thomsoni	4,22	51,709	67,611	Original
189	Chaetostoma thomsoni	0,7	29,142	36,966	Original
190	Chaetostoma thomsoni	1,68	37,995	52,318	Original
191	Chaetostoma thomsoni	1,39	35,745	47,051	Original
192	Chaetostoma thomsoni	1,25	35,647	45,988	Original
193	Chaetostoma thomsoni	1,67	41,057	51,337	Original
194	Chaetostoma thomsoni	1,64	37,498	47,833	Original
195	Chaetostoma thomsoni	1,64	38,473	48,826	Original
196	Chaetostoma thomsoni	1,4	36,05	47,712	Original
197	Chaetostoma thomsoni	3,01	45,763	59,352	Original
198	Chaetostoma thomsoni	1,32	36,555	45,78	Original
199	Chaetostoma thomsoni	1,17	35,118	45,156	Original
200	Chaetostoma thomsoni	1,44	37,977	50,05	Original
201	Chaetostoma thomsoni	1,49	35,824	47,072	Original
202	Chaetostoma thomsoni	1,02	30,386	40,34	Original
203	Chaetostoma thomsoni	1,72	38,93	49,912	Original
204	Chaetostoma thomsoni	1,07	31,579	42,146	Original
205	Chaetostoma thomsoni	1,14	33,141	42,979	Original
206	Chaetostoma thomsoni	1,36	37,773	46,815	Original
207	Astroblepus homodon	3,14	54,231	72,692	Original
208	Astroblepus homodon	1,68	44,375	56,774	Original
209	Astroblepus homodon	2,974	53,864	68,701	Corregido
210	Astroblepus homodon	1,04	37,834	47,37	Original
211	Astroblepus homodon	1,7	45,067	59,053	Original
212	Astroblepus homodon	0,68	36,117	46,195	Original
213	Astroblepus homodon	0,68	32,097	41,32	Original
214	Astroblepus homodon	0,26	29,325	38,641	Original
215	Astroblepus homodon	0,58	33,638	44,002	Original
216	Trichomycterus ferreri	0,34	36,879	42,392	Original
217	Trichomycterus ferreri	0,31	33,766	38,502	Original
218	Trichomycterus ferreri	0,43	34,859	40,123	Original
219	Trichomycterus ferreri	0,15	28,877	32,562	Original
220	Trichomycterus ferreri	0,21	33,573	38,497	Original
221	Trichomycterus ferreri	0,1	33,779	38,076	Original
222	Trichomycterus ferreri	1,94	62,334	69,54	Original

# Individuo	Especie	Peso	Longitud Estándar (ST)	Longitud Total	Estado_Dato
223	Trichomycterus ferrerii	0,59	32,968	37,12	Original
224	Trichomycterus ferrerii	0,39	31,246	35,954	Original
225	Trichomycterus ferrerii	0,38	33,435	38,898	Original
226	Trichomycterus ferrerii	0,29	35,09	38,833	Original
227	Trichomycterus ferrerii	0,28	32,82	37,426	Original
228	Trichomycterus ferrerii	0,14	26,356	30,982	Original
229	Trichomycterus ferrerii	0,3	34,379	38,795	Original
230	Trichomycterus ferrerii	0,43	31,656	36	Original

Río Namay

# Individuo	Especie	Peso	LongST	Longitud Total	Estado_Dato
1	Chaetostoma thomsoni	4,638	60,399	76,863	Corregido
2	Chaetostoma thomsoni	1,46	39,827	50,082	Original
3	Chaetostoma thomsoni	1,48	38,5	45,77	Original
4	Trichomycterus ferrerii	0,6	41,983	47,652	Original
5	Trichomycterus ferrerii	0,49	39,296	44,755	Original
6	Chaetostoma thomsoni	0,78	33,078	42,762	Original
7	Argopleura magdalenensis	0,487	31,475	38,633	Corregido
8	Argopleura magdalenensis	1,058	42,748	51,791	Corregido
9	Argopleura magdalenensis	0,87	40,807	50,497	Original
10	Argopleura magdalenensis	0,58	32,898	42,186	Original
11	Argopleura magdalenensis	0,93	37,414	46,454	Original
12	Argopleura magdalenensis	0,75	41,474	50,717	Original
13	Argopleura magdalenensis	0,67	35,518	44,166	Original
14	Argopleura magdalenensis	0,4	30,87	38,86	Original
15	Argopleura magdalenensis	0,77	39,567	48,192	Original
16	Argopleura magdalenensis	1,03	37,215	45,865	Original
17	Argopleura magdalenensis	0,9	37,581	46,67	Original
18	Argopleura magdalenensis	0,4	31,586	38,891	Original
19	Argopleura magdalenensis	0,77	37,5	48,812	Original
20	Argopleura magdalenensis	0,42	30,577	39,013	Original
21	Argopleura magdalenensis	0,4	28	35,593	Original
22	Argopleura magdalenensis	0,6	33,854	41,735	Original
23	Creagrutus affinis	0,77	34,979	43,374	Original
24	Creagrutus affinis	1,48	41,558	49,352	Original

# Individuo	Especie	Peso	LongST	Longitud Total	Estado_Dato
25	Creagrutus affinis	0,48	32,324	39,658	Original
26	Creagrutus affinis	0,5	30,991	37,748	Original
27	Creagrutus affinis	0,97	37,37	43,818	Original
28	Creagrutus affinis	2,02	46,788	55,572	Original
29	Creagrutus affinis	0,2	25,447	31,076	Original
30	Pimelodella macrocephala	11,79	99,241	119,321	Original
31	Pimelodella macrocephala	6,74	82,858	101,337	Original
32	Pimelodella macrocephala	1,06	42,302	55,146	Original
33	Trichomycterus ferreri	0,1	33,315	37,175	Original
34	Trichomycterus ferreri	0,18	30,446	34,945	Original
35	Trichomycterus ferreri	0,55	40,786	45,181	Original
36	Trichomycterus ferreri	0,69	41,567	47,77	Original
37	Trichomycterus ferreri	0,22	30,068	34,176	Original
38	Trichomycterus ferreri	0,55	40,616	45,671	Original
39	Trichomycterus ferreri	0,25	31,299	35,276	Original
40	Trichomycterus ferreri	0,6	38,308	43,428	Original
41	Trichomycterus ferreri	0,53	34,691	38,634	Original
42	Trichomycterus ferreri	0,44	38,524	42,614	Original
43	Trichomycterus ferreri	0,6	36,801	41,608	Original
44	Trichomycterus ferreri	1,57	59,458	66,699	Corregido
45	Trichomycterus ferreri	0,34	34,319	39,287	Original
46	Trichomycterus ferreri	0,34	34,443	39,066	Original
47	Trichomycterus ferreri	0,88	44,349	49,802	Original
48	Trichomycterus ferreri	0,18	29,873	33,148	Original
49	Trichomycterus ferreri	0,62	41,028	46,507	Original
50	Trichomycterus ferreri	0,47	38,83	44,63	Original
51	Trichomycterus ferreri	0,32	36,78	41,222	Original
52	Trichomycterus ferreri	0,55	38,786	43,807	Original
53	Trichomycterus ferreri	0,34	32,723	37,287	Original
54	Trichomycterus ferreri	0,58	43,122	49,055	Original
55	Trichomycterus ferreri	0,36	35,154	39,306	Original
56	Trichomycterus ferreri	0,3	32,013	36,729	Original
57	Trichomycterus ferreri	0,89	42,504	48,879	Original
58	Trichomycterus ferreri	0,22	30,507	33,467	Original
59	Trichomycterus ferreri	0,6	42,374	46,135	Original
60	Trichomycterus ferreri	0,67	40,127	43,892	Original



# Individuo	Especie	Peso	LongST	Longitud Total	Estado_Dato
61	Creagrutus affinis	2,87	52,856	62,062	Original
62	Creagrutus affinis	3,05	51,601	61,794	Original
63	Creagrutus affinis	3,38	55,77	68,958	Original
64	Creagrutus affinis	3,03	55,045	65,105	Original
65	Creagrutus affinis	3,17	55,657	67,042	Original
66	Creagrutus affinis	4,67	62,176	74,166	Original
67	Creagrutus affinis	2,8	54,817	65,782	Original
68	Creagrutus affinis	3,65	54,968	64,851	Original
69	Creagrutus affinis	4,48	60,673	72,8	Original
70	Creagrutus affinis	2,36	50,938	61,154	Original
71	Creagrutus affinis	1,64	44,481	52,835	Original
72	Creagrutus affinis	0,82	34,446	42,802	Original
73	Creagrutus affinis	2,56	53,254	63,248	Original
74	Creagrutus affinis	1,03	37,272	46,188	Original
75	Creagrutus affinis	0,87	35,821	41,99	Original
76	Argopleura magdalenensis	0,48	31,601	38,939	Original
77	Argopleura magdalenensis	0,78	38,008	46,244	Original
78	Argopleura magdalenensis	0,8	38,627	48,027	Original
79	Argopleura magdalenensis	0,55	35,073	43,502	Original
80	Argopleura magdalenensis	0,74	34,414	42,705	Original
81	Argopleura magdalenensis	1,03	39,404	49,795	Original
82	Argopleura magdalenensis	1,07	40,769	50,043	Original
83	Creagrutus affinis	1,04	36,076	44,472	Original
84	Sturisomatichthys leightoni	2,7	78,453	115,825	Original
85	Chaetostoma thomsoni	3,08	52,21	67,299	Original
86	Chaetostoma thomsoni	1,04	32,348	44,099	Original
87	Chaetostoma thomsoni	0,9	33,214	44,054	Original
88	Chaetostoma thomsoni	1,09	34,189	45,142	Original
89	Pimelodella macrocephala	1,77	52,124	64,622	Original
90	Pimelodella macrocephala	2,4	57,407	71,35	Original

# Individuo	Especie	Peso	LongST	Longitud Total	Estado_Dato
91	Pimelodella macrocephala	3,77	69,456	82,859	Original
92	Trichomycterus ferreri	0,43	35,523	40,184	Original
93	Trichomycterus ferreri	1	49,156	54,912	Original
94	Trichomycterus ferreri	0,54	39,061	43,837	Original
95	Trichomycterus ferreri	0,2	32,258	36,249	Original
96	Trichomycterus ferreri	0,27	31,923	36,291	Original
97	Trichomycterus ferreri	0,28	31,889	36,045	Original
98	Trichomycterus ferreri	0,73	41,793	47,561	Original
99	Trichomycterus ferreri	1,01	48,072	53,003	Original
100	Trichomycterus ferreri	0,22	28,887	33,253	Original
101	Trichomycterus ferreri	0,69	41,144	46,406	Original
102	Trichomycterus ferreri	0,62	38,781	43,795	Original
103	Trichomycterus ferreri	0,69	42,394	48,685	Original
104	Trichomycterus ferreri	0,33	32,369	36,353	Original
105	Trichomycterus ferreri	0,44	36,594	40,926	Original
106	Trichomycterus ferreri	0,22	30,733	34,624	Original
107	Trichomycterus ferreri	0,3	32,346	36,302	Original
108	Trichomycterus ferreri	0,29	31,012	35,312	Original
109	Trichomycterus ferreri	0,647	39,838	45,457	Corregido
110	Trichomycterus ferreri	0,27	31,519	35,626	Original
111	Trichomycterus ferreri	0,3	32,052	36,558	Original
112	Trichomycterus ferreri	0,32	33,51	38,157	Original
113	Trichomycterus ferreri	0,67	43,636	49,826	Original
114	Trichomycterus ferreri	0,18	29,943	32,851	Original
115	Trichomycterus ferreri	0,35	33,676	39,223	Original
116	Trichomycterus ferreri	0,65	41,06	46,449	Original
117	Trichomycterus ferreri	0,27	30,511	34,592	Original
118	Trichomycterus ferreri	0,21	27,977	32,434	Original
119	Trichomycterus ferreri	0,58	42,469	47,281	Original
120	Trichomycterus ferreri	0,33	32,109	36,402	Original
121	Trichomycterus ferreri	0,6	39,829	44,354	Original
122	Trichomycterus ferreri	0,49	37,661	42,604	Original
123	Creagrutus affinis	3,84	58,83	70,764	Original
124	Creagrutus affinis	2,88	56,303	67,632	Original
125	Creagrutus affinis	4,8	64,573	76,979	Original
126	Creagrutus affinis	2,1	47,374	55,949	Original
127	Creagrutus affinis	5,22	64,394	77,712	Original

# Individuo	Especie	Peso	LongST	Longitud Total	Estado_Dato
128	Creagrutus affinis	5,338	71,103	85,027	Corregido
129	Creagrutus affinis	4,45	59,412	70,689	Original
130	Creagrutus affinis	2,75	53,837	64,123	Original
131	Creagrutus affinis	4,19	61,5	74,753	Original
132	Creagrutus affinis	3,65	58,266	69,521	Original
133	Creagrutus affinis	1,76	44,1	55,301	Original
134	Creagrutus affinis	2,43	49,883	60,856	Original
135	Creagrutus affinis	2,5	49,624	60,694	Original
136	Creagrutus affinis	2,48	50,2	60,934	Original
137	Creagrutus affinis	1,83	45,005	56,002	Original
138	Creagrutus affinis	2,88	55,687	65,782	Original
139	Creagrutus affinis	2,81	54,082	64,39	Original
140	Creagrutus affinis	0,89	35,97	44,35	Original
141	Creagrutus affinis	0,37	27,625	33,457	Original
142	Creagrutus affinis	1,46	42,491	50,915	Original
143	Creagrutus affinis	1,08	37,478	46,157	Original
144	Creagrutus affinis	0,43	29,082	35,633	Original
145	Creagrutus affinis	2,68	51,518	61,944	Original
146	Creagrutus affinis	0,8	33,85	41,784	Original
147	Creagrutus affinis	1,06	37,188	44,612	Original
148	Creagrutus affinis	0,66	31,761	38,188	Original
149	Creagrutus affinis	1,34	42,461	51,031	Original
150	Creagrutus affinis	1,12	40,535	49,317	Original
151	Pimelodella macrocephala	6,54	79,992	98,026	Original
152	Chaetostoma thomsoni	1,22	35,817	48,37	Original
153	Chaetostoma thomsoni	2,5	45,543	59,331	Original
154	Chaetostoma thomsoni	2,82	48,457	65,691	Original
155	Argopleura magdalenensis	0,69	36,366	45,258	Original
156	Trichomycterus ferrerii	0,14	26,03	28,972	Original
157	Trichomycterus ferrerii	1,26	50,364	57,572	Original
158	Trichomycterus ferrerii	0,16	26,057	29,674	Original
159	Trichomycterus ferrerii	0,26	31,017	35,663	Original
160	Trichomycterus ferrerii	0,27	32,85	36,892	Original
161	Trichomycterus ferrerii	0,23	30,002	33,937	Original
162	Trichomycterus ferrerii	0,72	39,588	44,537	Original
163	Trichomycterus ferrerii	0,23	32,852	36,612	Original

# Individuo	Especie	Peso	LongST	Longitud Total	Estado_Dato
164	Trichomycterus ferrerii	0,46	37,077	42,073	Original
165	Trichomycterus ferrerii	0,24	34,722	40,098	Original
166	Trichomycterus ferrerii	0,82	41,054	46,191	Original
167	Trichomycterus ferrerii	0,41	36,872	42,1	Original
168	Trichomycterus ferrerii	0,61	40,979	46,416	Original
169	Trichomycterus ferrerii	0,26	32,702	37,329	Original
170	Trichomycterus ferrerii	0,65	42,416	47,413	Original
171	Trichomycterus ferrerii	0,34	36,268	40,007	Original
172	Trichomycterus ferrerii	0,29	32,712	36,918	Original
173	Trichomycterus ferrerii	0,12	33,872	38,368	Original

Quebrada Cune

# Individuo	Especie	Peso	LongST	Longitud Total	Estado_Dato
1	Creagrutus affinis	5,26	60,38	72,98	Original
2	Creagrutus affinis	5,11	61,427	72,882	Original
3	Creagrutus affinis	4	58,312	69,918	Original
4	Creagrutus affinis	6,648	74,609	90,348	Corregido
5	Creagrutus affinis	4,8	61,689	73,201	Original
6	Creagrutus affinis	2,62	49,613	62,057	Original
7	Creagrutus affinis	5,12	61,557	73,08	Original
8	Creagrutus affinis	3,41	56,428	67,867	Original
9	Creagrutus affinis	3,28	54,509	66,689	Original
10	Creagrutus affinis	2,23	47,855	57,152	Original
11	Creagrutus affinis	2,51	48,264	59,067	Original
12	Creagrutus affinis	3,77	58,616	70,109	Original
13	Creagrutus affinis	2,64	52,747	63,139	Original
14	Creagrutus affinis	2,69	51,642	60,234	Original
15	Creagrutus affinis	4,88	60,888	73,558	Original
16	Creagrutus affinis	6,5	68,476	81,332	Original
17	Trichomycterus ferreri	2,8	59,525	64,694	Original
18	Trichomycterus ferreri	2,25	59,469	64,397	Original
19	Trichomycterus ferreri	3,46	67,222	73,16	Original
20	Trichomycterus ferreri	0,51	35,003	39,587	Original
21	Trichomycterus ferreri	1,13	49,722	54,225	Original
22	Trichomycterus ferreri	1,02	44,399	48,955	Original
23	Trichomycterus ferreri	0,14	24,636	28,645	Original
24	Trichomycterus ferreri	0,59	38,079	41,911	Original
25	Trichomycterus ferreri	1,11	48,666	53,942	Original
26	Trichomycterus ferreri	0,29	28,879	32,843	Original
27	Trichomycterus ferreri	0,08	19,596	22,461	Original
28	Chaetostoma thomsoni	4,53	54,643	72,506	Original
29	Chaetostoma thomsoni	1,72	40,465	52,443	Original
30	Chaetostoma thomsoni	2,29	44,877	57,165	Original
31	Chaetostoma thomsoni	0,49	26,226	34,033	Original
32	Chaetostoma thomsoni	1,67	38,905	51,154	Original
33	Chaetostoma thomsoni	0,07	18,37	23,157	Original
34	Chaetostoma thomsoni	0,65	25,926	33,102	Original
35	Chaetostoma thomsoni	0,4	24,317	31,483	Original
36	Chaetostoma thomsoni	0,43	26,158	35,36	Original
37	Chaetostoma thomsoni	1,81	39,914	53,663	Original



# Individuo	Especie	Peso	LongST	Longitud Total	Estado_Dato
38	Chaetostoma thomsoni	0,51	26,111	34,307	Original
39	Chaetostoma thomsoni	2,24	43,057	55,877	Original
40	Chaetostoma thomsoni	5,542	64,667	84,332	Corregido
41	Chaetostoma thomsoni	0,37	24,088	30,963	Original
42	Chaetostoma thomsoni	0,31	22,591	29,034	Original
43	Chaetostoma thomsoni	0,44	24,637	33,894	Original
44	Chaetostoma thomsoni	0,21	19,179	24,076	Original
45	Chaetostoma thomsoni	0,25	23,161	29,564	Original
46	Chaetostoma thomsoni	0,55	27,2	36,299	Original
47	Chaetostoma thomsoni	0,46	25,192	31,225	Original
48	Chaetostoma thomsoni	0,91	32,292	41,731	Original
49	Chaetostoma thomsoni	0,09	16,713	22,058	Original
50	Chaetostoma thomsoni	0,08	16,47	22,097	Original
51	Pimelodella macrocephala	8,27	97,058	118,004	Original
52	Pimelodella macrocephala	3,5	69,96	83,175	Original
53	Pimelodella macrocephala	0,7	36,601	44,625	Original
54	Pimelodella macrocephala	0,05	37,059	46,031	Original
55	Pimelodella macrocephala	0,78	41,761	46,93	Original
56	Pimelodella macrocephala	0,22	25,977	32,094	Original
57	Pimelodella macrocephala	0,37	31,23	37,205	Original
58	Pimelodella macrocephala	0,1	36,717	44,995	Original
59	Pimelodella macrocephala	0,36	28,135	34,292	Original
60	Creagrutus affinis	2,7	49,598	58,35	Original
61	Creagrutus affinis	0,09	17,191	21,451	Original
62	Creagrutus affinis	0,12	21,108	25,692	Original
63	Trichomycterus ferreri	0,24	20,415	27,077	Original
64	Trichomycterus ferreri	0,26	21,407	28,392	Original
65	Trichomycterus ferreri	0,08	15,113	19,971	Original