

**PONTIFICIA UNIVERSIDAD CATÓLICA DEL ECUADOR**  
**FACULTAD DE CIENCIAS EXACTAS Y NATURALES**  
**ESCUELA DE CIENCIAS BIOLÓGICAS**

**Efecto de tomas de agua sobre comunidades de macroinvertebrados en dos ríos de una  
cuenca altoandina.**

**Disertación previa a la obtención del título de Licenciado en Ciencias Biológicas**

**Richard Alejandro Suárez Terán**

**Quito, 2021**

**Tabla de Contenidos**

<b>Resumen.....</b>	<b>1</b>
<b>Introducción .....</b>	<b>2</b>
<b>Metodología.....</b>	<b>3</b>
<b>Resultados.....</b>	<b>4</b>
<b>Discusión.....</b>	<b>8</b>
<b>Referencias.....</b>	<b>11</b>

## LISTA DE FIGURAS

- Fig 1.** Mapa topográfico del área de estudio con los 9 sitios de muestreo, dos en el río I y siete en el río J.....4
- Fig 2.** Análisis multidimensional no métrico (NMDS).....7

## LISTA DE TABLAS

<b>Tabla 1.</b> Características físico químicas de los ríos I y J divididas según sitio y fecha de muestreo. El muestreo se realizó en el 2020.....	5
<b>Tabla 2.</b> Abundancia total, riqueza, diversidad de Shannon H y diversidad de Pielou por sitio muestreo.....	6
<b>Tabla 3.</b> Resultados de los análisis SIMPER Y ANOSIM de composición entre la composición de las comunidades de macroinvertebrados. Se muestra los taxones con mayor porcentaje de contribución.....	8

## LISTA DE ANEXOS

<b>Anexo 1.</b> Tabla de taxones con grupos funcionales .....	15
---	----

**Directora:** Fernanda Checa

**Lectores:** Alvaro Barragán

Priscilla Muriel

## REVISTA

Revista de Biología Tropical

## TÍTULO

Effect of water abstraction on macroinvertebrate communities in two rivers of a high Andean basin.

## AUTORES

Richard Suárez Terán<sup>1</sup>

**Email:** [rasuarezt@puce.edu.ec](mailto:rasuarezt@puce.edu.ec)

Verónica Crespo Perez \*

**Email:** [mvcrespo@puce.edu.ec](mailto:mvcrespo@puce.edu.ec)

\*Corresponding autor email: [mvcrespo@puce.edu.ec](mailto:mvcrespo@puce.edu.ec)

## Efecto de tomas de agua sobre comunidades de macroinvertebrados en dos ríos de una cuenca altoandina

Richard Suárez-Terán<sup>1</sup>, Patricio Andino, Verónica Crespo-Perez<sup>1</sup>\*

<sup>1</sup>Laboratorio de Limnología, Museo QCAZ I, Escuela de Ciencias Biológicas, Pontificia Universidad Católica del Ecuador, Av. 12 de Octubre 1076, Apartado: 17-01-2184, Quito, Ecuador; [mvcrespo@puce.edu.ec](mailto:mvcrespo@puce.edu.ec)\*, [rasuarezt@puce.edu.ec](mailto:rasuarezt@puce.edu.ec), [puchitricio@gmail.com](mailto:puchitricio@gmail.com)

\*Autor por correspondencia

**RESUMEN. Introducción:** Los ríos de paramo son la principal fuente de agua para millones de personas. Las captaciones de agua tienen efectos sobre las comunidades de macroinvertebrados que habitan los ríos, alteran regímenes hídricos, térmicos y disminuyen o cambian los hábitats disponibles para la fauna. Se conoce que los afluentes aportan sedimentos, materia orgánica y biota a los ramales principales teniendo un efecto amortiguador ante alteraciones en el flujo natural del río **Objetivos:** Determinar el efecto de las captaciones de agua sobre las características físico-químicas e hidrológicas sobre los ríos de una cuenca altoandina. Analizar la influencia de afluentes, río abajo de las tomas de agua, sobre la recuperación de las características físico-químicas e hidrológicas de los ríos. Determinar el efecto de las captaciones de agua sobre la diversidad y densidad de comunidades de macroinvertebrados acuáticos. Analizar la influencia de afluentes sobre la recuperación de la densidad y diversidad de comunidades de macroinvertebrados acuáticos y su recuperación. **Métodos:** El estudio se realizó alrededor de dos captaciones de agua en el nevado Antisana. En cada sitio se realizó muestreo de macroinvertebrados, toma de datos ambientales. Se realizaron comparaciones entre los sitios antes vs después de las captaciones y antes vs después de los afluentes para determinar los cambios en la composición y diversidad de las comunidades de macroinvertebrados y sobre las condiciones físico-químicas de los ríos. **Resultados:** Los resultados nos muestran que existen diferencias de las condiciones físico-químicas, más no muestran influencia sobre los cambios en las comunidades. Los resultados nos muestran una disminución en la abundancia y riqueza de especies después de las captaciones de agua, aunque no existen diferencias significativas en la composición de las comunidades. Se

observa después del primer incremento en la dominancia y después del segundo aumenta la equidad, abundancia y riqueza de taxones. Sin embargo, no encontramos diferencias significativas en la composición de las comunidades, a pesar de que los afluentes contribuyen con varios taxones a las ramas principales. **Conclusión:** Las captaciones tienen un efecto leve sobre las características físico-químicas de los ríos estudiados y sobre las comunidades de macroinvertebrados y los afluentes ayudan a reestablecer las condiciones bióticas y abióticas del río. Se recomienda realizar más estudios del tema para poder determinar los efectos sobre los ríos.

**Palabras clave:** Afluentes, Antisana, captaciones de agua, macroinvertebrados, ríos de páramo

**Número de palabras:** 2531

## Introducción

A lo largo de su recorrido, los ríos presentan cambios longitudinales en su hidrología y geomorfología, así como en la composición de comunidades bióticas que habitan en ellos (Cauvy-Fraunié et al., 2014). Los principales cambios a lo largo de los ríos se producen debido a cambios en la altitud y la geología, los cuales, influyen en características como el caudal, la temperatura y la disponibilidad de oxígeno. En zonas montañosas los ríos suelen ser de primer orden y poseer pendientes de gran inclinación, alta concentración de oxígeno disuelto en agua, nivel de caudal dependiente del tiempo o glaciar, sustrato principal de grava y roca madre, A medida que se desciende en altitud, los ríos suelen tener mayor orden, se tornan más anchos, pendientes de menor inclinación, caudal con mayor estabilidad. Estos cambios ambientales producen diferencias en la abundancia y composición de la vegetación y la fauna a lo largo de los ríos. Estudios previos en los Andes de Ecuador encontraron que familias de moscas de mayo (Insecta: Ephemeroptera) presentan una distribución limitada altitudinalmente por cambios en el río como saturación de oxígeno, velocidad de corriente y temperatura (Crespo-Pérez et al., 2016; Jacobsen et al., 2010).

Los ríos de montaña son la principal fuente de agua para millones de personas y son cabeceras de ríos más grandes, aguas abajo. Estos ríos albergan comunidades acuáticas que realizan diversos procesos ecológicos, como procesamiento de la materia orgánica y reciclaje de nutrientes, cruciales para la provisión de servicios ambientales, como purificación y disponibilidad de agua (Cárdenas & Dangles, 2012; Crespo-Pérez et al., 2020; Milner et al., 2019). Actividades humanas en estos ríos, como tomas de agua para consumo o riego pueden afectar al flujo de agua y sedimentos, alterar regímenes hídricos y térmicos, y disminuir o cambiar los hábitats disponibles para la fauna (Bruno et al., 2010). Estos cambios tendrían, a su vez, impacto sobre la abundancia, diversidad y composición de las comunidades residentes y probablemente también sobre procesos y servicios ecosistémicos (Armitage & Petts, 1992b; Brooks, Bray, Nichols, Shenton, Kaserzon, Nally, et al., 2021; Guevara-Mora et al., 2016).

La respuesta de los ecosistemas lóticos a cambios ambientales depende de dos factores: i) su resiliencia (habilidad de recuperarse después de disturbios) y ii) su resistencia (habilidad de mantenerse durante los disturbios), ambos estrechamente relacionados con la diversidad taxonómica y funcional de las comunidades locales (Leigh et al., 2016). Además, cuando un cuerpo de agua sufre el mismo cambio múltiples veces en el tiempo, es posible que las poblaciones se adapten para resistir o recuperarse ante los impactos (Leigh et al., 2016). Estudios previos sugieren que los macroinvertebrados de ríos de alta montaña poseen características que les brindan un alto grado de resiliencia, como un tamaño reducido y ser generalistas de hábitat y de resistencia, como adherencia al sustrato, preferencia por corrientes rápidas, que les permiten adaptarse a condiciones ambientales fluctuantes (Cauvy-Fraunié et al., 2014; Crespo-Pérez et al., 2020; Füreder, 2007).

Es bien entendido que los afluentes producen también cambios físico-químicos y bióticos en los ramales principales, gracias al aporte de agua, sedimentos y biota (S. P. Rice et al., 2001; Roy & Bergeron, 1990). Adicionalmente, pueden producir un efecto amortiguador ante cambios ambientales (Katano et al., 2009), como los ligados a las abstracciones de agua. Estas últimas

producen impactos sobre las comunidades acuáticas, con posibles efectos sobre la disponibilidad de agua pura para consumo humano (Ragetti et al., 2016). Investigaciones acerca de la influencia de afluentes después de alteraciones puntuales han revelado que estos atenúan los cambios biológicos asociados a la alteración e incrementan la densidad y riqueza de macroinvertebrados del río principal (Katano et al., 2009). Lamentablemente, se conoce muy poco acerca de las respuestas de ríos tropicales, y aún menos de ríos de páramo, a la extracción de agua y a al efecto de afluentes debajo de captaciones, a pesar de que las presiones para garantizar el acceso a agua potable a una creciente población humana son cada vez más altas (Guevara-Mora et al., 2016). Esta investigación busca determinar el impacto de las captaciones de agua sobre las características abióticas y bióticas de dos ríos de una cuenca altoandina. Además, evaluamos si los afluentes producen un efecto amortiguador en los cambios producidos por una de las captaciones.

### Metodología

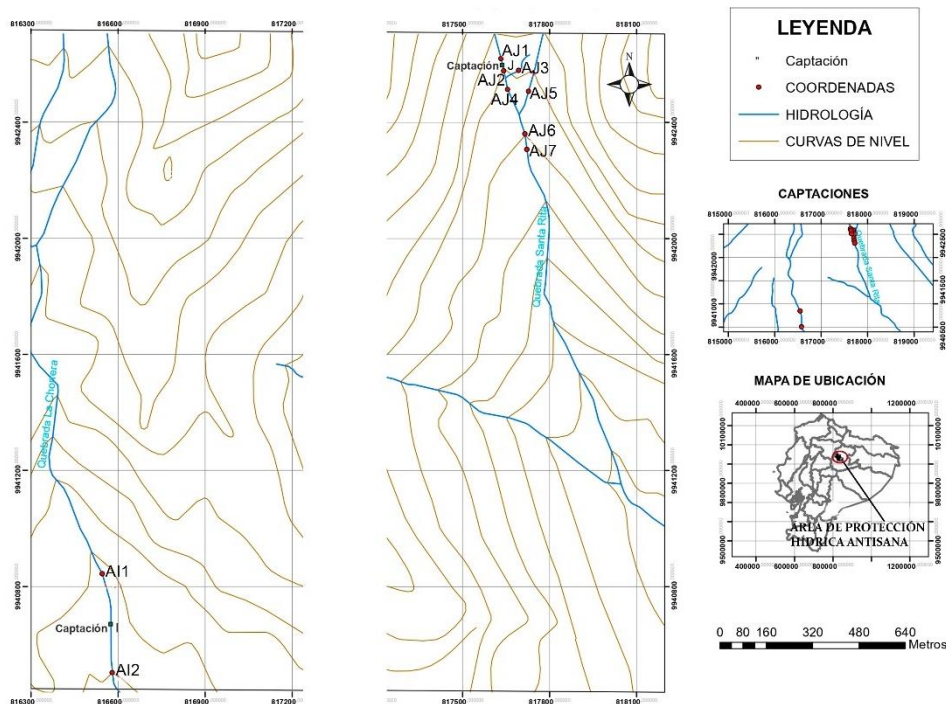
**Sitio de estudio:** La investigación se realizó en el Área de Conservación Hídrica Antisana (ACHA), ubicada en la cordillera oriental de los Andes Ecuatorianos, provincia del Napo (0°28'S, 78°09'W, 5 760 m.a.s.l.), cuyos ríos aportan agua al sur de Quito (Empresa Pública Metropolitana de Agua Potable y Saneamiento, 2020). El estudio se enfocó en dos ríos (I y J) ubicados en la cara sur del volcán Antisana. Ambos ríos albergan captaciones de agua manejadas por la Empresa Pública Metropolitana de Agua Potable y Saneamiento de Quito (Fig. 1). En el río J (ubicado a 4175 m snm, 0°32'13.3"S 78°09'07.8"W) seleccionamos cinco sitios de muestreo: uno antes de la captación (AJ1) y el resto río debajo de la captación, antes y después de dos afluentes (AJ2, AJ4, AJ6 y AJ7). Además, seleccionamos un sitio en cada uno de dos afluentes que confluyen con el río J (AJ3 y AJ5). En el río I (ubicado a 4108 m snm, 0°32'15.6"S 78°09'17.1"W) seleccionamos solo dos puntos, uno antes (AI1) y otro después de la captación (AI2). Este río carece de afluentes en la zona estudiada. El clima y las condiciones ambientales son similares en ambas captaciones, cambian estacionalmente con un máximo de precipitación entre los meses de abril-junio (Sklenář et al., 2015), produciendo variaciones en la descarga, temperatura, profundidad y comunidades de los ríos.

**Medición de variables ambientales:** En cada sitio y fecha (ver abajo) se tomaron datos físico-químicos y ambientales, incluyendo la temperatura y la conductividad del agua con un medidor multiparamétrico YSI Pro 30, la concentración y saturación de oxígeno disuelto con un medidor Hach HQ30D, la turbidez con un medidor Hach 2100Q y el pH con un Echtech pH 100.

**Recolección de macroinvertebrados:** En los nueve sitios de estudio tomamos muestras de macroinvertebrados en enero y octubre de 2020. En cada sitio y fecha, se recolectaron cinco muestras cuantitativas de macroinvertebrados acuáticos con red Surber (500 cm<sup>2</sup>, tamaño de poro 200  $\mu$ ) de manera aleatoria en sustratos entre roca, piedra, grava, granito, canto, arena. Las muestras fueron preservadas en alcohol al 70% y transportadas al Laboratorio de Limnología de la Pontificia Universidad Católica del Ecuador. En el laboratorio se filtró las muestras en un cedazo (tamaño de poro 200  $\mu$ m) y se separó los macroinvertebrados de la materia orgánica y se identificaron, contaron y determinó grupos funcionales con la ayuda de un estereoscopio marca Olympus, utilizando claves taxonómicas relevantes (Dominguez & Fernández, 2009; Hamerlik et al., 2018; Prat et al., 2011)

**Análisis estadísticos:** Para describir la variación de los datos ambientales primero se realizó test de normalidad a las variables, se determinó diferencias usando la prueba T student, variables paramétricas y Willcoxon, variables no paramétricas. Para describir los patrones de diversidad se calcularon dos niveles de diversidad:  $\alpha$  y  $\beta$ . La diversidad alfa (local) se calculó como la riqueza taxonómica (número de taxones), diversidad de Shannon- Weaver y Pielou evenness. Para la diversidad beta, corrimos un escalamiento multidimensional no métrico (NMDS por sus siglas en inglés), basado en la distancia de Bray-Curtis (9999 permutaciones), sobre los datos de abundancia relativa de cada taxón por sitio, para evaluar las diferencias en la composición taxonómica entre los sitios de estudio. Específicamente, comparamos la composición de las comunidades antes y después de las captaciones (ríos I y J) y entre el río principal y sus afluentes

(río J). El NMDS fue complementado con un análisis de similitud (ANOSIM) que probó la hipótesis de que la similitud dentro de los grupos es igual a la similitud entre grupos. Este análisis arroja el estadístico R que indica el grado de separación entre los grupos, donde un valor de cero significa que no hay separación y un valor de uno significa que hay total separación. Para evaluar el porcentaje de separación entre los grupos y qué taxones contribuyen esta separación utilizamos un análisis de porcentaje de similitud (SIMPER), basado también en el índice Bray-Curtis. Los análisis estadísticos se realizaron con los paquetes “BiodiversityR”, “GGally” y “vegan” del programa estadístico R (R version 4.0.2)



**Fig. 1.** Mapa topográfico del área de estudio con los nueve sitios de muestreo, dos en el río I y siete en el río J.

## Resultados

### Influencia de las captaciones y afluentes sobre las características físico químicas de los ríos

En el río I las condiciones ambientales tienen poca variación entre los sitios que se encuentran antes y después de la captación. Los cambios más notorios son ligera acidificación en el pH del agua, reducción del oxígeno disuelto en el agua (-1 mg/l) e incremento de la temperatura (+2 °C). En el río J las condiciones ambientales tienen cambios notorios entre los sitios que se encuentran antes y después de las captaciones. Las condiciones con mayor cambio son Turbidez que muestra un gran incremento (+37.1 ntus), conductividad que muestra incremento de (+5  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) y acidificación del pH del agua (Tabla 1).

En el río J después del primer afluente las condiciones que muestran cambios notorios (después de la captación vs después del primer afluente) son incremento de turbidez (+8 ntus), conductividad que según la fecha de muestreo incrementa o baja (enero - 7  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , octubre +3  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ). Después del segundo afluente en comparación con el sitio después del primer afluente la disminución de la turbidez (- 44.65 ntus) en enero, en octubre se mantiene estable y gran incremento de la conductividad (+ 67  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) (Tabla 1). En el río J comparando el sitio antes de la captación y el último sitio de muestreo después del segundo afluente se puede observar que los valores que toman las características físico químicas son similares en todas las variables, excepto la conductividad en la cuál es notorio un incremento (+ 65  $\mu\text{S}/\text{cm}$  Enero y + 60  $\mu\text{S}/\text{cm}$  Octubre)

(Tabla 1). Los resultados muestran diferencias entre las dos fechas de muestreo para las variables ambientales, (T student. oxígeno  $p = 1.405 \times 10^{-25}$ , conductividad  $p = 7.322 \times 10^{-8}$ , pH  $p = 4.288 \times 10^{-22}$ , temperatura  $w = 59$   $p = 0.111$ ), el test no paramétrico (Willcoxon. Turbidez  $w = 66$ ,  $p = 0.024$ ). Los resultados muestran temporalidad en las características físico químicas en los ríos.

En el análisis de vectores ningún parámetro es significativamente distinto entre los sitios (resultados no mostrados).

**Tabla 1.** Características físico químicas de los ríos I y J divididas según sitio y fecha de muestreo. El muestreo se realizó en el 2020.

SITIO	Tipo	Turbidez ntu		Conductividad $\mu\text{S/cm}$		Temperatura $^{\circ}\text{C}$		Ph		Oxígeno mg/l	
		Enero	Octubre	Enero	Octubre	Enero	Octubre	Enero	Octubre	Enero	Octubre
Fecha											
AI1	Antes	9.8	8.34	30.9	27.7	11.0 1	6.6	7.52	7.57	6.96	7.46
AI2	Después	9.96	8.86	31.2	28.4	11.1	8.8	7.36	7.21	6.97	6.9
AJ1	Antes	5.5	4.02	52.8	55.7	7.8	5.3	6.5	7.36	7.29	7.84
AJ2	Después	42.6	3.21	57.1	54.3	8.2	6.5	6.99	6.85	6.88	7.39
AJ3	Afluente 1	4.19	8.4	47.3	54.2	8.1	7.6	8.2	7.75	7.3	7.37
AJ4	Después del Afluente 1	50.4	3.08	52.2	57	8.2	8.3	6.94	6.86	6.98	7.11
AJ5	Afluente 2	4.41	1.81	95.6	95.2	9.6	8.3	7.05	8.28	6.92	7.3
AJ6	Después del Afluente 2	5.25	1.78	89.2	97	11.4	9.8	7.5	7.7	6.69	7.05
AJ7	Después del Afluente 2	5.75	1.79	118. 6	124.8	10.3	9.7	7.37	7.16	6.88	7.24

## Estructura de las comunidades de macroinvertebrados

En total registramos 7602 especímenes de macroinvertebrados, agrupados en 12 órdenes y 35 taxones. De estos, 13 taxones pertenecen al orden Diptera (5 de los cuales son de la familia Chironomidae). 6 al orden Coleóptera, 6 a Trichoptera y 1 a Ephemeroptera, Plecóptera, Tricladida, Collembola, Anphipoda, Trombidiformes, Oligoqueta, Rhynchobdellida, Lumbriculidae. Divididas en 6 grupos funcionales triturador, colector, filtrador, depredador, detritívoro, raspador (Anexo 1). El sitio con mayor abundancia fue AJ4 (1383) y el de menor AI2 (105). El sitio con mayor riqueza taxonómica fue AJ7 (21) y el de menor AI2 (9) (Tabla 2).

Los resultados mostraron una disminución general de la abundancia y la riqueza entre los puntos antes y después de las captaciones (Tabla 2). Por ejemplo, la reducción de la abundancia en enero del 2020 de AI1 263 vsv AI2 40. En cuanto a los índices de diversidad existen resultados que son distintos entre cada índice. Según el índice de Shannon H en enero la diversidad después de la captación disminuye y en octubre incrementa. Sin embargo, Pielou J nos dice que después de la captación la equidad aumenta en octubre y en enero para el río J, para el río I en enero la dominancia se incrementa después de la captación. La composición de las comunidades difirió significativamente entre los dos ríos estudiados (I vs. J, Fig. 2, ANOSIM:  $R = 0.980$ ,  $p = 0.03$ ), pero no entre los puntos antes y después de las captaciones.

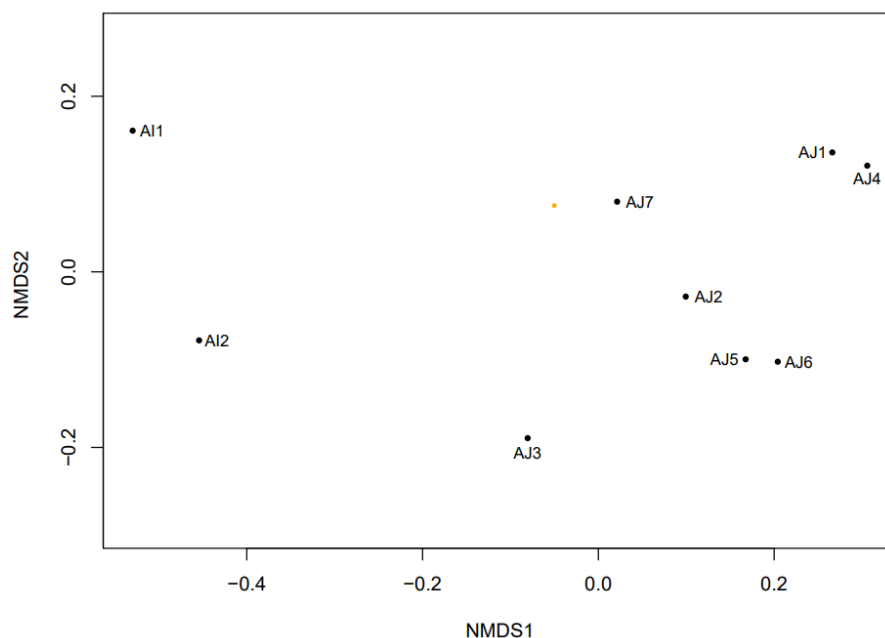
**Tabla 2.** Abundancia total, riqueza, diversidad de Shannon H y diversidad de Pielou J por fecha y sitio de muestreo. El muestreo fue realizado en el año 2020.

Sitio	Tipo	Abundancia			Riqueza			Shannon H		Pielou J	
		Ener	Octubr	Tota	Ener	Octubr	Tota	Ener	Octubr	Ener	Octubre
Fecha											
AI1	Antes	263	212	474	15	12	16	1.838	1.307	0.678	0.526
AI2	Después	40	68	105	5	8	9	1.040	1.939	0.646	0.932
AJ1	Antes	161	630	783	13	15	19	1.667	0.883	0.649	0.326
AJ2	Después	25	218	152	8	13	12	1.406	1.588	0.676	0.619
AJ3	Afluyente	558	391	934	17	22	20	1.973	2.114	0.696	0.684
AJ4	Después del Afluyente	120	1271	1383	17	15	18	2.172	0.489	0.766	0.180
AJ5	Afluyente	635	770	893	17	20	20	1.587	1.385	0.560	0.462
AJ6	Después del Afluyente	328	816	938	14	16	20	1.756	1.203	0.665	0.434
AJ7	Después del	535	561	914	19	17	21	1.768	1.619	0.600	0.571

Las comunidades de macroinvertebrados de las dos fechas estudiadas tuvieron un porcentaje de disimilitud de 28.18 entre los puntos antes y después de la captación en el río I (AI1 vs AI2, ANOSIM  $p=0.661$ ,  $R=0$  de Bray-Curtis= 0.342) Los taxones que más contribuyeron a las diferencias entre los puntos antes y después de la captación del río I fueron Anomalocosmoecus, Hydracarina y Atopsyche (Tabla 3). Los taxones que desaparecen después de la captación Hydracarina, Curculionidae, Collembola, Podonomus, Simulium, Andesiops, Lumbriculidae, Claudioperla, Atopsyche, Anomalocosmoecus, Hirudinea y aparecen dos taxones Molophilus e Hirudinea.

Las comunidades de macroinvertebrados de las dos fechas estudiadas tuvieron un porcentaje de disimilitud de 38.21 entre los puntos antes y después de la captación en el río J (AJ1 vs AJ2, ANOSIM  $p=0.667$ ,  $R=-0.25$  de Bray-Curtis= 0.367). Los taxones que más contribuyeron a las diferencias entre los puntos antes y después de la captación del río J fueron Hirudinea, Neoplasta, Podonomus (Tabla 3).. Los taxones que desaparecen después de la captación son Paltostoma, Parochlus, Podonomus, Neoplasta, Neoelmis, Lumbriculidae, Atopsyche, Hirudinea, Staphylinidae, Claudioperla y aparecen 3 taxones Scirtes, Molophilus y Tanypodinae.

Los resultados mostraron un incremento general de la abundancia y la riqueza entre los puntos después de la captación y después de los afluentes (Tabla 2). Por ejemplo, el incremento de la abundancia en enero del 2020 de AJ2 25 vs AJ7 535 y de riqueza AJ1 8 vs AJ7 19. En cuanto a los índices de diversidad existen resultados que son distintos entre cada índice. Según el índice de Shannon H después del primer y segundo afluente existe un incremento de la diversidad en ambas fechas. Sin embargo, Pielou J muestra un incremento de la equidad después del primer afluente y después del segundo afluente valores similares al sitio previo a la captación (Tabla 2).



**Fig 2.** Escalamiento multidimensional no paramétrico (NMDS) ordenamiento basado en la distancia de Bray-Curtis de la diversidad relativa. Stress bajo 0.0126. Los círculos negros representan los puntos de muestreo.

Las comunidades de macroinvertebrados de las dos fechas estudiadas tuvieron un porcentaje de disimilitud de 34.33 entre los puntos después de la captación y después del primer afluente en el río J (AJ2 vs AJ4, ANOSIM  $p=0.661$ ,  $R=0$  de Bray-Curtis= 0.385). Los taxones que más contribuyeron a las diferencias entre los puntos después de la captación y después del primer afluente del río J fueron Podonomus, Neoplasta, Neoelmis (Tabla 3).. Los taxones que se registran en el sitio después del primer afluente que no se encontraban después de la captación son Neoelmis, Paltostoma, Diamesinae, Parochlus, Podonomus, Tanypodinae, Neoplasta, Claudioperla y Atopsyche y desaparece un taxón Lumbriculidae.

Las comunidades de macroinvertebrados de las dos fechas estudiadas tuvieron un porcentaje de disimilitud de 29.66 entre los puntos después de la captación y el primer punto después del segundo afluente en el río J (AJ2 vs AJ6, ANOSIM  $p=0.655$ ,  $R=-0.25$  de Bray-Curtis= 0.245). Los taxones que más contribuyeron a las diferencias entre los puntos después de la captación y el primer punto después del segundo afluente del río J son Orthocladiinae, Andesiops, Diamesinae (Tabla 3).

El porcentaje de disimilitud de 30.15 entre los puntos después de la captación y el segundo punto después del segundo afluente en el río J (AJ2 vs AJ7, ANOSIM  $p=0.669$ ,  $R=0$  de Bray-Curtis= 0.242). Los taxones que más contribuyeron a las diferencias entre los puntos después de la captación y el segundo punto después del segundo afluente del río J son Palpomyia, Andesiops, Orthocladiinae (Tabla 3). Los taxones que se registran en los sitios después del segundo afluente que no se encontraban después de la captación y del primer afluente son Hydracarina, Saphylinidae, Tanynarsin, Lumbriculidae, Paltostoma, Tanynarsin, Limonia y Claudioperla.

**Tabla 3.** Resultados de los análisis SIMPER de composición entre la composición de las comunidades de macroinvertebrados. Se muestra los taxones con mayor porcentaje de contribución.

Sitios	Taxa más discriminante	SIMPER			ANOSIM	
		Porcentaje Contribución	Porcentaje acumulativo	Porcentaje general de disimilitud	R	P
AI1 vs. AI2	Anomalocosmoecus	12.5	12.5			
	Hydracarina	12.5	25.01	28.18	0	0.661
	Atopsyche	12.5	37.51			
AJ1 vs. AJ2	Hirudinea	11	11			
	Neoplasta	11	22	38.21	-0.25	0.677
	Podonomus	11	33			
AJ2 vs. AJ3	Podonomus	10.45	10.45			
	Claudioperla	10.45	20.9	46.09	0.75	0.336

	Neaelmis	10.45	31.36			
AJ2 vs. AJ4	Podonomus	13.38	13.38			
	Neoplasta	13.38	26.76	34.33	0	0.661
	Neaelmis	13.38	40.14			
AJ4 vs. AJ5	Claudioperla	10.77	31.02			
	Parochlus	10.21	51.44	31.1	-0.25	1
	Paltostoma	10.05	61.48			
AJ2 vs. AJ6	Orthoclaadiinae	26.31	26.31			
	Andesiops	23.51	49.82	29.66	-0.25	0.655
	Diamesinae	10.83	60.65			
AJ2 vs. AJ7	Palpomyia	25.6	25.6			
	Andesiops	14.22	39.81	30.15	0	0.669
	Orthoclaadiinae	13.76	53.57			
AJ7 vs. AJ1	Andesiops	27.54	27.54			
	Palpomyia	21.72	49.52	36.27	0.25	0.663
	Orthoclaadiinae	10.99	60.24			

### Discusión y conclusiones

El presente proyecto buscó entender los efectos de las captaciones de agua y de los afluentes en las características abióticas y bióticas de dos ríos en la cara sur del volcán Antisana. Específicamente, comparamos las características físico-químicas y la composición de comunidades de macroinvertebrados en puntos antes y después de dos captaciones y antes y después de dos afluentes.

#### **Influencia de las captaciones y los afluentes sobre las características físico químicas de los ríos**

Los resultados no mostraron cambios notorios de ningún factor ambiental en los dos ríos, antes y después de las captaciones. Solo la turbidez varió significativamente en el río J, en enero 2020, con un incremento de 37.1 ntus en entre AJ1 y AJ2. Esto podría deberse a la acumulación de

sustrato fino, plankton y materia orgánica fina. Estudios previos muestran que estos elementos suelen acumularse río abajo de captaciones de agua o represas (Brooks, Bray, Nichols, Shenton, Kaserzon, Mac, et al., 2021; Katano et al., 2009; Neachell, 2014). Estudios previos han encontrado que la presencia de captaciones producen una disminución en la concentración de oxígeno, caudal y conductividad (Dewson et al., 2007; Guevara-Mora et al., 2016; Milner et al., 2019). La falta de variación en los parámetros ambientales observada en este estudio podría deberse a que solamente se tomaron datos puntuales en dos momentos del año. Para una mejor comprensión de los efectos de captaciones deberían tomarse datos continuamente, en varios momentos en el año (Armitage & Petts, 1992a; Arroita et al., 2015; Brooks et al., 2011; Brooks, Bray, Nichols, Shenton, Kaserzon, Mac, et al., 2021; Guevara-mora et al., 2016; Katano et al., 2009). Por ejemplo, para determinar el efecto de abstracciones de agua en Oria y Urumea, España, midieron temperatura, oxígeno disuelto y pH durante 3 meses, cada dos semanas (Arroita et al., 2015). Adicionalmente, incluir en los estudios mediciones de caudal y tipo de sustrato podría también ayudar a evidenciar efectos de las captaciones sobre las características hidrológicas de los ríos (Brooks et al., 2011; Katano et al., 2009).

Los resultados muestran que en el río J los afluentes tienen un efecto que cambia las condiciones físico-químicas. La turbidez incrementa después del primer afluente y después del segundo recupera las condiciones iniciales del río. La conductividad se incrementa notoriamente después del primer afluente y después del segundo se duplica con respecto al punto después de la captación AJ2 vs AJ4 y AJ7. Los cambios en las condiciones ambientales después de los afluentes se pueden ver como consecuencia del ingreso de sedimentos y volumen de agua, así modifican el tipo de sustrato del río; no se puede generalizar el efecto de los afluentes sobre las condiciones ambientales (S. Rice, 1998; S. P. Rice et al., 2001). Los cambios ambientales son diferentes entre los sitios, lo cual dificulta establecer un tipo de respuesta general para todos los sitios de muestreo y en general para todos los ríos, el no poder determinar un patrón puede ser consecuencia de que se midieron solo dos veces cada variable físico químicas. Para determinar un tipo de respuesta en el ramal principal del río se requiere tomar mayor cantidad de muestras durante periodos de tiempo más extensos (Katano et al., 2009; Milner et al., 2019; S. Rice, 1998; S. P. Rice et al., 2001). Como se puede observar en Sierra Nevada, USA, en donde se mide velocidad, descarga, temperatura, concentración de oxígeno y pH durante 4 meses, de manera periódica y diaria según el parámetro (Milner et al., 2019).

### **Influencia de las captaciones y los afluentes sobre las comunidades de macroinvertebrados**

Los resultados mostraron una disminución generalizada de la abundancia y riqueza después de ambas captaciones. Estos resultados coinciden los de diversos autores que mencionan que bajo un daño la abundancia suele incrementar acompañada de disminución de la riqueza; pero, la riqueza puede disminuir o mantenerse según el tipo de daño y las condiciones específicas del río (Blöcher et al., 2020; Bruno et al., 2010; Dewson et al., 2007; Katano et al., 2009; Neachell, 2014).

En los trópicos los efectos de las captaciones de agua sobre la diversidad de macroinvertebrados varían mucho según el régimen y tipo de extracción de agua; a diferencia de las áreas templadas donde existen regímenes temporales marcados, en el cual existe acumulación de abundancia en áreas de impacto y se pueden realizar predicciones (Brooks et al., 2011; Dewson et al., 2007; Guevara-Mora et al., 2016; White et al., 2017). Se conoce que las comunidades de macroinvertebrados se ven mayormente afectadas en épocas de sequía donde el flujo de agua se reduce y existen cambios importantes en las condiciones de los ríos (Jerves-Cobo et al., 2018).

El estudio no registra cambios de gran magnitud en los índices de diversidad después de las captaciones, en el caso de la diversidad de Pielou se registró incremento de equidad después de las captaciones, como se observa en octubre en el sitio AI2. Esto se puede ser debido a la reducción de taxones e incremento de abundancia de cada taxón restante en los sitios. los estudios nos dicen que después de las captaciones de agua existe una reducción importante de la diversidad alfa en los sitios de muestreo (Bruno et al., 2010; Katano et al., 2009; Miller et al., 2007)

La tolerancia de las comunidades de macroinvertebrados afectadas por captaciones de agua se debe a su organización, existen condiciones y estructuras de comunidades que brindan alta resistencia a los ecosistemas (Brooks, Bray, Nichols, Shenton, Kaserzon, Mac, et al., 2021; Miller et al., 2007). Los taxones que desaparecen en mayor cantidad después de la captación en ambos ríos son trituradores, filtradores, colectores y depredadores. La reducción de la abundancia y riqueza se puede explicar por la reducción de hábitats para taxones especialistas (Guevara-mora et al., 2016; Katano et al., 2009; King et al., 2015). Los resultados están de acuerdo con los grupos funcionales que suelen desaparecer después de una discontinuidad (Brooks et al., 2011; Katano et al., 2009; Miller et al., 2007; Neachell, 2014). Pero, al ser estudios en otras regiones no se repiten los mismos taxones, se puede decir que los hábitats después de captaciones de agua son similares en las distintas áreas geográficas.

Según estudios previos los afluentes atenúan efectos biológicos en los ecosistemas, ya que tienen la capacidad de restituir las condiciones ambientales y con ellas la diversidad y composición de comunidades en el río principal, esto se debe al ingreso lateral de sedimentos y biota. (Katano et al., 2009; Milner et al., 2019). Los afluentes modifican el sustrato que a su vez cambia la diversidad de macroinvertebrados que habitan en el río (Katano et al., 2009; Milner et al., 2019; S. Rice, 1998). De hecho, nuestros resultados sugieren que los afluentes sí ayudan a recuperar la abundancia y riqueza taxonómica del río J después de la captación. En términos de diversidad alfa el primer afluente incrementa la dominancia de taxones como Andesiops, Orthoclaadiinae, Scirtes, Palpomyia y el segundo afluente ayuda a recuperar la equidad. Manteniendo dominancia los taxones Andesiops, Orthoclaadiinae, Palpomyia. Los taxones que presentan dominancia después de los afluentes son parte de los órdenes que se presentan en ríos de poca intervención, alta oxigenación e indican buen funcionamiento de sistemas fluviales (Bonada et al., 2006; Díaz-Rojas et al., 2020; Sandoval et al., 2021).

Usualmente, la densidad de macroinvertebrados incrementa después de la confluencia con un afluente posterior a una afección antrópica en los ríos y en algunos casos los afluentes causan reducción de la diversidad total (Armitage & Petts, 1992b; Katano et al., 2009). Existen tres explicaciones de porque los afluentes muestran el incremento de diversidad en el río principal i) se amplían los nichos y hábitats disponibles ii) se incrementa la disponibilidad de recursos, unión de fauna y flora del afluente, el daño y el río principal. iii) La migración de macroinvertebrados está limitada por una afección que genera barreras migratorias (Armitage & Petts, 1992b; S. P. Rice et al., 2001; Svendsen et al., 2009).

Según el estudio realizado se sugiere que el sistema de captación de agua de los ríos I y J regulado por la Empresa Pública Metropolitana de Agua Potable y Saneamiento de Quito, tiene un régimen de extracción que permite que las comunidades de macroinvertebrados y condiciones ambientales se autorregulen. Que los afluentes tengan un efecto amortiguador de recuperación e incremento de diversidad después de las captaciones y modifican las condiciones ambientales del río principal. Los ríos I y J poseen una alta resistencia y resiliencia ante los cambios antrópicos a los que están sometidos. Con esto se concluye que es de suma importancia realizar estudios a largo plazo para poder determinar el efecto de las captaciones de agua en los ríos altoandinos. También se sugiere realizar más estudios sobre el efecto de captaciones de agua y afluentes sobre las comunidades de macroinvertebrados y condiciones ambientales ya que, existe un déficit de información sobre el tema en el neotrópico.

## Agradecimientos

Agradecemos a todas las personas que apoyaron esta investigación en el trabajo de campo, laboratorio y redacción. Un especial agradecimiento al laboratorio de limnología de la PUCE y al museo QCAZ Invertebrados. Al Fondo para Protección del Agua FONAG y la Empresa Pública Metropolitana de Agua Potable y Saneamiento de Quito EPMAPS. A la Lic. Gabriela Rivadeneira, Mtr. Rodrigo Espinoza Carlos Largo, Ing. Esteban Brborich, Laura Bedoya, Lic. Galilea Orellana, Lic. Isaac Ñacata, Melanie Herrera, Gabriel Alejandro, Ariana Sanchez, Andrea Vaca y a mi familia que me ha apoyado para poder realizar esta investigación. Al Mtr. José Delgado y al Área de Conservación Hídrica Antisana por garantizar la seguridad y el acceso para poder realizar esta investigación. Permiso de investigación MAE N° 32-19-IC-FAU/FLO-DPAN/MA

## Referencias

- Armitage, P. D., & Petts, G. E. (1992a). Biotic score and prediction to assess the effects of water abstractions on river macroinvertebrates for conservation purposes. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 2(1), 1–17. <https://doi.org/10.1002/aqc.3270020102>
- Armitage, P. D., & Petts, G. E. (1992b). *Bwtk score and prediction to assess the effects*. 2(December 1991), 1–17.
- Arroita, M., Aristi, I., Díez, J., Martínez, M., Oyarzun, G., & Elozegi, A. (2015). Impact of water abstraction on storage and breakdown of coarse organic matter in mountain streams. *Science of the Total Environment*, 503–504, 233–240. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.06.124>
- Blöcher, J. R., Ward, M. R., Matthaei, C. D., & Piggott, J. J. (2020). Multiple stressors and stream macroinvertebrate community dynamics: Interactions between fine sediment grain size and flow velocity. *Science of the Total Environment*, 717, 137070. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137070>
- Bonada, N., Prat, N., Resh, V. H., & Statzner, B. (2006). Developments in aquatic insect biomonitoring: A comparative analysis of recent approaches. *Annual Review of Entomology*, 51, 495–523. <https://doi.org/10.1146/annurev.ento.51.110104.151124>
- Brooks, A. J., Bray, J., Nichols, S. J., Shenton, M., Kaserzon, S., Mac, R., & Kefford, B. J. (2021). *Sensitivity and specificity of macroinvertebrate responses to gradients of multiple agricultural stressors*. 291(August).
- Brooks, A. J., Bray, J., Nichols, S. J., Shenton, M., Kaserzon, S., Nally, R. Mac, & Kefford, B. J. (2021). Sensitivity and specificity of macroinvertebrate responses to gradients of multiple agricultural stressors. *Environmental Pollution*, 291(June), 118092. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118092>
- Brooks, A. J., Chessman, B. C., & Haeusler, T. (2011). Macroinvertebrate traits distinguish unregulated rivers subject to water abstraction. *Journal of the North American Benthological Society*, 30(2), 419–435. <https://doi.org/10.1899/10-074.1>
- Bruno, M. C., Maiolini, B., Carolli, M., & Silveri, L. (2010). Short time-scale impacts of hydropeaking on benthic invertebrates in an Alpine stream (Trentino, Italy). *Limnologica*, 40(4), 281–290. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2009.11.012>
- Cárdenas, R. E., & Dangles, O. (2012). Do canopy herbivores mechanically facilitate subsequent litter decomposition in soil? A pilot study from a Neotropical cloud forest. *Ecological Research*, 27(5), 975–981. <https://doi.org/10.1007/s11284-012-0979-8>

- Cauvy-Fraunié, S., Espinosa, R., Andino, P., Dangles, O., & Jacobsen, D. (2014). Relationships between stream macroinvertebrate communities and new flood-based indices of glacial influence. *Freshwater Biology*, 59(9), 1916–1925. <https://doi.org/10.1111/fwb.12395>
- Crespo-Pérez, V., Andino, P., Espinosa, R., Dangles, O., & Jacobsen, D. (2016). The altitudinal limit of Leptohyphes Eaton, 1882 and Lachlania Hagen, 1868 (Ephemeroptera: Leptohyphidae, Oligoneuriidae) in Ecuadorian Andes streams: searching for mechanisms. *Aquatic Insects*, 37(1), 69–86. <https://doi.org/10.1080/01650424.2015.1109128>
- Crespo-Pérez, V., Dangles, O., Ibarra, C., Espinosa, R., Andino, P., Jacobsen, D., & Cauvy-Fraunié, S. (2020). Functional structure and diversity of invertebrate communities in a glacierised catchment of the tropical Andes. *Freshwater Biology*, 65(8), 1348–1362. <https://doi.org/10.1111/fwb.13504>
- Dewson, Z. S., James, A. B. W., & Death, R. G. (2007). Invertebrate responses to short-term water abstraction in small New Zealand streams. *Freshwater Biology*, 52(2), 357–369. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2006.01682.x>
- Díaz-Rojas, C. A., Motta-Díaz, Á. J., & Aranguren-Riaño, N. (2020). Estudio de la diversidad taxonómica y funcional de los macroinvertebrados en un río de montaña Andino. *Revista de Biología Tropical*, 68(S2), S132–S149. <https://doi.org/10.15517/rbt.v68is2.44345>
- Dominguez, E., & Fernández, H. R. (2009). *Eduardo Domínguez sudamericanos Sistemática y biología* (Issue February 2014).
- Empresa Publica Metropolitana de Agua Potable y Saneamiento. (2020). *Presa y Embalse la Mica*. <https://www.aguaquito.gob.ec/la-mica-quito-sur/>
- Füreder, L. (2007). Life at the edge: Habitat condition and bottom fauna of alpine running waters. *International Review of Hydrobiology*, 92(4–5), 491–513. <https://doi.org/10.1002/iroh.200610987>
- Guevara-mora, M., Pedreros, P., Urrutia, R., & Figueroa, R. (2016). *Effects of agricultural water withdrawal in the fluvial habitat of benthic macroinvertebrates in Chile Efectos de la extracción agrícola del agua en el hábitat fluvial de macroinvertebrados bentónicos en Chile*. 26(3), 373–382.
- Guevara-Mora, M., Pedreros, P., Urrutia, R., & Figueroa, R. (2016). Effects of agricultural water withdrawal in the fluvial habitat of benthic macroinvertebrates in Chile. *Hidrobiologica*, 26(3), 373–382. <https://doi.org/10.24275/uam/izt/dcbs/hidro/2016v26n3/guevaram>
- Hamerlik, L., Silva, F. L. Da, & Jacobsen, D. (2018). Chironomidae (Insecta: Diptera) of Ecuadorian Highaltitude Streams: A Survey and Illustrated Key. *Florida Entomologist*, 101(4), 663–675. <https://doi.org/10.1653/024.101.0404>
- Jacobsen, D., Dangles, O., Andino, P., Espinosa, R., Hamerlík, L., & Cadier, E. (2010). Longitudinal zonation of macroinvertebrates in an Ecuadorian glacier-fed stream: do tropical glacial systems fit the temperate model? *Freshwater Biology*, 55(6), 1234–1248. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02348.x>
- Jerves-Cobo, R., Lock, K., Van Butsel, J., Pauta, G., Cisneros, F., Nopens, I., & Goethals, P. L. M. (2018). Biological impact assessment of sewage outfalls in the urbanized area of the Cuenca River basin (Ecuador) in two different seasons. *Limnologica*, 71, 8–28. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2018.05.003>
- Katano, I., Negishi, J. N., Minagawa, T., Doi, H., Kawaeuchi, Y., & Kavaba, Y. (2009). Longitudinal macroinvertebrate organization over contrasting discontinuities: Effects of a

- dam and a tributary. *Journal of the North American Benthological Society*, 28(2), 331–351. <https://doi.org/10.1899/08-010.1>
- King, A. J., Townsend, S. A., Douglas, M. M., & Kennard, M. J. (2015). Implications of water extraction on the low-flow hydrology and ecology of tropical savannah rivers: An appraisal for northern Australia. *Freshwater Science*, 34(2), 741–758. <https://doi.org/10.1086/681302>
- Leigh, C., Bonada, N., Boulton, A. J., Hugueny, B., Larned, S. T., Vander Vorste, R., & Datry, T. (2016). Invertebrate assemblage responses and the dual roles of resistance and resilience to drying in intermittent rivers. *Aquatic Sciences*, 78(2), 291–301. <https://doi.org/10.1007/s00027-015-0427-2>
- Miller, S. W., Wooster, D., & Li, J. (2007). *Resistance and resilience of macroinvertebrates to irrigation water withdrawals*. September 2005, 2494–2510. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2007.01850.x>
- Milner, V. S., Yarnell, S. M., & Peek, R. A. (2019). The ecological importance of unregulated tributaries to macroinvertebrate diversity and community composition in a regulated river. *Hydrobiologia*, 829(1), 291–305. <https://doi.org/10.1007/s10750-018-3840-4>
- Neachell, E. (2014). Book Review - Environmental flows: Saving rivers in the third millennium. *River Research and Applications*, 30(January), 132–133. <https://doi.org/10.1002/rra>
- Prat, N., Acosta, R., Villamarín, C., Rieradevall, M., & M, G. D. I. F. E. (2011). *Las Larvas De Chironomidae ( Diptera ) De Los Ríos Altoandinos de Ecuador y Perú*. 78.
- Ragetti, S., Immerzeel, W. W., & Pellicciotti, F. (2016). Contrasting climate change impact on river flows from high-altitude catchments in the Himalayan and Andes Mountains. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 113(33), 9222–9227. <https://doi.org/10.1073/pnas.1606526113>
- Rice, S. (1998). Which tributaries disrupt downstream fining along gravel-bed rivers? *Geomorphology*, 22(1), 39–56. [https://doi.org/10.1016/S0169-555X\(97\)00052-4](https://doi.org/10.1016/S0169-555X(97)00052-4)
- Rice, S. P., Greenwood, M. T., & Joyce, C. B. (2001). Tributaries, sediment sources, and the longitudinal organisation of macroinvertebrate fauna along river systems. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 58(4), 824–840. <https://doi.org/10.1139/cjfas-58-4-824>
- Roy, A., & Bergeron, N. (1990). Flow and particle paths at a natural river confluence with coarse bed material. *Geomorphology*, 3(2), 99–112. [https://doi.org/10.1016/0169-555X\(90\)90039-S](https://doi.org/10.1016/0169-555X(90)90039-S)
- Sandoval, N., Elgueta-Herrera, A., Gonzalez, J., & Godoy Barbieri, C. (2021). Caracterización de los ensambles de macroinvertebrados y peces en ríos tributarios al río Biobío: Su importancia como zonas prioritarias para la conservación. *Gayana (Concepción)*, 85(2), 103–131. <https://doi.org/10.4067/s0717-65382021000200103>
- Sklenář, P., Kuèerová, A., Macková, J., & Macek, P. (2015). Temporal variation of climate in the high-elevation páramo of Antisana, Ecuador. *Geografía Física e Dinámica Cuaternaria*, 38(1), 67–78. <https://doi.org/10.4461/GFDQ.2015.38.07>
- Svendsen, K. M., Renshaw, C. E., Magilligan, F. J., Nislow, K. H., & Kaste, J. M. (2009). *Flow and sediment regimes at tributary junctions on a regulated river : impact on sediment residence time and benthic macroinvertebrate communities*. 296(October 2008), 284–296. <https://doi.org/10.1002/hyp>

White, J. C., House, A., Punchard, N., Hannah, D. M., Wilding, N. A., & Wood, P. J. (2017). Science of the Total Environment Macroinvertebrate community responses to hydrological controls and groundwater abstraction effects across intermittent and perennial headwater streams pete with and predate temporary water fauna . *Science of the Total Environment*, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.06.081>

**ANEXOS**

**Anexo 1.** Tabla de taxones con grupos funcionales

Orden	Familia	Sub. Fam./Género	Limnephilidaea	Anomalocosmoecua	
			Rhynchobdellida	(Hirudinea)	
		Tricladida	Dugesidae	Dugesia	
			<b>Grupo Funcional</b>		
Aracnidae	Hydracarina tot.			Depredador/Parásito	
Coleoptera	Cuculionidae Adulto				
	Elmidae	Neelmis		Depredador	
	Elimidae Adulto			Depredador	
	Scirtidae	Scirtes		Depredador	
	Staphylinidae			Detritívoro	
	Staphylinidae Adultos			Detritívoro	
Collembola				Detritívoro	
Crustacea	Hyallesidae	Hyalles		Colector/Triturador	
Diptera	Blepharidae	Paltostoma		Raspador	
	Ceratopogonidae	Palpomyia		Depredador	
	Chironomidae	Diamesinae			Colector/Filtrador
		Ortochladiinae			Colector/Filtrador
		Parochlus			Colector/Filtrador
		Podonomus			Colector/Filtrador
		Tanypodinae			Depredador
		Chironominae	Tanynarsin		Colector/Filtrador
		Pupa chironomidae			
	Empididae	Neoplasta		Depredador	
	Limoniidae	Fossaria			Colector
		Molophilus			Colector
		Limonia			Colector
Simuliidae		Simulium		Colector	
Ephemeroptera	Baetidae	Andesiops		Colector	
	Lumbriculidae			Triturador	
Oligoqueta	Haplotaxida			Filtrador	
Plecoptera	Perlidae	Claudioperla		Depredador	
Tricoptera	Hydrobiosidae	Atopsyche		Depredador	
		Cayloma		Triturador	
	Helicopsychidae			Triturador/colector	
	Hydropsychidae	Smicredia		Triturador/Filtrador	
	Hydroptilidae			Triturador/colector	