



El Pato de Torrentes (*Merganetta armata*) como potencial bioindicador de la integridad ecológica en ríos andinos tropicales: El caso de la cuenca alta del río Saldaña (Tolima, Colombia)

Luis Javier Valbuena Vásquez

Biólogo

Maestría en Gestión de Cuencas Hidrográficas

Facultad de Ciencias y Tecnologías

Universidad Santo Tomas

Directora

Silvia López Casas

Doctora en Biología y Ecología de Ecosistemas acuáticos continentales

Especialista en ecosistemas de agua dulce en Wildlife Conservation Society

Julio 2026



RESUMEN

La presente investigación tuvo como objetivo evaluar al Pato de Torrentes (*Merganetta armata*) como bioindicador de la integridad ecológica en la cuenca alta del río Saldaña (Tolima, Colombia). Aunque esta especie ha sido asociada a ríos de alta calidad, persistían vacíos sobre los componentes del ecosistema que explican de manera integrada su presencia.

El estudio se desarrolló en tres subcuencas andinas (Amoyá, Siquila y Cucuana), mediante el establecimiento de 33 transectos de 400 m, en los cuales se evaluó la presencia del pato, variables de hábitat (índices QBR, IHF y SVAP), calidad fisicoquímica del agua y la disponibilidad de macroinvertebrados como recurso trófico. La ocupación de la especie se estimó mediante modelos de ocupación que incorporaron covariables ambientales.

Los resultados evidenciaron que la integridad ecológica de los ecosistemas fluviales se expresa de manera diferencial según el tipo de indicador. El índice SVAP y el QBR discriminaron de forma consistente los transectos transformados frente a los conservados y semitransformados, mientras que el IHF y la calidad fisicoquímica del agua (ICA) no reflejaron cambios detectables a la escala de análisis. Este patrón confirma que la transformación del sistema se manifiesta principalmente en la degradación del entorno ribereño y en la pérdida de complejidad del hábitat.



En este contexto, la ocupación del Pato de Torrentes estuvo determinada por la calidad de la zona riparia y el ancho del cauce, evidenciando una relación directa con la estructura del hábitat fluvial. Asimismo, los ensamblajes de macroinvertebrados no presentaron diferencias en riqueza, pero sí cambios en su estructura, con menor heterogeneidad y reducción de organismos de mayor tamaño en los transectos transformados, lo que refleja una disminución en la disponibilidad de recursos tróficos.

En conjunto, los resultados demuestran que la ocupación del Pato de Torrentes integra la condición del hábitat y la disponibilidad de alimento, constituyendo una respuesta ecológica que refleja la funcionalidad del sistema fluvial. En este sentido, la especie funciona como un bioindicador de la integridad ecológica en ríos andinos, particularmente sensible a la condición de la zona riparia y la configuración del cauce, cuyo uso debe entenderse de manera complementaria a otros indicadores del ecosistema.

Palabras clave: Bioindicador, integridad ecológica, conservación, cuenca.



ABSTRACT

This study aimed to evaluate the Torrent Duck (*Merganetta armata*) as a bioindicator of ecological integrity in the upper basin of the Saldaña River (Tolima, Colombia). Although this species has been associated with high-quality rivers, gaps remain regarding which ecosystem components jointly explain its presence.

The study was conducted in three Andean sub-basins (Amoyá, Siquila, and Cucuana), where 33 transects of 400 m were established. Duck presence, habitat variables (QBR, IHF, and SVAP indices), physicochemical water quality, and macroinvertebrate availability as a trophic resource were assessed. Species occupancy was estimated using occupancy models incorporating environmental covariates.

Results showed that ecological integrity in fluvial ecosystems is expressed differently depending on the indicator used. The SVAP and QBR indices consistently discriminated transformed transects from conserved and semi-transformed ones, whereas IHF and physicochemical water quality (ICA) did not reflect detectable changes at the analyzed scale. This pattern confirms that ecosystem transformation is primarily expressed through riparian degradation and loss of habitat complexity.

In this context, Torrent Duck occupancy was determined by riparian quality and channel width, demonstrating a direct relationship with fluvial habitat structure. Likewise,



macroinvertebrate assemblages showed no differences in taxonomic richness, but did exhibit structural changes, including reduced heterogeneity and a lower presence of larger organisms in transformed transects, indicating a decrease in trophic resource availability.

Overall, the results demonstrate that Torrent Duck occupancy integrates habitat condition and food availability, constituting an ecological response that reflects the functional state of the fluvial system. Accordingly, the species functions as a bioindicator of ecological integrity in Andean rivers, particularly sensitive to riparian condition and channel configuration, and should be used in combination with other ecosystem indicators

Keywords: Bioindicator, ecological integrity, conservation, watershed.



ÍNDICE DE CONTENIDO

1.INTRODUCCIÓN	10
2. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA DE INVESTIGACIÓN.....	11
2.1. Objetivo general.....	13
2.1.1. Objetivos específicos	13
2.2. Pregunta de investigación.....	14
2.3. Justificación.....	14
2.4. Viabilidad de la investigación.....	16
3. REVISIÓN DE LA LITERATURA	18
3.1. Integridad ecológica en ecosistemas acuáticos andinos	18
3.2. Índices de descriptores de hábitat en ecosistemas acuáticos loticos	21
3.3. Bioindicadores ecológicos: aves y macroinvertebrados en la evaluación de ríos	28
4. HIPÓTESIS Y VARIABLES.....	36
5. MÉTODOS DE INVESTIGACIÓN	38
5.1. Área de estudio.....	39
5.2 Diseño de muestreo.....	41
5.3 Muestreo del Pato de Torrentes.....	44
5.4 Evaluación de la integridad de los ecosistemas.....	46
5.4.1 Índice QBR (Calidad del Bosque de Ribera)	46
5.4.2 Índice IHF (Índice de Hábitat Fluvial)	47
5.4.3 Índice SVAP (Stream Visual Assessment Protocol o Evaluación Visual de Cauces)	48
5.4.4 Variables de calidad del agua.....	49
5.4.5 Biodiversidad: Macroinvertebrados acuáticos	49
5.5 Análisis de laboratorio	50
5.6 Análisis de datos y estadístico	52
5.7 Determinación de la ocupación del Pato de Torrentes:	54



6. RESULTADOS.....	56
6.1. Caracterización de los transectos de muestreo.....	56
6.2 Muestreo del Pato de Torrentes.....	57
6.3 Evaluación de la integridad de los ecosistemas.....	60
6.3.1 Índice QBR (Calidad del Bosque de Ribera)	62
6.3.2 Índice de Hábitat Fluvial (IHF)	64
6.3.3 Índice SVAP (Stream Visual Assessment Protocol o Evaluación Visual de Cauces)	67
6.3.4 Variables de calidad del agua.....	70
6.3.5 Síntesis por subcuenca.....	73
6.4. Biodiversidad: Macroinvertebrados acuáticos	77
6.5. Determinación de la ocupación del Pato de Torrentes	84
7. DISCUSIÓN	89
7.1. Evaluación de la integridad de los ecosistemas.....	90
7.2. Biodiversidad: Macroinvertebrados acuáticos	93
7.3. Determinación de la ocupación del Pato de Torrentes	96
7.4. Integración ecológica: hábitat – macroinvertebrados – ocupación	99
7.5. El Pato de Torrentes como bioindicador	102
7.6. Implicaciones para conservación y manejo	104
7.7. Limitaciones del estudio y oportunidades de investigación	107
8. CONCLUSIONES	110
9. CONSIDERACIONES ÉTICAS Y AUTORIZACIÓN INSTITUCIONAL	112
10. AGRADECIMIENTOS	114
11. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	116



TABLAS

Tabla 1. Variables evaluadas en el presente estudio. Nótese que las variables están incluidas dentro de los diferentes índices usados y evaluados, pero se separan por los diferentes atributos de la integridad de los ecosistemas acuáticos.	37
Tabla 2. Distribución de transectos por categoría de transformación en las subcuencas evaluadas.....	56
Tabla 3. Consistencia de detección del Pato de Torrentes entre réplicas	57
Tabla 4. Valores de los índices de integridad ecológica por categoría de transformación de los transectos evaluados en la cuenca alta del río Saldaña. Se presentan media $\pm$ desviación estándar y rango mínimo–máximo.	61
Tabla 5. Resultados de las pruebas estadísticas para los índices evaluados según categoría de transformación	61
Tabla 6. Componentes del índice QBR por categoría de transformación de los transectos. Se presentan media $\pm$ desviación estándar y rango mínimo–máximo.	63
Tabla 7. Componentes del índice IHF por categoría de transformación de los transectos. Se presentan media $\pm$ desviación estándar y rango mínimo–máximo	66
Tabla 8. Variables más representativas del índice SVAP por categoría de transformación de los transectos evaluados en la cuenca alta del río Saldaña. Se presentan media $\pm$ desviación estándar y rango mínimo–máximo.	69
Tabla 9. Variables fisicoquímicas más representativas del agua por categoría de transformación de los transectos evaluados en la cuenca alta del río Saldaña. Se presentan media $\pm$ desviación estándar y rango mínimo–máximo	72
Tabla 10. Valores promedio de los índices de calidad de ribera (QBR), de heterogeneidad del cauce (IHF), de integridad del ecosistema acuático lótico (SVAP) y de la calidad del agua (ICA) para cada una de las subcuencas evaluadas.	74
Tabla 11. Resultados de las pruebas estadísticas para los índices evaluados según la subcuenca.....	75
Tabla 12. Resultados de ANOVA y Kruskal–Wallis para las variables asociadas al tamaño corporal, abundancia y riqueza entre categorías de transecto.....	78
Tabla 13. Modelos de ocupación para el pato de torrentes ordenados según el criterio de información de Akaike (AIC). Se presentan el modelo con mayor soporte y un modelo adicional con menor respaldo estadístico ($\Delta AIC > 2$).....	85



FIGURAS

Figura 1. Ubicación de las cuencas de muestreo, departamento del Tolima, Colombia.	40
Figura 2. Número de transectos con registro del Pato de Torrentes en las subcuencas evaluadas.	58
Figura 3. Porcentaje de transectos con registro del Pato de Torrentes según la categoría de transformación de cada transecto	60
Figura 4. Valores de Calidad del bosque de ribera (QBR) de los transectos evaluados por categoría de intervención en la cuenca alta del río Saldaña. Nótese que el QBR va de 0 a 100.....	64
Figura 5. Valores de Integridad de los ecosistemas acuáticos lóticos por categoría de transformación en los transectos evaluados en la cuenca alta del río Saldaña. Nótese que los valores del SVAP van de 0 a 10.	70
Figura 6. Distribución de los valores de los índices de integridad del hábitat (IHF, QBR, SVAP) y de la calidad del agua (ICA) en las subcuencas Amoyá, Cucuana y Siquila, en la cuenca alta del río Saldaña	76
Figura 7. Abundancia de macroinvertebrados de los transectos en las diferentes categorías de intervención evaluadas en las subcuencas Amoyá, Cucuana y Siquila.	80
Figura 8. Riqueza de macroinvertebrados de los transectos en las diferentes categorías de intervención evaluadas en las subcuencas Amoyá, Cucuana y Siquila.	81
Figura 9. Distribución de los valores de longitud corporal acumulada de macroinvertebrados entre categorías de intervención de los transectos evaluados.....	83
Figura 10. Probabilidad de ocupación (ψ) en función del ancho del cauce	86
Figura 11. Probabilidad de ocupación (ψ) en función de la calidad de la zona riparia.	87
Figura 12. Probabilidad promedio de ocupación (ψ) dependiendo del grado de transformación de los transectos evaluados en subcuencas del río Saldaña.	88



1.INTRODUCCIÓN

La cuenca del río Saldaña, ubicada en el departamento del Tolima, Colombia, constituye un ecosistema clave para la conservación de la biodiversidad y la provisión de servicios ecosistémicos esenciales para dicho departamento y el país. El programa Río Saldaña una Cuenca de Vida, es una alianza público-privada que integra a instituciones como Parques Nacionales Naturales de Colombia, Cortolima, Wildlife Conservation Society (WCS), Argos, Concretos Argos, Fundación Grupo Argos y Celsia, en busca de implementar acciones de conservación que fortalezcan la gestión sostenible de los recursos naturales en esta región. Actualmente, el programa se centra en las subcuencas de los ríos Amoya, Siquila y Cucuana, en los municipios de Chaparral, Planadas y Roncesvalles respectivamente, desarrollando estrategias dirigidas a preservar la biodiversidad, mejorar la calidad de los ecosistemas fluviales y mitigar impactos ambientales de las actividades antrópicas presentes en las cuencas.

Dentro de estas acciones, el monitoreo biológico y de ecosistemas acuáticos se ha convertido en una herramienta esencial para evaluar el éxito de las medidas de conservación. Desde 2021, este monitoreo integra el análisis de parámetros fisicoquímicos, ecológicos y biológicos, permitiendo establecer indicadores de la integridad de las subcuencas. En este contexto, el programa incorpora la evaluación de la presencia del Pato de Torrentes (*Merganetta armata*) mediante el análisis de su ocupación en las subcuencas de los ríos Amoya, Siquila y Cucuana, como una aproximación para entender su relación con las condiciones del ecosistema.



Esta especie característica de ríos de alta montaña, ha sido reportada como sensible a perturbaciones ambientales por lo que ha sido propuesta como un potencial bioindicador de la calidad de los ecosistemas acuáticos. Considerando que la calidad del agua es uno de los atributos que componen la integridad ecológica y que esta puede ser evaluada de manera integral a través de variables fisicoquímicas, de hábitat y biológicas, la presente investigación se enmarca en el monitoreo de la integridad de los ecosistemas fluviales proponiendo al Pato de Torrentes como un indicador integrador de dichas condiciones. En este sentido, se analiza cómo las características del hábitat fluvial, la calidad y cantidad del agua y la disponibilidad de macroinvertebrados acuáticos influyen en la presencia de la especie, contribuyendo al fortalecimiento del conocimiento científico necesario para su conservación y la de los ecosistemas asociados.

2. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA DE INVESTIGACIÓN

El Pato de Torrentes es una especie de ave especializada en ríos de alta montaña, cuya presencia ha sido asociada a condiciones específicas del hábitat fluvial (Alvarez & Cerón, 2015). Esta especie ha evidenciado sensibilidad frente a cambios en la integridad de los ecosistemas acuáticos, particularmente en relación con la disponibilidad de alimento y las características físicas del cauce (Álvarez *et al.*, 2014; Alza, 2020). Debido a esta sensibilidad, se ha propuesto como un potencial bioindicador de la calidad ecológica en ríos andinos.



No obstante, aunque diversos estudios han documentado asociaciones entre el Pato de Torrentes y variables como la estructura del hábitat fluvial (Cerón & Ferreiro, 2017) la disponibilidad de alimento (Cerón & Boy, 2014) el caudal y las condiciones hidrológicas del sistema (Cardona & Kattan, 2018), así como el grado de intervención antrópica sobre los ecosistemas fluviales (Alvarez & Cerón, 2015), estos factores han sido evaluados principalmente de manera independiente o en contextos ecológicos específicos. En consecuencia, aún no es claro cuáles son los principales factores que explican la presencia o desaparición local de la especie, ni cómo interactúan de manera conjunta los atributos de la integridad ecológica —incluyendo la calidad y cantidad del agua, el estado de la cuenca, la condición de los bosques riparios, la conectividad acuática, la naturalidad de las coberturas vegetales y el estado de la biodiversidad— en su respuesta ecológica.

Esta limitación dificulta establecer con precisión el papel del Pato de Torrentes como bioindicador de la integridad ecológica ya que no se ha evaluado de manera integrada su relación con los múltiples componentes de la integridad del ecosistema fluvial. En este sentido, resulta necesario analizar si la ocupación de la especie responde de manera consistente a los atributos que representan diferentes dimensiones de la integridad ecológica en ríos andinos.

En este contexto, surge la siguiente pregunta de investigación: ¿Cuál es la relación entre la ocupación del Pato de Torrentes (*Merganetta armata*) y los componentes de la integridad ecológica de los ecosistemas acuáticos lóticos en tres ríos de las subcuencas del río Saldaña?



2.1. Objetivo general

Evaluar el potencial del Pato de Torrentes (*Merganetta armata*) como bioindicador de la integridad ecológica de los ecosistemas acuáticos en tramos de ríos de tres subcuencas del río Saldaña, a partir de la relación entre su ocupación, los componentes de integridad ecológica, la calidad del agua y la disponibilidad de macroinvertebrados acuáticos bentónicos como recurso alimenticio.

2.1.1. Objetivos específicos

- Caracterizar la integridad ecológica y sus componentes en tres ríos de las subcuencas del río Saldaña, mediante la aplicación de índices específicos para los ecosistemas acuáticos: la evaluación visual de cauces (SVAP), y los: índices de hábitat fluvial y de calidad de ribera (IHF, QBR) y el índice de calidad del agua (ICA) y comparar sus valores entre las categorías de transformación del hábitat.
- Determinar la disponibilidad de macroinvertebrados acuáticos como un proxy de la disponibilidad de alimento del Pato de Torrentes en tres ríos de las subcuencas del río Saldaña, mediante una aproximación funcional basada en la abundancia, riqueza y la caracterización del tamaño corporal de las presas.



- Analizar el potencial de bioindicación del pato a través de la relación entre la ocupación del pato de torrentes y la integridad de los ecosistemas acuáticos, incluyendo la disponibilidad de los macroinvertebrados acuáticos bentónicos.

2.2. Pregunta de investigación

¿Cuál es la relación entre la ocupación del Pato de Torrentes (*Merganetta armata*) y los componentes de la integridad ecológica de los ecosistemas acuáticos lóticos en tres ríos de las subcuencas del río Saldaña?

2.3. Justificación

La integridad ecológica de los ecosistemas acuáticos lóticos ha sido ampliamente estudiada mediante el uso de variables físicas, químicas y biológicas, así como a través de indicadores específicos como los macroinvertebrados acuáticos y las características del hábitat fluvial (Wang, 2024; Cairns, 1995). En este contexto, el Pato de Torrentes ha sido propuesto como un potencial bioindicador, debido a su estrecha relación con ríos de alta montaña y su sensibilidad a cambios en el hábitat, la disponibilidad de alimento y las condiciones hidrológicas del sistema (Alvarez *et al.*, 2014; Cerón & Ferreiro, 2017).

No obstante, aunque diversos estudios han documentado asociaciones entre la especie y variables ambientales específicas, estos factores han sido evaluados principalmente de manera aislada, lo que limita la comprensión de los procesos ecológicos que determinan su presencia o



ausencia en los ecosistemas fluviales. En particular, aún no es claro cuáles son los principales factores que explican su ocupación ni cómo interactúan de manera conjunta las variables de hábitat fluvial, calidad del agua y disponibilidad trófica en su respuesta ecológica.

En este sentido, el principal aporte de la presente investigación radica en evaluar de manera integrada la relación entre la probabilidad de ocupación del Pato de Torrentes y múltiples componentes de la integridad ecológica del ecosistema acuático, contribuyendo a cerrar el vacío existente en la comprensión de los factores que determinan su distribución en ríos andinos. De esta manera, el estudio aporta evidencia científica sobre el potencial de la especie como bioindicador cuando se consideran simultáneamente diferentes dimensiones del ecosistema.

Desde el punto de vista aplicado, esta investigación contribuye a fortalecer los procesos de monitoreo y gestión en la cuenca alta del río Saldaña, al generar información científica que permita orientar estrategias de conservación basadas en indicadores ecológicos integradores. En particular, los resultados pueden apoyar la toma de decisiones dentro del programa Río Saldaña una Cuenca de Vida, optimizando la priorización de acciones de restauración y conservación en función del estado ecológico de los sistemas fluviales.

Asimismo, el estudio contribuye a la conservación del Pato de Torrentes al proporcionar elementos para la identificación de los factores ambientales que condicionan su presencia, lo que permite orientar acciones dirigidas a la protección y recuperación de sus hábitats. De esta



manera, se fortalece el uso de la especie como herramienta para la evaluación de la integridad ecológica en ríos andinos.

2.4. Viabilidad de la investigación

La presente investigación fue viable gracias a que se desarrolló en el marco del programa Río Saldaña una Cuenca de Vida, una estrategia público-privada orientada a la conservación de la cuenca alta del río Saldaña, que cuenta con respaldo institucional, financiero y técnico para la implementación de acciones de manejo y esquemas de monitoreo dirigidos a evaluar la efectividad de las intervenciones sobre los ecosistemas acuáticos.

En este contexto, la investigación contó con condiciones favorables para su desarrollo, dado que existía acceso previo a las áreas de estudio, apoyo logístico para las salidas de campo y disponibilidad de información ecológica generada en el marco de los monitoreos del programa. Asimismo, el interés en comprender qué variables ambientales se relacionan de manera más directa con la presencia del Pato de Torrentes hizo pertinente y factible la ejecución del estudio, en la medida en que sus resultados pueden aportar a la priorización de acciones de manejo y conservación en las subcuencas evaluadas.

La viabilidad también estuvo respaldada por la articulación con instituciones académicas y profesionales vinculados al proceso, lo que facilitó el acompañamiento técnico y metodológico necesario para el desarrollo de la investigación. De igual forma, el relacionamiento previo con



actores locales y el trabajo adelantado por el programa en el territorio favorecieron el acceso a los sitios de muestreo y generaron un contexto adecuado para la implementación del estudio.

Adicionalmente, la investigación fue viable porque se apoyó en información y metodologías ya incorporadas en el proceso de monitoreo de la cuenca, como la evaluación de variables fisicoquímicas, hábitat fluvial, vegetación ribereña y macroinvertebrados acuáticos. Esto permitió integrar distintos componentes ecológicos dentro de una misma aproximación analítica, sin requerir el diseño de un esquema de muestreo completamente nuevo, lo que fortaleció la factibilidad operativa del trabajo.

En conjunto, estas condiciones hicieron posible el desarrollo de la investigación y respaldan su pertinencia dentro del programa, ya que sus resultados no solo aportan al conocimiento científico sobre el Pato de Torrentes como potencial bioindicador, sino que también pueden contribuir al fortalecimiento de los procesos de monitoreo y conservación en la cuenca alta del río Saldaña.



3. REVISIÓN DE LA LITERATURA

3.1. Integridad ecológica en ecosistemas acuáticos andinos

La integridad ecológica en ecosistemas acuáticos continentales se refiere a la capacidad de estos sistemas para mantener su estructura, funcionamiento y composición biológica en condiciones cercanas a su estado natural, permitiendo la persistencia de procesos ecológicos y la provisión de servicios ecosistémicos a largo plazo (Wang, 2024; Cairns, 1995; Freshwater Health Index, 2017). En sistemas fluviales, esta integridad emerge de la interacción entre múltiples dimensiones del ecosistema, incluyendo procesos hidrológicos, características físicas del hábitat, condiciones fisicoquímicas del agua y la respuesta de las comunidades biológicas (Wang, 2024; Cairns, 1995).

En este sentido, la integridad ecológica ha sido abordada desde un enfoque multidimensional en el cual las dimensiones física, hidrológica, química y biológica están interrelacionadas y responden de manera integrada a las condiciones ambientales (Wang, 2024; Harman *et al.*, 2012). La integridad biótica se reconoce como una expresión integradora del estado del ecosistema, mientras que las alteraciones en variables abióticas, como el régimen de flujo, el hábitat o la calidad del agua, constituyen los principales impulsores de su deterioro (Wang, 2024).



Desde una perspectiva funcional, los ecosistemas fluviales pueden entenderse como sistemas jerárquicos donde los procesos hidrológicos regulan la geomorfología, la calidad del agua y la biota (Harman *et al.*, 2012). En este contexto, el régimen de caudales actúa como un controlador clave de la estructura del hábitat y la dinámica ecológica, al influir en la disponibilidad de microhábitats, la conectividad y el transporte de sedimentos y nutrientes (Poff *et al.*, 1997).

Adicionalmente, enfoques recientes han incorporado una visión socioecológica de los sistemas de agua dulce, reconociendo que su evaluación no solo depende del funcionamiento ecológico, sino también de su capacidad para sostener servicios ecosistémicos y bienestar humano (Vollmer *et al.*, 2018). En este marco, el Freshwater Health Index evalúa la salud de los sistemas de agua dulce a partir de tres componentes principales: la vitalidad del ecosistema, los servicios ecosistémicos y la gobernanza. Dentro del componente de vitalidad del ecosistema se integran atributos como la calidad del agua, el régimen hidrológico, el estado de la cuenca y la biodiversidad (Freshwater Health Index, 2017; Vollmer *et al.*, 2018). En este sentido, la integridad ecológica en sistemas fluviales puede ser entendida a partir de la interacción entre la calidad del agua, el régimen hidrológico, el estado del hábitat fluvial y ribereño, la condición de la cuenca y la biodiversidad, los cuales constituyen atributos clave para evaluar el estado ecológico de los ecosistemas acuáticos (Freshwater Health Index, 2017).



Dentro de estos atributos, el hábitat fluvial y ribereño constituye un componente fundamental de la integridad ecológica ya que regula la estabilidad del canal, la heterogeneidad del sustrato y la conectividad del sistema (Naiman *et al.*, 1993; Innis *et al.*, 2000). La vegetación ribereña, en particular desempeña un papel clave en la regulación de la calidad del agua, la provisión de materia orgánica y la protección frente a procesos erosivos (Naiman *et al.*, 1993).

A escala regional, los ríos andinos se caracterizan por su alta heterogeneidad ambiental, fuertes pendientes y elevada energía hidráulica, lo que determina que los procesos ecológicos estén fuertemente controlados por la estructura del hábitat y los procesos a escala de cuenca (Allan *et al.*, 2006; Villamarín *et al.*, 2014).

En consecuencia, la integridad ecológica en estos sistemas resulta de la interacción entre el régimen hidrológico, el estado de la cuenca, que incluye la condición de los bosques riparios, la conectividad acuática y la naturalidad de las coberturas vegetales, la calidad del agua y la respuesta de las comunidades biológicas (Wang, 2024; Harman *et al.*, 2012). En este contexto, la evaluación de la integridad ecológica requiere enfoques que integren simultáneamente múltiples componentes del sistema, ya que el análisis de variables individuales puede resultar insuficiente para capturar la complejidad de los ecosistemas fluviales.



3.2. Índices de descriptores de hábitat en ecosistemas acuáticos loticos

La evaluación de la integridad de los ecosistemas acuáticos se ha basado en el análisis de la calidad fisicoquímica del agua, bajo el supuesto de que condiciones adecuadas de este recurso reflejan un buen estado ecológico del sistema. En este contexto, se desarrollaron herramientas como el Índice de Calidad del Agua (ICA) el cual integra múltiples variables fisicoquímicas, como temperatura del agua, pH, oxígeno disuelto, saturación de oxígeno, conductividad, sólidos disueltos totales, turbidez, cloruros, nitrógeno-nitrato, salinidad y potencial de oxidación-reducción, en un valor único que permite clasificar el estado del agua y facilitar su interpretación (Brown, 1970). Este índice se calcula como una media ponderada de la calidad individual de cada parámetro en el cual a cada variable se le asigna un peso según su importancia relativa y un valor de calidad estandarizado, generando un valor final que varía entre 0 y 100 donde valores más altos indican mejor calidad del agua (Brown et al., 1970), por lo que no considera las variaciones naturales de la calidad del agua. Este índice ha sido ampliamente utilizado a nivel global debido a su capacidad para sintetizar información compleja y permitir comparaciones entre cuerpos de agua.

A pesar de lo anterior, la calidad ecológica de los ecosistemas acuáticos no puede interpretarse únicamente a partir de las condiciones fisicoquímicas del agua. La aplicación simultánea de índices biológicos y físicos ha evidenciado que un buen estado de la calidad del agua no siempre corresponde con una alta integridad del hábitat fluvial, ya que pueden



presentarse condiciones contrastantes entre ambos componentes (de Jesús-Crespo & Ramírez, 2011). En este sentido, el uso del índice BMWP/COL ha permitido identificar ecosistemas acuáticos con condiciones muy limpias, mientras que los índices IHF y QBR han revelado estados medio-bajos del hábitat fluvial y grados variables de degradación en las zonas ribereñas (Herrera *et al.*, 2022).

De manera complementaria, en ecosistemas altoandinos se han desarrollado protocolos integradores como el CERA (Calidad Ecológica de Ríos Andinos), el cual evalúa de forma conjunta atributos de cuenca, hidrología, hábitat fluvial y vegetación ribereña, permitiendo reconocer gradientes de perturbación y condiciones de referencia en estos sistemas (Acosta *et al.*, 2009). Este tipo de enfoques resalta la necesidad de integrar múltiples componentes del ecosistema para una evaluación más completa de su estado ecológico.

La evaluación del componente físico del ecosistema fluvial se fundamenta en el uso de índices que permiten caracterizar de manera estandarizada los atributos estructurales del canal y de la zona ribereña (Harman *et al.*, 2012). Estos índices surgen como respuesta a la necesidad de complementar las evaluaciones basadas únicamente en variables fisicoquímicas del agua, incorporando la heterogeneidad del hábitat y la condición geomorfológica del sistema como elementos clave en la determinación de la calidad ecológica de los ecosistemas acuáticos (de Jesús-Crespo & Ramírez, 2011).



Índice de Hábitat Fluvial (IHF)

El Índice de Hábitat Fluvial (IHF) fue desarrollado como una herramienta para evaluar la calidad del hábitat físico en ríos, particularmente en sistemas lóticos donde la heterogeneidad del sustrato y la dinámica hidráulica determinan la disponibilidad de microhábitats para la biota acuática (Pardo *et al.*, 2002; Herrera *et al.*, 2022). Este índice caracteriza atributos asociados a la inclusión de rápidos y sedimentación en pozas, frecuencia de rápidos, composición del sustrato, regímenes de velocidad y profundidad, porcentaje de sombra en el cauce, elementos de heterogeneidad y cobertura de vegetación acuática (Delgado & Rivas, 2019).

El puntaje total del IHF se obtiene mediante la suma de siete apartados, con una puntuación máxima de 100 puntos: inclusión rápidos–sedimentación en pozas (10 puntos), frecuencia de rápidos (10 puntos), composición del sustrato (20 puntos), regímenes de velocidad/profundidad (10 puntos), porcentaje de sombra en el cauce (10 puntos), elementos de heterogeneidad (10 puntos) y cobertura de vegetación acuática (30 puntos). En el formato de campo utilizado, el índice reconoce dos estados generales de integridad del hábitat fluvial: conservado y perturbado.

El IHF ha sido aplicado en distintos tipos de ecosistemas fluviales, especialmente en ríos de montaña y sistemas con alta variabilidad hidromorfológica, donde la estructura del hábitat juega un papel determinante en la distribución de los organismos (Pérez, 2019). Su principal



objetivo es evaluar la calidad física del cauce como un componente clave de la integridad ecológica, permitiendo identificar alteraciones asociadas a procesos como la canalización, la pérdida de heterogeneidad o la simplificación del sustrato (Herrera *et al.*, 2022).

Índice de Calidad del Bosque de Ribera (QBR)

El Índice de Calidad del Bosque de Ribera (QBR) fue desarrollado para evaluar la integridad de la vegetación ribereña en sistemas fluviales, reconociendo su papel fundamental en el funcionamiento ecológico de los ríos (Munné *et al.*, 1998). Este índice considera atributos asociados al grado de cubierta de la zona de ribera, la estructura de la vegetación, la calidad de la cubierta vegetal y el grado de naturalidad del canal fluvial, permitiendo establecer el estado de conservación de la zona ribereña y su relación con la integridad ecológica del sistema (Pérez, 2019; Herrera *et al.*, 2022).

En la versión QBR-And, el índice se calcula a partir de cuatro bloques de evaluación, cada uno con una puntuación máxima de 25 puntos, para un valor total que varía entre 0 y 100. De acuerdo con los rangos de calidad del índice, valores iguales o superiores a 95 corresponden a bosque de ribera sin alteraciones, calidad muy buena o estado natural; valores entre 75 y 90 indican bosque ligeramente perturbado o calidad buena; valores entre 55 y 70 representan inicio de alteración importante o calidad intermedia; valores entre 30 y 50 corresponden a alteración fuerte o mala calidad; y valores inferiores a 25 indican degradación extrema o calidad pésima.



El QBR ha sido ampliamente utilizado en ríos andinos, incluyendo sistemas tropicales y andinos, debido a su capacidad para diagnosticar la degradación de la vegetación ribereña y su efecto sobre el ecosistema acuático. Su desarrollo responde a la necesidad de evaluar componentes que no son capturados por los análisis fisicoquímicos, tales como la regulación térmica del agua, el aporte de materia orgánica y la estabilidad de las orillas, todos ellos procesos directamente vinculados con la integridad ecológica del sistema (Pérez, 2019).

Stream Visual Assessment Protocol (SVAP)

El Stream Visual Assessment Protocol (SVAP) fue desarrollado como una herramienta de evaluación rápida para caracterizar la integridad ecológica de los ecosistemas fluviales mediante observaciones de campo estandarizadas. Este protocolo permite evaluar atributos físicos, hidrológicos, ribereños y biológicos del sistema, integrando elementos asociados a la condición del canal, la alteración hidrológica, la estabilidad de las márgenes, la vegetación riparia, el aspecto del agua y la disponibilidad de hábitat acuático (USDA-NRCS, 2009).

En la versión utilizada, el SVAP evalúa 14 elementos: condición del canal, alteración hidrológica, condición de las márgenes, cantidad de vegetación riparia, tipo de vegetación de la zona riparia, cobertura del dosel, aspecto del agua, acumulación de nutrientes, presencia de estiércol y residuos de origen humano, pozas de agua, barreras al movimiento de especies acuáticas, complejidad del hábitat para peces, hábitat de invertebrados acuáticos y grado de



colmatación de rápidos. Cada elemento recibe una puntuación y el valor final del índice se obtiene al dividir la suma total de los puntajes entre el número de elementos evaluados (USDA-NRCS, 2009).

El puntaje final del SVAP varía entre 1 y 10 y reconoce cinco categorías de integridad: severamente degradado, con valores entre 1 y 2,9; pobre, entre 3 y 4,9; razonable, entre 5 y 6,9; buena, entre 7 y 8,9; y excelente, entre 9 y 10. De esta manera, valores más altos indican mejores condiciones ecológicas del cauce y de su entorno ribereño (USDA-NRCS, 2009).

El SVAP ha sido aplicado en diversos tipos de ecosistemas, desde cuencas rurales hasta sistemas urbanos demostrando ser una herramienta útil para la evaluación rápida de la integridad del hábitat. Sin embargo, estudios han señalado que, si bien el protocolo es eficaz para estimar condiciones generales del sistema físico, su capacidad para representar con precisión todos los componentes de la integridad ecológica puede ser limitada, especialmente cuando se evalúan variables específicas de calidad del agua o respuestas biológicas, lo que resalta la necesidad de complementarlo con otros indicadores (Frothingham & Bartlett, 2012; de Jesús-Crespo & Ramírez, 2011). En conjunto, estos índices permiten aproximarse a la integridad del hábitat desde múltiples dimensiones estructurales del ecosistema.

No obstante, estos índices presentan limitaciones que conviene reconocer. En primer lugar, los protocolos de evaluación rápida como el QBR, el IHF y el SVAP se basan en



estimaciones visuales en campo, por lo que su resultado puede variar según la experiencia y el criterio del evaluador, introduciendo un componente de subjetividad y de variabilidad entre observadores (de Jesús-Crespo & Ramírez, 2011; Frothingham & Bartlett, 2012). En segundo lugar, estos índices privilegian atributos estructurales del cauce y de la ribera y no capturan de forma directa la respuesta biológica ni la calidad fisicoquímica del agua, de modo que un mismo valor puede corresponder a condiciones funcionales distintas (Herrera *et al.*, 2022). Finalmente, varios de estos protocolos fueron desarrollados en contextos geográficos diferentes a los ríos andinos, por lo que sus umbrales y categorías de calidad requieren una adaptación regional para reflejar las condiciones de referencia de estos sistemas (Munné *et al.*, 1998; Acosta *et al.*, 2009).

La evaluación de la integridad ecológica de los ríos se ha abordado desde tres aproximaciones que responden a dimensiones distintas del sistema. El enfoque fisicoquímico, representado por índices como el ICA, ofrece una medida sensible a la contaminación, pero corresponde a una fotografía puntual que no captura la variabilidad temporal ni la estructura del hábitat y con frecuencia se desacopla de la condición biológica del sistema (Brown *et al.*, 1970; de Jesús-Crespo & Ramírez, 2011). El enfoque hidromorfológico o de hábitat, basado en índices como el IHF, el QBR y el SVAP caracteriza la estructura física del cauce y de la ribera, pero no informa directamente sobre la calidad del agua ni sobre la respuesta de las comunidades (Harman *et al.*, 2012). El enfoque biológico, mediante organismos como los macroinvertebrados o las aves, integra los efectos acumulados de múltiples presiones a lo largo del tiempo, aunque su



sensibilidad depende de la métrica y de la escala de análisis empleadas (Nzarora *et al.*, 2024; Wang, 2024). Esta complementariedad explica por qué los marcos integradores recientes, como el Freshwater Health Index, proponen combinar múltiples componentes en lugar de fundamentar el diagnóstico en una sola dimensión (Freshwater Health Index, 2017).

3.3. Bioindicadores ecológicos: aves y macroinvertebrados en la evaluación de ríos

El uso de bioindicadores ha sido una herramienta efectiva para identificar los impactos ambientales sobre ciertos ecosistemas, ya que estos permiten evaluar y monitorear los efectos acumulativos de distintas presiones ambientales de una manera integrada (Nzarora *et al.*, 2024). Los bioindicadores son organismos que presentan cierto tipo de reacciones de manera predecible frente a cambios en el ambiente, esto puede ser por la presencia de contaminantes, alteraciones en el hábitat, variaciones en la calidad del aire y del agua. Estas reacciones se manifiestan en cambios morfológicos, comportamentales o poblacionales, lo que los convierte en herramientas importantes al momento de detectar y evaluar los impactos ambientales negativos sobre la dinámica de los ecosistemas (Nzarora *et al.*, 2024).

Entre los organismos más utilizados para la evaluación ecológica se encuentran los macroinvertebrados bentónicos continentales, debido a su diversidad, amplia distribución y sensibilidad diferencial frente a distintos tipos de disturbio. Se ha documentado que ciertos grupos, como Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera, tienden a asociarse con aguas bien



oxigenadas y hábitats conservados, mientras que otros taxones muestran mayor tolerancia a la contaminación y a la alteración del hábitat (Odume, 2020; Edegbene *et al.*, 2020). Además, los rasgos funcionales —como el tamaño corporal, el tipo de alimentación o el modo de vida— pueden comportarse como indicadores sensibles o tolerantes frente a presiones antrópicas (Liu *et al.*, 2022), lo que refuerza su valor como herramienta para evaluar la integridad ecológica de los ecosistemas acuáticos.

No obstante, el uso de los macroinvertebrados —y de los bioindicadores en general— en ecosistemas tropicales y andinos plantea un debate sobre la transferibilidad de las herramientas de evaluación. Las asociaciones entre los macroinvertebrados y las condiciones ambientales pueden ser específicas de cada cuenca y por tanto, no transferirse de manera automática entre sistemas tropicales, de modo que índices y métricas calibrados en una región pueden perder capacidad discriminante en otra (Everaert *et al.*, 2014). Esta dependencia regional implica que los protocolos de bioindicación requieren ajuste y validación local. En la región andina, ello se refleja en el desarrollo y la adaptación de índices a sus condiciones particulares: el protocolo CERA integra atributos de cuenca, hidrología, hábitat y vegetación ribereña adaptados a los ríos altoandinos (Acosta *et al.*, 2009), mientras que en cuencas andino-ecuatorianas el índice BMWP-Col ha mostrado ser el de mejor ajuste para evaluar la condición de estos ecosistemas (Cabrera-García *et al.*, 2023). A ello se suma la marcada especificidad regional de las comunidades acuáticas andinas (Villamarín *et al.*, 2014). En consecuencia, la interpretación de cualquier



bioindicador en estos sistemas debe considerar el contexto regional y, en lo posible, apoyarse en aproximaciones validadas localmente.

Las aves también han sido uno de los grupos faunísticos utilizados ampliamente como bioindicadores debido a su amplia distribución geográfica, que les permite habitar una gran variedad de ecosistemas, que van desde humedales y bosques, hasta áreas urbanas y rurales (Alexandrino, 2016). Esta capacidad adaptativa permite que estas especies reflejen el estado de diversos tipos de ambientes de acuerdo con la composición y estructura de los ecosistemas (Curipaco *et al.*, 2024). Algunas especies de aves son más sensibles a pequeños cambios en las condiciones ambientales, como la calidad del agua, del aire o la disponibilidad del recurso alimenticio, lo que las convierte en indicadores naturales ante cualquier perturbación ambiental (Ochoa, 2014).

Las aves actúan como indicadores sensibles de las condiciones ambientales en zonas urbanas, ya que su presencia o ausencia refleja características ecológicas particulares de estos ecosistemas. Esta respuesta a las condiciones del entorno permite identificar cambios en la calidad del hábitat y en otros factores ecológicos relevantes asociados a la intervención antrópica en ambientes urbanos (Canterbury *et al.*, 2000; Villegas & Garitano, 2008; Carignan & Villard, 2002).



Las aves también han demostrado ser herramientas eficaces para la evaluación de la calidad del agua en ecosistemas acuáticos, particularmente en ecosistemas como los humedales. La presencia y composición de determinadas especies permiten inferir el estado de un ecosistema acuático y analizar el impacto de contaminantes como los de origen agroquímico, sobre estos sistemas acuáticos (Alza, 2020; Glisson *et al.*, 2017). En este contexto, se ha documentado que especies como el flamenco chileno (*Phoenicopterus chilensis*), la polla de agua (*Gallinula chloropus*) y el yanavico (*Plegadis ridgwayi*) actúan como bioindicadores clave de la calidad del agua en humedales altoandinos (Pérez, 2022).

Los factores biofísicos y biológicos, como la velocidad del flujo de agua, la topografía y la disponibilidad de alimento, desempeñan un papel determinante en la selección de hábitats de forrajeo por parte de las aves acuáticas (Álvarez *et al.*, 2014; Cerón & Ferreiro, 2017). La heterogeneidad en la calidad del hábitat influye directamente en la distribución espacial, los patrones reproductivos y el comportamiento de las especies de aves, condicionando su uso del espacio y su respuesta a las características ambientales del sistema (Jin & Qin, 2020).

El pato de torrentes (*Merganetta armata*) también ha sido objeto de investigaciones en relación con su papel como bioindicador de la calidad ecológica de los ecosistemas acuáticos de alta montaña (Alvarez & Cerón, 2015; Alvarez *et al.*, 2014). Esta especie tiene una distribución restringida y especializada a ríos torrentosos de la región andina, con un rango altitudinal que oscila entre los 1500 y 3500 m s. n. m., siendo características del hábitat como el caudal y las



piedras emergentes variables que determinan su presencia y abundancia en los ríos de alta montaña (McMullan *et al.*, 2011; Alvarez & Cerón, 2015). Asimismo, se ha documentado que su abundancia disminuye en ríos sometidos a disturbios antrópicos y tiende a ser mayor en sistemas con menor nivel de intervención, lo que sugiere una relación entre la especie y el grado de conservación del ecosistema fluvial (Sardina Aragón *et al.*, 2011). No obstante, aunque esta relación ha sido ampliamente reportada, aún no es claro cuáles son las transformaciones específicas del hábitat o del sistema fluvial que explican con mayor peso la disminución o desaparición local de la especie.

De manera complementaria, la disponibilidad de recursos alimenticios y las características hidrodinámicas del sistema fluvial han sido identificadas como factores interrelacionados que influyen en la ecología del Pato de Torrentes. En particular, el flujo del agua no solo determina la estructura del hábitat, sino que también regula la disponibilidad de macroinvertebrados acuáticos, principal fuente de alimento de la especie (Cerón & Ferreiro, 2017; Cerón & Boy, 2014). En este contexto, la presencia de un régimen de flujo adecuado favorece la generación de microhábitats y la disponibilidad de presas, lo que incide directamente en el establecimiento de territorios por parte de las parejas y en el éxito reproductivo de la especie (Cerón & Ferreiro, 2017).

Asimismo, se ha documentado que variables ambientales como la precipitación pueden modificar las condiciones hidráulicas del río, afectando tanto la disponibilidad de



macroinvertebrados como la eficiencia de forrajeo del Pato de Torrentes (Cardona & Kattan, 2010; Cardona & Kattan, 2018). Estos cambios influyen en el tiempo que los individuos destinan a la alimentación y en su comportamiento trófico, evidenciando que la dinámica entre flujo, recurso alimenticio y condiciones ambientales actúa de manera conjunta en la determinación de la presencia y permanencia de la especie en los ecosistemas fluviales (Cerón & Boy, 2014). No obstante, aunque estos factores han sido ampliamente documentados, con frecuencia han sido evaluados de manera aislada, lo que limita la comprensión de su efecto integrado sobre la distribución de la especie.

Desde el punto de vista trófico, el Pato de Torrentes se alimenta principalmente de larvas de insectos bentónicos, especialmente macroinvertebrados asociados a ambientes lóticos de buena calidad ecológica (Naranjo & Ávila, 2003; Cerón & Boy, 2014; Herrera *et al.*, 2014). En consecuencia, la relación entre la especie y su recurso trófico no solo refleja preferencias alimentarias, sino también una posible asociación indirecta con condiciones ecológicas favorables del ecosistema acuático (Naranjo & Ávila, 2003; Cerón & Boy, 2014; Herrera *et al.*, 2014).

Aunque distintos estudios han documentado la relación del Pato de Torrentes con variables del hábitat físico como el caudal, la estructura del cauce y la presencia de elementos del lecho fluvial (Sardina Aragón *et al.*, 2011; Cardona & Kattan, 2010) otros han mostrado la importancia de la disponibilidad de alimento, particularmente de los macroinvertebrados



bentónicos, en su ecología y uso del hábitat (Cerón & Boy, 2014; Álvarez *et al.*, 2014). De igual forma, se ha señalado que variables hidrológicas y climáticas, como la precipitación y el caudal pueden modificar las condiciones del sistema fluvial y afectar la respuesta de la especie (Cardona & Kattan, 2018; Cerón & Ferreiro, 2017) mientras que el grado de intervención antrópica también se ha asociado con cambios en su abundancia y distribución local (Sardina Aragón *et al.*, 2011; Alvarez & Cerón, 2015). Sin embargo, estos antecedentes han abordado principalmente estos factores de manera separada, por lo que aún persisten vacíos sobre cuáles son los principales determinantes de su presencia o desaparición local y especialmente sobre cómo interactúan de manera conjunta las variables de hábitat, calidad del agua y disponibilidad trófica en la respuesta ecológica de la especie.

Más allá de estos vacíos empíricos, el uso de una sola especie como indicador integrador de la integridad ecológica plantea limitaciones conceptuales que conviene reconocer. Desde la teoría de las especies indicadoras, un organismo empleado como indicador funciona como un sustituto de atributos más amplios del ecosistema, por lo que su validez depende de que la relación entre la especie y dichos atributos haya sido verificada empíricamente y no simplemente asumida (Landres *et al.*, 1988; Lindenmayer & Likens, 2011). Se ha mostrado que un mismo indicador puede reflejar adecuadamente algunos componentes del sistema y al mismo tiempo, ser poco sensible a otros, y que su respuesta suele ser específica del contexto, lo que limita su generalización entre sistemas y condiciones (Carignan & Villard, 2002; Lindenmayer & Likens,



2011). En consecuencia, una especie resulta más informativa como indicador cuando su respuesta refleja procesos estructurales y funcionales del ecosistema, y no únicamente la idoneidad de su propio hábitat (Lindenmayer & Likens, 2011).

A esta restricción se suma la cuestión de las escalas ecológicas. La integridad de los ecosistemas fluviales está determinada por procesos que operan en múltiples escalas, desde el hábitat local hasta la cuenca, incluyendo el régimen hidrológico, la geomorfología y el estado de las coberturas (Allan *et al.*, 2006; Harman *et al.*, 2012; Villamarín *et al.*, 2014). Una especie, en cambio, integra las condiciones a la escala de su propia ecología —en el caso del Pato de Torrentes la del tramo fluvial que ocupa— por lo que su respuesta captura una ventana espacial y temporal limitada del sistema. Adicionalmente, los enfoques recientes reconocen que la evaluación de los sistemas de agua dulce no se agota en su dimensión ecológica, sino que incorpora también los servicios ecosistémicos y la gobernanza de las cuencas (Vollmer *et al.*, 2018; Freshwater Health Index, 2017), dimensiones que un indicador biológico por sí solo no captura. Por estas razones, el uso de una sola especie como indicador integrador es más sólido cuando se entiende como complementario a otros indicadores y se enmarca en aproximaciones multidimensionales de evaluación.

En este contexto, el valor de la presente investigación no radica únicamente en reiterar que el Pato de Torrentes está asociado a ríos bien conservados, sino en evaluar de manera integrada si su ocupación responde consistentemente a la integridad ecológica del ecosistema



acuático y a sus distintos atributos o componentes. De esta manera, se busca aportar evidencia sobre si la especie puede funcionar como un bioindicador de la integridad ecológica en ríos andinos o, si por el contrario puede evaluarse a través de solo algunos de sus componentes, considerando variables de hábitat fluvial y ribereño, calidad del agua y disponibilidad de alimento.

4. HIPÓTESIS Y VARIABLES

Si la integridad ecológica de los ecosistemas acuáticos lóticos andinos, entendida como la interacción entre la calidad del agua, el régimen hidrológico o cantidad de agua, la calidad del hábitat fluvial, el estado de la cuenca —incluyendo la condición de los bosques ribereños, la naturalidad de las coberturas vegetales y la conectividad acuática— y la biodiversidad—en concordancia con enfoques integradores como el Freshwater Health Index—, determina la presencia de especies sensibles a las perturbaciones, entonces se espera una relación positiva entre la ocupación del Pato de Torrentes (*Merganetta armata*) y estos atributos del ecosistema. En este contexto, la respuesta de la especie frente a dichos componentes permitiría evaluarla como un potencial bioindicador de la integridad ecológica en ríos andinos.

En el Tabla 1 se presentan las variables evaluadas en el estudio, organizadas según los atributos de la integridad ecológica. Algunas de estas variables corresponden a indicadores derivados de índices estandarizados de evaluación de hábitat y calidad ecológica (QBR, IHF y



SVAP). En estos casos, el nombre del índice se indica entre paréntesis para señalar que la variable hace parte de los componentes evaluados dentro de dicho índice y no corresponde a una medición independiente.

Tabla 1. Variables evaluadas en el presente estudio. Nótese que las variables están incluidas dentro de los diferentes índices usados y evaluados, pero se separan por los diferentes atributos de la integridad de los ecosistemas acuáticos.

VARIABLES	
Variables Independientes:	<u>Integridad Ecológica de los ecosistemas fluviales:</u> Se evaluó a partir de diferentes atributos del sistema fluvial, los cuales fueron representados mediante variables medibles de la siguiente manera:
	<u>Calidad del agua:</u> Se evaluó mediante parámetros fisicoquímicos y la observación de evidencias de excesos de nutrientes: Temperatura (°C); pH; Total de Sólidos Disueltos (ppm); Saturación de oxígeno (%); oxígeno disuelto (ppm); turbidez (FNU); nitrógeno-nitratos(ppm); conductividad(μS/cm); cloruros (ppm); salinidad (PSU); potencial de Oxidación-Reducción (ORP); índice ICA; aspecto del agua (SVAP); acumulación de nutrientes (SVAP).
	<u>Cantidad del agua:</u> Se evaluó mediante variables asociadas a la Estructura e integridad hidromorfológica del cauce: Alteración hidrológica (SVAP); número de rápidos; número de rocas emergentes; número de pozas (SVAP); ancho del cauce (m); pendiente (%), total inclusión rápidos-sedimentos-pozas (IHF), total frecuencia de rápidos (IHF), total regímenes velocidad/profundidad (IHF)
	<u>Estado de la cuenca:</u> Se evaluó mediante variables relacionadas con la condición del canal, la vegetación ribereña, la observación de evidencias de procesos erosivos o de colmatación y cambios en



la conectividad lateral y longitudinal: Grado de colmatación (SVAP); Hábitat de invertebrados acuáticos (SVAP), número de bancos de arena, Condición del canal (SVAP), complejidad de hábitat para peces (SVAP); Condición de los márgenes (SVAP); cantidad de la zona riparia (SVAP); calidad de la zona riparia (SVAP); cobertura del dosel (SVAP); estiércol y residuos humanos (SVAP); Índice SVAP; índice QBR, total porcentaje de sombra del cauce (IHF), total elementos de heterogeneidad (IHF), total cobertura de vegetación acuática (IHF), índice IHF, total composición de sustrato (IHF), grado de cubierta de la zona de ribera (QBR), estructura de la vegetación en la zona de ribera (QBR), calidad de la cubierta (QBR), grado de naturalidad del canal fluvial (QBR).

Estado de la Biodiversidad: Abundancia total de macroinvertebrados; hábitat de invertebrados acuáticos (SVAP); riqueza total de macroinvertebrados; descriptores del tamaño corporal (amplitud, moda, desviación estándar, promedio y longitud corporal acumulada).

Variable Dependiente:	<u>Presencia y ausencia del Pato de Torrentes:</u> Esta variable se evaluó mediante observaciones directas en transectos definidos, registrando la frecuencia de avistamientos en diferentes sitios a lo largo de la cuenca.
------------------------------	--

5. MÉTODOS DE INVESTIGACIÓN

La presente investigación se desarrolló bajo un enfoque cuantitativo ya que se fundamentó en la medición de variables ambientales y biológicas, la aplicación de índices estandarizados y el uso de pruebas estadísticas y modelos de ocupación para analizar la relación entre la presencia del Pato de Torrentes y la integridad ecológica de los ecosistemas acuáticos.



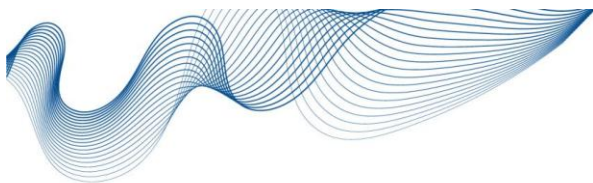
Según su finalidad, correspondió a una investigación aplicada dado que buscó generar conocimiento útil para la gestión, el monitoreo y la conservación de cuencas hidrográficas en el marco del programa Río Saldaña una Cuenca de Vida.

En cuanto a su diseño, el estudio fue de carácter no experimental, debido a que las variables se observaron y midieron en condiciones de campo sin manipulación por parte del investigador, registrando la presencia de la especie y las condiciones del hábitat tal como se presentaron en los transectos. Asimismo, tuvo un carácter transversal, dado que la información se recolectó en una única ventana temporal (julio a septiembre de 2024).

El alcance fue descriptivo-correlacional porque caracterizó la integridad ecológica de los transectos y la estructura de los ensamblajes de macroinvertebrados y además analizó la relación entre la ocupación del Pato de Torrentes y los atributos de la integridad ecológica del sistema fluvial. Dado el carácter observacional del estudio, las relaciones identificadas se interpretaron como asociaciones y no como relaciones de causalidad directa (Hernández-Sampieri & Mendoza, 2018).

5.1. Área de estudio

La investigación se llevó a cabo en tres ríos tributarios de la cuenca alta del río Saldaña, ubicados en el departamento del Tolima, Colombia: el río Amoyá, en el municipio de Chaparral (3.917465° N, 75.7076383° W); el río Siquila, en el municipio de Planadas (3.2445958° N,



75.7786019° W); y el río Cucuana, en el municipio de Roncesvalles (4.0190057° N, 75.6185698° W) (Figura 1). Las coordenadas geográficas fueron registradas en grados decimales bajo el sistema de referencia WGS84 y corresponden al centroide de cada subcuenca, representando la ubicación general de los sitios de estudio.

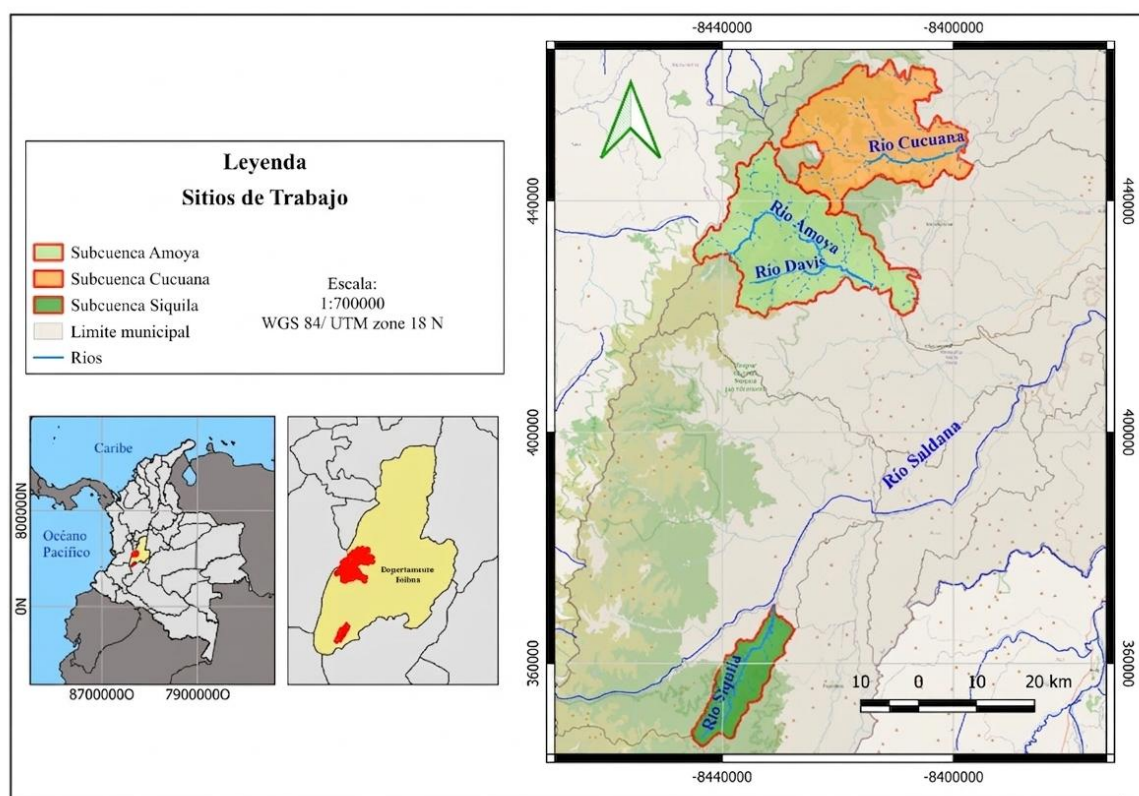


Figura 1. Ubicación de las cuencas de muestreo, departamento del Tolima, Colombia.



Durante el periodo de muestreo (julio a septiembre de 2024), las condiciones climáticas en el sur del Tolima estuvieron influenciadas por anomalías de las precipitaciones ocasionadas por los ciclos ENSO. En julio, aunque corresponde a la temporada seca en la región Andina, se registraron eventos de lluvia acumulada en algunas zonas, incluyendo episodios intensos que generaron procesos de saturación de suelos y deslizamientos, particularmente en el municipio de Chaparral. En agosto, se evidenció un incremento progresivo de las precipitaciones, marcando la transición hacia la segunda temporada lluviosa del año. Para septiembre, si bien se presentaron algunas áreas con precipitaciones por debajo del promedio histórico, las condiciones generales se caracterizaron por suelos previamente saturados y la persistencia de eventos de lluvia, lo que mantuvo activas las alertas por crecientes súbitas y movimientos en masa en municipios como Planadas.

5.2 Diseño de muestreo

Se establecieron un total de 33 transectos de muestreo, cada uno con una longitud de 400 metros distribuidos equitativamente en las tres subcuencas tributarias de la cuenca alta del río Saldaña: Amoyá, Siquila y Cucuana, con 11 transectos por subcuenca. La ubicación de los transectos se definió en el marco de las actividades de monitoreo del programa “Río Saldaña una Cuenca de Vida”, priorizando tramos representativos de los ríos en términos de accesibilidad, continuidad del cauce y cobertura espacial dentro de cada subcuenca. En este sentido, la selección de los transectos respondió a criterios operativos y de representatividad del sistema,



más que a un diseño experimental balanceado entre categorías de transformación del hábitat. La longitud de 400 m para cada transecto se definió teniendo en cuenta el rango de hogar lineal reportado para el Pato de Torrentes, el cual presenta una longitud promedio cercana a 630 m en parejas establecidas, con variaciones entre 200 y casi 1000 m (Cardona & Kattan, 2010), lo que hace adecuado el uso de unidades de muestreo de esta escala para evaluar su presencia en ecosistemas fluviales andinos.

Los transectos fueron seleccionados a lo largo del gradiente altitudinal de distribución de la especie en cada subcuenca, con el propósito de incluir condiciones representativas del rango de ocurrencia del Pato de Torrentes en la zona de estudio. En la subcuenca del río Siquila, los transectos se ubicaron entre 1550 y 2177 m s.n.m.; en la subcuenca del río Amoyá, entre 1766 y 2253 m s.n.m.; y en la subcuenca del río Cucuana, entre 2444 y 2974 m s.n.m. Entre transectos consecutivos se mantuvo una distancia aproximada de 400 m, con el fin de reducir la superposición espacial entre unidades de muestreo y asegurar una cobertura longitudinal adecuada dentro de cada subcuenca.

Cada transecto constituyó una unidad de muestreo independiente, en la cual se evaluó la presencia del Pato de Torrentes, atributos de la integridad ecológica del sistema fluvial, incluyendo la calidad del agua, cantidad del agua, el estado de la cuenca y la biodiversidad. De esta manera, el diseño de muestreo permitió dar cumplimiento a los objetivos específicos del



estudio, al integrar en una misma unidad espacial la evaluación de la integridad ecológica del ecosistema fluvial y la relación de estas variables con la ocupación de la especie.

Con base en las características observadas en campo, los transectos fueron clasificados en tres categorías de transformación: conservados, semitransformados y transformados. Esta clasificación se realizó de acuerdo con el grado de modificación de las márgenes del río y la cobertura vegetal asociada al tramo evaluado, de manera que los transectos conservados correspondieron a sitios con presencia de cobertura vegetal nativa continua en ambas márgenes del río, con mínima evidencia de intervención antrópica; los semitransformados a sitios con presencia de cobertura vegetal natural en al menos una de las márgenes, combinada con áreas intervenidas (cultivos, pastos u otras coberturas antrópicas) en la otra margen; y los transformados a sitios con ausencia de cobertura vegetal natural en ambas márgenes, predominando usos antrópicos del suelo.

Los muestreos se realizaron durante los meses de julio a septiembre del año 2024, periodo correspondiente a una fase de transición y consolidación de condiciones tipo La Niña en Colombia, posterior al evento El Niño registrado a inicios del mismo año (IDEAM, 2024). En cada transecto se efectuó primero el muestreo del Pato de Torrentes, seguido de la recolección de macroinvertebrados acuáticos bentónicos, la medición de variables fisicoquímicas mediante sonda multiparamétrica Hanna HI9829 y finalmente, la evaluación de los índices de hábitat IHF, QBR y SVAP. Cada uno de estos pasos se describe con más detalle a continuación. Con base en



los objetivos específicos del estudio, la metodología y el análisis de la información se estructuraron en tres componentes principales: (1) la evaluación de la integridad ecológica de los ecosistemas fluviales, (2) la evaluación de la disponibilidad de macroinvertebrados como recurso trófico y (3) el análisis de la relación entre estos atributos y la ocupación del Pato de Torrentes. Cada uno de estos componentes se presenta a continuación en función del objetivo que busca responder.

5.3 Muestreo del Pato de Torrentes

El muestreo del Pato de Torrentes se realizó mediante búsqueda directa e identificación de evidencias indirectas de presencia en cada uno de los transectos de 400 m establecidos en las tres subcuencas evaluadas. En cada jornada de muestreo participaron dos o tres personas; sin embargo, la búsqueda simultánea en el transecto fue realizada por dos observadores, cada uno equipado con binoculares y ubicado inicialmente en uno de los extremos del tramo.

El recorrido se llevó a cabo de manera simultánea desde ambos extremos del transecto hacia el centro, avanzando de forma lenta y minuciosa a lo largo de la ribera y del cauce observable. Este procedimiento se empleó con el fin de aumentar la probabilidad de detección de individuos o evidencias de la especie dentro del tramo evaluado. Durante el recorrido se registraron avistamientos directos del pato, así como evidencias indirectas de su presencia, principalmente plumas y heces asociadas a la especie.



Las observaciones se realizaron en horarios de mayor probabilidad de registro, entre las 08:00 y las 18:00 h. En cada transecto se realizaron dos réplicas de observación durante la misma jornada de muestreo.

Para cada transecto se registró la presencia o ausencia de la especie a partir de la detección directa de individuos o de evidencias confiables de uso del tramo. Esta información se utilizó posteriormente en los análisis de ocupación, en los cuales cada transecto fue tratado como una unidad de muestreo con réplicas de detección.

Adicionalmente, la información de presencia/ausencia obtenida en cada transecto se utilizó para describir la consistencia de detección entre réplicas, cuantificar el tipo de evidencia registrada (avistamientos directos y evidencias indirectas) y evaluar si la presencia de la especie variaba entre las categorías de transformación de los transectos. Para este último propósito, se aplicó una prueba de independencia, utilizando la presencia/ausencia del Pato de Torrentes como variable de respuesta y la categoría de transformación del transecto como variable explicativa. Debido al bajo número de transectos con presencia o ausencia de la especie en algunas categorías de transformación, la significancia de las diferencias se corroboró mediante la prueba exacta de Fisher.



5.4 Evaluación de la integridad de los ecosistemas

Con el fin de caracterizar la integridad ecológica de los ecosistemas fluviales entre transectos con diferente grado de transformación, se midieron atributos del sistema asociados al estado del hábitat, la calidad del agua y la biodiversidad, mediante la aplicación de los índices QBR (calidad del bosque de ribera), IHF (índice de hábitat fluvial) y SVAP (evaluación visual de cauces), complementados con mediciones fisicoquímicas del agua y la recolección de macroinvertebrados acuáticos bentónicos.

La medición de estas variables se realizó posterior al muestreo del Pato de Torrentes, con el fin de evitar alteraciones en su comportamiento. Para la aplicación de los índices de hábitat (QBR, IHF y SVAP) el evaluador se ubicó en medio del transecto; sin embargo, las variables consideradas en cada índice fueron evaluadas a lo largo de todo el tramo de 400 m, integrando la información observada en ambas márgenes y en el canal fluvial. Los datos fueron registrados en formatos de campo diseñados para cada índice (Anexos)

5.4.1 Índice QBR (Calidad del Bosque de Ribera)

El índice QBR se aplicó en cada transecto con el fin de evaluar la calidad del bosque de ribera. La evaluación se realizó mediante observación directa a lo largo del tramo de 400 m, considerando ambas márgenes del río como una sola unidad de análisis.



Cada uno de los componentes fue registrado en formato de campo y valorado de acuerdo con los criterios establecidos en el protocolo QBR (Munné *et al.*, 1998), asignando una puntuación a cada bloque evaluado. Se estimó el grado de cobertura vegetal de la ribera mediante la apreciación visual del porcentaje de cobertura dentro del área de observación, teniendo en cuenta la continuidad del bosque, la presencia de especies nativas e introducidas y la conectividad con la vegetación circundante. Asimismo, se evaluó la estructura de la vegetación (estratos arbóreo y arbustivo), la calidad de la cobertura (entendida como el grado de conservación de la vegetación ribereña en términos de dominancia de especies nativas, ausencia de especies invasoras y continuidad estructural del bosque) y el grado de naturalidad del canal fluvial (entendido como el nivel de alteración del cauce en relación con su condición natural, considerando modificaciones antrópicas, canalización, presencia de obras hidráulicas o cambios en la morfología del río) (Munné *et al.*, 1998).

5.4.2 Índice IHF (Índice de Hábitat Fluvial)

El índice IHF se utilizó para evaluar la heterogeneidad y calidad del hábitat fluvial dentro de cada transecto. La medición se realizó mediante observación directa a lo largo del tramo de 400 m, integrando la información del lecho y del flujo del agua.

Las variables fueron estimadas visualmente y registradas en el formato de campo correspondiente, asignando puntuaciones según los criterios definidos en el protocolo del índice



IHF (Pardo *et al.*, 2002). Se evaluaron variables como el grado de inclusión de sedimentos en el sustrato, la frecuencia de rápidos, la composición del sustrato, los regímenes de velocidad y profundidad, el porcentaje de sombra sobre el cauce, la presencia de elementos de heterogeneidad (troncos, raíces, hojarasca) y la cobertura de vegetación acuática.

5.4.3 Índice SVAP (Stream Visual Assessment Protocol o Evaluación Visual de Cauces)

El índice SVAP se aplicó con el fin de evaluar cualitativamente la integridad de los ecosistemas acuáticos asociados con corrientes de agua vadeables mediante la observación de características de sus zonas riparias y sus hábitats acuáticos (USDA-NRCS, 2009).

La evaluación se realizó a lo largo de cada transecto mediante inspección visual, considerando variables como la condición del canal, alteración hidrológica, estabilidad de las márgenes, cantidad y tipo de vegetación ribereña, cobertura del dosel, aspecto del agua, acumulación de nutrientes, presencia de residuos de origen antrópico, presencia de pozas, barreras para el movimiento de especies, complejidad del hábitat y condiciones para los macroinvertebrados acuáticos.

Cada uno de estos elementos fue calificado en campo y registrado en el formato correspondiente, obteniendo una puntuación promedio que representa el estado general del tramo evaluado.



5.4.4 Variables de calidad del agua

La calidad del agua fue evaluada mediante el registro de parámetros fisicoquímicas del agua fueron medidas en cada transecto utilizando la sonda multiparamétrica HANNA HI9829. Para ello, se estableció un punto de muestreo ubicado en la mitad del transecto, en una zona del cauce accesible desde la orilla que permitiera el ingreso seguro al río, procurando seleccionar un sector con flujo activo y profundidad suficiente para obtener mediciones representativas de las condiciones del agua. En este punto se realizó la medición directa in situ.

Las mediciones correspondieron a muestras superficiales del cuerpo de agua. Las variables registradas fueron: temperatura del agua ($^{\circ}\text{C}$), oxígeno disuelto (mg/L), saturación de oxígeno (%), turbidez (FNU), pH (unidades estándar), conductividad ($\mu\text{S/cm}$), sólidos disueltos totales (mg/L), cloruros (mg/L como Cl^{-}), nitrógeno-nitrato (mg/L como $\text{NO}_3^{-}\text{-N}$), salinidad (PSU) y potencial de oxidación-reducción (mV). Las mediciones fueron registradas en formatos de campo.

5.4.5 Biodiversidad: Macroinvertebrados acuáticos

Con el fin de evaluar la disponibilidad de macroinvertebrados acuáticos como recurso trófico del Pato de Torrentes, se realizó el muestreo y análisis de las comunidades bentónicas, considerando su abundancia, riqueza y estructura de tamaño corporal.



La recolección de macroinvertebrados acuáticos bentónicos se realizó en cada transecto mediante el uso de una red tipo Surber. En cada unidad de muestreo se tomaron cuatro muestras, procurando cubrir diferentes tipos de sustrato presentes en el tramo con el fin de representar la heterogeneidad del hábitat.

Las muestras fueron recolectadas directamente del lecho del río, removiendo el sustrato dentro del área de la red durante aproximadamente tres minutos, con el fin de capturar los organismos presentes. Posteriormente, los macroinvertebrados fueron fijados en campo mediante el uso de formol al 37% y almacenados en recipientes plásticos debidamente cerrados para su transporte. Cada muestra fue rotulada en campo indicando el nombre del río, el código del transecto, la fecha y la hora de recolección.

Posteriormente, las muestras fueron lavadas para separar los macroinvertebrados del sedimento y del formol, y posteriormente transferidas a alcohol al 70% para su preservación definitiva. La separación de los organismos y su posterior procesamiento se realizó en laboratorio.

5.5 Análisis de laboratorio

Las muestras de macroinvertebrados recolectadas en campo fueron transportadas al laboratorio para su procesamiento, identificación y medición. Los organismos fueron separados y organizados según el río, el transecto y el tipo de sustrato en el que fueron recolectados.



Posteriormente, los macroinvertebrados fueron identificados por investigadores especializados hasta el nivel taxonómico de familia mediante el uso de claves especializadas y bajo observación con estereoscopio.

Para la caracterización del tamaño corporal de los organismos, se seleccionó una submuestra representativa compuesta por un total de 642 individuos de macroinvertebrados. La selección de los individuos se realizó de manera aleatoria a partir del conjunto total de organismos recolectados, considerando individuos provenientes de todos los transectos y tipos de sustrato, con el fin de capturar la variabilidad del tamaño corporal presente en el sistema.

La medición de la longitud corporal se realizó a partir de registros fotográficos de los individuos, los cuales fueron analizados utilizando un estereoscopio y papel milimetrado como referencia de escala. Las longitudes fueron registradas en milímetros (mm).

Trás la identificación, se cuantificó la abundancia y riqueza de familias de macroinvertebrados por transecto. Asimismo, con base en la submuestra representativa, se calcularon medidas descriptivas de tendencia central y dispersión de la longitud corporal, incluyendo la moda, el promedio, la amplitud y la desviación estándar con el fin de describir la heterogeneidad del tamaño de las presas disponibles para el Pato de Torrentes.

Adicionalmente, como un proxy de la biomasa disponible para forrajeo del pato en cada transecto, se calculó la longitud corporal acumulada de macroinvertebrados por transecto,



estimada mediante la multiplicación de la longitud corporal promedio (obtenida a partir de la submuestra representativa), por la abundancia total registrada en cada transecto:

$$LCA_i = \bar{L}_{\text{submuestra transecto } i} \times N_{\text{total transecto } i}$$

donde:

- LCA_i = Longitud corporal acumulada en el transecto i
- $\bar{L}_{\text{submuestra transecto } i}$ = longitud promedio de la submuestra de los individuos del transecto i
- $N_{\text{total transecto } i}$ = abundancia total en el transecto i

5.6 Análisis de datos y estadístico

Comparación de variables ambientales y biológicas

Inicialmente, las variables evaluadas fueron descritas mediante estadística descriptiva, calculando para cada índice y variable ambiental la media, la desviación estándar y el rango (mínimo–máximo). Estos valores permitieron caracterizar la variabilidad de los atributos de la integridad ecológica a nivel de transecto, categoría de transformación y subcuenca, y facilitar su interpretación en los resultados.

Previamente al análisis, se verificaron los supuestos de normalidad mediante la prueba de Shapiro–Wilk y de homogeneidad de varianzas mediante la prueba de Bartlett. Cuando las variables cumplieron los supuestos de normalidad y homocedasticidad, se aplicó un análisis de



varianza (ANOVA). En los casos en que estos supuestos no se cumplieron, se utilizó la prueba no paramétrica de Kruskal–Wallis como alternativa, manteniendo la misma estructura de variables dependientes y explicativas.

Para evaluar las diferencias de los atributos de la integridad ecológica entre los transectos, se probaron estadísticamente los índices QBR, IHF y SVAP, las variables fisicoquímicas del agua y las variables biológicas de macroinvertebrados, utilizándolas como variables dependientes, y la categoría de transformación del transecto (transformado, semitransformado y conservado) como variable explicativa o agrupadora.

Este análisis permitió identificar cómo varían los diferentes componentes de la integridad ecológica —incluyendo la calidad del agua, cantidad del agua, el estado de la cuenca y la disponibilidad de recursos tróficos— en función del grado de transformación del sistema, en coherencia con los atributos definidos en la hipótesis del estudio.

Cuando se detectaron efectos significativos del grado de transformación sobre las variables evaluadas, se realizaron pruebas post hoc (Tukey para ANOVA o Dunn para Kruskal–Wallis) con el fin de identificar las diferencias específicas entre la integridad ecológica y las categorías de transectos.



Adicionalmente, se realizaron representaciones gráficas de las variables en función de la categoría de transformación, con el fin de visualizar los patrones de variación de los atributos de la integridad ecológica a lo largo del gradiente de intervención.

Para el análisis integrado de la calidad del agua, se calculó el Índice de Calidad del Agua (ICA) a partir de las variables fisicoquímicas medidas en campo, siguiendo la metodología propuesta por Brown *et al.* (1970).

5.7 Determinación de la ocupación del Pato de Torrentes:

Con el fin de evaluar la relación entre la ocupación del Pato de Torrentes y los atributos de la integridad ecológica del sistema fluvial, se implementaron modelos de ocupación que incorporaron covariables ambientales y biológicas medidas en cada transecto.

La ocupación del pato de torrentes se estimó mediante modelos de ocupación que permiten evaluar simultáneamente la probabilidad de ocupación del sitio (ψ) y la probabilidad de detección (p) considerando la posibilidad de no detección aun cuando la especie esté presente (MacKenzie *et al.*, 2002, 2006). Cada transecto fue muestreado en dos réplicas temporales independientes utilizando datos binarios de presencia y ausencia como variable respuesta. Previo al modelamiento, las covariables ambientales fueron normalizadas con el fin de estandarizar las diferencias de escala y facilitar la convergencia de los modelos. Adicionalmente se evaluó la colinealidad entre covariables mediante matrices de correlación de Pearson, excluyendo aquellas



que mostraron correlaciones fuertes entre sí ($|r| \geq 0.6$) seleccionando posteriormente covariables representativas con mayor relevancia ecológica.

Las covariables fueron clasificadas en dos grupos: 1) covariables de detección asociadas a las condiciones del muestreo (hora y fecha), y 2) covariables de ocupación relacionadas con las características ambientales del hábitat previamente definidas y organizadas en subgrupos temáticos (cantidad y dinámica del agua, estado de la cuenca, calidad del agua y estado de la biodiversidad).

La selección de modelos se llevó a cabo mediante el criterio de información de Akaike corregido para muestras pequeñas (AIC), utilizando el software RStudio a través del paquete unmarked (Fiske & Chandler, 2011). En una primera etapa se evaluaron modelos alternativos para la probabilidad de detección manteniendo constante la estructura de ocupación. Posteriormente se compararon modelos candidatos para la probabilidad de ocupación incorporando distintas combinaciones de covariables ambientales previamente definidas (MacKenzie *et al.*, 2002, 2006).

Los modelos fueron ordenados según sus valores de AICc y se consideraron como candidatos aquellos con valores de $\Delta AICc \leq 2$, de acuerdo con lo propuesto por Burnham & Anderson (2002). Este enfoque permitió evaluar el soporte relativo de las variables ambientales y de la disponibilidad de macroinvertebrados sobre la ocupación del pato de torrentes,



interpretando la respuesta de la especie como un indicador potencial de la integridad ecológica en la cuenca alta del río Saldaña.

6. RESULTADOS

6.1. Caracterización de los transectos de muestreo

En total se evaluaron 33 transectos distribuidos equitativamente en las tres subcuencas de estudio (11 por subcuenca). De estos, 10 fueron clasificados como conservados, 15 como semitransformados y 8 como transformados (Tabla 2).

La distribución de las categorías de transformación varió entre subcuencas. La subcuenca del río Amoyá presentó el mayor número de transectos conservados ($n = 5$) y no registró transectos transformados. Por su parte, la subcuenca del río Siquila presentó un menor número de transectos conservados ($n = 2$) y una mayor cantidad de transectos transformados ($n = 4$). En la subcuenca del río Cucuana, las tres categorías estuvieron representadas, con 3 transectos conservados, 4 semitransformados y 4 transformados (Tabla 2).

Tabla 2. Distribución de transectos por categoría de transformación en las subcuencas evaluadas.

Subcuenca	Transecto Conservado	Transecto Semitransformado	Transecto Transformado	Total Transectos
-----------	-------------------------	-------------------------------	---------------------------	---------------------



Siquila	2	5	4	11
Amoyá	5	6	0	11
Cucuana	3	4	4	11
Total de transectos				33

6.2 Muestreo del Pato de Torrentes

En total, el Pato de Torrentes fue detectado en 25 de los 33 transectos evaluados, correspondientes al 75,8 % de los sitios muestreados. En la primera réplica, la especie fue detectada en 24 transectos, mientras que en la segunda réplica se registró en 23 transectos. En 22 transectos la detección fue consistente entre ambas réplicas, mientras que en 3 transectos la especie fue registrada únicamente en una de las dos réplicas y en 8 transectos no se registró en ninguna (Tabla 3). Este patrón indica una alta consistencia en la detección y sugiere que la probabilidad de no detección en sitios donde la especie estaba presente fue baja.

Tabla 3. *Consistencia de detección del Pato de Torrentes entre réplicas*

Tipo de detección	Número de transectos
Detección en ambas réplicas	22
Detección en una sola réplica	3
Sin detección en ambas réplicas	8
Total de transectos	33



A nivel de subcuencas, la frecuencia de registros del pato presentó variaciones. La subcuenca del río Amoyá presentó el mayor número de transectos con registro de la especie ($n = 10$ de 11 ; $90,9\%$), seguida por la subcuenca del río Cucuana ($n = 8$ de 11 ; $72,7\%$), mientras que la subcuenca del río Siquila registró el menor número de transectos con presencia ($n = 7$ de 11 ; $63,6\%$) (Figura 2).

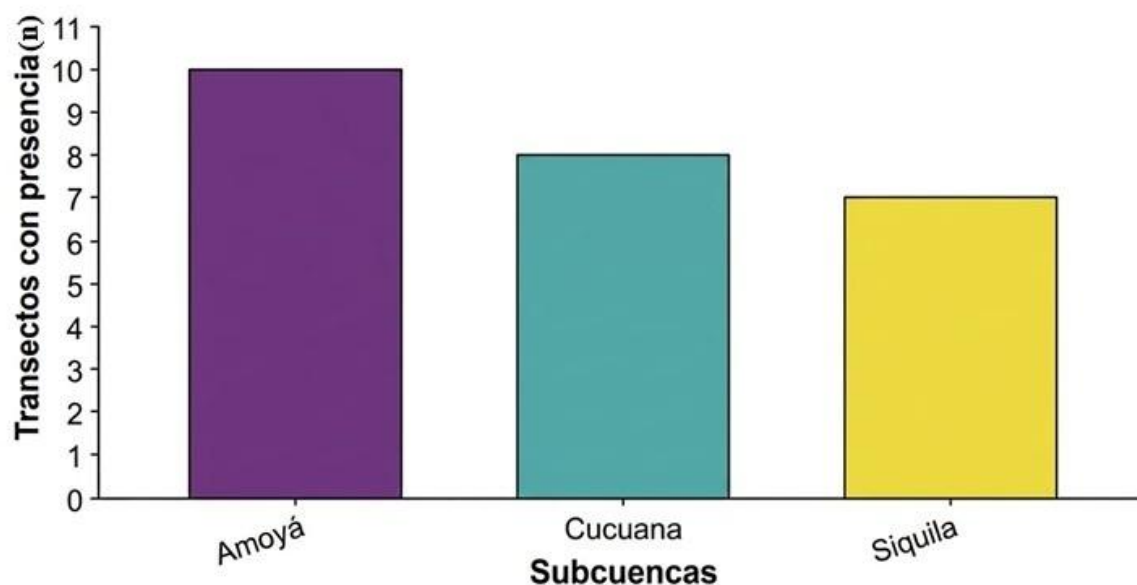


Figura 2. Número de transectos con registro del Pato de Torrentes en las subcuencas evaluadas.



En la mayoría de los transectos con presencia de la especie, la evidencia correspondió a heces frescas y de varios días ($n = 18$), mientras que los avistamientos directos se registraron en un menor número de transectos ($n = 4$). Adicionalmente, en 3 transectos se registraron ambos tipos de evidencia. Este patrón sugiere un uso recurrente de los tramos evaluados por parte de la especie, aun cuando no siempre fue posible observar individuos de manera directa durante las jornadas de muestreo.

La presencia del Pato de Torrentes también varió en función de la categoría de transformación de los transectos. La especie fue registrada en 14 de 15 transectos semitransformados (93,3 %), en 8 de 10 transectos conservados (80,0 %) y en 3 de 8 transectos transformados (37,5 %) (Figura 3).

El análisis de independencia mostró diferencias significativas en la presencia de la especie entre categorías de transformación ($\chi^2 = 8,997$; $gl = 2$; $p = 0,011$; prueba exacta de Fisher: $p = 0,012$). Las comparaciones pareadas indicaron que la diferencia se presentó principalmente entre los transectos semitransformados y transformados ($p = 0,0086$), mientras que no se evidenciaron diferencias significativas entre los transectos conservados y semitransformados ($p = 0,543$), ni entre los transectos conservados y transformados ($p = 0,145$). En conjunto, este patrón muestra una menor frecuencia de registros en los transectos con mayor transformación del hábitat.

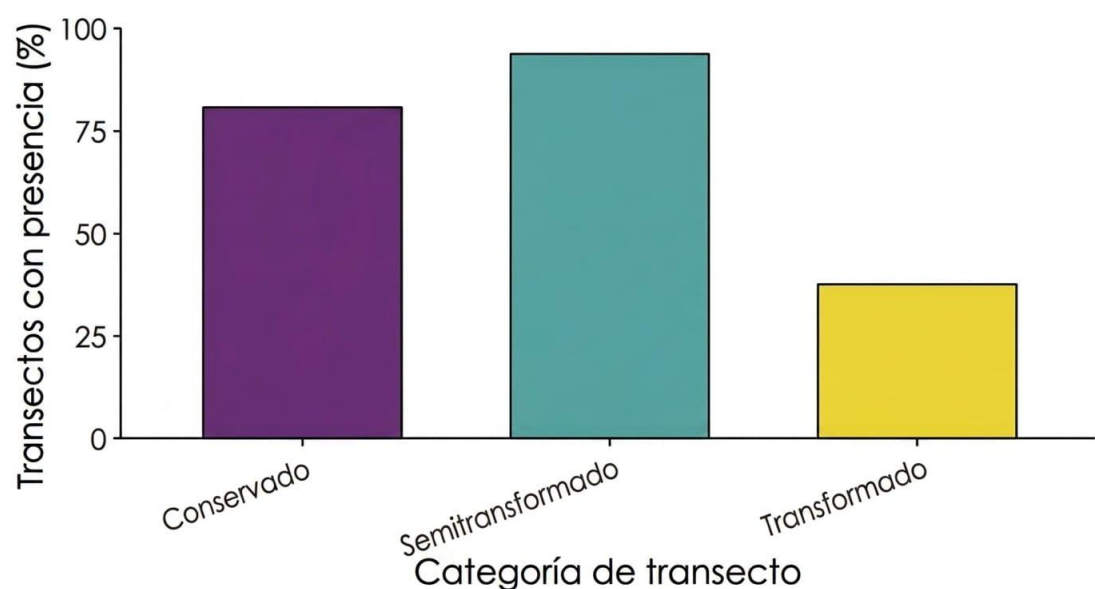


Figura 3. Porcentaje de transectos con registro del Pato de Torrentes según la categoría de transformación de cada transecto.

6.3 Evaluación de la integridad de los ecosistemas

La integridad ecológica de los ecosistemas fluviales fue evaluada mediante los índices QBR, IHF, SVAP e ICA, cuyos valores variaron de manera diferencial en función de la categoría de transformación de los transectos (Tabla 4). En general, el índice de integridad ecológica (SVAP) y el índice de calidad de hábitat (QBR) mostraron variaciones entre categorías, mientras que los índices relacionados con la estructura física del cauce (IHF) y la calidad fisicoquímica



del agua (ICA) presentaron valores más homogéneos entre los transectos evaluados y no capturaron las diferencias entre las categorías de transformación establecidas.

Estas diferencias fueron consistentes con los resultados de las pruebas estadísticas de los índices de integridad (Tabla 5) en las cuales se evidenciaron diferencias significativas para el QBR ($H = 7,44$; $p = 0,0243$) y el SVAP ($F = 17,32$; $p = 0,00000997$) mientras que no se registraron diferencias significativas para el IHF ($F(2,30) = 1,97$; $p = 0,1566$) ni para el ICA ($F = 0,876$; $p = 0,4269$).

Tabla 4. Valores promedio de los índices de integridad ecológica por categoría de transformación de los transectos evaluados en la cuenca alta del río Saldaña. Se presentan media $\pm$ desviación estándar y rango mínimo–máximo.

Categoría de transformación	n	QBR	IHF	SVAP	ICA
Conservado	10	67,00 $\pm$ 21,11 (50–100)	59,30 $\pm$ 4,42 (54–69)	7,14 $\pm$ 0,62 (6,00–8,40)	81 $\pm$ 4,27 (75–87)
Semitransformado	15	64,67 $\pm$ 12,25 (50–100)	56,00 $\pm$ 3,85 (48–61)	6,81 $\pm$ 0,24 (6,20–7,40)	80 $\pm$ 5,37 (70–89)
Transformado	8	50,62 $\pm$ 1,77 (50–55)	57,50 $\pm$ 4,04 (52–64)	5,87 $\pm$ 0,48 (5,07–6,30)	79 $\pm$ 2,64 (74–83)

Tabla 5. Resultados de las pruebas estadísticas para los índices evaluados según categoría de transformación.

Índice	Prueba	Estadístico	p-valor	Comparaciones post hoc
QBR	Kruskal–Wallis	$H = 7,44$	0,0243	Prueba de Dunn
IHF	ANOVA	$F(2,30) = 1,97$	0,1566	No aplica
SVAP	ANOVA	$F = 17,32$	0,00000997	Prueba de Tukey
ICA	ANOVA	$F = 0,876$	0,4269	No aplica



6.3.1 Índice QBR (Calidad del Bosque de Ribera)

En términos generales, se evidenció una disminución en la calidad del bosque de ribera a medida que aumentó el nivel de transformación del hábitat. Los valores promedio del índice fueron más altos en los transectos conservados ($67,00 \pm 21,11$) y semitransformados ($64,67 \pm 12,25$), mientras que los transectos transformados presentaron los valores más bajos ($50,62 \pm 1,77$) lo que refleja una menor cobertura vegetal, una reducción en la calidad estructural de la vegetación y un mayor grado de alteración del entorno ribereño en esta última categoría (Tabla 4).

En términos de rango, los transectos conservados y semitransformados mostraron una mayor variabilidad en los valores del índice (50–100), mientras que los transformados presentaron un intervalo más restringido (50–55) concentrado en los valores más bajos. El valor mínimo registrado para los transectos semitransformados fue 50, coincidiendo con el límite inferior observado en los transectos conservados.

El análisis estadístico evidenció diferencias significativas en los valores de QBR entre categorías de transformación (Kruskal–Wallis, $H = 7,44$; $p = 0,0243$) (Tabla 5) (Figura 4). Las comparaciones múltiples post hoc (prueba de Dunn) mostraron diferencias entre los transectos transformados y conservados ($p = 0,0269$) así como entre transformados y semitransformados (p



= 0,0366), mientras que no se encontraron diferencias significativas entre los transectos conservados y semitransformados ($p = 0,9503$).

Este patrón indica que, en términos de la calidad del bosque de ribera los transectos conservados y semitransformados presentan condiciones similares, diferenciándose principalmente de los transectos transformados. El análisis de los componentes del índice (Tabla 6) muestra que estas diferencias estuvieron asociadas principalmente a la reducción en el grado de cubierta y en la estructura de la vegetación ribereña, cuyos valores fueron considerablemente menores en los transectos transformados (0 ± 0 y $0,63 \pm 1,77$, respectivamente) en contraste con los valores observados en los transectos conservados ($7,5 \pm 10,34$ y $9,5 \pm 11,16$) y semitransformados ($7,3 \pm 5,7$ y $7,3 \pm 7,6$). Por el contrario, los componentes asociados a la calidad de la cubierta y la naturalidad del canal presentaron valores constantes (25) en todas las categorías, lo que indica que las diferencias en el índice QBR estuvieron determinadas principalmente por la pérdida de cobertura y simplificación estructural de la vegetación ribereña en los transectos transformados.

Tabla 6. Valores medios de los Componentes del índice QBR por categoría de transformación de los transectos. Se presentan media $\pm$ desviación estándar y rango mínimo–máximo.

Categoría de transformación	n	Grado de cubierta	Estructura de la vegetación	Calidad de la cubierta	Naturalidad del canal
-----------------------------	---	-------------------	-----------------------------	------------------------	-----------------------



Conservado	10	$7,5 \pm 10,34$ (0–25)	$9,5 \pm 11,16$ (0–25)	25 ± 0 (25–25)	25 ± 0 (25–25)
Semitransformado	15	$7,3 \pm 5,7$ (0–25)	$7,3 \pm 7,6$ (0–25)	25 ± 0 (25–25)	25 ± 0 (25–25)
Transformado	8	0 ± 0 (0–0)	$0,625 \pm 1,77$ (0–5)	25 ± 0 (25–25)	25 ± 0 (25–25)

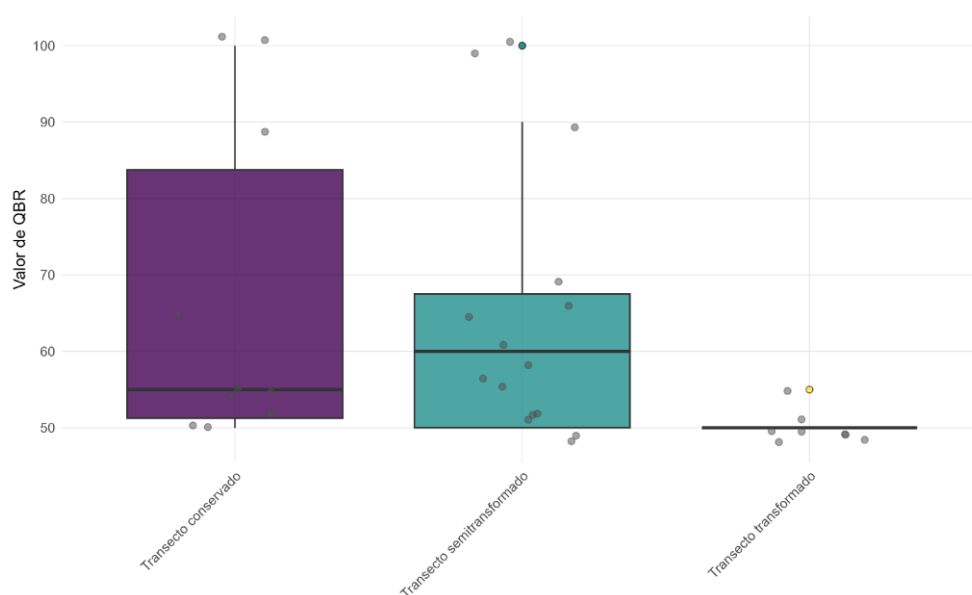


Figura 4. Valores de Calidad del bosque de ribera (QBR) de los transectos evaluados por categoría de intervención en la cuenca alta del río Saldaña. Nótese que el QBR va de 0 a 100.

6.3.2 Índice de Hábitat Fluvial (IHF)

De acuerdo con el índice IHF, la estructura del hábitat fluvial fue similar entre las categorías de transformación evaluadas, sin evidenciar un patrón claro asociado al nivel de intervención antrópica. Los valores promedio del índice oscilaron entre $56,00 \pm 3,85$ en



semitransformados, $57,50 \pm 4,04$ en los transformados y $59,30 \pm 4,42$ en los conservados, mostrando rangos amplios y parcialmente superpuestos entre categorías (48–69) (Tabla 4).

El análisis estadístico no evidenció diferencias significativas entre categorías de transformación (ANOVA, $F(2,30) = 1,97$; $p = 0,1566$) (Tabla 5) lo que indica que la estructura física del cauce, medida a través de la composición del sustrato, la presencia de rápidos, la variabilidad en la velocidad y profundidad del flujo, así como la disponibilidad de elementos de heterogeneidad dentro del canal, no presentó variaciones evidentes entre los transectos transformados, semitransformados o conservados.

El análisis de los componentes del índice (Tabla 7) evidenció que esta homogeneidad estuvo asociada a la estabilidad de variables clave del hábitat fluvial, como la inclusión de rápidos y sedimentos/pozas, la frecuencia de rápidos, el régimen de velocidad/profundidad y los elementos de heterogeneidad, cuyos valores fueron similares entre las categorías de transformación. En particular, la inclusión de rápidos presentó valores constantes (10) en todos los transectos, mientras que la frecuencia de rápidos varió entre $9,25 \pm 1,03$ y $9,5 \pm 1,03$, y los regímenes de velocidad/profundidad entre $7 \pm 1,06$ y $7,5 \pm 1,03$ entre categorías, evidenciando una baja variabilidad entre los transectos evaluados.

Por el contrario, algunos componentes como la sombra del cauce, la composición del sustrato y la cobertura de vegetación acuática presentaron mayor variabilidad; por ejemplo, la



sombra del cauce osciló entre $5,06 \pm 0,63$ en los transectos semitransformados y $6,5 \pm 2,4$ en los conservados, mientras que la composición del sustrato varió entre $11,86 \pm 2,9$ y $13,5 \pm 1,6$, y la cobertura de vegetación acuática entre $6 \pm 3,37$ y $6,5 \pm 3,37$. Sin embargo, estas diferencias no siguieron un patrón consistente en función del grado de transformación del hábitat, lo que limita su influencia sobre el comportamiento general del índice. En conjunto, estos resultados indican que el índice IHF fue poco sensible a las diferencias en el nivel de intervención antrópica entre los transectos evaluados.

Tabla 7. Valores medios de los Componentes del índice IHF por categoría de transformación de los transectos. Se presentan media $\pm$ desviación estándar y rango mínimo–máximo.

Categoría de transformación	n	Inclusión rápidos–sedimentos /pozas	Frecuencia rápidos	Composición del sustrato	Régimen velocidad/profundidad	Sombra cauce	Elementos de heterogeneidad	Cobertura vegetación acuática
Conservado	10	10 ± 0 (10–10)	$9,4 \pm 0,96$ (8–10)	$12,9 \pm 1,44$ (12–15)	$7,4 \pm 0,96$ (6–8)	$6,5 \pm 2,4$ (5–10)	$6,6 \pm 0,96$ (6–8)	$6,5 \pm 3,37$ (5–10)
Semitransformado	15	10 ± 0 (10–10)	$9,5 \pm 1,03$ (8–10)	$11,86 \pm 2,9$ (4–15)	$7,5 \pm 1,03$ (6–8)	$5,06 \pm 0,63$ (3–10)	$6,1 \pm 0,63$ (4–8)	$6 \pm 3,37$ (0–10)
Transformado	8	10 ± 0 (10–10)	$9,25 \pm 1,03$ (8–10)	$13,5 \pm 1,6$ (12–15)	$7 \pm 1,06$ (6–8)	$5,25 \pm 3,05$ (3–10)	$6,25 \pm 0,70$ (6–8)	$6,25 \pm 4,43$ (0–10)



6.3.3 Índice SVAP (Stream Visual Assessment Protocol o Evaluación Visual de Cauces)

En términos generales, se evidenció una disminución en la integridad ecológica del cauce a medida que aumentó el nivel de transformación del hábitat. Los transectos transformados presentaron los valores más bajos del índice SVAP ($5,87 \pm 0,48$; rango: 5,07–6,30), que corresponden a calidad regular de acuerdo al índice. En contraste, los transectos conservados y semitransformados mostraron valores más altos del índice ($7,14 \pm 0,62$ y $6,81 \pm 0,24$, respectivamente), indicando mejores condiciones de integridad ecológica del sistema fluvial. Sin embargo, de acuerdo con el índice ningún tramo está en calidad excelente, ni siquiera los conservados.

El análisis estadístico evidenció diferencias significativas entre categorías de transformación (ANOVA, $F = 17,32$; $p = 0,00000997$) (Tabla 5). Las comparaciones múltiples post hoc (prueba de Tukey) indicaron diferencias entre los transectos transformados y conservados ($p = 0,0000092$), así como entre transformados y semitransformados ($p = 0,0002176$), mientras que no se encontraron diferencias significativas entre los transectos conservados y semitransformados ($p = 0,2149$) (Figura 5).

Este patrón indica que los transectos conservados y semitransformados presentan condiciones similares de integridad ecológica del cauce, diferenciándose principalmente de los transectos transformados, esto quiere decir que clasificar un transecto de río como conservado,



semitransformado o transformado, es una aproximación sobresimplificada, que no recoge todos los efectos visibles en el ecosistema lótico y todos los impactos en la integridad. Las diferencias en el índice estuvieron asociadas a variaciones en componentes relacionados con la estructura y condición del sistema fluvial. En particular, la complejidad de hábitat para los peces presentó valores más altos en los transectos conservados y semitransformados ($4,0 \pm 0,82$ y $4,13 \pm 1,06$, respectivamente) que en los transformados ($3,25 \pm 1,39$). De manera similar, la condición de los márgenes fue mayor en los transectos conservados ($8,1 \pm 2,23$) y semitransformados ($7,47 \pm 1,73$) que en los transformados ($5,75 \pm 1,83$), mientras que la cantidad de la zona riparia mostró una disminución más marcada desde los conservados ($6,5 \pm 1,84$) y semitransformados ($5,53 \pm 1,55$) hacia los transformados ($2,88 \pm 1,81$). La calidad de la zona riparia siguió el mismo patrón, con valores de $7,3 \pm 1,06$ en los transectos conservados, $6,73 \pm 1,28$ en los semitransformados y $5,12 \pm 1,55$ en los transformados.

Por el contrario, algunas variables como las barreras al movimiento presentaron valores constantes (10 ± 0) en todas las categorías, mientras que otras, como la alteración hidrológica, variaron muy poco entre conservados, semitransformados y transformados ($9,9 \pm 0,32$; $9,8 \pm 0,41$; $9,5 \pm 0,53$, respectivamente). En cambio, variables asociadas a perturbación como el estiércol y residuos humanos mostraron una disminución desde los transectos conservados ($7,7 \pm 1,42$) y semitransformados ($7,27 \pm 1,16$) hacia los transformados ($5,88 \pm 1,96$), mientras que el aspecto del agua también fue más bajo en los transformados ($8,5 \pm 2,27$) en comparación con los



conservados ($9,8 \pm 0,42$) y semitransformados ($9,47 \pm 0,52$). Asimismo, la acumulación de nutrientes presentó valores relativamente altos en las tres categorías, aunque con una leve reducción en los transectos transformados ($8,25 \pm 1,49$) frente a los conservados ($9,3 \pm 1,06$) y semitransformados ($9,33 \pm 1,29$) (Tabla 8). En conjunto, estos resultados indican que el índice SVAP fue altamente sensible a las diferencias en el nivel de intervención del hábitat, y que la separación entre los transectos transformados y las demás categorías no fue lo suficientemente fina como para capturar esa variación, que estuvo determinada principalmente por variables asociadas a la calidad del entorno ribereño, la condición de los márgenes y la complejidad del hábitat del cauce.

Tabla 8. Variables más representativas del índice SVAP por categoría de transformación de los transectos evaluados en la cuenca alta del río Saldaña. Se presentan media $\pm$ desviación estándar y rango mínimo–máximo.

Categoría de transformación	n	Complejidad de hábitat (peces)	Condición de los márgenes	Cantidad zona riparia	Calidad zona riparia	Estiércol y residuos humanos	Aspecto del agua	Acumulación de nutrientes
Conservado	10	$4,0 \pm 0,82$ (3–6)	$8,1 \pm 2,23$ (2–10)	$6,5 \pm 1,84$ (2–8)	$7,3 \pm 1,06$ (6–9)	$7,7 \pm 1,42$ (5–10)	$9,8 \pm 0,42$ (9–10)	$9,3 \pm 1,06$ (7–10)
Semitransformado	15	$4,13 \pm 1,06$ (2–6)	$7,47 \pm 1,73$ (4–10)	$5,53 \pm 1,55$ (3–8)	$6,73 \pm 1,28$ (4–9)	$7,27 \pm 1,16$ (5–9)	$9,47 \pm 0,52$ (9–10)	$9,33 \pm 1,29$ (6–10)



Transforma do	8	3,25 ± 1,39 (2– 5)	5,75 ± 1,83 (3– 8)	2,88 ± 1,81 (1– 6)	5,12 ± 1,55 (3–7)	5,88 ± 1,96 (3– 9)	8,5 ± 2,27 (4–10)	8,25 ± 1,49 (6–10)
------------------	---	--------------------------	--------------------------	--------------------------	----------------------	--------------------------	----------------------	-----------------------

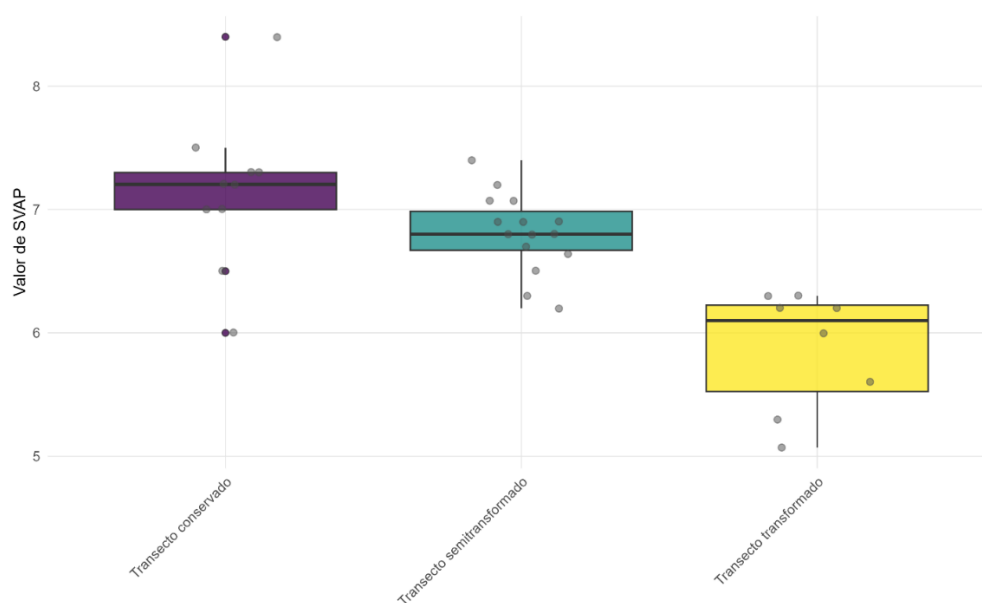


Figura 5. Valores de Integridad de los ecosistemas acuáticos lóticos por categoría de transformación en los transectos evaluados en la cuenca alta del río Saldaña. Nótese que los valores del SVAP van de 0 a 10.

6.3.4 Variables de calidad del agua

Los valores de las variables fisicoquímicas fueron similares entre las categorías de transformación del hábitat. Los valores promedio del ICA fueron de $81 \pm 4,27$ en los transectos conservados, $80 \pm 5,37$ en los semitransformados y $79 \pm 2,64$ en los transformados,



correspondiendo en todos los casos a la categoría buena del índice (rango 71–90), sin evidenciar variación en la calidad del agua a la escala de muestreo evaluada.

Este comportamiento se evidenció en variables clave como el oxígeno disuelto, cuyos valores fueron similares entre categorías de transformación ($4,54 \pm 0,61$ a $4,94 \pm 0,91$ mg/L) así como en el porcentaje de oxígeno disuelto (D.O.) que presentó valores comparables entre transectos ($60,12 \pm 6,75$ a $62,66 \pm 9,05$ %). El pH se mantuvo cercano a la neutralidad en todas las categorías ($7,45 \pm 1,63$ a $7,9 \pm 0,23$), aunque con mayor variabilidad en los transectos semitransformados.

De igual forma, variables como la conductividad ($64,75 \pm 18,88$ a $96,13 \pm 53,09$ $\mu\text{S/cm}$), los sólidos disueltos totales (TDS) ($32,38 \pm 9,56$ a $48,07 \pm 26,39$ ppm) y la turbidez ($2,72 \pm 2,05$ a $5,24 \pm 5,89$ FNU) presentaron rangos superpuestos entre categorías de transformación, sin un patrón consistente asociado al grado de intervención del hábitat.

Este patrón se corroboró con el ICA, cuyos valores promedio —81, 80 y 79 para las categorías conservado, semitransformado y transformado respectivamente, todos en categoría buena— no presentaron diferencias significativas entre las categorías de transformación evaluadas (ANOVA, $F = 0,876$; $p = 0,4269$), este resultado indica que las categorías de transformación establecidas no se corresponden con diferencias detectables en la calidad fisicoquímica del agua, lo que sugiere que esta variable responde a factores distintos al grado de



intervención del hábitat a la escala local analizada. Entre estos factores, las características geológicas de cada subcuenca, la altitud y el régimen hidrológico ejercen una influencia determinante sobre variables como la conductividad, el pH y los sólidos disueltos, condicionando la calidad del agua de manera independiente al estado de la cobertura ribereña o del uso del suelo en los márgenes del río.

En conjunto, estos resultados indican que, a la escala local de los transectos, la calidad del agua fue un atributo relativamente estable del sistema, en contraste con los índices de hábitat (QBR y SVAP), los cuales sí evidenciaron diferencias asociadas al grado de transformación.

Tabla 9. Valores medios de las variables fisicoquímicas más representativas de la calidad del agua por categoría de transformación de los transectos evaluados en la cuenca alta del río Saldaña. Se presentan media $\pm$ desviación estándar y rango mínimo–máximo.

Categoría de transformación	n	Oxígeno disuelto (mg/L)	pH	Conductividad (μ S/cm)	TDS (ppm)	Turbidez (FNU)	Nitrógeno-nitrato
Conservado	10	4,94 $\pm$ 0,91 (3,88–6,54)	7,9 $\pm$ 0,14 (7,63–8,18)	72,7 $\pm$ 17,66 (43–102)	36,5 $\pm$ 8,92 (21–51)	2,72 $\pm$ 2,05 (0,8–6,2)	0,02 $\pm$ 0,04 (0–0,11)
Semitransformado	15	4,81 $\pm$ 0,80 (3,69–6,52)	7,45 $\pm$ 1,63 (1,6–8,1)	96,13 $\pm$ 53,09 (18–223)	48,07 $\pm$ 26,39 (9–111)	5,24 $\pm$ 5,89 (0,6–23,5)	0,01 $\pm$ 0,03 (0–0,09)



Transformado	8	4,54 ± 0,61 (3,77–5,51)	7,9 ± 0,23 (7,62–8,3)	64,75 ± 18,88 (35–82)	32,38 ± 9,56 (17–41)	4,35 ± 4,42 (0,4–12,9)	0,02 ± 0,04 (0–0,11)
---------------------	---	----------------------------	--------------------------	--------------------------	-------------------------	------------------------	-------------------------

6.3.5 Síntesis por subcuenca

La evaluación de la integridad ecológica a través del índice SVAP, junto con sus componentes asociados a la calidad del hábitat (IHF y QBR) y a la calidad fisicoquímica del agua (ICA) evidenció diferencias entre las subcuencas evaluadas (Tabla 10; Tabla 11; Figura 6). Estas diferencias fueron significativas para la calidad del bosque de ribera (QBR; $H = 11,09$; $p = 0,0039$), la calidad fisicoquímica del agua (ICA; $H = 8,67$; $p = 0,0131$) y la integridad del cauce (SVAP; $H = 10,47$; $p = 0,0053$), mientras que el índice de hábitat fluvial (IHF) no presentó diferencias significativas entre subcuencas ($H = 5,51$; $p = 0,0636$). Estos resultados indican que las diferencias entre subcuencas están determinadas principalmente por la condición del entorno ribereño y del cauce, más que por la estructura física del canal.

La subcuenca del río Amoyá presentó en promedio los transectos con valores más altos de integridad ecológica (SVAP: $7,10 \pm 0,21$), así como en los índices que evalúan solo los componentes asociados a la calidad del hábitat (QBR: $70,00 \pm 16,16$) y a la calidad fisicoquímica del agua (ICA: $82 \pm 5,66$), en comparación con la subcuenca de Cucuana (SVAP: $6,47 \pm 0,42$; QBR: $51,36 \pm 2,41$; ICA: $80 \pm 2,07$) y, en menor medida, con la subcuenca de Siquila (SVAP:



$6,47 \pm 0,92$; QBR: $64,55 \pm 23,55$; ICA: $77 \pm 3,17$) (Tabla 10). Las comparaciones post hoc indicaron diferencias significativas en el componente de calidad del hábitat ribereño (QBR) entre Amoyá y Cucuana ($p = 0,0027$), en la calidad fisicoquímica del agua (ICA) entre Amoyá y Siquila ($p = 0,0124$), y en el índice de integridad ecológica (SVAP) entre Amoyá y las subcuencas de Cucuana ($p = 0,0127$) y Siquila ($p = 0,0185$).

En contraste, la subcuenca del río Cucuana presentó los valores más bajos en los índices asociados a la calidad del entorno ribereño y del cauce (QBR: $51,36 \pm 2,41$; SVAP: $6,47 \pm 0,42$), aunque registró valores relativamente más altos en el índice de hábitat fluvial (IHF: $59,27 \pm 2,94$) en comparación con Amoyá ($55,27 \pm 3,77$) y Siquila ($57,55 \pm 4,7$). No obstante, estas diferencias en el IHF no fueron estadísticamente significativas, lo que indica una estructura del hábitat fluvial similar entre subcuencas.

Por su parte, la subcuenca del río Siquila presentó una condición intermedia en los índices de hábitat (QBR: $64,55 \pm 23,55$; IHF: $57,55 \pm 4,7$; SVAP: $6,47 \pm 0,92$), aunque mostró los valores más bajos en la calidad fisicoquímica del agua (ICA: $77 \pm 3,17$), siendo significativamente diferente de la subcuenca de Amoyá (Tabla 10; Tabla 11; Figura 6).

Tabla 10. *Valores promedio de los índices de calidad de ribera (QBR), de heterogeneidad del cauce (IHF), de integridad del ecosistema acuático lótico (SVAP) y de la calidad del agua (ICA) para cada una de las subcuencas evaluadas.*



Subcuenca	QBR	IHF	SVAP	ICA
Amoyá	70,00± 16,16 (50–100)	55,27± 3,77 (48–61)	7,10± 0,21 (6,8– 7,5)	82± 5,66 (70– 89)
Siquila	64,55± 23,55 (50–100)	57,55± 4,7 (52–69)	6,47± 0,92 (5,07–8,4)	77± 3,17 (74– 83)
Cucuana	51,36± 2,41 (50–55)	59,27± 2,94 (57–64)	6,47± 0,42 (5,6– 7)	80± 2,07 (76– 83)

Tabla 11. Resultados de las pruebas estadísticas para los índices evaluados según la subcuenca.

Índice	Prueba	Estadístico	p-valor	Comparaciones post hoc
IHF	Kruskal–Wallis	H = 5,51	0,0636	No aplica
QBR	Kruskal–Wallis	H = 11,09	0,0039	Prueba de Dunn
ICA	Kruskal–Wallis	H = 8,67	0,0131	Prueba de Dunn
SVAP	Kruskal–Wallis	H = 10,47	0,0053	Prueba de Dunn

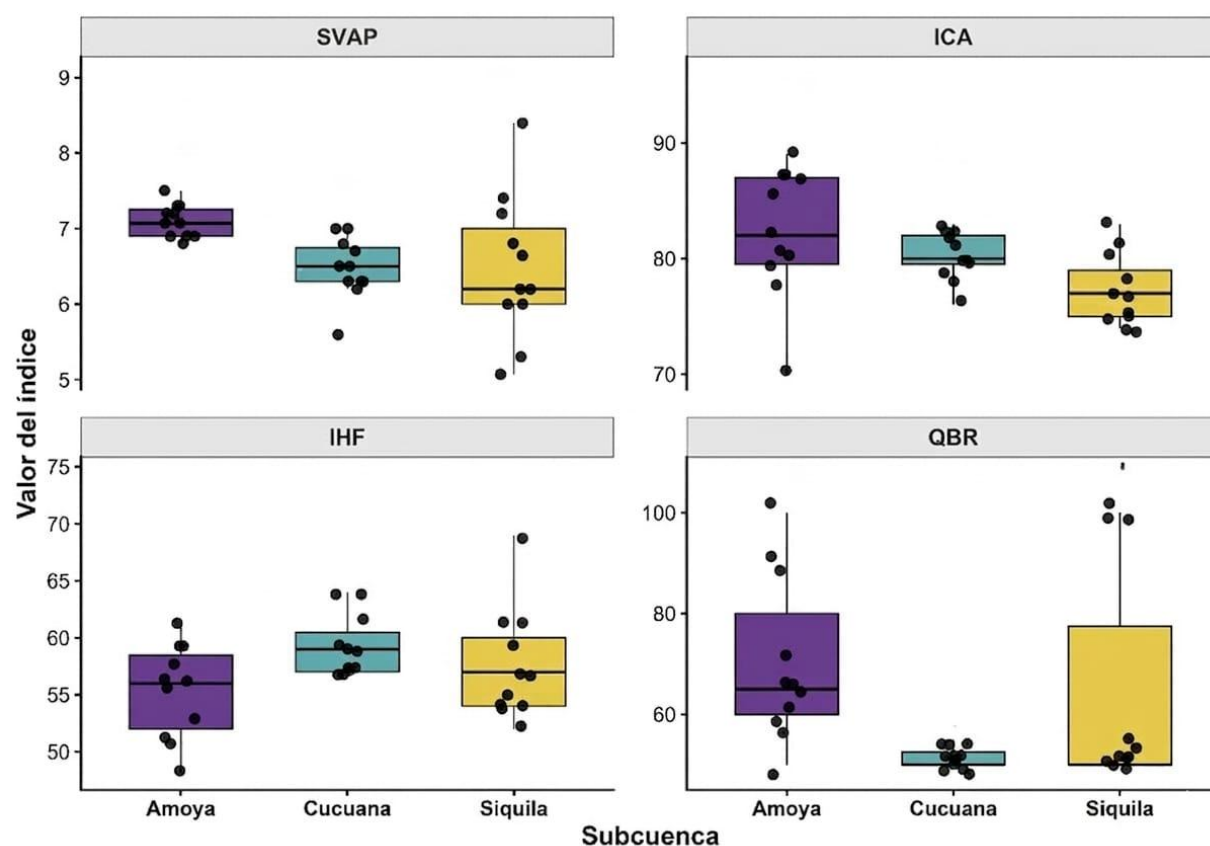


Figura 6. Distribución de los valores de los índices de integridad del hábitat (IHF, QBR, SVAP) y de la calidad del agua (ICA) en las subcuencas Amoyá, Cucuana y Siquila, en la cuenca alta del río Saldaña.

Es importante considerar que la distribución de los transectos por categoría de transformación no fue balanceada entre subcuencas, lo que responde a la disponibilidad real de las condiciones de hábitat en cada río. En este sentido, la mayor integridad observada en la subcuenca de Amoyá coincide con una mayor representación de condiciones conservadas,



mientras que la subcuenca de Cucuana presentó una mayor proporción de condiciones transformadas.

En conjunto, estos resultados evidencian que las diferencias en la integridad ecológica entre subcuencas estuvieron asociadas principalmente a la calidad del entorno ribereño y del cauce, mientras que la estructura física del hábitat fluvial se mantuvo relativamente homogénea entre sistemas.

6.4. Biodiversidad: Macroinvertebrados acuáticos

Las variables asociadas a abundancia (Kruskal–Wallis, $H = 0,205$; $gl = 2$; $p = 0,9025$), riqueza (Kruskal–Wallis, $H = 0,516$; $gl = 2$; $p = 0,7725$) y tamaño corporal de los macroinvertebrados —incluyendo la amplitud ($H = 0,811$; $p = 0,6667$), la desviación estándar ($H = 0,516$; $p = 0,7727$), la moda ($H = 3,190$; $p = 0,2029$), la media ($H = 1,212$; $p = 0,5455$) y la longitud corporal acumulada ($H = 0,222$; $p = 0,8948$)— no presentaron diferencias significativas entre las categorías de transformación de los transectos (Tabla 4). Sin embargo, a nivel descriptivo se observa una tendencia —no significativa— hacia una menor abundancia y un menor tamaño corporal a medida que aumenta la transformación de los transectos evaluados (Figura 7 y Figura 9).



Tabla 12. Resultados de ANOVA y Kruskal–Wallis para las variables asociadas al tamaño corporal, abundancia y riqueza entre categorías de transecto.

Variable	Prueba	Estadístico	gl	p-valor	Diferencias significativas
Abundancia	Kruskal–Wallis	H = 0,205	2	0,9025	No
Riqueza	Kruskal–Wallis	H = 0,516	2	0,7725	No
Amplitud	Kruskal–Wallis	H = 0,811	2	0,6667	No
Desviación estándar	Kruskal–Wallis	H = 0,516	2	0,7727	No
Moda	Kruskal–Wallis	H = 3,190	2	0,2029	No
Media	Kruskal–Wallis	H = 1,212	2	0,5455	No
Longitud corporal acumulada	Kruskal–Wallis	H = 0,222	2	0,8948	No

En términos generales, los transectos conservados presentaron mayores valores de abundancia y también mayor variabilidad, lo que se evidencia en una mediana más alta y un rango intercuartílico amplio. Esto sugiere que estos ambientes pueden sostener más individuos, pero con alta heterogeneidad entre sitios. Los transectos semitransformados mostraron valores intermedios tanto en abundancia como en dispersión, lo que podría indicar un estado de transición ecológica. Por su parte, los transectos transformados tendieron a tener menores abundancias y menor variabilidad, con valores más concentrados, lo que sugiere condiciones más homogéneas pero empobrecidas. Adicionalmente, los puntos individuales reflejaron la



variabilidad entre transectos y la presencia de algunos valores atípicos (outliers), especialmente en las categorías conservado y semitransformado, en las que se observan abundancias muy altas en algunos sitios (Figura 7).

El análisis gráfico sugiere una posible disminución de la abundancia con el aumento del nivel de transformación del hábitat, en línea con lo esperado bajo condiciones de perturbación, aunque esta diferencia no fue estadísticamente significativa. Este patrón descriptivo sugiere que la disponibilidad de macroinvertebrados como recurso trófico para el Pato de Torrentes podría ser mayor en los transectos conservados, donde se registran mayores valores de abundancia y una mayor variabilidad entre sitios, mientras que en los transectos transformados la disponibilidad de este recurso es menor y más homogénea, lo que sugiere condiciones más limitantes para la oferta de alimento.

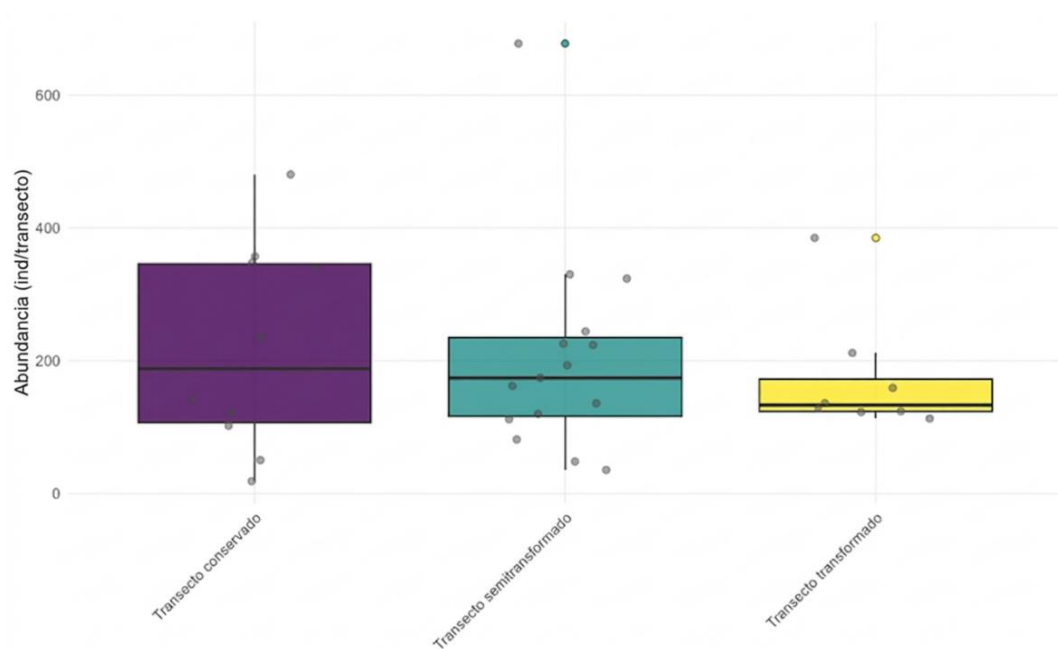


Figura 7. Abundancia de macroinvertebrados de los transectos en las diferentes categorías de intervención evaluadas en las subcuencas Amoyá, Cucuana y Siquila.

La riqueza a nivel de familias de macroinvertebrados no presentó diferencias significativas entre las categorías de transformación de los transectos (Kruskal–Wallis, $H = 0,516$; $gl = 2$; $p = 0,7725$), indicando que el número de familias registradas se mantuvo relativamente homogéneo a lo largo del gradiente de transformación del hábitat (Tabla 4). No obstante, el análisis gráfico muestra un patrón similar al observado en la abundancia, con valores ligeramente mayores y una mayor variabilidad en los transectos conservados, mientras que los transectos transformados presentan una menor dispersión de los valores (Figura 8).

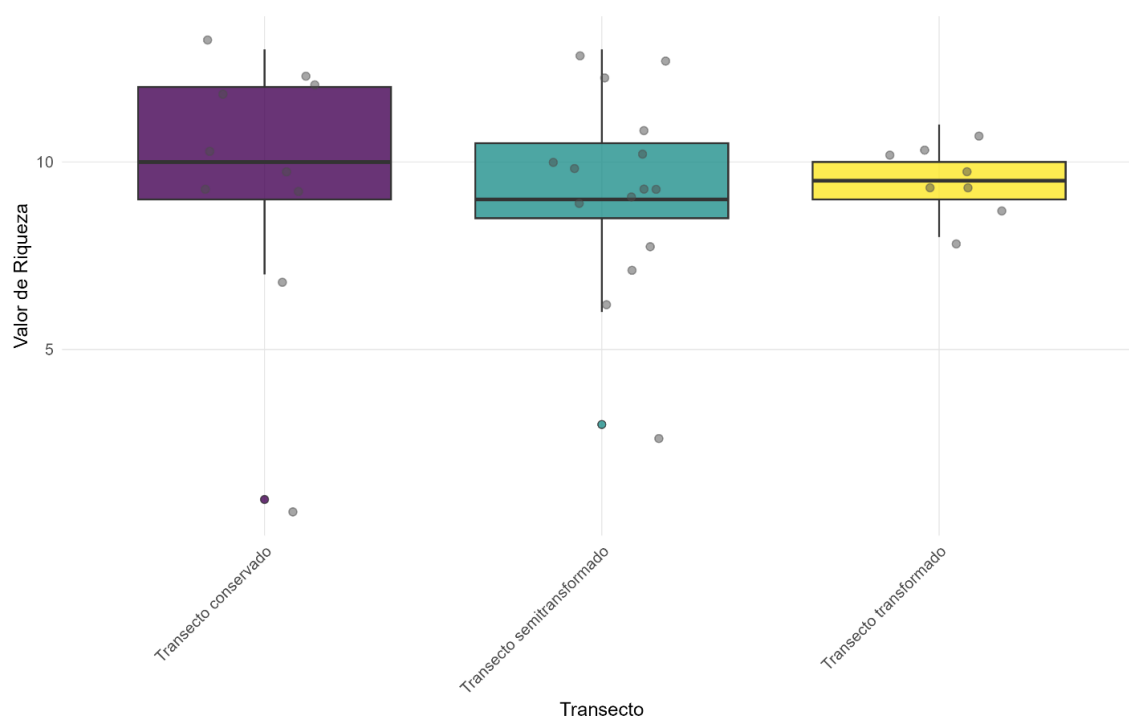


Figura 8. Riqueza de macroinvertebrados de los transectos en las diferentes categorías de intervención evaluadas en las subcuencas Amoyá, Cucuana y Siquila.

En conjunto, estos resultados sugieren que, a la escala de análisis empleada, ni la abundancia ($H = 0,205$; $p = 0,9025$) ni la riqueza respondieron de forma diferenciada al nivel de transformación de los tramos evaluados; sin embargo, se evidencia una tendencia a la reducción en la variabilidad y en los valores de ambas variables hacia los transectos más transformados, lo que sugiere cambios en la estructura de las comunidades más que en la pérdida de grupos taxonómicos.



En términos generales, las variables de tamaño corporal —incluyendo la moda, la media, la amplitud y la desviación estándar— no presentaron diferencias significativas entre las categorías de transformación (Tabla 4), lo que indica que la distribución general de tamaños de los macroinvertebrados fue similar entre los transectos conservados, semitransformados y transformados. No obstante, el patrón observado en estas variables sugiere que los transectos conservados y semitransformados sostuvieron un mayor rango de tamaños, mientras que en los transectos transformados tienden a desaparecer los individuos de mayor tamaño.

Sin embargo, la longitud corporal acumulada, como un proxy de la disponibilidad de recursos tróficos para el Pato de Torrentes, mostró una variabilidad entre transectos que permite identificar tendencias ecológicas similares a las observadas en la abundancia y la riqueza. En particular, se registraron valores mayores en algunos transectos conservados, lo cual podría reflejar una mayor disponibilidad estructural de alimento para el Pato de Torrentes en estos sitios, mientras que en los transectos transformados estos valores tendieron a ser menores y más homogéneos, sin que estas diferencias resultaran significativas (Figura 9). Este patrón indica que, aunque no se evidencian diferencias significativas en el tamaño corporal promedio, la disponibilidad efectiva de presas, especialmente aquellas de mayor tamaño, podría verse



reducida en ambientes más transformados.

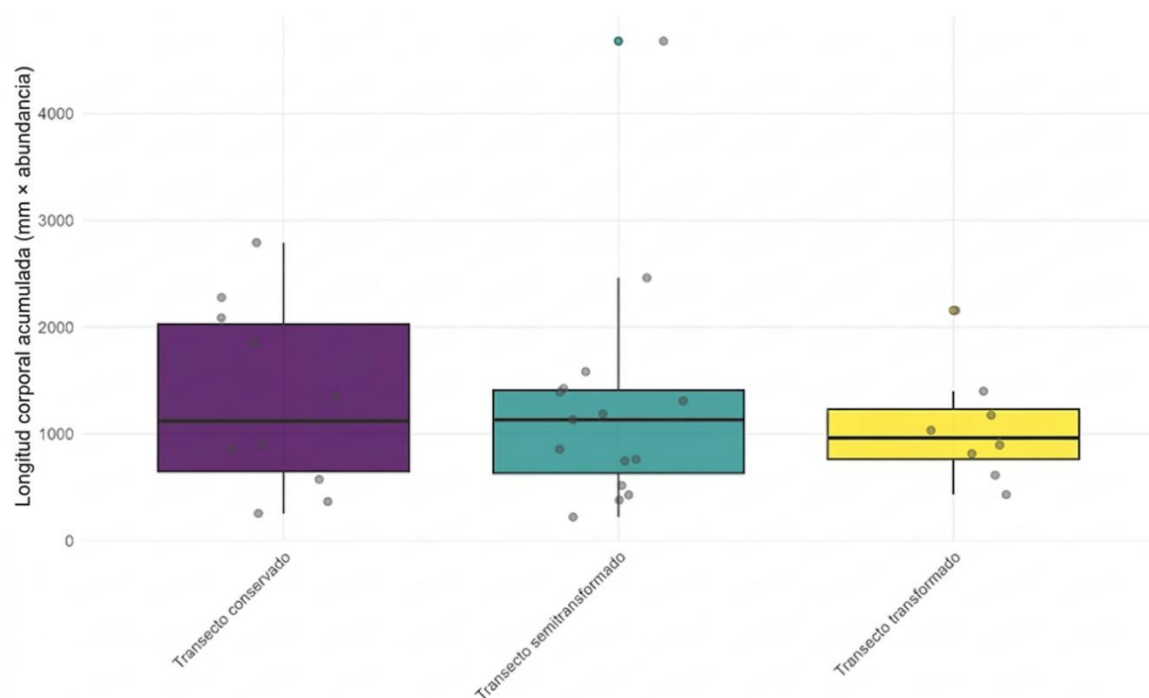


Figura 9. Distribución de los valores de longitud corporal acumulada de macroinvertebrados entre categorías de intervención de los transectos evaluados.

Las pruebas estadísticas respaldaron la ausencia de diferencias significativas entre categorías de transformación para las variables de tamaño corporal. La amplitud (Kruskal–Wallis, $H = 0,811$; $gl = 2$; $p = 0,6667$), la desviación estándar (Kruskal–Wallis, $H = 0,516$; $gl = 2$; $p = 0,7727$), la moda (Kruskal–Wallis, $H = 3,190$; $gl = 2$; $p = 0,2029$) y la media (Kruskal–Wallis, $H = 1,212$; $gl = 2$; $p = 0,5455$) no presentaron diferencias significativas entre categorías.



De igual forma, la longitud corporal acumulada tampoco evidenció diferencias significativas (Kruskal–Wallis, $H = 0,222$; $gl = 2$; $p = 0,8948$).

Estos resultados dan cumplimiento al segundo objetivo específico del estudio.

6.5. Determinación de la ocupación del Pato de Torrentes

En total se evaluaron 232 modelos de ocupación. La probabilidad de detección fue mejor explicada por el modelo nulo ($p \sim 1$), con una detectabilidad estimada de $0,94 \pm 0,03$, indicando una alta probabilidad de registrar la especie cuando estaba presente en el transecto. Este resultado sugiere que el protocolo de muestreo empleado fue eficiente para detectar al Pato de Torrentes en los sitios ocupados y que la variación en la detección debida a la hora o la fecha del muestreo fue baja en comparación con la variación asociada a las condiciones del hábitat.

El modelo con mayor soporte incluyó las variables calidad de la zona riparia y ancho del cauce. Este modelo presentó el menor valor de AIC ($AIC = 45,3592$) y concentró el mayor peso de evidencia ($AICwt = 0,5352$), mientras que el siguiente modelo mejor posicionado, que incluyó calidad de la zona riparia y bancos de arena, mostró un respaldo considerablemente menor ($\Delta AICc = 4,2998$). En consecuencia, el ancho del cauce y la calidad de la zona riparia fueron las covariables que mejor explicaron la variación en la ocupación del Pato de Torrentes entre los transectos evaluados (Tabla 13).



Tabla 13. Modelos de ocupación para el pato de torrentes ordenados según el criterio de información de Akaike (AIC). Se presentan el modelo con mayor soporte y un modelo adicional con menor respaldo estadístico ($\Delta AIC > 2$).

Modelo	nPars	AIC	ΔAIC	AICwt	cumltvWt
$\psi \sim \text{Calidad_de_la_zona_riparia} + \text{Ancho_cauce}$	4	45,3592	0	0,5352	0,5352
$\psi \sim \text{Calidad_de_la_zona_riparia} + \text{bancos_de_arena}$	4	49,6591	4,2998	0,0623	0,5975

Desde una perspectiva biológica, estos resultados indican que la especie tendió a ocupar con mayor probabilidad los tramos con cauces más amplios y con mejores condiciones de la zona riparia, los cuales se corresponden con aquellos que presentan mayores valores en los índices de integridad ecológica evaluados, especialmente en la calidad del bosque de ribera (QBR) y en la integridad del cauce (SVAP) evidenciando una asociación directa entre la ocupación del Pato de Torrentes y la calidad del hábitat fluvial (Sección 6.3).

Las predicciones del modelo mostraron que la probabilidad de ocupación aumentó a medida que se incrementó el ancho del cauce, pero este efecto no debe interpretarse como un aumento indefinido. Dentro del rango observado en los transectos evaluados, la ocupación tendió a ser claramente mayor a partir de anchos de cauce cercanos a 8–11 m y en cauces más amplios la probabilidad predicha se mantuvo muy alta, aproximándose a 1. De forma similar, la variable calidad de la zona riparia, correspondiente a uno de los componentes evaluados dentro del índice



SVAP, mostró una relación positiva con la ocupación. Los valores bajos de esta variable se asociaron con probabilidades reducidas o intermedias, mientras que a partir de valores cercanos a 6–7 unidades —correspondientes a una zona ribereña ligeramente alterada, con vegetación diversa, pero con presencia de pocas especies invasoras— la ocupación aumentó notablemente, y con valores de 8 o más —equivalentes a una zona ribereña natural, con vegetación diversa y sin especies invasoras— la probabilidad de ocupación se mantuvo en niveles muy altos. En este sentido, más que un valor crítico único, los resultados sugieren un rango de condiciones favorables en el que la especie incrementa y mantiene una alta probabilidad de ocupación (Figuras 10 y 11).

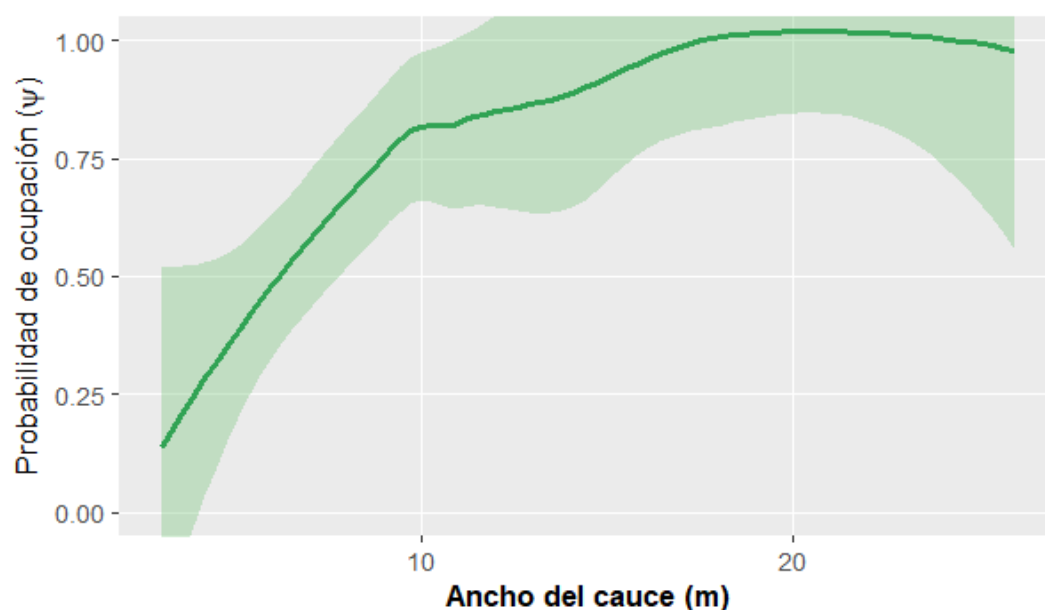


Figura 10. Probabilidad de ocupación (ψ) en función del ancho del cauce.

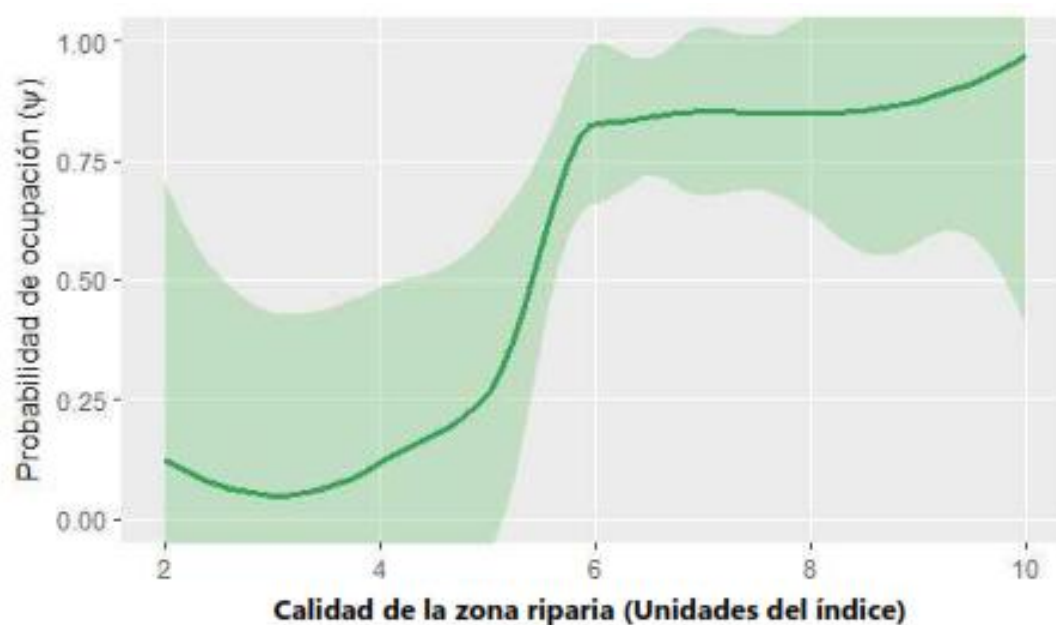


Figura 11. Probabilidad de ocupación (ψ) en función de la calidad de la zona riparia.

La probabilidad predicha de ocupación también varió entre las categorías de transformación de los transectos. Los valores promedio de probabilidad de ocupación ψ fueron más altos en los transectos conservados y semitransformados, mientras que los transectos transformados presentaron los valores promedio de probabilidad de ocupación más bajos. Este patrón indica que, aunque la especie puede estar presente en sitios con transformación intermedia, la ocupación disminuye marcadamente en los tramos en los que la alteración del hábitat es mayor, lo que refuerza la importancia de la estructura del cauce y de la calidad ribereña como componentes clave para su presencia (Figura 12).



Este comportamiento es consistente con los patrones observados en la disponibilidad de macroinvertebrados, en los cuales los transectos conservados presentaron mayores valores y una mayor variabilidad en la abundancia, riqueza y en la longitud corporal acumulada, mientras que en los transectos transformados estos valores tendieron a ser menores. En este sentido, aunque las variables asociadas a macroinvertebrados no fueron retenidas en el modelo de ocupación, los resultados sugieren que la menor disponibilidad estructural de alimento en los tramos más transformados podría contribuir a la reducción en la probabilidad de ocupación de la especie.

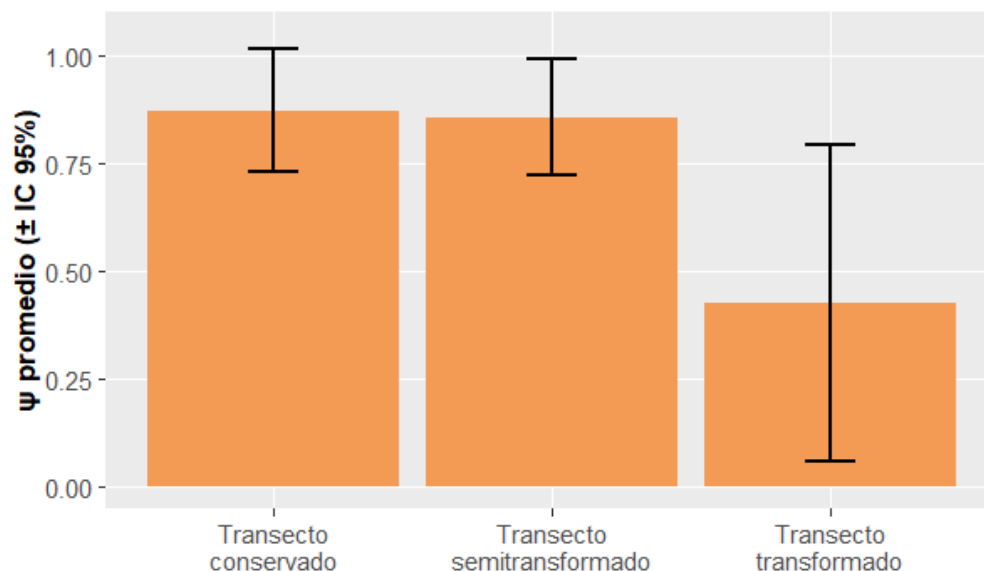


Figura 12. Probabilidad promedio de ocupación (ψ) dependiendo del grado de transformación de los transectos evaluados en subcuencas del río Saldaña.



En conjunto, los resultados obtenidos indican que la ocupación del Pato de Torrentes se encuentra asociada principalmente a variables relacionadas con la estructura del hábitat fluvial, particularmente el ancho del cauce y la calidad de la zona riparia, que a su vez regulan otros elementos importantes para los macroinvertebrados, que son su dieta. Estos resultados evidencian que la especie responde de manera consistente a condiciones de mayor integridad del hábitat, las cuales, a su vez, se relacionan con una mayor disponibilidad y estructura de los recursos tróficos, como se observó en los patrones de abundancia, riqueza y tamaño corporal de los macroinvertebrados. En este sentido, la presencia de la especie refleja condiciones específicas de integridad ecológica del sistema fluvial, lo que respalda su uso como bioindicador de la calidad ecológica en la cuenca alta del río Saldaña.

7. DISCUSIÓN

El presente estudio evidencia que la relación entre la ocupación del Pato de Torrentes (*Merganetta armata*) y la integridad ecológica de los ecosistemas acuáticos andinos no es uniforme para todos los componentes evaluados, sino que depende de la capacidad de cada indicador para reflejar cambios en el hábitat. En este sentido, los resultados mostraron que la especie responde principalmente a atributos asociados a la condición de la zona riparia y a la configuración del cauce, mientras que otros indicadores, como la calidad fisicoquímica del agua o algunos descriptores del hábitat fluvial, no capturaron de manera consistente las diferencias



entre categorías de transformación. Desde una perspectiva ecológica, la ocupación del Pato de Torrentes está más estrechamente vinculada con la estructura y funcionalidad del hábitat que con mediciones puntuales del agua o con métricas que no reflejan adecuadamente la variabilidad del sistema a la escala analizada. Estos hallazgos indican que la especie actúa como un bioindicador de ciertos componentes de la integridad ecológica en ríos andinos, particularmente aquellos relacionados con la calidad del entorno ribereño y la configuración física del cauce.

7.1. Evaluación de la integridad de los ecosistemas

No todos los índices de hábitat evaluados capturaron de la misma manera los cambios en la integridad ecológica asociados a las categorías de transformación en la cuenca alta del río Saldaña. Los resultados evidencian que los índices QBR y SVAP discriminaron de forma consistente los transectos transformados frente a los transectos conservados y semitransformados, mientras que el IHF y el ICA no presentaron diferencias significativas entre categorías. Este comportamiento confirma que los indicadores responden a componentes específicos de la integridad ecológica y que su capacidad de detección depende directamente del atributo del ecosistema que representan, en concordancia con el carácter multidimensional de la integridad en sistemas fluviales (Wang, 2024; Harman *et al.*, 2012; Freshwater Health Index, 2017).



Los resultados mostraron de manera consistente que los transectos conservados y semitransformados presentan condiciones ecológicas similares para la mayoría de los atributos evaluados, diferenciándose claramente de los transectos transformados. Esto indica que las condiciones intermedias de transformación mantienen la estructura funcional del hábitat, mientras que la transformación más intensa genera una pérdida evidente de integridad ecológica. En este sentido, la respuesta de los índices no refleja un gradiente lineal entre tres categorías, sino una separación funcional entre sistemas transformados y sistemas que aún conservan su estructura ecológica.

La ausencia de diferencias en el IHF se explica por la naturaleza de las variables que este índice evalúa, centradas en la heterogeneidad del sustrato, la presencia de rápidos y la complejidad del cauce (Pardo *et al.*, 2002). En ríos andinos, estos atributos están controlados principalmente por factores geomorfológicos e hidrológicos a escala de cuenca, como la pendiente y el régimen de flujo, lo que genera una alta variabilidad natural del hábitat físico independientemente del nivel de intervención (Villamarín *et al.*, 2014). Por tanto, la estabilidad del IHF refleja el control estructural del sistema fluvial y no la ausencia de transformación.

De manera similar, la ausencia de diferencias en el ICA confirma que las variables fisicoquímicas puntuales no capturan de forma directa los cambios en la integridad ecológica del sistema. La calidad del agua se mantuvo relativamente constante entre transectos, lo que evidencia un desacople entre las condiciones químicas del agua y la estructura del hábitat, tal



como ha sido documentado en otros estudios (de Jesús-Crespo & Ramírez, 2011; Herrera *et al.*, 2022).

En contraste, el índice QBR evidenció una reducción clara en la calidad del bosque de ribera en los transectos transformados, asociada principalmente a la pérdida de cobertura y simplificación estructural de la vegetación. Dado que la vegetación ribereña regula procesos fundamentales como la estabilidad de las orillas, el aporte de materia orgánica y la conectividad ecológica (Naiman *et al.*, 1993; Munné *et al.*, 1998), su deterioro se traduce directamente en una disminución de la integridad del sistema.

El índice SVAP presentó el mismo patrón, diferenciando de forma consistente los transectos transformados de los conservados y semitransformados. Las diferencias estuvieron determinadas principalmente por la condición de los márgenes, la calidad de la zona riparia y la complejidad del hábitat, lo que confirma que este índice captura de manera integral la degradación del sistema fluvial (de Jesús-Crespo & Ramírez, 2011).

En conjunto, los resultados demuestran que la transformación del hábitat en la cuenca alta del río Saldaña se expresa principalmente a través de la degradación del entorno ribereño y la pérdida de complejidad ecológica del cauce, mientras que la estructura física del canal y la calidad fisicoquímica del agua permanecen relativamente estables a la escala analizada. Este patrón confirma que la evaluación de la integridad ecológica en sistemas fluviales requiere



indicadores que integren la estructura y funcionalidad del hábitat, más allá de mediciones puntuales del agua.

7.2. Biodiversidad: Macroinvertebrados acuáticos

La evaluación de la disponibilidad de macroinvertebrados en los transectos de la cuenca alta del río Saldaña no evidenció diferencias estadísticamente significativas entre categorías de transformación para ninguna de las métricas analizadas, incluyendo abundancia, riqueza y variables asociadas al tamaño corporal. Este resultado sugiere que, de existir cambios en la comunidad asociados a la transformación, estos no se expresarían en la pérdida de taxones sino, más probablemente, en su estructura ecológica, si bien las diferencias no alcanzaron significancia estadística.

En este sentido, los resultados deben interpretarse a la luz de las limitaciones inherentes a las métricas tradicionales utilizadas para describir ensamblajes bentónicos. Se ha documentado que variables como la abundancia total o la riqueza taxonómica pueden permanecer relativamente estables incluso bajo condiciones de perturbación, debido a procesos de reemplazo de especies sensibles por organismos más tolerantes (Odume, 2020; Edegbene *et al.*, 2020). De manera similar, las presiones antrópicas generan cambios en la estructura funcional de las comunidades más que en su composición taxonómica, produciendo ensamblajes con abundancias comparables, pero funcionalmente distintos (Liu *et al.*, 2022; Liu *et al.*, 2023). Esto evidencia



que indicadores como la abundancia o la riqueza no son suficientemente sensibles para detectar cambios en la calidad ecológica cuando estos se manifiestan en la organización funcional del ensamblaje.

A nivel descriptivo, los transectos conservados y semitransformados presentaron una mayor variabilidad en la abundancia, la riqueza y las métricas de tamaño corporal, mientras que los transectos transformados exhiben valores más bajos y una distribución más homogénea, aunque estas diferencias no fueron estadísticamente significativas. Este patrón sugiere que los transectos menos intervenidos podrían sostener ensamblajes más heterogéneos, capaces de albergar tanto organismos de pequeño tamaño como individuos de mayor tamaño corporal, mientras que en los sistemas transformados esta heterogeneidad se reduce, restringiendo la presencia de organismos de mayor tamaño.

En este contexto, la tendencia observada en los datos —caracterizada por menores valores de abundancia y longitud corporal acumulada en los transectos transformados, y mayores valores y rangos más amplios en los transectos conservados y semitransformados— resulta ecológicamente plausible, aunque debe interpretarse con cautela dada la ausencia de diferencias significativas. Este comportamiento coincide con lo reportado en la literatura, donde la degradación del hábitat se asocia con una reducción en el tamaño corporal de los organismos y una disminución en la biomasa individual, como resultado de condiciones ambientales más



limitantes (Bibi, 2010; Edegbene *et al.*, 2020). En este sentido, la longitud corporal acumulada constituye un proxy aproximado de la disponibilidad energética del ensamblaje bentónico.

La similitud en la riqueza taxonómica entre categorías, junto con la tendencia observada en la distribución de tamaños, sugiere que la transformación del hábitat no generaría necesariamente pérdida de familias, sino más bien una posible simplificación en la estructura de la comunidad. Los transectos conservados y semitransformados mantienen un espectro amplio de tamaños corporales, incluyendo individuos de mayor tamaño, mientras que en los transectos transformados predominaron organismos más pequeños y con menor variabilidad, lo que podría sugerir una reducción en la complejidad funcional del sistema.

Adicionalmente, los macroinvertebrados bentónicos son reconocidos como bioindicadores sensibles a cambios en el hábitat y la calidad del agua debido a su respuesta diferencial frente a distintos tipos de perturbación (Nzarora *et al.*, 2024; Odume, 2020). Sin embargo, su capacidad de respuesta depende del tipo de métrica utilizada y de la escala de análisis. En este estudio, la estabilidad en las métricas tradicionales y la variabilidad observada en la estructura del ensamblaje reflejan la interacción entre procesos locales y factores a escala de cuenca.

En este sentido, la heterogeneidad observada entre transectos está influenciada no solo por las condiciones locales del hábitat, sino también por factores aguas arriba, como el régimen



hidrológico, la disponibilidad de sustratos y el tamaño del río, los cuales determinan la estructura y el tamaño corporal de las comunidades bentónicas. Esta dinámica explica la variabilidad observada incluso dentro de una misma categoría de transformación y refuerza la importancia de considerar la conectividad longitudinal en sistemas fluviales altoandinos.

En conjunto, los resultados sugieren que la transformación del hábitat no reduce la diversidad taxonómica de los macroinvertebrados, y que, a nivel descriptivo, tiende a asociarse con una menor heterogeneidad estructural del ensamblaje y una menor presencia de organismos de mayor tamaño, aunque estas tendencias no alcanzaron significancia estadística y deben interpretarse con cautela. De confirmarse con un mayor tamaño de muestra y enfoques funcionales más detallados, este cambio estructural representaría una alteración en la funcionalidad del ecosistema, con implicaciones directas sobre la disponibilidad de recursos tróficos en los sistemas fluviales andinos.

7.3. Determinación de la ocupación del Pato de Torrentes

Los resultados obtenidos evidencian que la ocupación del Pato de Torrentes en la cuenca alta del río Saldaña responde principalmente a atributos específicos del hábitat fluvial y ribereño, particularmente a la calidad de la zona riparia y al ancho del cauce. Este patrón confirma que la presencia de la especie no está determinada por un único componente del ecosistema, sino por la interacción de variables que configuran la estructura y funcionalidad del hábitat a escala local.



La influencia de la calidad de la zona riparia sobre la ocupación es consistente con el papel ecológico que cumple la vegetación de ribera en los sistemas fluviales. La cobertura vegetal regula procesos como la estabilidad de las orillas, el aporte de materia orgánica y la generación de microhábitats, los cuales son fundamentales para el sostenimiento de las comunidades acuáticas (Naiman *et al.*, 1993; de Jesús-Crespo & Ramírez, 2011). En este contexto, la asociación positiva entre la calidad riparia y la ocupación indica que el Pato de Torrentes utiliza preferentemente tramos donde estas funciones ecológicas se mantienen, favoreciendo condiciones adecuadas para el forrajeo y el establecimiento de territorios.

De manera complementaria, el efecto del ancho del cauce sobre la ocupación evidencia que las características físicas del canal influyen directamente en la selección de hábitat de la especie. Ríos con mayor ancho presentan una mayor diversidad de microhábitats y una mayor disponibilidad de áreas de alimentación, lo que resulta determinante para especies especializadas en ambientes lóticos de alta energía (Naranjo & Ávila, 2003; Cerón & Ferreiro, 2017). En aves acuáticas, se ha documentado que la selección de hábitat depende no solo de la presencia de alimento, sino también de la configuración física del sistema, la cual determina la disponibilidad de sitios adecuados para el forrajeo, refugio y reproducción (Jin & Qin, 2020).

Asimismo, la variación de la ocupación entre categorías de transformación confirma que la especie responde de manera directa a cambios en el estado del hábitat. Los menores valores de ocupación en transectos transformados, en contraste con los valores altos y similares en los



transectos conservados y semitransformados, evidencian que la alteración de la vegetación ribereña y del entorno fluvial reduce la idoneidad del hábitat para la especie. Este patrón coincide con lo reportado en estudios previos, donde se ha documentado que la abundancia del Pato de Torrentes disminuye en sistemas sometidos a disturbios antrópicos y aumenta en ríos con menor nivel de intervención (Sardina Aragón *et al.*, 2011). En este sentido, la respuesta de la especie no sigue un gradiente lineal entre categorías, sino que refleja una diferenciación clara entre sistemas transformados y sistemas que mantienen condiciones funcionales del hábitat.

La presencia ocasional de la especie en transectos transformados confirma que el Pato de Torrentes puede persistir en condiciones subóptimas, aunque con una probabilidad de ocupación considerablemente menor. Este comportamiento ha sido documentado previamente, evidenciando que la especie puede ocupar hábitats que no necesariamente presentan condiciones óptimas, siempre que se mantengan ciertos atributos físicos esenciales del sistema fluvial (Múnera, 2004). En este contexto, la ocupación no corresponde a un indicador binario de calidad ambiental, sino a una respuesta ecológica que refleja la idoneidad relativa del hábitat dentro de un gradiente de transformación.

En conjunto, los resultados demuestran que la ocupación del Pato de Torrentes está determinada por la interacción entre la estructura del cauce y la condición de la zona riparia, más que por variables fisicoquímicas puntuales del agua. Este patrón es consistente con la ecología de la especie, la cual depende de la disponibilidad de hábitats fluviales complejos y de recursos



tróficos asociados a estos ambientes (Álvarez *et al.*, 2014; Cerón & Boy, 2014). De esta manera, la ocupación refleja la capacidad del sistema fluvial para sostener condiciones ecológicas funcionales que permiten la permanencia de la especie.

7.4. Integración ecológica: hábitat – macroinvertebrados – ocupación

Los resultados del presente estudio evidencian que la ocupación del Pato de Torrentes no responde de manera aislada a un único componente del ecosistema, sino a la interacción entre la estructura del hábitat fluvial y la disponibilidad de recursos tróficos. En este sentido, la ocupación de la especie constituye una respuesta ecológica integrada a un conjunto de condiciones que determinan la funcionalidad del sistema fluvial, donde el hábitat define el contexto estructural, los macroinvertebrados representan el recurso alimenticio y el pato constituye el nivel superior de respuesta biológica.

Desde una perspectiva ecológica, la integridad de los ecosistemas acuáticos emerge de la interacción entre múltiples dimensiones, incluyendo el hábitat físico, la calidad del agua y las comunidades biológicas, las cuales responden de manera integrada a las condiciones ambientales (Wang, 2024; Harman *et al.*, 2012; Freshwater Health Index, 2017). En este marco, los resultados obtenidos sugieren que la calidad de la zona riparia y la configuración del cauce podrían influir en la estructura del ensamblaje de macroinvertebrados bentónicos y, a través de ella, en la ocupación, aunque esta vía trófica no fue estadísticamente significativa en este estudio.



La vegetación ribereña y la estructura del hábitat fluvial desempeñan un papel fundamental en la regulación de procesos ecológicos clave, como la retención de materia orgánica, la provisión de refugios y la generación de microhábitats, los cuales determinan la composición y disponibilidad de macroinvertebrados (Naiman *et al.*, 1993; de Jesús-Crespo & Ramírez, 2011). Dado que estos organismos constituyen la principal fuente de alimento del Pato de Torrentes, la relación entre la condición del hábitat y la disponibilidad trófica se establece como un factor determinante para la ocupación de la especie (Cerón & Boy, 2014; Naranjo & Ávila, 2003).

Aunque las métricas tradicionales de macroinvertebrados no evidenciaron diferencias estadísticamente significativas entre categorías de transformación, los resultados mostraron cambios consistentes en la estructura del ensamblaje, particularmente en la variabilidad y en la presencia de organismos de mayor tamaño. Los transectos conservados y semitransformados presentan una mayor heterogeneidad y una mayor disponibilidad de organismos de mayor tamaño, mientras que los transectos transformados exhiben comunidades más homogéneas y con menor representación de estos individuos. Este cambio estructural se traduce en una reducción de la disponibilidad energética del recurso trófico en los sistemas más transformados.

En este contexto, la ocupación del Pato de Torrentes refleja directamente la capacidad del sistema fluvial para sostener procesos ecológicos funcionales que integran la estructura del hábitat y la disponibilidad de alimento. Los valores más altos de ocupación en transectos



conservados y semitransformados, en contraste con los valores más bajos en los transectos transformados, evidencian que la especie responde a la pérdida de complejidad del hábitat y a la reducción en la calidad del recurso trófico disponible.

Este patrón es consistente con estudios previos que indican que la presencia del Pato de Torrentes está asociada tanto a las características físicas del río como a la disponibilidad de macroinvertebrados, aunque estos factores han sido tradicionalmente evaluados de manera independiente (Álvarez *et al.*, 2014; Cerón & Ferreiro, 2017; Cardona & Kattan, 2018). En este estudio, la integración de estos componentes es consistente con la hipótesis de que la ocupación responde a la interacción entre hábitat y recurso trófico, si bien el componente trófico no alcanzó significancia.

De esta manera, los resultados del presente estudio demuestran que la ocupación del Pato de Torrentes constituye una respuesta ecológica integradora que articula diferentes componentes de la integridad del ecosistema acuático. Esta relación permite explicar de manera consistente la presencia de la especie en función de la calidad del hábitat y de la estructura del ensamblaje bentónico, superando enfoques que analizan de forma independiente las variables de hábitat, calidad del agua o disponibilidad trófica, y confirmando la necesidad de abordar los sistemas fluviales andinos desde una perspectiva ecológica integral.



7.5. El Pato de Torrentes como bioindicador

Los resultados obtenidos demuestran que el Pato de Torrentes funciona como un bioindicador de componentes específicos de la integridad ecológica en los ecosistemas acuáticos andinos, particularmente aquellos relacionados con la estructura del hábitat fluvial y la condición de la zona riparia. La relación consistente entre la ocupación de la especie y variables como la calidad del bosque ribereño y el ancho del cauce confirma que su presencia responde a condiciones que mantienen la funcionalidad ecológica del sistema, más que a un único atributo ambiental evaluado de manera aislada.

En este sentido, la especie actúa como un integrador biológico de procesos ecológicos que no son capturados por mediciones fisicoquímicas puntuales del agua. Como se evidenció en este estudio, variables como el índice de calidad del agua no presentaron diferencias entre categorías de transformación, mientras que la ocupación del pato respondió de manera clara a atributos del hábitat, lo que confirma que las respuestas biológicas reflejan con mayor precisión el estado funcional del ecosistema (Nzarora *et al.*, 2024; Wang, 2024).

Los resultados también evidencian que la especie no responde de manera uniforme a todos los componentes de la integridad ecológica. La ausencia de diferencias significativas en las métricas de macroinvertebrados, junto con la presencia ocasional del pato en transectos transformados, confirma que su ocupación no refleja de manera directa la calidad total del



ecosistema. En este contexto, la presencia de la especie no constituye un indicador absoluto de condiciones óptimas, sino una respuesta ecológica que refleja la idoneidad relativa del hábitat dentro de un gradiente de transformación.

Este comportamiento es coherente con las limitaciones conceptuales del uso de una sola especie como indicador integrador. Desde la teoría de las especies indicadoras, la validez de un indicador depende de que su relación con los atributos del ecosistema esté empíricamente respaldada y no asumida (Landres *et al.*, 1988; Lindenmayer & Likens, 2011). En este estudio, la relación entre la ocupación del Pato de Torrentes y la condición de la zona riparia y la estructura del cauce estuvo respaldada por los modelos de ocupación, mientras que su asociación con otros componentes —como la calidad fisicoquímica del agua o las métricas de macroinvertebrados— no fue detectable. Esto indica que la especie constituye un sustituto válido de la integridad del hábitat fluvial y ribereño, pero no de la totalidad de los atributos del ecosistema, en concordancia con lo reportado para otros indicadores cuya respuesta es específica de ciertos componentes y del contexto (Carignan & Villard, 2002; Lindenmayer & Likens, 2011). A ello se añade un efecto de escala: la ocupación integra las condiciones a la escala del tramo que la especie utiliza, mientras que procesos relevantes para la integridad —como el régimen hidrológico o el estado de la cuenca— operan a escalas mayores (Allan *et al.*, 2006; Villamarín *et al.*, 2014).

Desde una perspectiva ecológica, los bioindicadores son organismos cuya respuesta integra múltiples presiones ambientales y permite evaluar el estado de los ecosistemas de manera



acumulativa (Nzarora *et al.*, 2024). En el caso del Pato de Torrentes, su dependencia de hábitats fluviales bien estructurados y de recursos tróficos asociados a estos sistemas establece un vínculo directo entre su ocupación y procesos ecológicos clave, como la disponibilidad de alimento, la estabilidad del hábitat y la complejidad del entorno fluvial.

Los hallazgos de este estudio demuestran que el Pato de Torrentes es un bioindicador funcional de la integridad ecológica en ríos andinos, particularmente sensible a la condición del hábitat ribereño y a la configuración del cauce. Sin embargo, su capacidad de respuesta está asociada a componentes específicos del sistema y no a la totalidad de sus atributos, lo que establece que su uso debe ser complementario a otros indicadores físicos y biológicos. Este enfoque permite definir con precisión el alcance del Pato de Torrentes como herramienta de evaluación ecológica, reconociendo tanto su capacidad para reflejar procesos funcionales del ecosistema como sus limitaciones frente a otros componentes de la integridad ecológica.

7.6. Implicaciones para conservación y manejo

Los resultados de este estudio demuestran que la conservación del Pato de Torrentes en la cuenca alta del río Saldaña está directamente determinada por la condición del hábitat fluvial, particularmente por la calidad de la zona riparia y la configuración del cauce. En este contexto, la protección y recuperación de la vegetación de ribera constituye una estrategia central para



mantener la funcionalidad ecológica del sistema, dado que estos sectores regulan la disponibilidad de hábitat y la oferta de recursos para la especie.

La menor ocupación registrada en los transectos transformados confirma que las intervenciones que afectan la cobertura ribereña y la estructura del canal reducen la idoneidad del hábitat. En consecuencia, las acciones de manejo deben priorizar la conservación de los tramos que mantienen condiciones estructurales adecuadas, así como la restauración de zonas degradadas mediante la recuperación de la cobertura vegetal y la complejidad del entorno fluvial.

De manera complementaria, los resultados evidencian que la evaluación de la calidad ecológica en estos sistemas no puede basarse únicamente en variables fisicoquímicas del agua, sino que requiere la incorporación de indicadores del hábitat y componentes biológicos que reflejen la funcionalidad del ecosistema. En este marco, el Pato de Torrentes constituye una herramienta útil dentro de programas de monitoreo, permitiendo identificar de manera efectiva los sectores que mantienen condiciones favorables para la integridad ecológica del sistema fluvial.

Finalmente, estos resultados cobran mayor alcance cuando se insertan en un marco de gobernanza socioecológica y de gestión adaptativa de la cuenca. La evaluación de los sistemas de agua dulce no se limita a su dimensión ecológica, sino que articula también los servicios ecosistémicos y los arreglos de gobernanza que determinan las decisiones de manejo (Vollmer *et*



al., 2018; Freshwater Health Index, 2017). En este sentido, indicadores como la ocupación del Pato de Torrentes adquieren mayor utilidad cuando se integran en ciclos de gestión adaptativa — en los que el monitoreo informa de manera iterativa la planificación, la implementación y el ajuste de las acciones de conservación— más que como mediciones aisladas (Pahl-Wostl *et al.*, 2012). El programa Río Saldaña una Cuenca de Vida al articular actores públicos y privados en torno a la conservación de la cuenca, ofrece un contexto de gobernanza propicio para incorporar este tipo de indicadores en la priorización de tramos para conservación y restauración, en el seguimiento de la efectividad de las intervenciones sobre el hábitat ribereño y en la retroalimentación de las estrategias de manejo a lo largo del tiempo. De esta manera, el uso del Pato de Torrentes como bioindicador trasciende el diagnóstico ecológico puntual y se convierte en un insumo para la toma de decisiones dentro de un esquema de manejo adaptativo de la cuenca.

Más allá de sus implicaciones directas para el manejo, los resultados de este estudio representan un aporte al conocimiento ecológico regional sobre especies bioindicadoras en los ríos andinos colombianos. La evaluación integrada de la respuesta del Pato de Torrentes frente a distintos componentes de la integridad ecológica amplía un campo tradicionalmente centrado en los macroinvertebrados y en las variables fisicoquímicas, e incorpora a un vertebrado acuático especializado como indicador de la condición del hábitat fluvial y ribereño en estos sistemas. Desde el punto de vista aplicado, este conocimiento ofrece insumos para la planificación



ambiental y la sostenibilidad territorial: los atributos del hábitat asociados a la ocupación de la especie pueden integrarse como criterios ecológicos en los procesos de ordenamiento de cuencas y en la definición de áreas prioritarias de conservación y restauración a escala regional. Por tratarse de una aproximación replicable, su aplicación en otras cuencas andinas permitiría consolidar un marco común de evaluación y contribuir a la planificación ambiental sostenible de estos ecosistemas estratégicos.

7.7. Limitaciones del estudio y oportunidades de investigación

Los resultados obtenidos en este estudio constituyen una aproximación integrada al análisis de la relación entre la ocupación del Pato de Torrentes y la integridad ecológica en ríos andinos, permitiendo identificar patrones consistentes en la respuesta de la especie frente a atributos del hábitat. Este enfoque aporta evidencia sobre los mecanismos que vinculan la estructura del hábitat, la disponibilidad de recursos tróficos y la ocupación de la especie, y establece una base sólida para el desarrollo de investigaciones futuras.

No obstante, los resultados deben interpretarse a la luz de algunas limitaciones propias del diseño del estudio. En primer lugar, la investigación tuvo un carácter observacional y se apoyó en transectos seleccionados bajo criterios operativos y de representatividad dentro del esquema de monitoreo del programa Río Saldaña una Cuenca de Vida y no en un diseño experimental balanceado entre categorías de transformación. Como consecuencia, el número de



transectos no fue equivalente entre categorías (10 conservados, 15 semitransformados y 8 transformados) ni entre subcuencas ya que la disponibilidad real de condiciones de hábitat determinó la representación de cada categoría en cada río. En particular, la subcuenca de Amoyá concentró la mayor proporción de transectos conservados y no registró transectos transformados, mientras que estos se ubicaron únicamente en las subcuencas de Siquila y Cucuana. Por tanto, las diferencias atribuidas al grado de transformación deben interpretarse con cautela, reconociendo que la variación observada está influenciada por el uso del suelo de cada subcuenca, por lo cual no se muestrearon transectos con integridad excelente o muy mala.

Asimismo, el número de unidades de muestreo por categoría fue reducido, en especial en los transectos transformados, lo que disminuye la potencia estadística para detectar diferencias entre grupos. Esta limitación es particularmente relevante para la interpretación de las métricas de macroinvertebrados, en las cuales la ausencia de diferencias significativas podría reflejar tanto la baja potencia asociada al tamaño de muestra como la limitada sensibilidad de las métricas tradicionales de abundancia y riqueza, más que una ausencia real de efecto. En consecuencia, las tendencias observadas en la estructura del ensamblaje bentónico deben considerarse indicativas y no concluyentes.

Por otra parte, el muestreo se realizó en una única ventana temporal (julio a septiembre de 2024), bajo condiciones hidrológicas específicas asociadas a la transición hacia condiciones tipo La Niña. Dado que el régimen de caudales y la disponibilidad de hábitat y de



recursos tróficos varían a lo largo del ciclo hidrológico, los patrones de ocupación y de disponibilidad de presas podrían diferir bajo otras condiciones estacionales por lo que los resultados representan una aproximación al estado del sistema durante el periodo evaluado.

En este contexto, la incorporación de enfoques funcionales más detallados en el análisis de macroinvertebrados representa una oportunidad para profundizar en la caracterización de la disponibilidad trófica, particularmente en términos de biomasa, rasgos funcionales y calidad energética del recurso. Este tipo de aproximaciones permitiría fortalecer la comprensión de la relación entre la estructura del ensamblaje bentónico y la ocupación del Pato de Torrentes.

De igual forma, la integración de la variabilidad temporal de los sistemas fluviales permitiría evaluar de manera más precisa la influencia de las dinámicas hidrológicas sobre la disponibilidad de hábitat y recursos, y su efecto sobre la ocupación de la especie. La incorporación de escalas temporales ampliadas contribuiría a comprender la estabilidad de los patrones observados bajo diferentes condiciones ambientales.

Asimismo, la ampliación del análisis a otras cuencas andinas permitiría evaluar la consistencia espacial de los resultados, aportando evidencia sobre la generalidad del uso del Pato de Torrentes como bioindicador en distintos contextos ecológicos. Esta expansión fortalecería la aplicabilidad de los hallazgos más allá del sistema evaluado.



Finalmente, la integración de múltiples escalas de análisis —desde condiciones locales del hábitat hasta procesos a escala de cuenca— constituye una línea de investigación clave para profundizar en los mecanismos que determinan la presencia de la especie y su relación con la integridad ecológica de los ecosistemas fluviales. Este enfoque permitirá avanzar hacia una comprensión más completa de los sistemas fluviales andinos y del papel del Pato de Torrentes como indicador ecológico.

8. CONCLUSIONES

1. La ocupación del Pato de Torrentes en la cuenca alta del río Saldaña está determinada principalmente por atributos del hábitat fluvial y ribereño, particularmente por la calidad de la zona riparia y el ancho del cauce, evidenciando una relación directa entre la presencia de la especie y la funcionalidad ecológica del sistema.
2. Los índices de hábitat evaluados presentaron respuestas diferenciales frente a las categorías de transformación, siendo el QBR y el SVAP los que discriminaron de manera consistente los transectos transformados frente a los conservados y semitransformados, mientras que el IHF y el ICA no reflejaron cambios detectables a la escala de análisis.
3. La transformación del hábitat no se manifestó en la pérdida de riqueza taxonómica de macroinvertebrados, sino en cambios en la estructura de la comunidad, caracterizados por una menor heterogeneidad y una reducción en la presencia de organismos de mayor tamaño en los transectos transformados.



4. Los transectos conservados y semitransformados mantuvieron condiciones ecológicas similares en términos de estructura del hábitat y disponibilidad de recursos, mientras que los transectos transformados presentaron una reducción clara en la integridad ecológica y en la calidad del ensamblaje bentónico.

5. La ocupación del Pato de Torrentes fue mayor en transectos con mejor condición de la zona riparia y mayor ancho del cauce, y disminuyó de manera marcada en los transectos transformados, reflejando la pérdida de complejidad del hábitat y la reducción en la disponibilidad de recursos tróficos.

6. La ocupación del Pato de Torrentes integra la interacción entre la estructura del hábitat y la disponibilidad de macroinvertebrados, constituyendo una respuesta biológica que refleja la funcionalidad del ecosistema fluvial.

7. El Pato de Torrentes funciona como un bioindicador de la integridad ecológica en ríos andinos, particularmente sensible a la condición del hábitat ribereño y la configuración del cauce, evidenciando cambios en la estructura y funcionalidad del sistema.

8. El uso del Pato de Torrentes como bioindicador debe entenderse como complementario a otros indicadores físicos y biológicos, ya que su respuesta refleja componentes específicos de la integridad ecológica y no la totalidad de los atributos del ecosistema.



9. El principal aporte de nuevo conocimiento de este estudio fue abordar de manera integrada la relación entre la ocupación del Pato de Torrentes y múltiples componentes de la integridad ecológica —hábitat fluvial y ribereño, calidad del agua y disponibilidad trófica— superando los enfoques previos que analizaron estos factores de manera aislada y ofreciendo una base más rigurosa para el uso de la especie en programas de monitoreo.

10. El estudio constituye la primera caracterización de este tipo para la cuenca alta del río Saldaña (subcuencas de los ríos Amoyá, Siquila y Cucuana), aportando una línea base para el monitoreo ecológico y la priorización de acciones de conservación y restauración en el marco del programa Río Saldaña una Cuenca de Vida.

9. CONSIDERACIONES ÉTICAS Y AUTORIZACIÓN INSTITUCIONAL

La presente investigación se desarrolló atendiendo a los principios éticos del trabajo con fauna silvestre y al cumplimiento de las autorizaciones institucionales correspondientes.

En relación con el manejo de fauna, el estudio del Pato de Torrentes (*Merganetta armata*) se realizó mediante métodos no invasivos, tal como se detalla en la sección de métodos. La detección de la especie se basó en la observación directa y en la identificación de evidencia indirecta —heces y plumas—, sin captura, marcaje ni manipulación de los individuos, por lo que el procedimiento no implicó riesgo ni afectación para la especie ni para su hábitat.



El componente de macroinvertebrados bentónicos se desarrolló en el marco de una colaboración con la Universidad Nacional de Colombia y la Universidad del Tolima. La recolección de los organismos estuvo amparada por el permiso marco de recolección de especímenes silvestres con fines de investigación científica no comercial de la Universidad Nacional de Colombia, otorgado por la Autoridad Nacional de Licencias Ambientales (ANLA) mediante la Resolución N.º 000697 del 18 de abril de 2024 —vigente hasta 2034, que sustituye y actualiza la Resolución 0255 de 2014—. Los especímenes recolectados se encuentran depositados en la Colección de Invertebrados acuáticos de la Universidad Nacional de Colombia, sede Bogotá, lo que garantiza su adecuada conservación y disponibilidad para futuras consultas.

Los datos analizados provienen del monitoreo hidrobiológico realizado durante el año 2024 en el marco del programa Río Saldaña una Cuenca de Vida. Su uso contó con la autorización expresa de Wildlife Conservation Society (WCS), otorgada el 4 de marzo de 2025 para los fines académicos de esta investigación. En cumplimiento de dicha autorización, se reconoce la contribución del programa Río Saldaña una Cuenca de Vida y se da cumplimiento a las condiciones de uso académico de la información establecidas por WCS.

De esta manera, la investigación se llevó a cabo en cumplimiento de las disposiciones éticas y legales aplicables al estudio de la fauna silvestre y al uso de la información, bajo el respaldo institucional de las entidades vinculadas al programa.



10. AGRADECIMIENTOS

Quiero expresar mi más profundo agradecimiento a mis padres José Levi Valbuena Zamora y Mercy del Carmen Vásquez Mulet por su amor, sacrificio y respaldo constante a lo largo de este camino. Sin ellos, este logro no habría sido posible.

A las comunidades rurales del sur del Tolima, habitantes y guardianes de este territorio, por abrirme las puertas de sus hogares y permitirme aprender de su profundo conocimiento del río y sus dinámicas. Su calidez, compañía y sabiduría local fueron esenciales para llevar a cabo este trabajo y sin su valioso acompañamiento en campo esta investigación no habría sido posible.

A mi directora de tesis Silvia López Casas, por su generosidad al compartir su conocimiento, su paciencia y su valiosa guía durante todo el proceso investigativo.

Al profesor Juan David González Trujillo de la Universidad Nacional de Colombia, al profesor Giovany Guevara Cardona de la Universidad del Tolima, a la profesional Vanesa Alzate y a Candy Burgos, por su invaluable apoyo en el componente de macroinvertebrados y en la revisión de las muestras, cuyo aporte fue fundamental para el desarrollo de esta investigación.

A Jhon Faber Marulanda y a Leonor Valenzuela por su paciencia, amabilidad y valiosa orientación en la comprensión de los análisis estadísticos del presente trabajo.



Mi gratitud también al Programa Río Saldaña una Cuenca de Vida y a las instituciones que lo hacen posible: Wildlife Conservation Society (WCS), Celsia, Fundación Grupo Argos, Concretos Argos, Argos, Parques Nacionales Naturales de Colombia y Cortolima, por permitirme utilizar los datos que sustentan esta investigación y por su compromiso con la conservación de la biodiversidad en el departamento del Tolima.



11. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Acosta, R., Ríos, B., Rieradevall, M., & Prat, N. (2009). Propuesta de un protocolo de evaluación de la calidad ecológica de ríos andinos (CERA) y su aplicación a dos cuencas en Ecuador y Perú. *limnetica*, 28(1), 035-64.
- Allan, J., Flecker, A., Segnini, S., Taphorn, D., Sokol, E., & Kling, G.(2006). Limnology of Andean piedmont rivers of Venezuela. *Journal of the North American Benthological Society*, 25(1), 66–81.
- Alexandrino, E., Buechley, E. R., Piratelli, A., de Barros, K., de Andrade, R., Şekercioğlu, Ç., & do Couto, Z. (2016). Bird sensitivity to disturbance as an indicator of forest patch conditions: An issue in environmental assessments. *Ecological Indicators*, 66, 369-381.
- Álvarez, L., Astié, A., Debandi, G., & Scheibler, E. (2014). Effect of food availability and habitat characteristics on the abundance of Torrent Ducks during the early breeding season in the central Andes, Argentina. *The Wilson Journal of Ornithology*, 126(3), 525–533.
- Alvarez, L., & Cerón, G. (2015). Efectos de la modificación de hábitat sobre un territorio de Pato de los Torrentes (*Merganetta armata*). *Nuestras Aves*, (60), 103-105.



- Álvarez, R., & Valencia, J. (2016). Observaciones sobre la distribución y ecología del pato de los torrentes *Merganetta armata* Gould, 1842 (Aves: Anatidae) en Colombia. *Revista Comunicación Científica y Tecnológica*, 2(1), 98–104.
- Alza, L. (2020). Demographic history and metapopulation structure of an Andean river specialist: The torrent duck (*Merganetta armata*) (Doctoral dissertation). University of Miami, Coral Gables, FL, United States.
- Bibi, H. (2010). Efectos de la contaminación en la distribución de la masa corporal de las comunidades bentónicas de agua dulce (Tesis doctoral, Universidad de York).
- Burnham, K. P., & Anderson, D. R. (2002). *Model selection and multimodel inference: A practical information-theoretic approach* (2nd ed.). Springer.
- Cabrera-García, S., Goethals, P. L. M., Lock, K., Domínguez-Granda, L., Villacís, M., & Galárraga-Sánchez, R. (2023). Taxonomic and feeding trait-based analysis of macroinvertebrates in the Antisana River Basin (Ecuadorian Andean region). *Biology*.
- Cairns, J. (1995). Integridad ecológica de los sistemas acuáticos. *Regulated Rivers: Research & Management*, 11 (3-4), 313-323.



- Canterbury, G. Martin, D. Petit, L, Petit, and D. F. Bradford. (2000). Bird Communities and Habitat as Ecological Indicators or Forest Condition in Regional Monitoring. *Conservation Biology*; 14 (2): 544-558.
- Cardona, W., & Kattan, G. (2010). Comportamiento territorial y reproductivo del Pato de Torrentes (*Merganetta armata*) en la Cordillera Central de Colombia. *Ornitología Colombiana*, 9, 38–47.
- Cardona, W., & Kattan, G. H. (2018). Time budgets of Torrent Ducks (*Merganetta armata*) in the Central Andes of Colombia in relation to precipitation and food availability. *The Wilson Journal of Ornithology*, 130(4), 841-848.
- Carignan V. & Villard M. (2002). Selecting indicator species to monitor ecological integrity: A Review. *Environ Monit Assess.* 78:45-61.
- Cerón, G., & Boy, C. (2014). Prey selection and energy values of main food items of the torrent duck (*Merganetta armata*) in Northwestern Patagonia, Argentina. *Waterbirds*, 37(2), 153-161.
- Cerón, G., & Ferreiro, N. (2017). Environmental factors influencing habitat use of solitary and paired Torrent Ducks (*Merganetta armata*) in northwestern Patagonia, Argentina. *The Wilson Journal of Ornithology*, 129(3), 545–553.



- Chaparro, S., Ramírez, L., Gómez, G., & Gutiérrez, N. (2016). Notas sobre la dieta y anatomía de un volantón del Pato de Torrente (*Merganetta armata*) en el río Quindío, Colombia. *Boletín SAO*, 25(1–2), 6–11.
- Cooke, H., & Zack, S. (2009). Use of standardized visual assessments of riparian and stream condition to manage riparian bird habitat in eastern Oregon. *Environmental Management*, 44(1), 173–184.
- Curipaco Quinto, P., Quispe-Melgar, H. , & Siguas, O. (2024). Plant composition, water resources and built structures influence bird diversity: a case study in a high Andean city with homogeneous soundscape. *Urban Ecosystems*, 27(1), 1-14.
- de Jesús-Crespo, R., & Ramírez, A. (2011). The use of a Stream Visual Assessment Protocol to determine ecosystem integrity in an urban watershed in Puerto Rico. *Physics and Chemistry of the Earth*, 36, 560–566.
- Delgado, L., & Rivas, I. (2019). Evaluación de la calidad ecológica de Caño Seco–Restrepo (Meta), mediante los índices de hábitat fluvial (IHF) y calidad de bosque de ribera (QBR) (Trabajo de grado, Ingeniería Ambiental). Universidad Santo Tomás, Villavicencio, Colombia.



- Downs, C , & Hart, L. (2020). Occupancy assessment and distribution dynamics of invasive bird species in South Africa. *Biological Invasions*, 22, 2087–2102.
- Edegbene, A., Arimoro, F. O., & Odume, O.(2020). How does urban pollution influence macroinvertebrate traits in forested riverine systems? *Water*, 12(11), 3111.
- Estrada, D., & Soler, D. (2014). Las aves como bioindicadores de contaminación por metales pesados en humedales. *Ornitología Colombiana*, 14, 145–160.
- Everaert, G., De Neve, J., Boets, P., Domínguez-Granda, L., Mereta, S. T., Ambelu, A., Hoang, T. H., Goethals, P. L. M., & Thas, O. (2014). Comparison of the abiotic preferences of macroinvertebrates in tropical river basins. *PLOS ONE*, 9(10), e108898.
- Fiske, I., & Chandler, R. (2011). unmarked: An R package for fitting hierarchical models of wildlife occurrence and abundance. *Journal of Statistical Software*, 43(10), 1–23.
- Freshwater Health Index. (2017). *Freshwater Health Index User Manual*. Conservation International.
- Frothingham, K., & Bartlett, A. (2012). Using the Stream Visual Assessment Protocol (SVAP) as a monitoring tool to assess stream corridor conditions over time. *Middle States Geographer*, 45, 10–20.



- Glisson, W. J., Conway, C. J., Nadeau, C. P., & Borgmann, K. L. (2017). Habitat models to predict wetland bird occupancy influenced by scale, anthropogenic disturbance, and imperfect detection. *Ecosphere*, 8(6), e01837.
- Gorman, O., & Karr, J. (1978). Habitat structure and stream fish communities. *Ecology*, 59(3), 507–515.
- Harman, W., Starr, R., Carter, M., Tweedy, K., Clemmons, M., Suggs, K., & Miller, C. (2012). A function-based framework for stream assessment and restoration projects (EPA 843-K-12-006). U.S. Environmental Protection Agency, Office of Wetlands, Oceans, and Watersheds
- Hernández-Sampieri, R. & Mendoza, C (2018). Metodología de la investigación. Las rutas cuantitativa, cualitativa y mixta, Ciudad de México, México: Editorial Mc Graw Hill Education, Año de edición: 2018, ISBN: 978-1-4562-6096-5, 714 p.
- Herrera, J., Zapata, A., & Cerón, G. (2014). selección de alimento del pato de los torrentes (*mergametta armata*) en la cuenca alta del río quindío, colombia. *Ornitología Neotropical*, 25, 145-157.



Herrera, J., Navarro-Sining, B., Torres-Cervera, K., Martínez-García, N., Royero-Ibarra, A., & Cahuana-Mojica, A. (2022). Determinación de los índices BMWP/COL,(QBR),(IHF) e ICO en Valledupar, Colombia. *Revista Politécnica*, 18(35), 110-127.

IDEAM (Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales) (2024). Boletín de predicción climática y alerta por fenómenos ENSO en Colombia. IDEAM.
<https://www.ideam.gov.co>

Innis, S, Naiman, R., & Elliott, S. (2000). Indicators and assessment methods for measuring ecological integrity of semi-aquatic environments. *Hydrology and Earth System Sciences*, 4(3), 605–622.

Jin, Z., & Qin, S.(2020). Habitat selection of scaly-sided merganser under multiple area scales in water systems of Poyang Lake, China. *Pakistan Journal of Zoology*, 52(4), 1355-1362.

Landres, P. B., Verner, J., & Thomas, J. W. (1988). Ecological uses of vertebrate indicator species: A critique. *Conservation Biology*, 2(4), 316–328.

Lindenmayer, D. B., & Likens, G. E. (2011). Direct measurement versus surrogate indicator species for evaluating environmental change and biodiversity loss. *Ecosystems*, 14(1), 47–59.



Liu, F., Zi, F., Wang, X., Zeng, H., Huo, B., Wang, C., Ge, J., Chen, S., & Wang, B. (2023).

Assessing the impact of anthropic pressures on aquatic macroinvertebrates: A functional trait approach in the Irtysh River Watershed. *Biology*, 12(10), 1315.

Liu, Y., Tian, Y., Gao, Y., Cui, D., Zhang, W., Jiao, Z., Yao, F., Zhang, Z., & Yang, H. (2022).

The impacts of different anthropogenic disturbances on macroinvertebrate community structure and functional traits of glacier-fed streams in the Tianshan Mountains. *Water*, 14(8), 1298.

MacKenzie, D. I., Nichols, J. D., Lachman, G. B., Droege, S., Royle, J. A., & Langtimm, C. A.

(2002). Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology*, 83(8), 2248–2255.

MacKenzie, D. I., Nichols, J. D., Royle, J. A., Pollock, K. H., Bailey, L. L., & Hines, J. E.

(2006). *Occupancy estimation and modeling: Inferring patterns and dynamics of species occurrence*. Academic Press.

McMullan, M., Quevedo, A., & Donegan, T. M. (2011). *Guía de campo de las aves de*

Colombia. ProAves.

Moffett, G. M. (1970). A study of nesting Torrent Ducks in the Andes. *The Living Bird*, 9, 5–26.



- Múnera, W. (2004). Nuevo registro del Pato de Torrentes (*Merganetta armata colombiana*) en Antioquia y comentarios sobre su distribución en el norte de la Cordillera Central. *Boletín SAO*, 14(26–27), 21–24.
- Munné, A., Solá, C. y Prat, N. (1998). Un índice rápido para la evaluación de la calidad de los ecosistemas de ribera. *Tecnología del Agua*, (175), 20–37.
- Naranjo, L., & Ávila, V. (2003). Distribución habitacional y dieta del Pato de Torrentes (*Merganetta armata*) en el Parque Regional Natural Ucumarí, Cordillera Central de Colombia. *Ornitología Colombiana*, 1, 22–28.
- Naiman, R., Décamps, H., & Pollock, M. (1993). The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity. *Ecological Applications*, 3(2), 209–212
- Nzarora, A., Cocquyt, C., Nzibaza, V., Nsengimana, V., Mugume, P. J., & Kaplin, B. A. (2024). Perceptions and knowledge about the use of biological indicators in freshwater ecosystem monitoring in Rwanda. *African Journal of Aquatic Science*, 1-14.
- Ochoa, E. P. (2014). Aves silvestres como bioindicadores de contaminación ambiental y metales pesados. *CES Salud Pública*, 5(1), 59-69.



- Odume, O. N. (2020). Searching for urban pollution signature and sensitive macroinvertebrate traits and ecological preferences in a river in the Eastern Cape of South Africa. *Ecological Indicators*, 108, 105759.
- Pahl-Wostl, C., Lebel, L., Knieper, C., & Nikitina, E. (2012). From applying panaceas to mastering complexity: Toward adaptive water governance in river basins. *Environmental Science & Policy*, 23, 24–34.
- Pardo, I., Álvarez, M., Casas, J., Moreno, J., Vicas, S., Bonada, N., Alba-Tercedor, J., Jáimez-Cuéllar, P., Moya, G., Prat, N., Robles, S., Suárez, M., Toro, M., & Vidal-Abarca, M. (2002). El hábitat de los ríos mediterráneos: Diseño de un índice de diversidad de hábitat. *Limnética*, 21, 115
- Parra, E. (2014). Aves silvestres como bioindicadores de contaminación ambiental y metales pesados. *Revista CES Salud Pública*, 5(1), 59–69.
- Parrish, J., Braun, J., & Unnasch, R. S. (2003). Are we conserving what we say we are? Measuring ecological integrity within protected areas. *BioScience* 53
- Pérez, L. (2022). Determinación de la influencia de aves silvestres como bioindicadores de calidad de agua en humedales de la Laguna El Tragadero en Acolla – Jauja, 2022 (Tesis de maestría). Universidad Nacional del Centro del Perú.



- Pérez, R. (2019). Caracterización de la calidad ecológica de la ronda hídrica de la quebrada Taruca, municipio de Mocoa (Putumayo). *Suelos Ecuatoriales*, 49(1–2), 75–83.
- Pernollet, C., Pavez, E. & Estades, F. (2013). Habitat selection by Torrent Ducks (*Merganetta armata armata*) in Central Chile: Conservation implications of hydropower production. *Waterbirds*, 36(3), 287–299.
- Poff, N., Allan, J. & Bain, M., (1997). The natural flow regime. *BioScience*, 47(11), 769–784.
- Rahlin, A., Saunders, S., & Beilke, S. (2022). Spatial drivers of wetland bird occupancy within an urbanized matrix in the Upper Midwestern United States. *Ecosphere*, 13(9)
- Ramírez, L. (2012). Distribución, abundancia y características del hábitat del Pato de Torrente (*Merganetta armata*) en el río Quindío (Salento, Quindío, Colombia). *Ornitología Colombiana*, 12, 88.
- Ríos, M., Barletta, M., Arango-Jaramillo, M., & Mancera, N.(2016). The role of the hydrological cycle on the temporal patterns of macroinvertebrate assemblages in an Andean foothill stream in Colombia. *Journal of Limnology*, 75(s1), 107–120.
- Rodríguez, A., Ospina, D., Aldana, M., & Suárez, M.(2023). Impactos de la contaminación socioambiental que afectan la calidad de vida de la invasión las vegas del municipio de



- saldaña-tolima. *Revista Electrónica de Trabajo Social Complejidades Latinoamericanas*, 69.
- Rostgaard, S., & Jacobsen, D. (2005). Respiration rate of stream insects measured in situ along a large altitude range. *Hydrobiologia*, 549, 79–98.
- Sardina, P., Rivera, L., & Politi, N. (2011). Variación de la abundancia del pato de torrente (*Merganetta armata*) y características del hábitat en dos ríos de montaña de la provincia de Jujuy, Argentina. *Ornitología Neotropical*, 22, 589–599.
- Villamarín, C., Prat, N., & Rieradevall, M. (2014). Caracterización física, química e hidromorfológica de los ríos altoandinos tropicales de Ecuador y Perú. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 42(5), 1072–1086.
- Villegas, M., & Garitano, A. (2008). Las comunidades de aves como indicadores ecológicos para programas de monitoreo ambiental en la ciudad de La Paz, Bolivia. *Ecología en Bolivia*, 43(2), 146-153
- Vollmer, D., Shaad, K., Souter, N.J., Farrell, T., Dudgeon, D., Sullivan, C., & Regan, H. (2018). Integración de las dimensiones sociales, hidrológicas y ecológicas de la salud del agua dulce: El Índice de Salud del Agua Dulce. *Science of the Total Environment*, 627, 304-313.



Wang, L.(2024). Integrating aquatic ecological integrity and ecosystem services. Ecological Indicators.