

UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA

LA MOLINA

FACULTAD DE CIENCIAS



“MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS, INDICADORES DE LA CALIDAD ECOLÓGICA DEL AGUA EN DOS RÍOS DE LIMA CON DISTINTAS ACTIVIDADES PRODUCTIVAS”

Presentada por:

Lizbeth Lilian Bulnes Herrera

Tesis para optar por el título profesional de:

BIÓLOGO

Lima - Perú

2019

UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA

LA MOLINA

FACULTAD DE CIENCIAS

**“MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS, INDICADORES DE
LA CALIDAD ECOLÓGICA DEL AGUA EN DOS RÍOS DE LIMA
CON DISTINTAS ACTIVIDADES PRODUCTIVAS”**

Presentada por:

Lizbeth Lilian Bulnes Herrera

Tesis para Optar el Título Profesional de:

BIÓLOGO

Sustentada y aprobada por el siguiente jurado:

Mg. Sc. Zulema Quinteros Carlos
PRESIDENTE

Mg. Sc. Germán Arellano Cruz
MIEMBRO

Mg. Sc. Claudia Caro Vera
MIEMBRO

Dra. Patricia Gil Kodaka
ASESORA

Dedico este trabajo a mis abuelos, por estar siempre conmigo, y brindarme su incomparable amor, cariño y enseñanzas.

AGRADECIMIENTOS

A mis padres, hermanos, y prima Jeanett porque cada uno contribuyó incondicional y gustosamente en las etapas de la tesis, desde su apoyo en los trabajos de campo hasta transcribir las bases de datos.

A mis amigos los chicos “limno” de Corbidi, por su apoyo en la identificación de las muestras complicadas, brindarme las facilidades en el uso de las instalaciones del laboratorio, y sobre todo por los gratos momentos compartidos. A mi gran amigo Alex Coz por su apoyo incondicional y empuje en todo momento, sobre todo en una de las salidas a campo demostrando su “seguridad” al manejar. Así mismo a todos mis amigos de Golder por darse el tiempo en apoyarme de distinta manera.

Finalmente, a mi asesora la Dra. Patricia Gil por su gran comprensión, apoyo incondicional y empuje en cada momento, incluso desde los primeros trabajos desarrollados durante el pregrado.

ÍNDICE GENERAL

RESUMEN

ABSTRACT

I.	INTRODUCCIÓN	1
II.	REVISIÓN DE LITERATURA	3
2.1	Cuenca del río Chillón	3
2.1.1	Cuenca baja	3
2.1.2	Cuenca media	4
2.1.3	Cuenca alta	4
2.2	Cuenca del río Mala	6
2.3	Macroinvertebrados	7
2.4	Parámetros fisicoquímicos y su relación con los macroinvertebrados	8
2.5	Características de los ambientes acuáticos	13
III.	MATERIALES Y MÉTODOS	16
3.1	Materiales.....	16
3.1.1	Equipos.....	16
3.1.2	Materiales	16
3.2	Metodología.....	17
3.2.1	Área de estudio.....	17
3.2.2	Métodos.....	20
3.2.3	Análisis de datos	22
IV.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN	31
4.1	Hábitat acuático	31
4.2	Parámetros fisicoquímicos del agua	33
4.3	Macroinvertebrados	34
4.3.1	Parámetros comunitarios	34
4.3.2	Distribución de la comunidad de macroinvertebrados.....	38

4.3.3	Índices Bióticos	44
4.4	Análisis multivariados	47
V.	CONCLUSIONES	53
VI.	RECOMENDACIONES	54
VII.	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	55
VIII.	ANEXO	66

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1:	Climas y altitud en la cuenca del río Chillón	4
Tabla 2:	Caudales mensuales en la estación hidrométrica Obrajillo, 1968 - 1972.....	5
Tabla 3:	Caudal medio mensual en la estación hidrométrica Obrajillo, 2007 - 2008	6
Tabla 4:	Relación oxígeno disuelto y temperatura	10
Tabla 5:	Concentración de oxígeno disuelto y la vida acuática	11
Tabla 6:	Clasificación del sustrato según el diámetro de las partículas	14
Tabla 7:	Estaciones de muestreo ubicadas en los ríos Chillón y Mala.....	17
Tabla 8:	Categorías del hábitat acuático establecidas en el SVAP	21
Tabla 9:	Calidad ecológica del agua con empleo del índice EPT	26
Tabla 10:	Calidad ecológica del agua con empleo del índice BMWP	27
Tabla 11:	Puntuación ABI y su relación con la calidad ecológica del agua.....	28
Tabla 12:	Calidad ecológica del agua con empleo con empleo del índice IBH	29
Tabla 13:	Normalidad de Shapiro-Wilk en los parámetros fisicoquímicos.....	34
Tabla 14:	Parámetros comunitarios por estación y temporada	36
Tabla 15:	Análisis PERMANOVA de la comunidad de macroinvertebrados.....	44
Tabla 16:	Índices bióticos determinado por estación y temporada de evaluación.....	46
Tabla 17:	Pruebas T-student y Wilcoxon en los índices bióticos	47
Tabla 18:	Análisis PERMANOVA aplicada en las variables ambientales.....	47
Tabla 19:	Ejes canónicos y correlación entre las variables ambientales	48
Tabla 20:	Análisis de correlación de Pearson.....	52

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1:	Tolerancia de pH en organismos acuáticos	12
Figura 2:	Concentraciones de STD en el agua.....	13
Figura 3:	Estaciones de muestreo ubicadas en el río Chillón	18
Figura 4:	Estaciones de muestreo ubicadas en el río Mala.....	19
Figura 5:	Colecta de macroinvertebrados en el río Chillón	22
Figura 6:	Categorización del hábitat con empleo del protocolo SVAP.....	32
Figura 7:	Distribución de la comunidad de macroinvertebrados.....	40
Figura 8:	Análisis de Cluster por temporada de evaluación	41
Figura 9:	Análisis de Cluster por río evaluado	42
Figura 10:	Análisis NMDS a nivel de tipo de hábitat	43
Figura 11:	Análisis NMDS a nivel de tipo de sustrato.....	44
Figura 12:	Análisis de correspondencia canónica (CCA).....	49
Figura 13:	CCA en función a la temporalidad y ríos evaluados	50
Figura 14:	Río Chillón, estación RC-01. Temporada lluviosa (mayo 2015)	82
Figura 15:	Río Chillón, estación RC-01. Temporada seca (octubre 2014).....	82
Figura 16:	Río Chillón, estación RC-02. Temporada lluviosa (mayo 2015)	83
Figura 17:	Río Chillón, estación RC-02. Temporada seca (octubre 2014).....	83
Figura 18:	Río Chillón, estación RC-03. Temporada lluviosa (mayo 2015)	84
Figura 19:	Río Chillón, estación RC-03. Temporada seca (octubre 2014).....	84
Figura 20:	Río Chillón, estación RC-04. Temporada lluviosa (mayo 2015)	85
Figura 21:	Río Chillón, estación RC-04. Temporada seca (octubre 2014).....	85
Figura 22:	Río Chillón, estación RC-05. Temporada lluviosa (mayo 2015)	86
Figura 23:	Río Chillón, estación RC-05. Temporada seca (octubre 2014).....	86
Figura 24:	Río Chillón, estación RC-06. Temporada lluviosa (mayo 2015)	87
Figura 25:	Río Chillón, estación RC-06. Temporada seca (octubre 2014).....	87
Figura 26:	Río Mala, estación RM-01. Temporada lluviosa (mayo 2015)	88
Figura 27:	Río Mala, estación RM-01. Temporada seca (octubre 2014).....	88
Figura 28:	Río Mala, estación RM-02. Temporada lluviosa (mayo 2015)	89
Figura 29:	Río Mala, estación RM-02. Temporada seca (octubre 2014).....	89
Figura 30:	Río Mala, estación RM-03. Temporada lluviosa (mayo 2015)	90
Figura 31:	Río Mala, estación RM-03. Temporada seca (octubre 2014).....	90

Figura 32:	Río Mala, estación RM-04. Temporada lluviosa (mayo 2015).....	91
Figura 33:	Río Mala, estación RM-04. Temporada seca (octubre 2014).....	91
Figura 34:	Río Mala, estación RM-05. Temporada lluviosa (mayo 2015).....	92
Figura 35:	Río Mala, estación RM-05. Temporada seca (octubre 2014).....	92

ÍNDICE DE ANEXOS

ANEXO 1:	Descripción del hábitat acuático por estación y temporada de evaluación ...	66
ANEXO 2:	Protocolo de evaluación del Hábitat Fluvial (SVAP).....	68
ANEXO 3:	Parámetros fisicoquímicos registrados por estación y temporada.....	70
ANEXO 4:	Pruebas T-student y Wilcoxon aplicadas en los parámetros fisicoquímicos.	71
ANEXO 5:	Lista de macroinvertebrados registrados en los ríos Chillón y Mala	72
ANEXO 6:	Prueba de normalidad Lillie.test aplicada en los parámetros comunitarios ..	73
ANEXO 7:	Pruebas T-student, Wilcoxon, ANOVA y Kruskal-Wallis.....	74
ANEXO 8:	Análisis SIMPER de la comunidad de macroinvertebrados.....	76
ANEXO 9:	Pruebas T-student y Wilcoxon aplicadas en los índices bióticos	81
ANEXO 10:	Registro Fotográfico	82

RESUMEN

El objetivo del estudio fue caracterizar, en base al hábitat físico (protocolo SVAP), la calidad del agua (parámetros fisicoquímicos) y la colecta de macroinvertebrados bentónicos (macroinvertebrados), la parte media de los ríos Chillón y Mala, durante dos temporadas de evaluación (lluviosa 2015 y seca 2015). El SVAP reflejó categorías fluviales de calidad “moderada” y “buena”; los parámetros fisicoquímicos condiciones de aguas neutras a ligeramente alcalinas, concentraciones de oxígeno disuelto por encima de 7°mg/l , conductividad eléctrica entre $150\ \mu\text{s/cm}$ y $870\ \mu\text{s/cm}$, y sólidos totales disueltos (STD) por encima de $150\ \text{mg/l}$, con diferencias significativas a escala temporal y espacial (río Chillón vs Mala) corroboradas con las pruebas T-student y Wilcoxon. La comunidad de macroinvertebrados, compuesta principalmente por las familias Baetidae, Chironomidae y Elmidae, incrementó significativamente su abundancia, riqueza y diversidad en la temporada seca, con diferencias significativas en ambas escalas. Respecto a los índices bióticos, el EPT registró condiciones de baja calidad ecológica de agua, y diferencias significativas a nivel espacial y temporal; por otro lado, los índices ABI, BMWP e IBH reflejaron condiciones adecuadas, excepto en el río Mala durante la temporada lluviosa; incluso las pruebas T-student y Wilcoxon no evidenciaron diferencias significativas ($p\text{-valor}>0.05$). En el Análisis de Correspondencia Canónica (CCA) la conductividad, los STD y la temperatura fueron las variables de mayor influencia en la distribución de los macroinvertebrados, donde las familias Mesoveliidae y Helicopsychidae reflejaron una correlación positiva con la temperatura; mientras que, Ephydriidae y Gripopterygidae inversamente relacionadas con ambientes de elevadas concentraciones de STD. Como conclusión, ambos ríos presentaron condiciones adecuadas de agua y características de ecosistemas acuáticos altoandinos, donde la temporalidad fue el factor principal de variación del hábitat y la comunidad de macroinvertebrados.

Palabras clave: macroinvertebrados, CCA, índices bióticos.

ABSTRACT

The objective of the study was characterized, based on physical habitat (SVAP protocol), water quality (physicochemical parameters) and benthic macroinvertebrate (macroinvertebrate) samples, the middle part of Chillón and Mala rivers, during two sampling seasons (rainy 2015 and dry 2015). The SVAP evidence "moderate" and "good" quality categories of fluvial habitat; physicochemical parameters, neutral to slightly alkaline water conditions, dissolved oxygen concentration above 7 mg/l, electrical conductivity between 150 $\mu\text{s}/\text{cm}$ and 870 $\mu\text{s}/\text{cm}$, and total dissolved solids (STD) above 150 mg/l, with significant differences, corroborated with T-student and Wilcoxon tests, in temporal and spatial scales (Chillón vs. Mala river). The macroinvertebrate community was composed mainly of Baetidae, Chironomidae and Elmidae families, significantly increased their abundance, richness and diversity in the dry season, with important differences on both scales. In related to biotic indexes, EPT evidenced low ecological water quality conditions and specific differences at the spatial and temporal scales; on the other hand, ABI, BMWP and IBH indexes identified suitable conditions, except in Mala River during the rainy season; even T-student and Wilcoxon tests did not show significant differences ($p\text{-value} > 0.05$). In Canonical Correspondence Analysis (CCA), conductivity, STD and temperature were the most influential variables on macroinvertebrates community distribution, where Mesoveliidae and Helicopsychidae families identified positive correlation with temperature; while, Ephydriidae and Gripopterygidae were inversely related to high STD concentration environments. In conclusion, both rivers evidenced adequate water conditions and characteristics of High Andean aquatic ecosystems, where the temporality was the main factor of variability in the habitat and community macroinvertebrate.

Key Words: benthic macroinvertebrates, CCA, biotic index.

I. INTRODUCCIÓN

El agua es un recurso natural y fuente primordial para el desarrollo de todos los organismos vivos, debido a su implicancia en procesos metabólicos y constituir el hábitat de las distintas comunidades acuáticas.

La creciente demanda consuntiva de este recurso - en mayor medida para el consumo primario y la agricultura - ha generado a lo largo del tiempo consecuencias adversas sobre su volumen y distribución, incluso el deterioro progresivo de su calidad ambiental repercutiendo drásticamente a las comunidades acuáticas. Un caso representativo en Perú es el río Rímac, el cual debido al rápido crecimiento de la metrópoli limeña ha pasado de ser considerado, tal como en los años cuarenta, uno de los ríos con el valle agrícola más productivo (Instituto Nacional de Recursos Naturales [INRENA], 1994a; Orrego, 2003) hasta actualmente ser denominado un “botadero” o “vertiente de todo”, con niveles de contaminación catastróficos (FAO, 2014) e incluso considerado uno de los ríos más contaminados de América Latina, sobre todo en su parte baja a consecuencia de la alteración del cauce natural y las descargas de efluentes domésticos e industriales.

Actualmente, dentro de la legislación peruana se han promulgado decretos y leyes orientados al uso, gestión y conservación del agua, uno de ellos son los Estándares de Calidad Ambiental (Ministerio del Ambiente [MINAM], 2017) enfocados en los factores abióticos (metales, nutrientes y parámetros fisicoquímicos) y microbiológicos, que intenta promover una sostenibilidad y calidad del recurso en el tiempo, bajo el cumplimiento de estos estándares. Sin embargo, desde el punto de vista ecológico, la normativa vigente no considera a las comunidades acuáticas, ya que la calidad de un ambiente no se rige únicamente por los factores abióticos del medio, sino por la interrelación de estos con la biota acuática, manifestando respuestas enfocadas en la adaptabilidad de los organismos a determinadas condiciones ambientales.

La creciente necesidad por obtener resultados concretos que brinden respuestas objetivas en el tiempo acerca del estado de los ecosistemas acuáticos y no por el contrario resultados *in situ*, relacionados con las condiciones fisicoquímicas del agua, ha fomentado la búsqueda de organismos que actúen como bioindicadores, es decir que brinden respuestas ante perturbaciones ambientales de escala temporal y espacial, resultando los macroinvertebrados uno de los organismos de mayor importancia debido a su limitado desplazamiento y diversos niveles de sensibilidad.

Los índices bióticos, empleados para determinar calidad ecológica del agua (Roldán, 2003) y basados en la tolerancia de los organismos a la contaminación, es decir el grado de sensibilidad o respuesta - en este caso - de las familias de macroinvertebrados ante condiciones de perturbación ambiental, presentan diversa naturaleza pudiendo ser cualitativos o cuantitativos, entre ellos el ABI (*Andean Biotic Index*), el BMWP (*Biological Monitoring Working Party*) y el ETP (Ephemeroptera, Trichoptera, Plecoptera). Estos índices contribuyen a la interpretación de las condiciones de calidad ecológica del agua, por lo cual muchos se han desarrollado para organismos acuáticos adaptados a condiciones ambientales distintas a las registradas en la zona altoandina peruana, surgiendo con esto la necesidad de adaptabilidad de los índices y el uso correcto en su interpretación.

El objetivo principal de la tesis consistió en determinar la variabilidad de la comunidad de macroinvertebrados y la calidad ecológica del agua en la parte media de los ríos Chillón y Mala, ambos ubicados en el departamento de Lima pero con distintos usos locales del recurso hídrico (piscicultura y agricultura, respectivamente). Dentro de los objetivos secundarios se consideró lo siguiente:

- Determinar si algunas de las variables ambientales (condiciones de hábitat y parámetros fisicoquímicos) permite explicar la distribución de la comunidad de macroinvertebrados.
- Desarrollar una base de datos de macroinvertebrados que sirvan para futuras investigaciones, dada la limitada información disponible en el área evaluada.

II. REVISIÓN DE LITERATURA

2.1 Cuenca del río Chillón

La cuenca del río Chillón se ubica en el departamento de Lima entre las provincias de Lima y Canta. Limita por el sur con la cuenca del río Rímac, por el norte con la cuenca del río Chancay y por el este con la cuenca del río Mantaro.

Abarca una extensión de 235 353 km² de superficie, de la cual el 42 por ciento corresponde a la denominada cuenca húmeda o cuenca colectora y el 46 por ciento a la cuenca seca, denominada así por su bajo aporte de agua al escurrimiento superficial (Benites, 2010). El rango altitudinal de toda la cuenca varía entre los cero y 5 000 msnm, llegando la parte más elevada hasta la cordillera la Viuda.

La clasificación de la cuenca en función al relieve, según Olarte (2007), puede clasificarse en:

2.1.1 Cuenca baja

Altitudinalmente ubicada entre los cero y 800 msnm. Comprende desde el distrito de Carabaylo hasta la desembocadura en el océano Pacífico. Presenta vegetación escasa y característica de lomas; sin embargo, con uno de los 53 mejores suelos registrados en los valles de la costa peruana, de los cuales aproximadamente 56 000 ha se dedican al agro, convirtiéndolo en uno de los valles más importantes de Lima (Mosquera, s.f.). Sin embargo, la creciente expansión de la urbe en los distritos de Puente Piedra, Comas, Los Olivos, Carabaylo, San Martín y Ventanilla, ha contribuido a una reducción de la agricultura en esta zona.

2.1.2 Cuenca media

Se ubica entre los 800 y 2500 msnm, abarca desde el distrito de Carabayllo hasta el pueblo de Yaso. La vegetación característica comprende arbustos, cactáceas y áreas agrícolas de alta productividad, siendo el 70 por ciento destinada al cultivo de consumo diario (tubérculos, hortalizas y frutales) y el 10 por ciento a cultivos agroindustriales como el maíz amarillo y el algodón.

2.1.3 Cuenca alta

Se ubica entre los 2 500 y 4 850 msnm, abarca desde el pueblo de Yaso hasta las lagunas Pucococha, Aguascocha y Chuchún. Se caracteriza por presentar un clima frío, pendiente moderada y presencia de vegetación característica de puna.

Las diversidad climática a lo largo de la cuenca del río Chillón guarda relación con el factor altitudinal; por lo cual en la zona media de la cuenca entre los 2 200 msnm y 3 100 msnm, el clima varía desde semicálido hasta muy seco; y en las zonas más altas (superior a los 4 000 msnm) el clima es polar. La Oficina Nacional del Recursos Naturales (ex ONERG) identificó seis tipos de climas (Tabla 1) definidos con base a la clasificación de Köppen (Benites, 2010).

Tabla 1: Climas y altitud en la cuenca del río Chillón

Clima	Rango altitudinal (msnm)
Semi cálido - muy seco	0 – 600
Semi cálido - seco	600 – 2600
Templado - sub húmedo	2 600 - 3 600
Templado frígido - sub húmedo	3 600 - 4 200
Frígido - húmedo	4 200 - 4 800

FUENTE: Benites (2010).

El promedio anual de la temperatura del aire en las zonas más bajas de la cuenca (provincia de Lima) asciende a 18.5°C; mientras que, en la zona media (provincia de Canta) se registra en 13.6°C (INRENA, 2003).

El rango de precipitación en toda la cuenca varía desde los 0 mm (en la zona costera) hasta más de 800 mm, y una precipitación promedio anual en la cuenca media correspondiente a 350 mm.

El río Chillón tiene su origen en el bofedal Patacocha y la laguna Chonta, ubicados a pie de los nevados de la cordillera la Viuda (Instituto Geológico Minero y Metalúrgico [INGEMET], 1978), a una altitud de 4 800 msnm. El aporte de agua en toda la cuenca se debe a las precipitaciones y los deshielos de la cordillera la Viuda, así como a los aportantes de agua superficial y subterránea. La extensión del río Chillón comprende 126 km, desde su nacimiento hasta su desembocadura en el océano Pacífico. En todo su recorrido presenta una pendiente promedio de 3.85 por ciento. La parte alta del río presenta una pendiente promedio de 2 por ciento, la parte media - ubicada entre Canta a Santa Rosa de Quives - una pendiente promedio de 5 por ciento y en la parte baja una pendiente promedio de 2 por ciento (INRENA, 2003; Benites, 2010).

Una serie de tributarios confluyen en el curso principal del río Chillón, por la margen derecha se encuentran las quebradas el Olivar, Trapiche, Socos, Tararaca, Hurimayo, Huancho, Yamecoto y Acocacha, de las cuales las más importantes Huacuchay y Ucanán; y por la margen izquierda, las quebradas Culebras y Arahua, esta última la más importante de toda la cuenca. El río Chillón presenta un régimen irregular torrencioso, con un caudal medio anual de 8.67 m³/s. Del total de descarga anual, el 63 por ciento del volumen se registra entre los meses de enero y marzo, el 20 por ciento entre los meses de abril y mayo, el 10 por ciento entre los meses de junio y octubre, y el 7 por ciento en los meses de noviembre y diciembre (INRENA, 2003; Benites, 2010).

La Tabla 2 presenta los caudales mensuales y anual registrados en el río Chillón, y en la Tabla 3 los valores promedio. Cabe indicar que todos los valores se obtuvieron de los registros de la estación hidrométrica Obrajillo.

Tabla 2: Caudales mensuales en la estación hidrométrica Obrajillo, 1968 - 1972

Caudal (m³/s)	Ene.	Feb.	Mar.	Abr.	May	Jun.	Jul.	Ago.	Set.	Oct.	Nov	Dic.	Anual
Mínimo mensual	3.28	4.58	5.52	4.98	1.55	1.42	1.48	1.28	1.30	2.72	2.27	3.30	4.57
Medio mensual	7.84	6.90	9.98	6.47	3.54	1.98	1.64	1.46	1.90	3.27	2.80	5.75	
Máximo mensual	14.96	7.91	16.67	10.46	5.60	2.33	1.95	1.68	2.34	3.96	3.14	8.95	

FUENTE: Benites (2010).

Tabla 3: Caudal medio mensual en la estación hidrométrica Obrajillo, 2007 - 2008

Caudal (m ³ /s)	Set.	Oct.	Nov.	Dic.	Ene.	Feb.	Mar.	Abr.	May.	Jun.	Jul.	Ago.
Medio mensual	2.40	3.50	3.10	4.00	10.20	10.70	11.40	7.10	2.50	1.60	1.10	1.00

Fuente: Servicio Nacional De Meteorología E Hidrología Del Perú [SENAMHI], (2008).

El uso del agua en el río Chillón ha sido aprovechado por la minería, y la mini central hidroeléctrica de Yaso, ubicada en la subcuenca Quiruana. Actualmente el agua tiene un uso principalmente doméstico y en menor magnitud agrícola, debido al crecimiento de la población. La parte baja de la cuenca prioriza el uso del agua en actividades industriales (INRENA, 2003); mientras que, la parte media actualmente se enfoca a la crianza de truchas, actividad que se ha incrementado en los últimos años debido a la existencia de dos piscigranjas comunales ubicadas en las localidades de Huaros y Obrajillo (Mosquera, s.f.).

2.2 Cuenca del río Mala

La cuenca del río Mala se ubica en el departamento de Lima, en las provincias de Cañete, Huarochirí y Yauyos. Limita por el norte con la cuenca del río Lurín, por el este con la cuenca del río Mantaro, por el sur con la cuenca del río Cañete y por el oeste con el océano Pacífico, altitudinalmente se ubica desde los cero hasta los 4 376 msnm.

Abarca una extensión total de 2 250 km², de la cual el 70 por ciento corresponde a la cuenca húmeda y el 30 por ciento a la cuenca seca (INRENA, 1994b; Municipalidad de Mala, 2010).

El clima se encuentra en función a la altitud, debido a ello, tal como se citan en INRENA y Municipalidad de Mala [MM] (2007) y Jayo (2011), se registra seis tipos de climas: (1) clima de estepa, comprendido entre los cero y 200 msnm, caracterizado por lluvia escasa en verano y lluvia moderada en invierno; (2) clima desierto, entre los 200 msnm y 1 000 msnm, característico de zonas desérticas carentes de lluvias; (3) clima templado moderado o lluvioso, comprendido entre los 1 000 msnm y 2 800 msnm con periodos bien marcados de lluvias, entre los meses de diciembre y marzo; (4) clima frío o boreal, comprendido entre los 2 800 msnm y 3 800 msnm, característico por un clima seco en invierno con una temperatura media superior de 10°C; (5) clima de tundra seca, entre los 3 800 msnm y 4 800 msnm, caracterizado por tener una temperatura media anual superior a los 0°C en su mes más cálido; (6) clima de nieve perpetua de alta montaña, sobre los 4 800 msnm y con una temperatura media mensual por debajo de los 0°C.

En zonas bajas como del distrito de Calango, el clima es semicálido con una temperatura mínima de 18.9°C; mientras que, en zonas altas como la provincia de Huarochirí la temperatura presenta un rango de variación considerable entre los 4.6°C y 16.7°C; considerándose en toda la cuenca una temperatura promedio anual de 10.7°C (INRENA, 1994a).

La pendiente promedio en la cuenca es de cuatro por ciento; sin embargo, en distritos como Tantará y Quinches, ubicados por encima de 2000 msnm, la pendiente asciende a 10 por ciento.

El río Mala presenta una extensión de 125 km, de origen aproximadamente a unos 4 940 msnm, es decir en la parte alta de las provincias de Yauyos y Huarochirí, específicamente en la divisoria de agua formada por los nevados y las lagunas de Huascacocha y Cochalupe (INRENA y MA, 2007; MM, 2010), así como en los cerros Champaverde, Huacaypaca, Huacuya y el nevado Huacaypaca. La longitud de río Mala comprende 131 km desde su nacimiento hasta su desembocadura en el océano Pacífico, uno de sus principales aportantes son las lagunas ubicadas en la parte alta de la cuenca, y en segundo orden los ríos Quinches y San Lorenzo. Dentro de los principales afluentes del río Mala, por la margen izquierda se encuentran los ríos Aguayquiri, Acacache, Tantará y Quinches; y por la margen derecha los ríos Paccha y Pacomanta.

El uso del agua del río Mala ha tenido diversos fines: (1) industrial; (2) minero, circunscrito al sector bajo debido a la presencia de los yacimientos Condestable y Raúl - de explotación de cobre, plomo, hierro y molibdeno - y en la parte alta en promedio seis mineras de pequeña escala; (3) agrícola de uso principal, ya que cerca de 10 900 ha de terreno de la cuenca se destinan al desarrollo de esta actividad, de las cuales 4 300 ha ubicadas en el valle del río Mala y 6 600 ha en la parte alta de la cuenca (INRENA, 1994a), cultivando principalmente la manzana delicia, el maíz de grano, la vid, el maíz chala, el camote, el plátano y el algodón.

2.3 Macroinvertebrados

Corresponden a estadios iniciales (larvas, ninfas o pupas) de organismos de vida terrestre, con tamaños superiores a 0.5 mm de longitud (Bain y Stevenson, 1999), debido a ello pueden ser observados a simple vista. Estos organismos se caracterizan por vivir en el fondo de los lagos y ríos, adheridos a sustratos tales como rocas, troncos y vegetación flotante o enraizada; sin embargo, algunos presentan un hábito de vida libre desarrollándose dentro o

sobre la superficie del agua (González y García, 1995; McCafferty, 1981; Roldán, 1988; Roldán, 2003). La importancia del estudio de los macroinvertebrados se debe al rol ecológico que desempeñan en los ambientes acuáticos (Sánchez, 2011), como su capacidad para descomponer materia orgánica, ser fuente de alimento para peces y aves, y algunos como la familia Simuliidae considerados dispensadores de alimentos, debido a su capacidad de remoción de partículas finas del agua hasta su conversión en partículas densas y sumergibles disponibles para otros organismos (Hanson *et al.*, 2010).

Actualmente la importancia de los macroinvertebrados radica en su condición de bioindicadores de la calidad ecológica del agua, debido a su sensibilidad ante perturbaciones de su hábitat, presentar hábitos sedentarios y ciclos de vida relativamente largos, ser abundantes y fáciles en su identificación (Roldán, 2003). Muchos de los cambios en esta comunidad se manifiestan en variaciones de su abundancia, diversidad y organización funcional (Rosenberg y Resh, 1993; Figueroa *et al.*, 2003; Bonada *et al.*, 2006; Bacey y Spurlock, 2007; Gamboa *et al.*, 2008; Ubiratan y Santos, 2009), tal como la subclase Oligochaeta y el phylum Mollusca, los cuales, ante condiciones de contaminación orgánica, y agua turbia poco oxigenada se incrementan en número (Roldán, 1999).

La importancia del empleo de los macroinvertebrados en la calidad ecológica del agua, terminó referido por Roldán (2003), resulta ser una relación mucho más confiable y predecible del estado del ecosistema acuático, contrario a la evaluación íntegramente fisicoquímica (parámetros abióticos y metales en el agua), ya que esta última solamente reflejan las condiciones *in situ* del área, de una integración temporal mucho más complicada, ya que algunos contaminantes con límites de detección bajo, al no poder ser detectados durante el análisis, pueden conllevar a predicciones erróneas de las condiciones ambientales.

2.4 Parámetros fisicoquímicos y su relación con los macroinvertebrados

Temperatura

Propiedad termodinámica que influye notablemente en las características físicas, químicas y biológicas de los cuerpos de agua. La variabilidad en sus registros diarios y estacionales, se encuentran directamente influenciados por la radiación solar, sin dejar de lado el efecto de la profundidad, la altitud, el tipo de cuerpo de agua y la presencia de la vegetación ribereña.

En los ecosistemas acuáticos, el desarrollo fisiológico y morfológico de los organismos se encuentra relacionado con rangos de preferencia y temperaturas óptimas del agua, las cuales suelen asociarse con cambios en sus ciclos de vida (Bain y Stevenson, 1999).

Oxígeno Disuelto

El oxígeno es considerado un parámetro importante en la evaluación de la calidad del agua (Jiménez, 2001), relacionándose su variabilidad con la temperatura y la salinidad (Roldán, 1992). Los ambientes acuáticos continentales frecuentemente registran concentraciones entre 7.0 mg/L y 9.0 mg/L, pudiendo incluso, a una temperatura de 0 °C alcanzar un valor de 14 mg/L. La acción del viento y diferencias en la densidad del agua, promueven procesos de mezcla entre las masas de agua superficiales y profundas (Lampert y Sommer, 2007), lo cual contribuyen a la oxigenación en toda la columna de agua en los cuerpos lénticos permitiendo la vida de organismos habitantes del fondo.

El empleo de los macroinvertebrados como bioindicadores de la calidad del agua se explicaría por la distribución que presentan estos organismos ante concentraciones de oxígeno, como los órdenes Díptera, Hemíptera y Crustácea, y el género *Helobdea* el cual suele registrarse en ambientes con bajas concentraciones (Rivera *et al.* 2013); contrario a los órdenes Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera (Roldán, 1999) con mayor afinidad por ambientes con altas concentraciones de oxigenación.

La Tabla 4 muestra la concentración de oxígeno disuelto en el agua y su relación con la temperatura; mientras que, la Tabla 5 presenta la relación entre las concentraciones de oxígeno disuelto y la vida acuática.

Tabla 4: Relación oxígeno disuelto y temperatura

<i>Equilibrium Temperature (t) (°C)</i>	<i>Oxygen (C[*]) (mg liter⁻¹)</i>	<i>Oxygen (C[†]) (μgat kg⁻¹)</i>
0	14.621	913.9
1	14.216	888.5
2	13.829	864.4
3	13.460	841.3
4	13.107	819.2
5	12.770	798.2
6	12.447	778.0
7	12.139	758.7
8	11.843	740.2
9	11.559	722.5
10	11.288	705.5
11	11.027	689.2
12	10.777	673.6
13	10.537	658.6
14	10.306	644.1
15	10.084	630.3
16	9.870	616.9
17	9.665	604.1
18	9.467	591.7
19	9.276	579.8
20	9.092	568.3
21	8.915	557.2
22	8.743	546.5
23	8.578	536.1
24	8.418	526.1
25	8.263	516.4
26	8.113	507.1
27	7.968	498.0
28	7.827	489.2
29	7.691	480.7
30	7.558	472.4
31	7.430	464.4
32	7.305	456.6
33	7.183	449.0
34	7.065	441.6
35	6.949	434.4
36	6.837	427.3
37	6.727	420.5
38	6.620	413.7
39	6.515	407.2
40	6.412	400.8

FUENTE: Wetzel (2001).

Tabla 5: Concentración de oxígeno disuelto y la vida acuática

Oxígeno Disuelto(mg/l)	Definición
0-2	No suficiente oxígeno para soportar vida animal en el agua
2-4	Sólo pocos peces e insectos acuáticos pueden sobrevivir
4-7	Bueno para la mayoría de animales acuáticos, aceptable para peces de aguas tropicales y bajo para peces de aguas frías
7-11	Muy bueno para la mayoría de vida animal en ríos y lagos

Fuente: Global Water Watch¹ (México).

Potencial de Hidrógeno (pH)

El pH mide el nivel de acidez o alcalinidad de un medio, determinado como el cologaritmo del ion hidronio, con un rango de variación entre cero y 14, donde un valor igual a siete es indicativo de condiciones neutras (Jiménez, 2001).

En el medio acuático, el pH del agua es considerado uno de los principales parámetros debido a su efecto sobre las reacciones que determinan la calidad del medio (Boyd 2000), tal como en el equilibrio acuoso de amoníaco, sulfuro de hidrógeno cloruros y la asimilación de metales pesados (aluminio, cadmio y plomo) (Tucker y D'Abramo, 2008), e influencia sobre los procesos bioquímicos de los organismos (Figura 1). Las fluctuaciones del pH pueden presentarse a nivel diario o estacional, por lo cual algunos organismos poseen adaptaciones y un rango de tolerancia asociados a determinadas condiciones ambientales.

Dentro de la comunidad de macroinvertebrados suelen registrarse organismos sensibles a variaciones de pH en el agua, debido al vertimiento de efluentes industriales o el arrastre de pesticidas y detergentes hacia los cuerpos de agua (Arockiadoss *et al.*, 1998). Condiciones de acidez, tal como indica Eilers *et al.* (1984), ocasionó una mayor reducción en número de especies en un intervalo de 5.2 hasta 6.1 upH; similar a lo reportado por Dangles y Guérol (2000), como resultado una afectación a la composición taxonómica de organismos e incluso erradicación de la especie *Gammarus fossarum*, considerada sensible a la acidez; sin embargo, Griffith *et al.* (1995), registró que naturalmente en el medio algunas taxa como

¹ <http://www.globalwaterwatch.org/MEX/MXesp/MXInfoBasicaParametrosSp.aspx>

Amphinemura sp., *Leuctra* sp., *Euryophella funeralis* y *Paracapnia angulata*, presentan una elevada densidad ante un pH de 4.3.

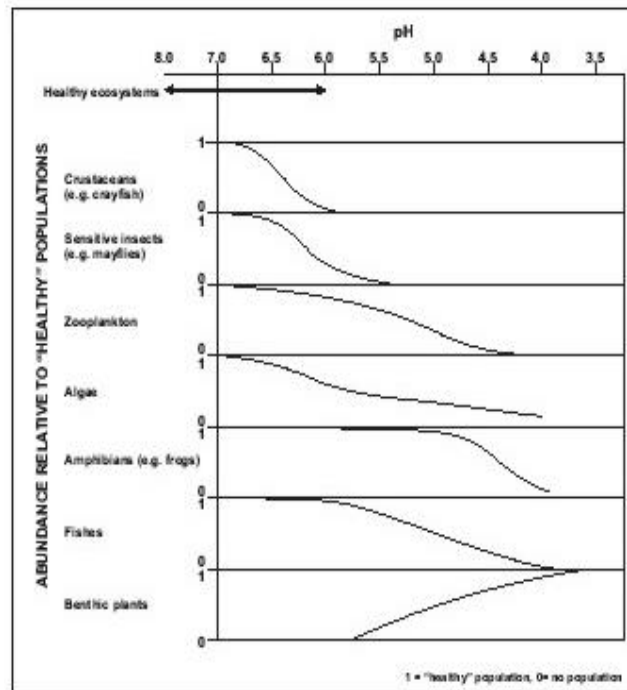


Figura 1: Tolerancia de pH en organismos acuáticos
 FUENTE: Canadian Meteorological and oceanography society²

Conductividad Eléctrica (CE)

La capacidad de una solución para transmitir corriente eléctrica se define como conductividad, la cual depende del tipo, concentración y estado de oxidación de los iones, guardando sus valores relación con la temperatura (Jiménez, 2001). Según Villareal (2000) elevados valores de conductividad eléctrica en el agua corresponden normalmente a ecosistemas con elevada productividad biológica, debido al ingreso de sales por escorrentía, acumulación iónica por evaporación del agua y liberación de iones por la descomposición de materia orgánica. Hart *et. al.* (1991), registró que en ecosistemas de agua dulce la conductividad por debajo de 1 500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ evidencia ambientes de bajo estrés ecológico.

Variaciones en la conductividad generan un efecto sobre los macroinvertebrados, tal como lo indicado en Horrigan *et.al.* (2005) donde un rango de 800 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ produce el cambio más significativo en la abundancia de grupos de macroinvertebrados tolerantes, ente ellos las taxa Glossiphonidae (Rivera *et al.*, 2013) y *Hyaella curvispina*

² http://www.cmosarchives.ca/ProjectAtmosphere/module14_acid_rain_e.html

(Moya *et al.*, 2009), considerados además representantes de ambientes con elevadas niveles de conductividad.

Sólidos Totales Disueltos (STD)

Los STD hace referencia la concentración de iones y cationes disueltos en el agua, los cuales pueden ser de origen orgánico (fosfatos y nitratos) producto de la descomposición de materia (Rigola, 1990; Jiménez, 2001) y responsables de la producción primaria, ya que al mineralizarse liberan iones a disposición de algas y plantas (Roldán, 1992), u origen inorgánico como los cloruros, sulfatos, bicarbonatos y sílice. Las concentraciones de STD dependen de la naturaleza y propiedades del medio acuático; sin embargo, eventos extraordinarios como precipitación intensa pueden incrementar su concentración a consecuencia del arrastre de sedimentos (Roldán, 1992).

La importancia de los STD en los organismos acuáticos se debe las repercusiones fisiológicas, como reducción de nitrógeno, fósforo y sulfato - componentes esenciales de procesos bioquímicos - que pueden generar cambios de concentraciones (Figura 2). Por otro lado, incrementos en STD pueden conllevar a un aumento de la temperatura del agua, debido a la reducción de la transparencia y la fotosíntesis (Palana, 2009).

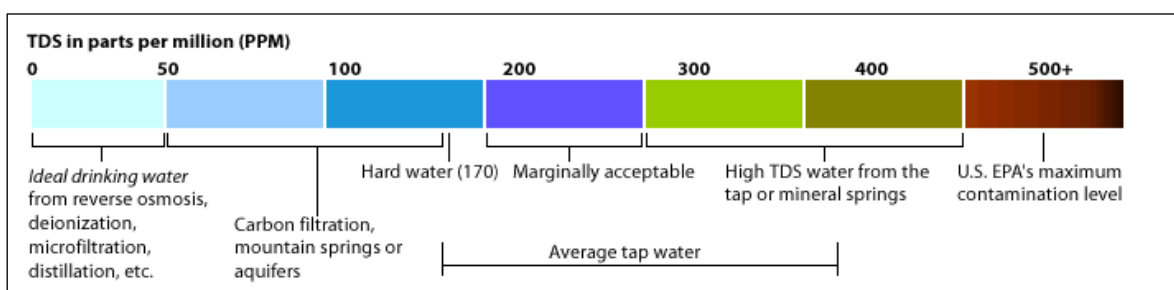


Figura 2: Concentraciones de STD en el agua
 FUENTE: Alco Distillers³.

2.5 Características de los ambientes acuáticos

El ambiente acuático se define como el medio (ríos, quebradas, lagunas, estuarios, etc.) relativamente estable a través del tiempo, donde se inician los procesos tróficos, es decir la interrelación entre los organismos acuáticos y las variables abióticas (sustrato, parámetros fisicoquímicos, concentración de nutrientes y metales).

³ <https://www.premierwatermn.com/water-quality/water-contaminants/total-dissolved-solids/>

Sustrato

Se define como la materia presente en el lecho de los cuerpos de agua. La composición del sustrato se encuentra en relación con ciertas características del canal de agua, tales como el ancho del canal, profundidad y velocidad del flujo. La clasificación del sustrato radica en el tamaño de las partículas y su asociación con la composición de macroinvertebrados (Hunt, 1914; Cummins, 1962; Bain y Stevenson, 1999, Graça *et al.*, 2015). En la Tabla 6, se presentan los tipos de sustrato registrados con mayor frecuencia.

Tabla 6: Clasificación del sustrato según el diámetro de las partículas

Tipo de sustrato	Tamaño del diámetro de la partícula (mm)
Piedras	> 256
Canto rodado	64 – 256
Guijarro	16 – 63
Grava	2 – 15
Arena	0.06 – 1.00
Finos (limo y arcilla)	< 0.0059

FUENTE: Cummins (1962).

Tipos de hábitat

La descripción del tipo de hábitat se basa en dos características principales, la velocidad de corriente y el tipo de sustrato.

- Cascada: Parte del canal con velocidad extremadamente turbulenta y con superficie partida en dos secciones de diferencia mayor a 0.50 m. El sustrato es sumamente grueso compuesto por canto rodado y piedras grandes (Bain y Stevenson, 1999).
- Rápido: Parte del canal con velocidad de corriente alta en comparación con las pozas; el agua presenta surcos debido a la exposición de materiales sumergidos. El sustrato está compuesto principalmente por canto rodado y piedras grandes en menor cantidad (Richards, 1982).
- Corrida: Parte del canal con baja velocidad y aguas no turbulentas (Richards, 1982). La profundidad media es mayor a la de los rápidos, además sustrato compuesto generalmente por canto rodado, grava y arena.

Poza: Constricción lateral del canal del río o hundimiento de una superficie con gran profundidad y abundante agua (Bain y Stevenson, 1999). Presenta una velocidad de

corriente baja, mínima o nula, y un sustrato principalmente compuesto por finos (Richards, 1982).

III. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1 Materiales

La lista con los materiales y equipos empleados durante el desarrollo del proyecto se presenta a continuación:

3.1.1 Equipos

- Cámara fotográfica marca Fujifilm
- Conductímetro marca Hanna
- Estereoscopio marca Olympus, 40X
- GPS marca Garmin
- Medidor de pH marca Hanna
- Oxímetro marca Hanna
- Red Surber (0.3m x 0.3m de área) y 500 μ m de apertura de malla

3.1.2 Materiales

- Alcohol de 70°
- Botellas de plástico de 1l
- Cinta teflón
- *Cooler*
- Frascos de plástico de 500 ml
- Guantes de jebe
- Guantes de nitrilo
- *Ice packs*
- Viales de laboratorio

3.2 Metodología

3.2.1 Área de estudio

El área de estudio comprende tramos de los ríos Chillón y Mala, ambos ubicados en la región Lima y perteneciente a la vertiente del Pacífico. Durante la evaluación se establecieron 11 estaciones de muestreo distribuidas en un rango altitudinal entre 1 881 y 3 129 msnm, de las cuales seis se ubicaron en el río Chillón y cinco en el río Mala. Las coordenadas geográficas de las estaciones de muestreo establecidas en ambos ríos se presentan en la Tabla 7 y su representación se presenta en la Figura 3 y Figura 4.

La ubicación de las estaciones se definió en base a su distancia con posibles fuentes de perturbación (piscigranjas y zonas agrícolas). Para determinar las posibles variaciones temporales de la comunidad de macroinvertebrados, los muestreos se desarrollaron en temporada seca (octubre 2014) y temporada lluviosa (mayo 2015).

Tabla 7: Estaciones de muestreo ubicadas en los ríos Chillón y Mala

Cuerpo de agua	Estación de muestreo	Coordenadas UTM, Datum WGS 84, Zona 18 L		Altitud (msnm)
		Este	Norte	
Río Chillón	RC-01	314, 612	8,724,356	1 881
	RC-02	316,304	8,726,206	2 075
	RC-03	319,933	8,729,101	2 368
	RC-04	323,295	8,733,727	2 712
	RC-05	323,761	8,734,800	2 854
	RC-06	324,392	8,735,422	2 885
Río Mala	RM-01	363,835	8,640,171	1 613
	RM-02	363,382	8,642,944	1 782
	RM-03	365,116	8,645,396	1 867
	RM-04	367,814	8,656,899	2 642
	RM-05	365,442	8,662,090	3 129

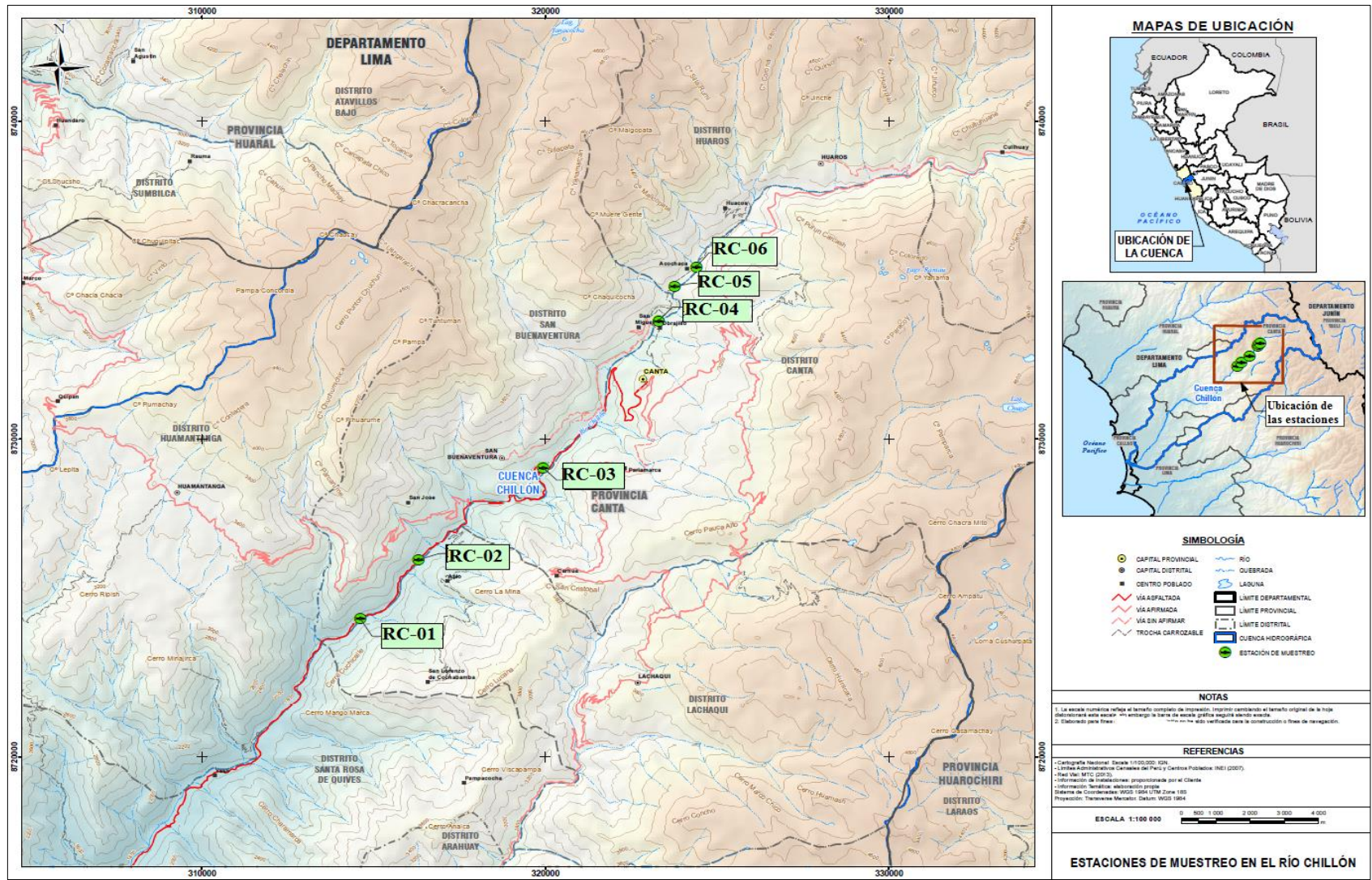


Figura 3: Estaciones de muestreo ubicadas en el río Chillón

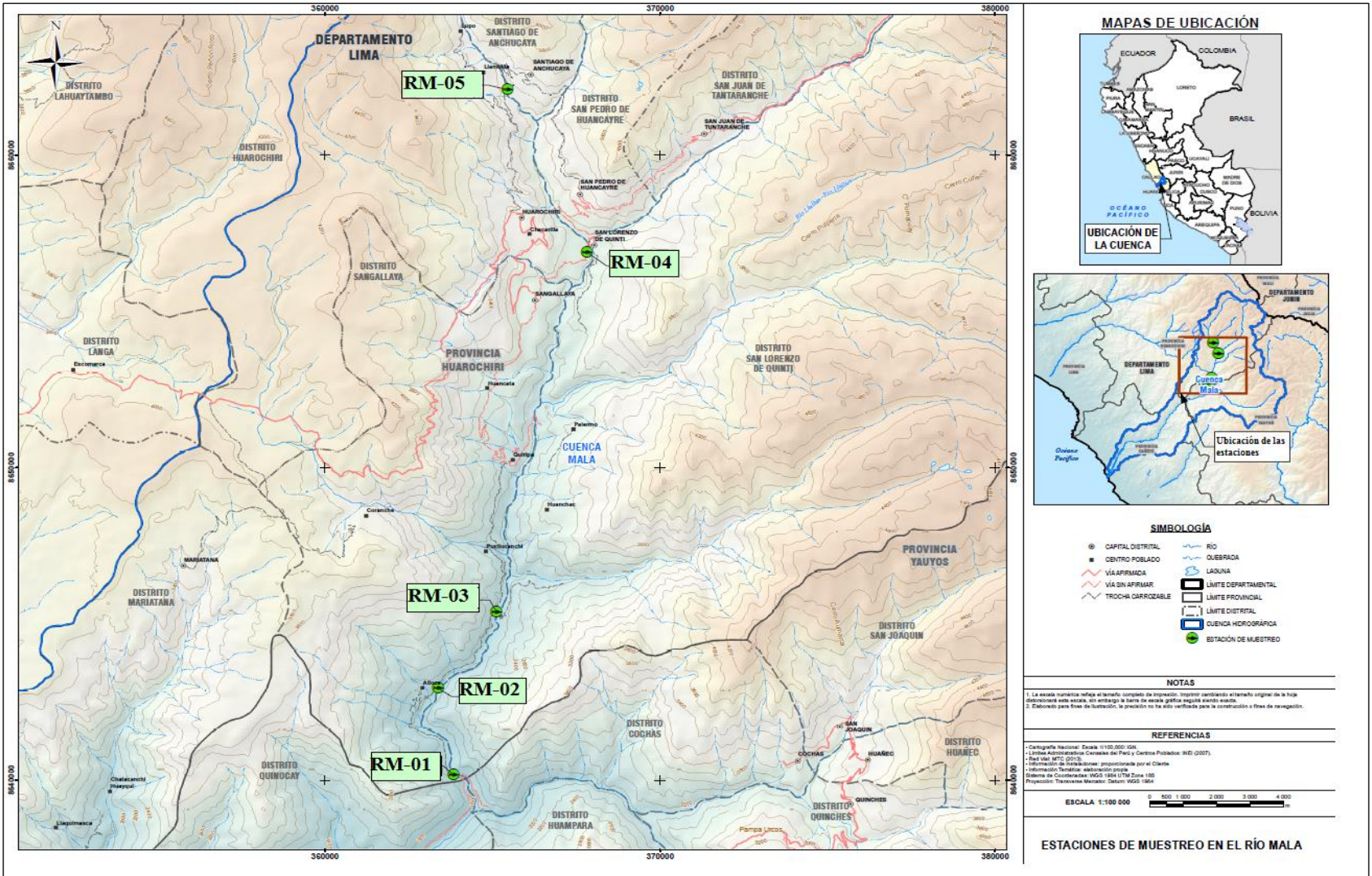


Figura 4: Estaciones de muestreo ubicadas en el río Mala

3.2.2 Métodos

Los métodos empleados en la evaluación de las 11 estaciones de muestreo se enfocaron en el registro de las condiciones del hábitat acuático y el análisis de la comunidad de macroinvertebrados presentes en ambos ríos.

Hábitat acuático

Las estaciones de muestreo se ubicaron en la parte media de ambos ríos, en tramos de 100 m de longitud según lo recomendado por Darrigran *et al.* (2007) y el Museo de Historia Natural de la Universidad Nacional Mayor de san Marcos [MHN-UNMSM] (2014). En cada tramo se registraron las siguientes características: ancho del cauce, ancho mojado y descripción de las orillas, además la medición *in situ* de los principales parámetros fisicoquímicos del agua (temperatura, pH, conductividad eléctrica y oxígeno disuelto), incluso la colecta de muestras de agua para el análisis de Sólidos Totales Disueltos (STD), las cuales se enviaron para su evaluación al Laboratorio de Análisis de Agua, Suelo y Medio Ambiente (LAASMA) de la Universidad Nacional Agraria La Molina (UNALM).

Asimismo, se realizó la evaluación de la calidad del hábitat fluvial con empleo del *Stream Visual Assessment Protocol* (SVAP) (Boyer, 2009), el cual está orientado a evaluar las condiciones físicas y ecológicas de un tramo de río o quebrada, así como el potencial que presenta para el desarrollo de las comunidades acuáticas (Newton *et al.*, 1998).

El protocolo considera diez criterios transcendentales de evaluación: (1) condición de canal, (2) evidencia de alteración hidrológica, (3) condiciones de la zona ribereña, (4) estabilidad de laderas, (5) apariencia del agua, (6) enriquecimiento por nutrientes, (7) barreras para el movimiento de peces, (8) tipos de cobertura disponible para peces, (9) presencia y características de estanques, y (10) hábitat para insectos y macroinvertebrados.

Cada uno de los criterios presenta un puntaje que va desde 0 (bajas condiciones) a 10 (excelentes condiciones) (Tabla 8), obteniendo como resultado un valor final de SVAP, producto de la sumatoria del total de puntuaciones dividido entre el número de criterios evaluados, y con ello indicando condiciones de estado del cuerpo de agua (Boyer, 2009).

El detalle de los criterios y puntuaciones asignadas en el protocolo SVAP se presenta en el Anexo 2.

Tabla 8: Categorías del hábitat acuático establecidas en el SVAP

Puntuación SVAP	Categoría del hábitat
1 - 2.9	Severamente degradado
3 - 4.9	Pobre
5 - 6.9	Medio
7 - 8.9	Bueno
9 - 10	Excelente

FUENTE: Boyer (2009).

Muestreo de macroinvertebrados

En cada estación se colectaron cinco muestras de macroinvertebrados, procurando realizar la colecta en hábitats y sustratos distintos (según lo indicado en el ítem 2.4), con el fin de obtener una mayor representatividad de la comunidad. La colecta de macroinvertebrados se realizó con el empleo de una red Surber de 0.09 m² de área y 500 µm de diámetro de malla. La red se colocó en sentido contrario a la corriente del agua (Martínez *et al.*, 2006; Abarca, 2007; Correa *et al.*, 2010; MHN-UNMSM, 2014) y se removió el sustrato por un tiempo aproximado de dos minutos (Figura 5). Las muestras colectadas se almacenaron en recipientes plásticos de 500 ml de capacidad, se preservaron con alcohol de 70° y se etiquetaron con el código de la estación.

La limpieza e identificación de las muestras se realizó en el laboratorio de Limnología del Centro de Ornitología y Biodiversidad (Corbidi). En la limpieza de las muestras se emplearon tamices de diverso espesor de malla; y para su identificación se empleó un microscopio estereoscopio y bibliografía especializada de Flint (1982); Roldán (1988); Heckman (2001, 2002, 2003, 2008); Manzo (2005); Domínguez *et al.* (2006); Domínguez y Fernández *et al.* (2009).



Figura 5: Colecta de macroinvertebrados en el río Chillón

3.2.3 Análisis de datos

Análisis del hábitat acuático

El análisis de la calidad del hábitat acuático se determinó con el protocolo SVAP. Para determinar diferencias significativas ($p\text{-valor} < 0.05$) entre los parámetros fisicoquímicos del agua a nivel de río (Chillón y Mala) y temporada de evaluación (lluviosa y seca) - en caso los datos se ajustaron a una distribución normal - se empleó la prueba paramétrica T-student, caso contrario se empleó la prueba no paramétrica de Wilcoxon. Cabe indicar, que para determinar la normalidad de los datos se realizó la prueba estadística de Shapiro Wilk. El desarrollo de todos los análisis estadísticos se realizó con empleo del programa R versión 3.2.4.

- Prueba de Shapiro Wilk

La prueba Shapiro Wilk fue desarrollada y publicada en 1965 por Samuel Shapiro y Martin Wilk, esta prueba se aplica con el fin de determinar la normalidad de una serie de datos, teniendo como principio un tamaño de muestra por debajo de los 50 casos (Rial y Varela, 2008).

Prueba de hipótesis

Ho: La variable aleatoria no se ajusta a una distribución normal.

H1: La variable aleatoria se ajusta a una distribución normal.

- Prueba T-student

El estadístico T fue desarrollado por el químico William Sealy Gosset (1899). Inicialmente para mantener la reserva de autoría de investigación, la prueba se denominó T-student la cual consiste en un análisis paramétrico de comparación de dos medias para determinar si ambas provienen de la misma población. La aplicación de esta prueba se realiza cuando se cumple lo siguiente:

- Variables dependientes registrada en intervalos.
- Aleatorización de datos.
- Representatividad de muestras, en términos de número y composición.
- Distribución normal de la variable dependiente.
- Homocedasticidad de Fisher.

Prueba de hipótesis

Ho: No existe diferencias entre las medias de dos muestras ($\mu_1 = \mu_2$).

H1: Existe diferencias entre las medias de dos muestras ($\mu_1 \neq \mu_2$).

- Prueba Wilcoxon

La prueba de los rangos con signo de Wilcoxon fue publicada en Frank Wilcoxon en 1945. Consiste en una prueba no paramétrica, la cual se emplea como alternativa a la prueba T-student cuando las muestras no se ajustan a una distribución normal. Considera además la independencia de los tamaños muestrales (Martín y Luna, 2004).

Prueba de hipótesis

Ho: Las dos poblaciones comparadas son idénticas ($\mu_1 = \mu_2$).

H1: Una población tiende a dar valores más altos que la otra ($\mu_1 \neq \mu_2$).

Análisis de la comunidad de macroinvertebrados

a) Parámetros comunitarios

El análisis de la comunidad de macroinvertebrados en función a la diversidad biológica es un tema central en ecología (Magurran, 1988). Los parámetros comunitarios son empleados como herramientas para registrar variaciones en la distribución y abundancia de organismos durante un periodo de tiempo, lo cual permite evidenciar la estructura de las comunidades y el comportamiento de los organismos bajo ciertas condiciones de perturbación (Hair, 1987).

Al tener la presente investigación como objetivo principal el estudio de la calidad del agua en función a los macroinvertebrados, el cálculo de la riqueza, la equidad y la diversidad se realizó en función al taxón “familias” tal como en los estudios previos de Cordero *et al.* (2017) y Graça *et al.* (2015) de un tenor de investigación similar.

- **Abundancia**

Se define como el número total de individuos que existen en un área determinada. Para los análisis, los datos registrados por muestra se determinaron como el número de individuos por 0.09 m².

- **Riqueza**

La riqueza se determinó como el número total de familias presentes dentro de una muestra.

- **Índice de diversidad de Shannon-Wiener**

Este índice toma en cuenta la heterogeneidad de la muestra, respecto a la abundancia del total de especies registradas (Moreno, 2001; Magurran, 2004). Se expresa de la siguiente manera:

$$H' = - \sum_i^S (p_i)(\log_2 p_i)$$

Dónde: H' = índice de Shannon-Wiener; S = número de especies; y p_i =proporción del total de la muestra perteneciente a su especie *i*.

Un valor alto de H indicaría una diversidad alta, pudiendo estar influenciado por una gran cantidad de taxones o una distribución más equitativa de estos, confirmando con ello una de las principales ventajas de la independencia al tamaño de la muestra (Roldán, 1992). Por otro

lado, un valor cero indicaría que todos los individuos colectados pertenecen a un único grupo taxonómico.

- **Índice de diversidad de Simpson**

Este índice se basa en el principio de que un sistema es más diverso cuando ninguna de las especies puede ser considerada como dominante ante cualquiera de las otras especies presentes (Gliessman, 2002).

El índice de Simpson (1-D) varía de 0 hasta 1, y se expresa de la siguiente manera:

$$D = \sum (P_i)^2$$

Dónde: p_i =proporción de individuos de una misma especie; D = dominancia.

- **Índice de equidad de Pielou**

Mide la proporción de la diversidad observada con relación a la máxima diversidad esperada. Varía de 0 a 1, de tal forma que 1 correspondería a situaciones donde todas las especies son igualmente abundantes (Magurran, 1988; Moreno, 2001), y cero a situaciones donde una de las especies presenta dominancia.

Se expresa de la siguiente manera:

$$J' = \frac{H}{\text{Log}S}$$

Dónde: J' =equidad de Pielou; H=índice de Shannon-Wiener; S=número de especies.

- b) Índices de calidad ecológica del agua en función a los macroinvertebrados**

De manera convencional, la evaluación de la calidad ecológica del agua se ha realizado en base a análisis fisicoquímicos y bacteriológicos. Sin embargo, en los últimos años el empleo de la comunidad de macroinvertebrados, al ser más estudiada debido a su sensibilidad ante perturbaciones de las condiciones naturales de su ambiente, se ha empleado con mayor énfasis en estudios enfocados a evaluar las condiciones ambientales y ecológicas de un medio acuático.

Para el análisis de la calidad ecológica del agua se emplearon los índices EPT (Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera), ABI (*Andean Biotic Index*) y BMWP

(*Biological Monitoring Working Party*), basados en adaptaciones de los valores de sensibilidad de macroinvertebrados registrados en la zona altoandina de Sudamérica; y el IBH el cual presenta, a pesar de ser de naturaleza cualitativa - es decir para su cálculo considera la abundancia de organismos - valores de sensibilidad adaptados para Canadá.

- **Índice EPT**

El índice EPT fue desarrollado en Norteamérica durante los años 1960 y 1970, y popularizado a partir del año 1980 (Lenat y Penrose, 1994). Este es el índice es comúnmente empleado en programas de monitoreo ambiental (Rosemond *et al.*, 1993; Baptista *et al.*, 2007), pues representa una ayuda rápida en la determinación de índices multimétricos que permiten obtener una interpretación acerca de la perturbación del medio acuático (Moya *et al.*, 2007).

El índice EPT se basa en la abundancia relativa (%) de los órdenes Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera, los cuales es algunos casos son asociados con ambientes de buenas condiciones de calidad tal como aguas bien oxigenadas y sensibles a condiciones de contaminación orgánica (Lenat, 1988; Lenat y Penrose, 1994; Giacometti y Bersosa, 2006). El rango de los valores de EPT y las categorías de calidad de aguas se presenta la Tabla 9.

Tabla 9: Calidad ecológica del agua con empleo del índice EPT

Valor EPT (%)	Calidad del Agua
75 – 100	Muy Buena
50 – 74	Buena
25 – 49	Regular
0 – 24	Mala

Fuente: Carrera y Fierro (2001).

- **Índice BMWP**

El índice BMWP (*Biological Monitoring Working Party*) fue propuesto en Gran Bretaña por Armitage *et al.* (1983) para su empleo como una herramienta para determinar la calidad ecológica del agua de los ecosistemas acuáticos. El BMWP/Col (Roldán, 2003) y el CHBMWP (Figuroa, 2004) son adaptaciones realizadas para Colombia y Chile, respectivamente, en función a la distribución y diversidad de familias de macroinvertebrados presentes en cada zona. Sin embargo, debido a condiciones geográficas similares en el área

de evaluación, se emplearon los valores de sensibilidad utilizados para las familias registradas en Chile.

La determinación de este índice consiste en la asignación de una puntuación a cada una de las familias de macroinvertebrados identificadas, basados en valores de sensibilidad ante condiciones de contaminación orgánica; seguido de la sumatoria de total puntuaciones obtenidas a nivel de muestra.

El índice BMWP y sus adaptaciones se determinan de la siguiente manera:

$$BMWP = \sum n_i t_i$$

Dónde:

n_i = presencia/ausencia de familias de macroinvertebrados; t_i = valor de tolerancia de cada familia. El rango de puntuaciones y su asociación con la calidad ecológica del agua se presenta en la Tabla 10.

Tabla 10: Calidad ecológica del agua con empleo del índice BMWP

Clase	Puntuación BMWP	Calidad ecológica	Significado
I	>100	Buena	Aguas muy limpias
II	61-100	Aceptable	Aguas ligeramente contaminadas
III	36-60	Dudosa	Aguas moderadamente contaminadas
IV	16-35	Crítica	Aguas muy contaminadas
V	≤15	Muy crítica	Aguas fuertemente contaminadas

FUENTE: Roldán (2003).

- **Índice ABI**

El Índice Biótico Andino (ABI) es una adaptación del índice BMWP (Armitage *et al.*, 1983), ampliamente empleado para describir condiciones de contaminación (Acosta *et al.*, 2009). El índice ABI fue desarrollado para ambientes fluviales altoandinos por encima de los 2 000 msnm principalmente para las zonas de Ecuador y Perú (Acosta *et al.*, 2009; Ríos-Touma *et al.*, 2014). El análisis se basa en un sistema de puntuaciones asignada a cada familia de macroinvertebrados en función a su sensibilidad a condiciones de contaminación, variando entre uno (organismos más tolerantes a la contaminación) y 10 (organismos más sensibles a la contaminación) (Ríos-Touma *et al.*, 2014). El cálculo de ABI se realiza de

igual manera que el índice BMWP. En la Tabla 11 se presenta la puntuación ABI y su asociación con los estados ecológicos de calidad del agua.

Tabla 11: Puntuación ABI y su relación con la calidad ecológica del agua

Puntuación ABI	Calidad ecológica
>74	Muy Bueno
45 – 74	Bueno
27 – 44	Medio
11 – 26	Malo
<11	Pésimo

FUENTE: Acosta *et al.* (2009).

- **Índice IBH**

El Índice Biótico de Hilsenhoff (IBH) toma en cuenta el número de individuos y el valor sensibilidad de cada familia respecto a las condiciones ambientales desfavorables (Hilsenhoff, 1988). Los valores de tolerancia varían de cero (muy intolerantes) a 10 (altamente tolerantes) en función a la resistencia a condiciones de polución orgánica. Tal como en el índice BMWP, el IBH presenta una adaptación para Chile (ChIBH) (Figueroa *et al.*, 2007) basado en las familias determinadas para esta zona, el cual además fue empleado en el presente estudio.

El IBH requiere identificación a nivel de familia y presenta una adecuada correlación con factores de origen antropogénico (contaminación química o modificación del hábitat), por lo cual es ampliamente empleado (Dewalt *et al.*, 1999; Eaton, 2001; Blocksom *et al.*, 2002).

El índice se calcula mediante la siguiente fórmula:

$$IBH = (\sum n_i t_i)/N$$

Dónde: N = número total de individuos en la muestra; n_i = número de individuos en cada familia; y t_i = valor de tolerancia de cada familia.

En la Tabla 12 se presenta la clasificación de la calidad ecológica del agua en base a los valores del IBH. Los valores del índice muestran una relación inversa con la buena calidad ecológica y una relación directa con respecto al grado de contaminación orgánica.

Tabla 12: Calidad ecológica del agua con empleo con empleo del índice IBH

Valor de IBH	Calidad ecológica	Grado de Contaminación
≤ 3.75	Excelente	Sin contaminación orgánica aparente
3.76 - 4.25	Muy buena	Contaminación orgánica ligera
4.26 – 5.00	Buena	Algo de contaminación orgánica
5.01 – 5.75	Regular	Contaminación orgánica regular
5.76 – 6.50	Regular-Pobre	Contaminación orgánica significativa
6.51 – 7.25	Pobre	Contaminación orgánica muy significativa
≥ 7.26	Muy Pobre	Contaminación orgánica severa

FUENTE: Hilsenhoff (1988).

c) Asociaciones de la comunidad de macroinvertebrados

La evaluación de la distribución y ordenación de la comunidad de macroinvertebrados en función a variables espaciales (nombre del río, tipo de sustrato y hábitat) y temporales (temporada lluviosa y seca) se determinó con empleo del análisis de similitud de Bray-Curtis (Bray y Curtis, 1957) en función a la abundancia de las familias registradas, para lo cual la matriz de datos fue sometida a una transformación logarítmica $\ln(x+1)$ con el objetivo de disminuir el peso de las familias de mayor abundancia.

Posterior al análisis de similitud se realizaron las siguientes pruebas de ordenación, las cuales se determinaron con empleo del programa Primer 6.1.6:

- Análisis de Cluster

El análisis de Cluster es un método caracterizado por analizar una serie de variables con las cuales se mide la similitud entre ellas, los cuales se diferencia en: grupos homogéneos internamente y diferentes entre sí; representados gráficamente en dendogramas. Los análisis de Cluster se realizaron con el método del UPGMA. Así mismo para corroborar la significancia de las agrupaciones conformadas por medio de una serie de permutaciones realizadas a cada nodo del dendograma (Clarke *et al.*, 2008), se realizó la prueba de permutación de SIMPROF con un nivel de significancia de 5 por ciento.

- Análisis No Paramétrica Multidimensional Escala (NMDS)

El análisis NMDS es un método de ordenación no paramétrico que permite la representación y reducción de una serie de datos de un gran número de variables a dos o tres nuevas dimensiones (refiriéndose a una ordenación de ejes) basados en una matriz de distancias entre muestras (Clarke, 1993). Para determinar la similitud entre los diversos grupos, los resultados se sometieron a la prueba PERMANOVA teniendo como hipótesis la no diferencia de las variables a evaluar.

d) Evaluación entre los parámetros abióticos y los macroinvertebrados

Para determinar diferencias significativas (p -valor <0.05) entre el hábitat acuático y la comunidad de macroinvertebrados (índices comunitarios y bióticos), se aplicaron las pruebas T-student y ANOVA o Wilcoxon y Kruskal-Wallis, esta última prueba solo se emplea cuando los datos se ajustan a una distribución no paramétrica. Todos los cálculos se realizaron con empleo del programa R versión 2.15.1.

Para determinar los principales factores que influyen la estructura de la comunidad de macroinvertebrados, se empleó un Análisis de Correspondencia Canónica (CCA). Así mismo para observar la influencia de los factores abióticos sobre los parámetros comunitarios e índices de calidad ecológica del agua en función a los macroinvertebrados se aplicó el coeficiente de correlación de Spearman, el cual permitió evaluar estadísticamente las relaciones y niveles de significativos de correlación.

Para el cálculo de los análisis multivariados y estadísticos se realizó con empleo de los programas Past versión 2.17c., Primer 6.1.6 y R versión 2.15.1.

IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1 Hábitat acuático

Los ríos Chillón y Mala presentaron un ancho de cauce variable, de mayores registros en las zonas de menor altitud, entre los 1 500 msnm a 2 000 msnm. El río Chillón presentó una longitud promedio⁴ de cauce entre 5 m y 15 m, y en el río Mala valores promedio entre 10 m y 80 m. El ancho mojado promedio o el espejo de agua, presentó en ambos ríos las mayores longitudes durante la temporada lluviosa debido al incremento del flujo de agua característico de la temporada de evaluación, de longitudes variables entre 5 m y 35 m.

Respecto a los hábitats disponibles, las cascadas se registraron principalmente en el río Chillón; mientras que, en el río Mala su registro fue esporádico identificándose únicamente en las estaciones RM-01 y RM-04. Los rápidos, las corridas y las pozas se registraron en todas las estaciones y temporadas de evaluación; de los cuales los rápidos se registraron principalmente en la temporada lluviosa, las corridas abundantes en ambas temporadas y las pozas principalmente durante la temporada seca debido a la reducción del flujo de agua característico de la temporada.

En ambos ríos el sustrato fue similar, representado por el canto rodado, seguido por las piedras grandes, el guijarro, los finos, la grava y la arena. En el río Chillón, las orillas presentaron una pendiente variable entre 30° y 70°, generalmente erosionadas, y con ligera presencia de rocas, arbustos y gramíneas. En el río Mala la pendiente de las orillas varió entre 30° y 90°, con mayor presencia de rocas, seguido de tierra erosionable, arbustos y gramíneas, estas últimas registradas solamente en la estación RM-05.

La descripción detallada del hábitat por estación y temporada de evaluación se presenta en el Anexo 1.

⁴ Valor registrado con mayor frecuencia.

La evaluación del hábitat con empleo del protocolo SVAP registró las categorías de calidad “Buena” y “Media” en ambos ríos (Figura 6).

En el río Chillón las estaciones ubicadas a menor altitud (RC-01 y RC-02) registraron una mejor condición del hábitat (“Buena”) durante la temporada lluviosa, además condiciones de aguas moderadamente claras; la estación RC-03 registró una condición “Buena” y la estación RC-04 una condición “Media”; mientras que, las estaciones RC-05 y RC-06 presentaron una condición “Buena” durante la temporada seca.

En el río Mala las estaciones ubicadas a menor altitud (RM-01 y RM-03) presentaron una condición de hábitat “Media” en ambas temporadas de evaluación. La estación RM-02 una condición “Buena” durante la temporada seca, lo cual se explicaría por la reducción de caudal e incremento de ambientes disponibles para el desarrollo de las comunidades acuáticas como peces y macroinvertebrados. Las estaciones ubicadas a mayor altitud, sobre los 2 000 msnm, cercanas a zonas agrícolas y centro poblados - tales como RM-04 (temporada lluviosa) y en RM-05 (ambas temporadas de evaluación) - presentaron una condición “Buena”.

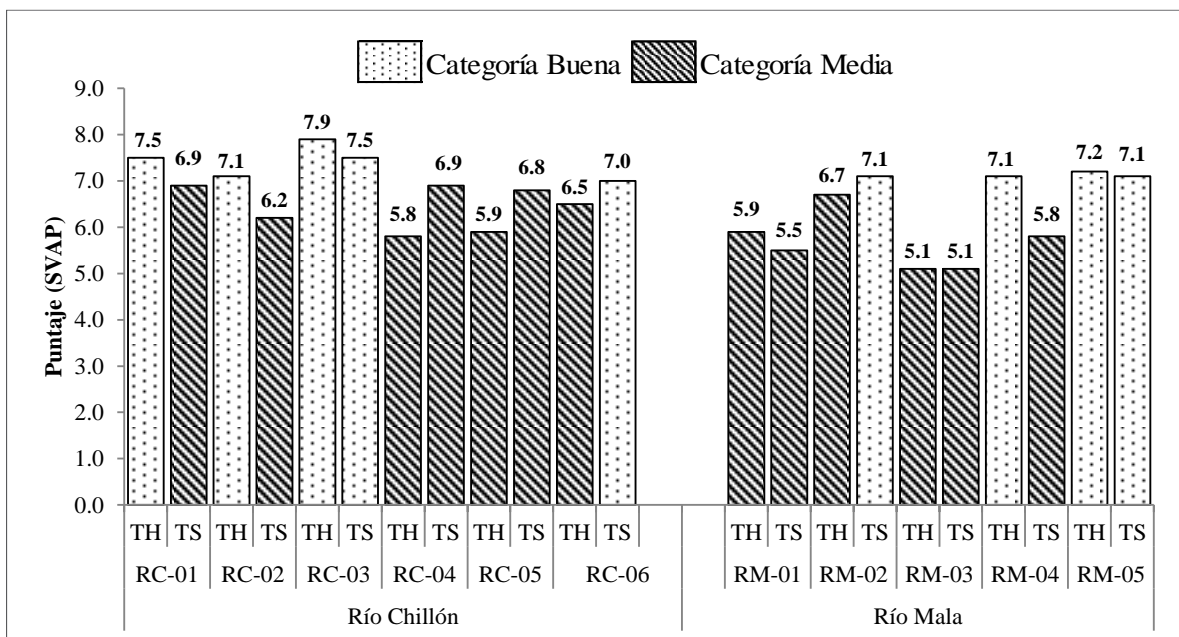


Figura 6: Categorización del hábitat con empleo del protocolo SVAP
 TH: temporada lluviosa; TS: temporada seca.

4.2 Parámetros fisicoquímicos del agua

Los parámetros fisicoquímicos del agua evidenciaron condiciones propias de ecosistemas acuáticos altoandinos. Los registros detallados por estación y temporada de evaluación se presentan en el Anexo 3.

La temperatura del agua varió entre 8.1°C y 18.4°C, con mayores registros durante la temporada lluviosa; además con un rango de variación opuesto con la altitud, es decir mayores registros en las áreas más bajas y menores en las áreas más elevadas; así mismo, los cambios en la temperatura se encontrarían relacionados con la intensidad de la radiación solar - hora de muestreo- y la acción del viento (Lampert y Sommer, 2007). El pH evidenció aguas ligeramente alcalinas ($8.3 \leq \text{pH} \leq 8.9$), de mayores registros durante la temporada lluviosa, pudiendo deberse al incremento de iones oxhidrilo en el medio acuático debido a la erosión de los suelos de naturaleza calcáreos, característicos en el valle del río Mala (INRENA, 1994a). La conductividad del agua varió entre 151 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y 1 270 $\mu\text{S}/\text{cm}$, con los mayores valores generalmente en el río Chillón, pudiendo explicarse por las características mineralógicas de la cuenca. La concentración de oxígeno disuelto (entre 7.2 mg/L y 8.8 mg/L) presentó registros por encima del valor mínimo de protección de la vida acuática (6.5 mg/L) recomendado por el Concejo Canadiense de Medio Ambiente (Canadian Council of Minister of the Environmental [CCME], 2007), y evidenciando condiciones adecuadas de saturación del agua. Finalmente, la concentración de STD, con un rango entre 153 mg/L y 760 mg/L, presentó los mayores registros en el río Chillón; mientras que, en el río Mala las mayores concentraciones de STD se registraron durante la temporada seca.

En el análisis estadístico a nivel de río (Chillón y Mala), la prueba de Shapiro-Wilk (Tabla 13) registró un ajuste normal ($p\text{-valor} > 0.05$) para los parámetros temperatura y pH, sobre los cuales la prueba T-student no evidenció diferencias significativas ($p\text{-valor} > 0.05$), excepto para el oxígeno disuelto ($p\text{-valor} = 0.03417$). La prueba no paramétrica de Wilcoxon evidenció diferencia significativa ($p\text{-valor} < 0.05$) para las variables conductividad eléctrica y STD.

A nivel temporal (temporada lluviosa y seca) la prueba Shapiro-Wilk evidenció un ajuste normal ($p\text{-valor} > 0.05$) para los parámetros temperatura, pH y oxígeno disuelto, sobre los cuales la prueba T-student reflejó diferencias significativas ($p\text{-valor} < 0.05$). Por otro lado, la prueba no paramétrica de Wilcoxon no evidenció diferencias significativas para STD ($p\text{-valor} = 0.4385$); excepto en la conductividad eléctrica ($p\text{-valor} = 0.01789$).

Los resultados de las pruebas T-student y Wilcoxon para los parámetros fisicoquímicos a nivel de río y temporada de evaluación se presentan en el Anexo 4.

Tabla 13: Normalidad de Shapiro-Wilk en los parámetros fisicoquímicos

Variable		Temperatura	pH	CE	OD	STS
Río	Chillón	0.21750	0.55090	0.00348 (*)	0.09225	0.00304 (*)
	Mala	0.15200	0.61020	0.00398 (*)	0.08687	0.25060
Temporada	Lluviosa	0.17590	0.69700	0.00239 (*)	0.73110	0.00231 (*)
	Seca	0.61040	0.03597	0.03023 (*)	0.07964	0.63500

CE: conductividad eléctrica; OD: oxígeno disuelto; STD: sólidos totales disueltos; (*): datos no se ajustan a una distribución normal.

4.3 Macroinvertebrados

4.3.1 Parámetros comunitarios

En los ríos Chillón y Mala, la comunidad de macroinvertebrados se encontró conformada por un total de 27 941 individuos, los cuales se agruparon en 37 familias, distribuidas en 15 órdenes, 10 clases y seis phyla, de estos últimos Arthropoda fue el phylum más abundante y diverso, representado por la clase Insecta (Anexo 5).

La abundancia promedio fluctuó entre 60 y 616 individuos, de mayores registros en la temporada seca, pudiendo explicarse por la reducción del flujo de agua e incremento de hábitats disponible para el desarrollo de la comunidad. En el río Chillón la mayor abundancia se registró en la estación RC-03; mientras que, en el río Mala el mayor registro fue en la estación RM-05.

La riqueza total fluctuó entre 12 y 23 familias por estación, con valores ligeramente superiores durante la temporada seca. En el río Chillón la estación con menor riqueza fue RC-05 (temporada seca). En el río Mala la riqueza por estación reflejó un incremento en relación con la altitud, lo cual podría deberse a la mayor disponibilidad de hábitats para el desarrollo de la comunidad, incluso el mayor registro en RM-05 (temporada seca) y los menores en RM-01.

El índice de Shannon-Wiener (H') evidenció condiciones bajas a elevadas de diversidad, fluctuando entre 0.98 bits/ind y 3.47 bis/ind, y mayores registros durante la temporada seca,

excepto en la estación RM-05 (río Mala). En el río Chillón, los mayores valores se registraron en las estaciones RC-01 y RC-02; mientras que, en el río Mala, la diversidad fue baja en las estaciones de menor altitud (RM-01 y RM-02) y con ligeros incrementos en estaciones restantes.

Los valores totales de los índices de diversidad de Simpson (1-D) y equidad de Pielou (J'), presentaron una tendencia de variación similar a la registrada en el índice de diversidad de Shannon-Wiener. En el río Chillón, ambos índices presentaron valores superiores a 0.5, pudiendo indicar una distribución similar de la abundancia de las familias registradas, excepto durante la temporada lluviosa en las estaciones RC-03 y RC-05, explicado por la dominancia y abundancia de las familias Chironomidae y Baetidae. En el río Mala, ambos índices presentaron valores generalmente cercanos a 0.5, excepto en la estación RM-01 durante la temporada lluviosa (valores de 0.27), pudiendo debido a la dominancia de individuos de la familia Chironomidae.

En la Tabla 14 se presentan los parámetros comunitarios de los macroinvertebrados registrados a nivel de estación y temporada de evaluación.

Tabla 14: Parámetros comunitarios por estación y temporada

Río	Estación	Temporada	Abundancia (ind/0.27m ²)	Riqueza Total ^a (N° familias)	Índices de diversidad		Equidad de Pielou ^a (J')
					Shannon-Wiener H' ^a (bits/ind)	Simpson ^a 1-D	
Río Chillón	RC-01	TLL	233	18	2.71	0.81	0.65
		TS	175	21	3.08	0.84	0.70
	RC-02	TLL	218	19	2.15	0.68	0.51
		TS	292	20	3.47	0.89	0.80
	RC-03	TLL	238	20	1.71	0.58	0.39
		TS	616	23	2.41	0.64	0.53
	RC-04	TLL	100	23	2.84	0.80	0.63
		TS	539	17	2.14	0.66	0.52
	RC-05	TLL	202	20	1.94	0.59	0.45
		TS	133	13	2.36	0.74	0.64
	RC-06	TLL	70	17	2.10	0.65	0.52
		TS	416	22	2.36	0.71	0.53
Río Mala	RM-01	TLL	102	12	0.98	0.27	0.27
		TS	209	17	2.14	0.70	0.52
	RM-02	TLL	259	19	1.88	0.54	0.44
		TS	280	19	1.91	0.57	0.45
	RM-03	TLL	239	17	1.89	0.56	0.46
		TS	217	22	2.81	0.80	0.63
	RM-04	TLL	228	19	1.96	0.55	0.46
		TS	180	18	2.47	0.76	0.59
	RM-05	TLL	270	18	2.59	0.77	0.62
		TS	370	23	2.18	0.56	0.48

(a) Considera el total de familias y/o organismos registrados por estación; TLL: temporada lluviosa; TS: temporada seca.

Para determinar posibles diferencias significativas de los parámetros comunitarios a nivel de río, temporada, tipo de hábitat y sustrato, se realizaron las pruebas de normalidad seguidas de pruebas de comparación de medias de tipo paramétricas y no paramétricas. Dado que los tamaños muestrales fueron superiores a 30 unidades, se realizó la prueba de normalidad de Kolmogorov-Smirnov con su corrección de Lilliefors, denominada Lillie.test.

A nivel de río (Chillón y Mala), la diversidad de Shannon-Wiener y la equidad de Pielou se ajustaron a una distribución normal ($p\text{-valor}>0.05$), por lo cual se empleó la prueba de T-student la cual indicó diferencias significativas ($p\text{-valor}<0.05$) entre ambos ríos. Por otro lado, la abundancia, la riqueza y el índice de Simpson al no ajustarse a una distribución normal ($p\text{-valor}<0.05$) se sometieron a la prueba no paramétrica de Wilcoxon, la cual no evidenció diferencias significativas ($p\text{-valor}>0.05$), excepto para la diversidad de Simpson.

A nivel de temporal, la diversidad de Shannon-Wiener y la equidad de Pielou se ajustaron a una distribución normal ($p\text{-valor}>0.05$). La prueba T-student no evidenció diferencias significativas en ambos casos, excepto en la diversidad de Shannon-Wiener donde la media registrada en la temporada seca representó 1.2 veces la media de la temporada lluviosa. Por otro lado, la prueba no paramétrica de Wilcoxon evidenció diferencias significativas ($p\text{-valor}<0.05$) a nivel temporal para la abundancia y la riqueza, más no para la diversidad de Simpson.

El análisis a nivel de tipo de hábitat⁵, desarrollado para la abundancia, riqueza, diversidad y equidad, reflejó solamente en la diversidad de Shannon-Wiener y la equidad de Pielou un ajuste a una distribución normal. Por otro lado, las pruebas de comparación de medias (ANOVA y Kruskal-Wallis) no evidenciaron en alguno de los tratamientos diferencias significativas ($p\text{-valor}>0.05$) de los parámetros evaluados a nivel de tipo de hábitat.

En la evaluación a nivel de tipo de sustrato⁶, la prueba de Lillie.test reflejó una distribución normal para la diversidad de Shannon-Wiener, sobre la cual la prueba ANOVA no reflejó diferencias significativas ($p\text{-valor}>0.05$). Por otro lado, la abundancia, riqueza, diversidad de Simpson y equidad de Pielou al no ajustarse a una distribución normal se sometieron a la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis, la cual no evidenció diferencias significativas ($p\text{-valor}>0.05$) a nivel del tipo de sustrato.

⁵ Comprende a rápido, corrida y poza.

⁶ Comprende a canto rodado, piedra grande, grava y finos; cabe indicar que no se consideró a la arena pues el número de muestras registradas para este tratamiento fue bajo y correspondiente a dos.

Los resultados de las pruebas de normalidad aplicados para los parámetros comunitarios de macroinvertebrados por cada análisis se presentan en el Anexo 7, y los resultados de las pruebas paramétricas y no paramétricas de comparación de medias se presentan en el Anexo 8.

4.3.2 Distribución de la comunidad de macroinvertebrados

El orden Ephemeroptera, considerado bioindicador de la calidad del agua por su moderada tolerancia a condiciones de contaminación orgánica (Bauernfeind y Moog, 2000; Hodkison y Jackson, 2005, Eftenoiu *et al.*, 2011) presentó los mayores aportes en las estaciones del río Chillón, principalmente durante la temporada lluviosa. Por otro lado, en el río Mala el aporte de este orden fue bajo, de mayores registros en las estaciones RM-01 (temporada seca) y RM-05 (temporada lluviosa).

El orden Plecoptera, considerado bioindicador de la calidad del agua debido a su reducción (abundancia y riqueza) en ríos afectados por actividades antrópicas (Hussain y Pandit, 2012), presentó en los ríos Chillón y Mala aportes inferiores al dos por ciento, pudiendo explicarse por la preferencia de estos organismos a aguas frías y limpias (Williams y Feltmate, 1992), con gran movimiento (Hynes, 1976), asociadas con un sustrato rocoso (Macan, 1962) y ambientes con bajas concentraciones de partículas en suspensión - estas dos últimas características no registradas en la mayoría de estaciones de evaluación - pues tal como se indica en Bispo *et al.* (2002) las branquias de estos organismos pueden llegar a cubrirse con las partículas final lo cual limita su desarrollo y vida.

El orden Trichoptera también considerado indicador de ambientes con buenas condiciones de calidad de agua (Wiggins y Mackay, 1978; Pereira *et al.*, 2012), debido a la sensibilidad de los organismos ante cambios en las condiciones físicas y químicas de los ambientes acuáticos (Spies *et al.*, 2006) por alteraciones antropogénicas (Pereira *et al.*, 2012). En ambos ríos su aporte fue bajo, con valores generalmente cercanos al 10 por ciento de la abundancia relativa, excepto en la estación RC-06 (temporada seca) donde su aporte se incrementó hasta el 25 por ciento.

En ambos ríos, el orden Díptera se encontró representado por organismos de la familia Chironomidae la cual fue representativa en todas las estaciones con aportes incluso superiores al 40 por ciento de la abundancia relativa, excepto durante la temporada seca en las estaciones RC-01 y RC-02. Cabe indicar, que los elevados registros de estos organismos se explicarían por su elevada distribución y abundancia entre los insectos acuáticos

(Armitage *et al.*, 1995; Merrit y Cummins, 1997; Oliver, 1971; Pinder, 1986) debido a su condición de oportunista y facilidad para adaptarse rápidamente a diversos ambientes (Huryn, 1990; Ruse, 1995), además considerada como un bioindicador debido a su rápida respuesta ante cambios en las condiciones ambientales del agua, tales como variaciones en las concentraciones de oxígeno, nutrientes, pH y salinidad (Walker, 2001; Donato *et al.*, 2008).

El orden Coleoptera presentó aportes bajos en la mayoría de estaciones de evaluación, excepto en RM-02 (temporada seca) donde representó el 72 por ciento de la abundancia relativa, encontrándose representado por organismos de las familias Elmidae e Hydrophilidae, las cuales son consideradas bioindicadores de buenas condiciones de calidad de agua (Fernández-Díaz, 2008).

Los organismos de la subclase acari registraron en la mayoría de las estaciones aportes inferiores al dos por ciento, excepto durante la temporada lluviosa en las estaciones RM-02 y RM-03 donde contribuyeron con el siete y cinco por ciento, respectivamente; así como en las estaciones RC-04 y RM-05 durante la temporada lluviosa y RM-04 temporada seca donde sus aportes representaron los mayores registros, con valores superiores al 15 por ciento. Los altos registros de estos organismos no necesariamente se asociarían con ambientes contaminados, sino tal como indica en Schwoerbel (1961) se relacionaría con una alta resistencia ante condiciones desfavorables, así como a su gran variabilidad morfológica para establecerse en diversos hábitats acuáticos (Goldschmidt, 2016).

La clase Ostracoda registró los mayores aportes durante la temporada seca en las estaciones RC-05, RM-01 y RM-03, lo cual podría deberse al incremento de sustrato arenoso el cual es preferido por este tipo de organismos (Benzie, 1989), asociado con la reducción de caudal característico de la temporada de evaluación. En las estaciones restantes los aportes de estos organismos fueron bajos y menores al 10 por ciento.

La subclase Oligochaeta se registró en todas las estaciones aportes reducidos y generalmente por debajo del cinco por ciento, excepto durante la temporada seca en las estaciones ubicadas en la parte altas de ambos ríos (RC-04, RC-05, RC-06, RM-04 y RM-05), donde su contribución varió entre el siete y 17 por ciento. Los organismos de esta subclase son considerados - en ambientes lóticos - bioindicadores (Hodkinson y Jackson, 2005) pues habitan lugares sometidos a condiciones moderadas de contaminación orgánica (Lin y Yon, 2008; Martins *et al.*, 2008; Oscoz, 2009) donde la presencia de detritos es representativa y

esencial para su alimentación (Jablonska, 2013), además por su capacidad para tolerar condiciones de baja disponibilidad de oxígeno (Mandeville, 2002).

El grupo Otros se encontró conformada por organismos con abundancias bajas, los cuales representaron en conjunto aportes inferiores al cuatro por ciento. Dentro de este grupo encontramos a las clases Colembolla e Hydrozoa; los órdenes Amphipoda, Hemíptera, Lepidoptera y Megaloptera; y los phyla Mollusca, Nematomorpha y Platyhelminthes. Los mayores registros (cercaos al ocho y 10 por ciento) se identificaron durante la temporada seca en las estaciones RC-02 y RC-03, debido al aporte de las familias Corydalidae, Physidae y Planariidae.

En la Figura 7 se presenta la composición de los macroinvertebrados registrados en los ríos Chillón y Mala por estación y temporada de evaluación.

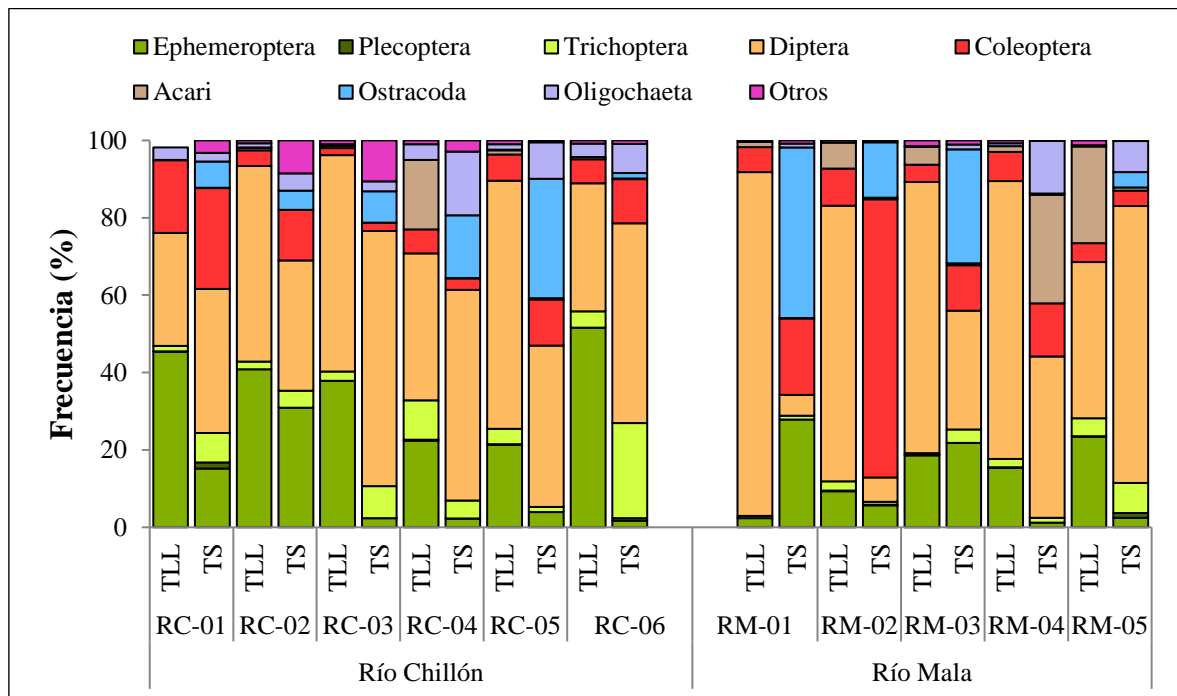


Figura 7: Distribución de la comunidad de macroinvertebrados

TLL: temporada lluviosa; TS: temporada seca.

El análisis de Cluster determinado en función a la similitud de Bray-Curtis y la prueba SIMPROF, registró con un 55 por ciento de similitud diferencias significativas (p -valor < 0.05) en la distribución de macroinvertebrados a nivel temporal (Figura 8), debido a ello se realizó el análisis SIMPER el cual registró que durante la temporada lluviosa el 59.84 por ciento de la similitud se debió a las familias Chironomidae (19.67 por ciento), Baetidae (14.65 por ciento), Elmidae (12.08 por ciento) y Empididae (6.59 por ciento), y la

subclase Acari (6.84 por ciento). Por otro lado, en la temporada seca el 67.87 por ciento de la similitud se debió a las familias Chironomidae (14,87 por ciento), Elmidae (12.93 por ciento), Baetidae (6.89 por ciento), Empididae (6.34 por ciento) e Hydroptilidae (6.19 por ciento), la clase Ostracoda (11.48 por ciento) y la subclase Oligochaeta (9.13 por ciento).

Los resultados de la prueba SIMPER se presentan en el Anexo 6.

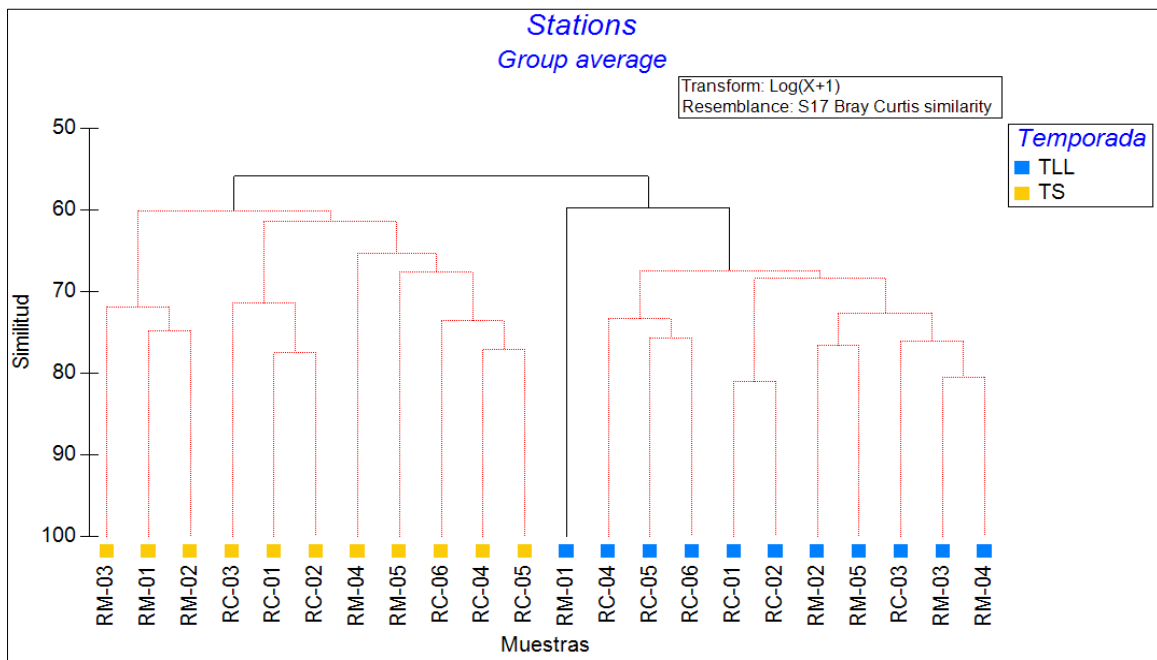


Figura 8: Análisis de Cluster por temporada de evaluación

El análisis de Cluster y la prueba de SIMPROF, registró con un 65 por ciento de similitud diferencias significativas (p -valor < 0.05) en la agrupación de macroinvertebrados a nivel de espacial (tipo de río), evidenciándose cuatro agrupaciones y de manera independiente la estación RM-01 (temporada lluviosa) (Figura 9). Las dos primeras agrupaciones correspondieron a la temporada seca las cuales se conformaron por estaciones de la parte media de ambos ríos: la primera agrupación conformada por las tres primeras estaciones del río Mala (RM-01, RM-02 y RM-03), y la segunda agrupación con un 72 por ciento de similitud por tres estaciones de la parte media del río Chillón (RC-01, RC-02 y RC-03). La tercera agrupación, correspondió a las estaciones evaluadas durante la temporada seca, conformada por estaciones de la parte alta de ambos ríos (RM-04, RM-05, RC-04, RC-05 y RC-06). La cuarta agrupación, fue correspondiente a las estaciones evaluadas durante la temporada lluviosa, además registró con un nivel de similitud de 72 por ciento tres subagrupaciones: primera y segunda conformada por las por estaciones del río Chillón;

mientras que la tercera subagrupación conformada por las cinco estaciones del río Mala y la estación RC-03. La estación RM-01 se registró de manera independiente, pudiendo explicarse - en comparación con otras estaciones - por el gran registro en abundancia de organismos de la familia Chironomidae.

En este caso, el análisis de SIMPER registró que el 63.67 por ciento de la similitud del río Chillón se debió a las familias Chironomidae (17.19 por ciento), Elmidae (11.57 por ciento), Baetidae (11.21 por ciento), Hydroptilidae (8.19 por ciento), Empididae (6.57 por ciento) y la subclase Oligochaeta (8.98 por ciento). Mientras que, en el río Mala el 60.15 por ciento de la similitud se debió a las familias Chironomidae (19.47 por ciento), Elmidae (15.08 por ciento), Baetidae (10.14 por ciento), Empididae (7.49 por ciento) y la subclase Acari (7.97 por ciento).

Los resultados de la prueba SIMPER se presentan en el Anexo 6.

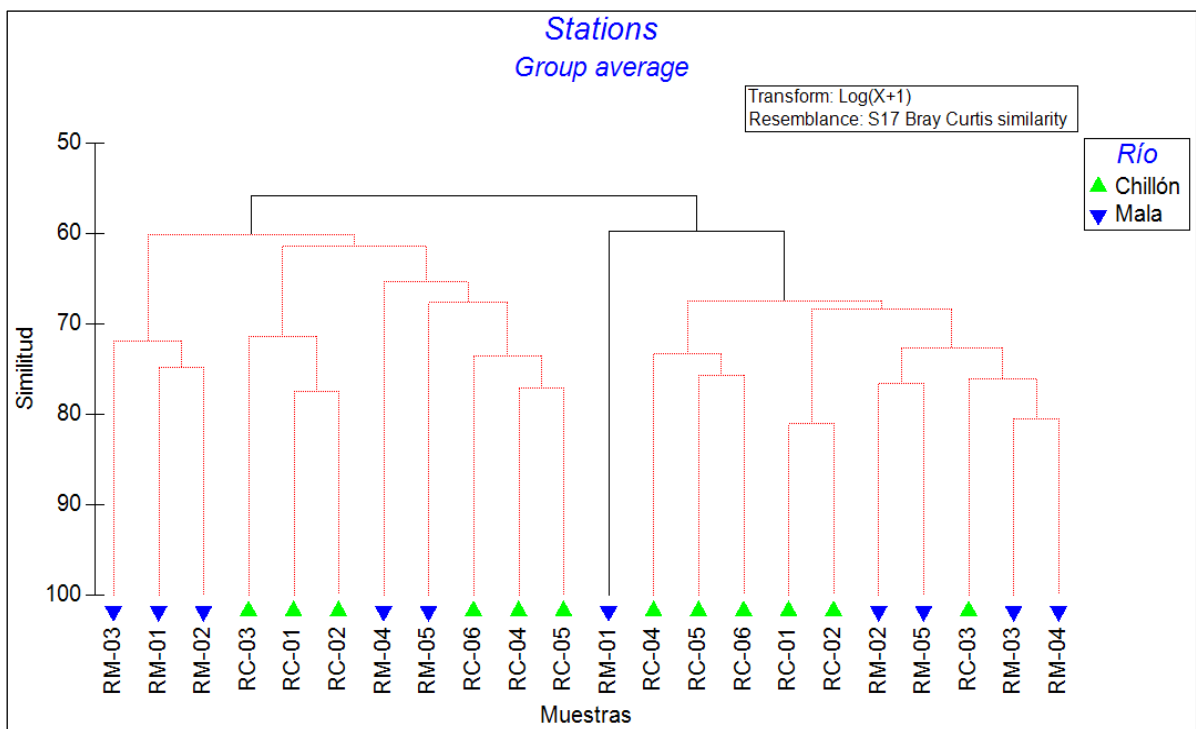


Figura 9: Análisis de Cluster por río evaluado

Para determinar la variación de la comunidad de macroinvertebrados a nivel de tipo de hábitat y sustrato, se realizaron los análisis NMDS y PERMANOVA. El cálculo de ambos análisis se realizó con todas las muestras colectadas por estación, además con el objetivo de disminuir el efecto de las familias con mayor abundancia se realizó la transformación logarítmica $\ln(x+1)$.

El análisis NMDS, con un stress de 0.23 (Figura 10), y el análisis PERMANOVA (p-valor>0.05, Pseudo-F=0.70605) no evidenciaron diferencias significativas de la comunidad de macroinvertebrados a niveles de tipo de hábitat (Tabla 15). El análisis SIMPER reflejó con un 55 por ciento de la similitud, que cada tipo de hábitat se encontró representado principalmente por las familias Chironomidae, Elmidae, Baetidae (Anexo 6).

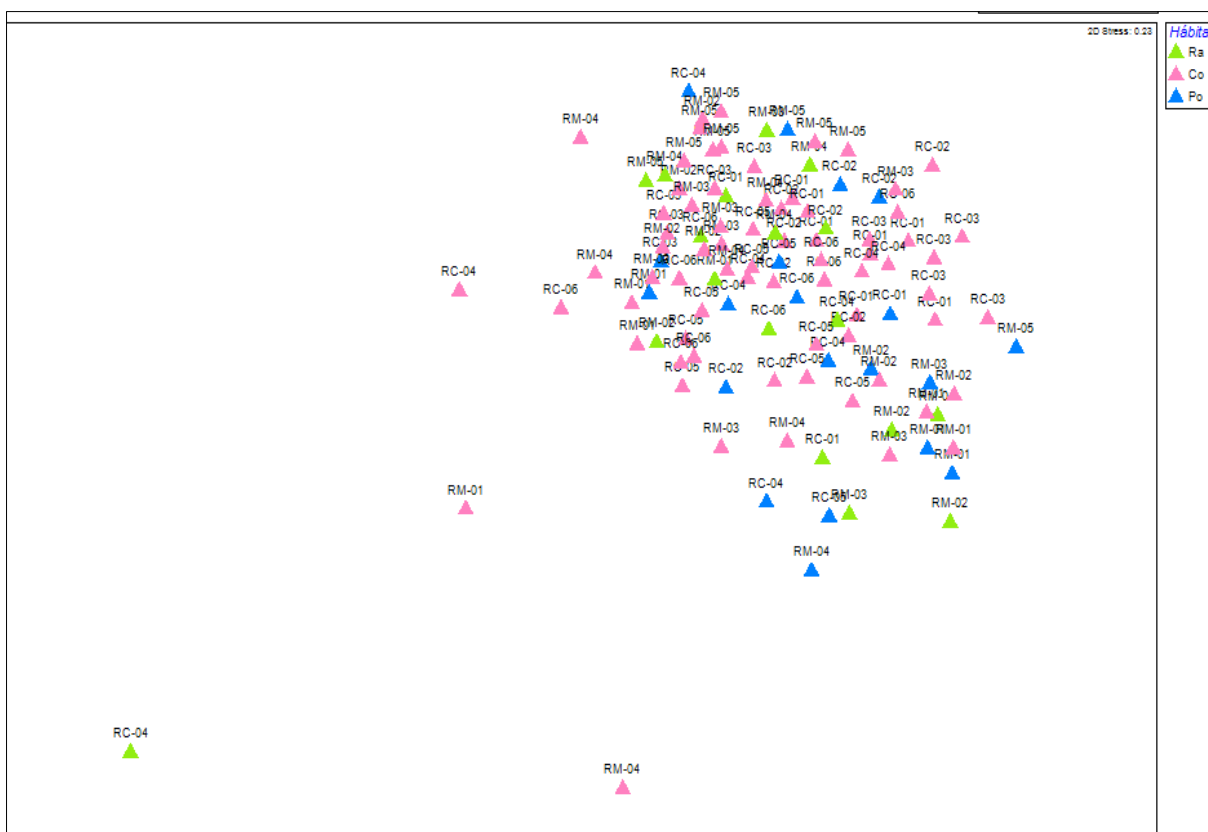


Figura 10: Análisis NMDS a nivel de tipo de hábitat
Ra: rápidos; Co: corrida, Po: poza.

A nivel de tipo de sustrato, los análisis NMDS - con un stress de 0.23 (Figura 11) - y PERMANOVA (p-valor>0.05, Pseudo-F=1.0132) no evidenciaron diferencia significativa de la comunidad de macroinvertebrados (Tabla 15). El análisis SIMPER (Anexo 6) reflejó que cerca del 60 por ciento de la similitud en los sustratos canto rodado, piedras grandes, grava y finos se debieron a las familias Chironomidae, Elmidae, Baetidae; sin embargo, para el sustrato arena el 63 por ciento de la similitud se explicó por las familias Chironomidae e Hydrophilidae.

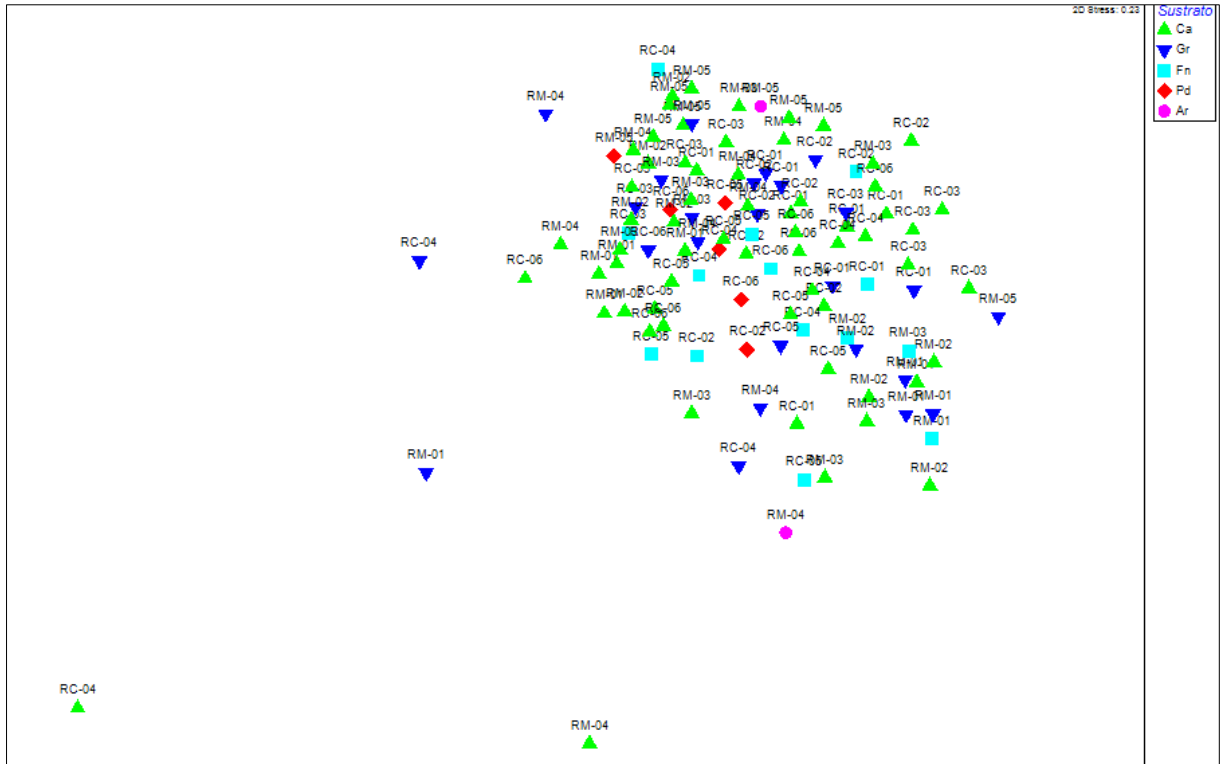


Figura 11: Análisis NMDS a nivel de tipo de sustrato
 Ca: canto rodado, Gr: grava, Fn: finos, Pd: piedras, Ar: arena.

Tabla 15: Análisis PERMANOVA de la comunidad de macroinvertebrados

Factor	Gl	SS	MS	Pseudo-F	P-valor	Permutaciones
Hábitat	2	2 223.10	1 111.60	0.70605	0.799	998
Sustrato	4	6 380.40	1 595.10	1.0132	0.454	998
Hábitat x Sustrato	3	5 316.80	1 772.10	1.1257	0.255	998
Res	100	1.574*10 ⁵	1 574.30			
Total	109	1.747*10 ⁵				

GL: grados de libertad; SS: suma de cuadrados; MS: medias cuadradas.

4.3.3 Índices Bióticos

La calidad ecológica del agua determinada en función a los índices bióticos se determinó para cada estación, es decir considerando el total de organismo registrados. Con el objetivo de determinar las diferencias significativas, previo a los análisis estadísticos, los resultados obtenidos por cada índice se sometieron a una estandarización basada en la división de cada resultado entre su valor máximo.

El índice EPT reflejó en la mayoría de estaciones condiciones bajas de calidad ecológica del agua, identificándose las categorías “Mala” y “Regular”, excepto en la estación RC-06 (temporada lluviosa) donde se registró la categoría “Buena” (Tabla 16), lo cual se debería al elevado número de organismos de la familia Baetidae (orden Ephemeroptera), los cuales son considerados como indicadores intermedios o algo sensibles de áreas con deterioro ambiental (Armitage *et al.*, 1983; Hilsenhoff, 1988). La prueba T-student evidenció diferencias significativas (p-valor >0.05) en la calidad ecológica del agua a nivel de río y temporada de evaluación.

El empleo de los índices cualitativos ABI y BMWP reflejó condiciones adecuadas para el desarrollo de la vida acuática. El ABI registró las categorías de calidad “Buena” y “Muy Buena”; mientras que, el índice BMWP reflejó categorías “Aceptable”, “Buena” y “Dudosa”, esta última registrada en las estaciones RC-05 (temporada seca) y RM-01 (temporada lluviosa).

Por otro lado, el índice cuantitativo IBH reflejó en el río Chillón condiciones moderadas (“Regular pobre” y “Regular”) de calidad ecológica del agua en cuatro estaciones ubicadas en la parte media y alta del río (RC-03, RC-04, RC-05 y RC-06); mientras que, mejores condiciones de calidad ecológica (“Buena” y “Muy buena”), se registraron en RC-01 y RC-02. Por otro lado, en el río Mala, las mejores condiciones de calidad ecológica del agua (“Excelente”, “Regular” y “Buena”) se registraron en la temporada seca; mientras que, en la temporada lluviosa se registraron condiciones bajas de calidad ecológica de agua identificándose las categorías “Regular pobre” y “Muy pobre”, excepto en la estación RM-05 donde se registró la categoría “Buena”.

En la Tabla 16 se detallan los resultados de los cuatro índices bióticos determinados por estación y temporada de evaluación.

Las pruebas T-student y Wilcoxon realizadas con los resultados de tres índices bióticos (ABI, BMWP e IBH), no evidenciaron diferencias significativas (p-valor>0.05) en la calidad ecológica del agua a nivel de río y temporada de evaluación. Por otro lado, en el índice EPT la prueba T-student reflejó diferencias significativas entre ambos tratamientos, con los mayores registros con los mayores registros de la media para el río Chillón y la temporada lluviosa (Tabla 17). En el Anexo 9 se presentan los resultados a detalle de las pruebas estadísticas.

Tabla 16: Índices bióticos determinado por estación y temporada de evaluación

Río	Estación	Temporada	EPT (%)	ABI	BMWP	IBH
Chillón	RC-01	TLL	47	90	96	4.08
		TS	24	95	100	4.16
	RC-02	TLL	43	88	92	4.24
		TS	35	90	94	4.44
	RC-03	TLL	40	86	97	5.55
		TS	11	99	101	5.86
	RC-04	TLL	33	120	128	5.16
		TS	7	70	68	5.62
	RC-05	TLL	25	99	97	5.91
		TS	5	58	59	4.30
	RC-06	TLL	56	87	90	5.01
		TS	27	110	109	5.70
Mala	RM-01	TLL	3	54	59	6.57
		TS	29	80	81	1.21
	RM-02	TLL	12	103	105	5.96
		TS	7	86	88	3.02
	RM-03	TLL	19	80	88	5.86
		TS	25	97	102	3.14
	RM-04	TLL	18	100	105	5.95
		TS	2	77	77	5.61
	RM-05	TLL	28	94	97	4.85
		TS	11	102	103	6.15

TLL: temporada lluviosa; TS: temporada seca; EPT: Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera; ABI: *Andean Biotic Index*; BMWP: *Biological Monitoring Working Party*; IBH: Índice Biótico de Hilsenhoff.

Calidad ecológica de agua según EPT (%): 0-24 (mala) / 25-49 (regular) / 50-74 (buena) / 75-100 (muy buena).

Calidad ecológica de agua según ABI: <11 (pésimo) / 11-26 (malo) / 27-44 (medio) / 45-74 (bueno) / >74 (muy bueno).

Calidad ecológica de agua según BMWP: ≤15 (muy crítica) / 16-35 (Crítica) / 36-60 (Dudosa) / 61-100 (Aceptable) / >100 (Buena).

Calidad ecológica del agua según IBH: ≤3.75 (Excelente) / 3.76 – 4.25 (Muy buena) / 4.26-5.00 (Buena) / 5.01 – 5.75 (Regular) / 5.76 – 6.50 (Regular a pobre) / 6.51 – 7.25 (Pobre) / ≥7.26 (Muy pobre).

Tabla 17: Pruebas T-student y Wilcoxon en los índices bióticos

Análisis espacial (río Chillón y Mala)		Análisis temporal (lluviosa y seca)	
Índice	P-Valor	Índice	P-Valor
EPT ^a	0.0220	EPT ^a	0.0471
ABI ^a	0.5865*	ABI ^a	0.6244*
BMWP ^a	0.6025*	BMWP ^a	0.3421*
IBH ^b	0.4679*	IBH ^b	0.1042*

(a) prueba T-student; (b) análisis Wilcoxon; (*) No presenta diferencias significativas.

4.4 Análisis multivariados

El análisis de correspondencia canónica (CCA, por sus siglas en inglés) se realizó con los resultados de la abundancia de la comunidad de macroinvertebrados y los parámetros abióticos del agua (físicoquímicos e índice SVAP). Los resultados del protocolo SVAP se categorizaron desde 1 (mala condición) hasta 5 (mejor condición) en función a su valor de calidad de hábitat registrado.

Debido a la diferencias en las unidades de medición de las variables ambientales, los resultados se sometieron a una normalización; y los resultados de la abundancia de macroinvertebrados se sometieron a una transformación logarítmica.

Para determinar aquellas variables ambientales que influyen significativamente en la distribución de los macroinvertebrados se realizó el análisis PERMANOVA, el cual reflejó que de las seis variables consideradas en el análisis solo tres de ellas resultaron significativas (Tabla 18).

Tabla 18: Análisis PERMANOVA aplicada en las variables ambientales

Variable	Gl	SS	MS	F. Model	R2	Pr(>F)
Temperatura	1	0.33771	0.33771	6.17760	0.20480	0.001(*)
pH	1	0.07660	0.07660	1.40130	0.04646	0.193
Conductividad eléctrica	1	0.19566	0.19566	3.57930	0.11866	0.004(*)
Oxígeno Disuelto	1	0.05245	0.05245	0.95940	0.03181	0.459
STD	1	0.15661	0.15661	2.86480	0.09497	0.010(*)
SVAP	1	0.00992	0.00992	0.18150	0.00602	0.994
Residuales	15	0.81999	0.05467		0.49728	
Total	21	1.64894			1	

Gl: Grados de libertad; SS: suma de cuadrados; MS: Medias cuadradas.

Los resultados del CCA reflejaron una baja asociación del modelo con las variables abióticas, demostrando que el 82 por ciento de la varianza total se encontró explicada por los dos primeros ejes. El primer eje canónico (CCA1) explicó el 48% de la varianza total y estuvo correlacionado significativamente ($p < 0.01$) con la conductividad eléctrica ($r = 0.8579$) e inversamente significativo con los STD ($r = -0.70$). El segundo eje canónico (CCA2) explicó el 35% de la varianza, encontrándose correlacionándose significativamente la temperatura ($r = 0.70$), (Tabla 19).

Tabla 19: Ejes canónicos y correlación entre las variables ambientales

Parámetros	CCA1	CCA2
Temperatura	-0.7323	-0.0077
Conductividad eléctrica	0.8579	-0.4712
STD	-0.6986	0.7045

CCA: eje canónico.

Respecto a la comunidad de macroinvertebrados, el CCA no reflejó una asociación directa entre las familias y alguno de los parámetros abióticos analizados (Figura 12), esto debido a que la mayoría de las familias al registrarse en el eje central, tales como Hydrophylidae (Hydp), Simmulidae (Sim) y Chironomidae (Chir), reflejan una limitada influencia de los parámetros analizados sobre las distribución de los mismos, principalmente la familia Chironomidae la cual tolera y residen en ambientes impactados (Karr y Rossano, 2001). Por otro lado, las familias Mesoveliidae (Meso) y Helicopsychidae (Heli) al registrarse distantes al eje central evidenciaron una correlación positiva con la temperatura, tal como la familia Gripopterygidae (Grip) con la conductividad eléctrica. Cabe indicar que las familias Ephydriidae y Leptoceridae reflejaron una correlación inversa con los STD, ello debido a las condiciones propias de los organismos como respiración branquial y susceptibilidad a la sedimentación (Tsui y McCart, 1981) por daños en sus aparatos respiratorios (Jones *et al.*, 2012).

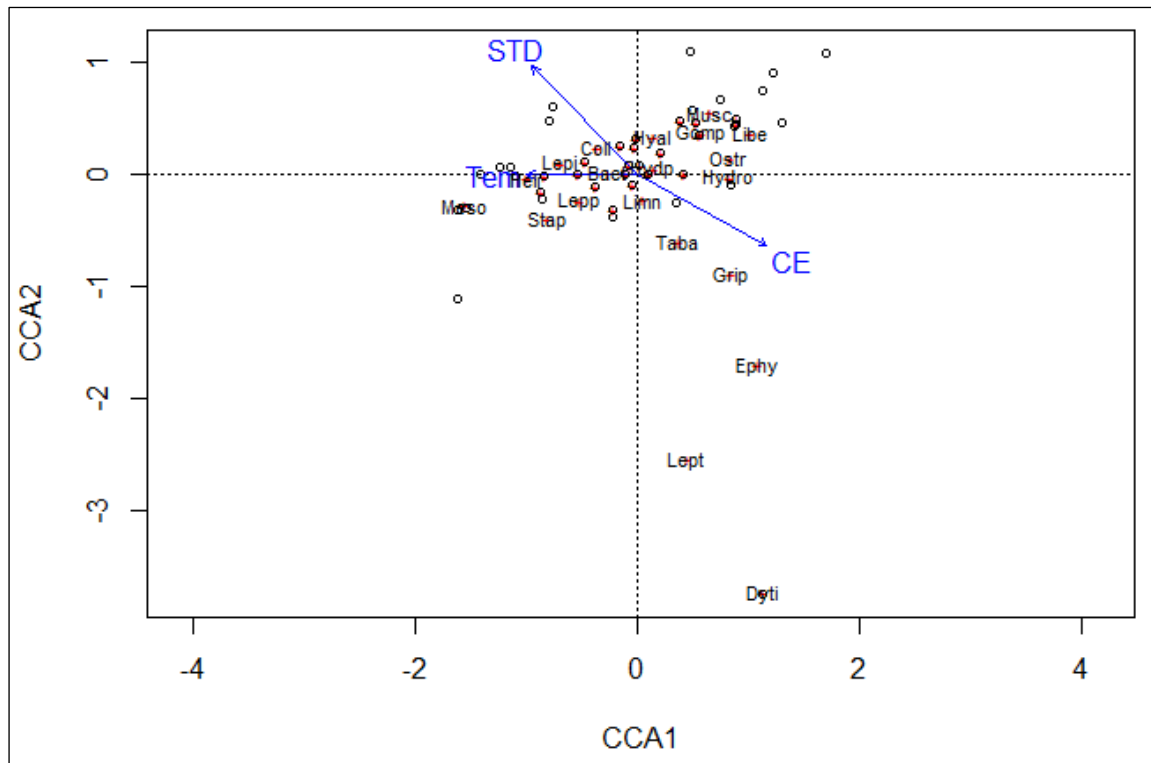


Figura 12: Análisis de correspondencia canónica (CCA)

Así mismo, en la Figura 13 se observa que para el río Chillón los parámetros de mayor influencia sobre la distribución y estructura de la comunidad de macroinvertebrados corresponden a los STD y la conductividad, este último marcadamente durante la temporada lluviosa. Por otro lado, en el río Mala, los parámetros de mayor influencia corresponden a la temperatura y conductividad eléctrica, este último principalmente en la temporada seca.

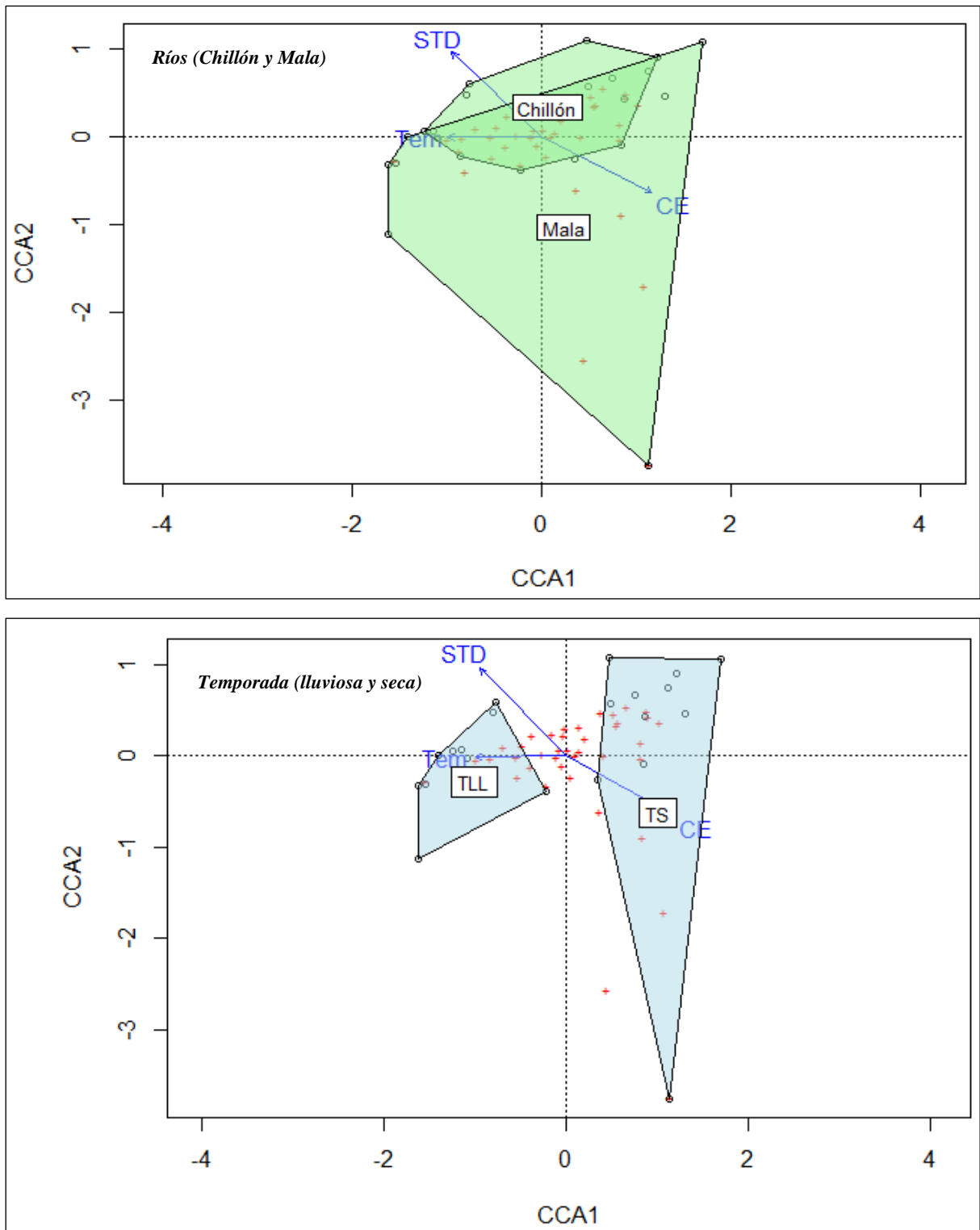


Figura 13: CCA en función a la temporalidad y ríos evaluados

Cruces de color rojo: familias de macroinvertebrados; círculos de fondo blanco: estaciones de muestreo.

CE: conductividad eléctrica; STS: Sólidos totales disueltos; Tem: temperatura; TLL: temporada lluviosa; TS: temporada seca.

El análisis de Pearson evidenció bajos niveles de correlación entre los parámetros comunitarios de macroinvertebrados y parámetros fisicoquímicos del agua (Tabla 20), registrando lo siguiente:

- Alta correlación significativa entre el índice de diversidad Shannon-Wiener, el índice de diversidad de Simpson ($r=0.945$ y $p\text{-valor}<0.05$) y el índice de equidad de Pielou ($r=0.974$ y $p\text{-valor}<0.05$), así como entre el índice de Simpson y la equidad de Pielou ($r=0.952$ y $p\text{-valor}<0.05$); pudiendo explicarse por la naturaleza de los tres índices basados en la riqueza y en la incertidumbre o probabilidad de ocurrencia de una familia.
- Alta correlación entre la riqueza y los índices bióticos ABI ($r=0.883$, $p\text{-valor}<0.05$) y BMWP ($r=0.861$ y $p\text{-valor}<0.05$); así como entre el ABI y el índice BMWP ($r=0.979$ y $p\text{-valor}<0.05$), debido a la naturaleza cuantitativa de ambos índices, basados en la presencia o ausencia de individuos.
- Correlación moderada y significativa entre los STD y el índice de diversidad de Simpson ($r=0.4425$, $p\text{-valor}=0.038$), así como los STD y el índice de equidad de Pielou ($r=0.425$ y $p\text{-valor}=0.049$); en ambos casos pudiendo deberse a condiciones propias de elevados niveles de STD en ambos cuerpos de agua.

Tabla 20: Análisis de correlación de Pearson

	Parámetros comunitarios de macroinvertebrados					Índices de calidad ecológica del agua				Parámetros fisicoquímicos del agua				
	Abundancia	Riqueza	Shannon-Wiener	Simpson	Equidad	EPT	ABI	BMWP	IBH	T°	pH	CE	OD	STD
Abundancia	-	0.063	0.699	0.969	0.994	0.189	0.425	0.675	0.380	0.377	0.113	0.060	0.036	0.541
Riqueza	0.403	-	0.023 ^c	0.087	0.204	0.340	0.000 ^c	0.000 ^c	0.882	0.298	0.459	0.058	0.343	0.401
Shannon-Wiener	0.087	0.483	-	0.000 ^c	0.000 ^c	0.174	0.058	0.068	0.105	0.092	0.099	0.064	0.215	0.051
Simpson	0.009	0.373	0.945 ^a	-	0.000 ^c	0.070	0.146	0.167	0.024 ^c	0.104	0.126	0.142	0.297	0.038 ^c
Equidad	-0.002	0.282	0.974 ^a	0.952 ^a	-	0.210	0.296	0.325	0.064	0.095	0.075	0.102	0.238	0.049 ^c
EPT	-0.291	0.214	0.301	0.393	0.278	-	0.113	0.053	0.227	0.777	0.080	0.862	0.180	0.079
ABI	0.179	0.883 ^a	0.410	0.320	0.233	0.347	-	0.000 ^c	0.721	0.399	0.880	0.601	0.853	0.779
BMWP	0.095	0.861 ^a	0.397	0.306	0.220	0.417	0.979 ^a	-	0.732	0.730	0.545	0.842	0.578	0.783
IBH	0.197	0.034	-0.355	-0.480	-0.402	-0.269	0.081	0.078	-	0.970	0.472	0.876	0.335	0.840
Temperatura	-0.198	-0.232	-0.368	-0.356	-0.364	0.064	-0.189	-0.078	0.008	-	0.001	0.069	0.052	0.891
pH	-0.348	-0.167	-0.361	-0.336	-0.387	0.381	0.034	0.136	0.162	0.674 ^a	-	0.000	0.004	0.691
CE	0.407	0.410	0.401	0.323	0.357	-0.039	0.118	0.045	-0.035	-0.395	-0.691	-	0.000	0.040
OD	0.450	0.212	0.275	0.233	0.263	-0.296	-0.042	-0.126	0.216	-0.419	-0.594	0.726	-	0.038
STD	0.138	0.188	0.421	0.445 ^b	0.425 ^b	0.382	0.063	0.062	-0.046	-0.031	-0.090	0.441	0.445	-
	<i>Correlación (r)</i>													

p-valor

(a) alta correlación; (b) correlación moderada; (c) correlación significativa; EPT: Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera; ABI: *andean biotic index*; BMWP: *biological monitoring working party*; IBH: índice biótico de Hilsenhoff; CE: conductividad eléctrica; T: temperatura; CE: conductividad eléctrica; OD: oxígeno disuelto; STD: sólidos totales disueltos.

V. CONCLUSIONES

Los parámetros fisicoquímicos del agua y el protocolo SVAP reflejaron en ambos ríos (Chillón y Mala) condiciones características de ecosistemas acuáticos altoandinos con adecuadas condiciones para el desarrollo de la vida acuática. Sin embargo, diferencias significativas en registros de temperatura, pH, oxígeno disuelto y conductividad, debido al incremento del flujo de agua y el acarreo de sedimentos por efectos de la temporalidad.

Sobre la comunidad de macroinvertebrados, la temporalidad también fue el factor de mayor influencia sobre la abundancia, riqueza y diversidad, de mayores registros en temporada seca. Sin embargo, espacialmente - en el análisis por río - se registró diferencias significativas en la diversidad y la equidad.

En ambos ríos la comunidad de macroinvertebrados se encontró representada por las familias Chironomidae, Baetidae y Elmidae; sin embargo, con variaciones significativas en su abundancia influenciada por la temporalidad. Los índices bióticos (EPT, BMWP, ABI e IBH) reflejaron condiciones de calidad ecológica de agua aceptable o moderada.

El análisis de correspondencia canónica (CCA) no reflejó influencia significativa de los parámetros fisicoquímicos del agua sobre la distribución de las familias de macroinvertebrados, excepto Mesoveliidae y Helicopsychidae las cuales registraron una asociación con la temperatura. Por otro lado, el coeficiente de Pearson, reflejó correlaciones significativas entre la diversidad y equidad; y una correlación moderada entre STD y los índices de diversidad de Simpson y equidad de Pielou.

Como conclusión general se observó que los cambios en las condiciones fisicoquímicas del agua y composición de la comunidad de macroinvertebrados se encontró influenciada por la temporalidad, más no por las condiciones de ambos ríos, sometidos a actividades de uso de agua distintas.

VI. RECOMENDACIONES

Si bien en la presente investigación se evaluó la parte media de los ríos Chillón y Mala, se recomienda continuar con la evaluación, además extenderla hacia la parte alta y cuerpos de agua tributarios a fin de confirmar los resultados obtenidos y conocer a mayor detalle la distribución espacial de la comunidad de macroinvertebrados.

Para obtener una mejor caracterización de la calidad ecológica del agua en ecosistemas acuáticos del área evaluada, se recomienda complementar la colecta de muestras con análisis granulométricos del sedimento, medición de parámetros fisicoquímicos del agua y caudal en cada una de las muestras colectadas, y de esta manera generar suficiente información para determinar niveles de sensibilidad específicos para las familias de macroinvertebrados distribuidos en esta región del Perú.

VII. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abarca, H. (2007). El uso de macroinvertebrados como bioindicadores de la calidad del agua. *Revista Biocenosis*, 20(1-2): 95-104.
- Acosta, R.; Ríos, B.; Rieradevall, M.; Prat, N. (2009). Propuesta de un protocolo de evaluación de la calidad ecológica de ríos andinos (C.E.R.A) y su aplicación a dos cuencas en Ecuador y Perú. *Limnética*, 28(1): 35-64.
- Armitage, P.; Moss, D.; Wright, F.; Furse, M. (1983). The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Research*, 17(3): 333-347
- Armitage, P.D; Pinder, L.C.; Cranston, P. (1995). *The Chironomidae: The biology and ecology of non-biting midges*. London, United Kingdom: Chapman & Hall.
- Arockiadoss, T.; Vincent, C.; Xavier, F.; Nagaraja, K.; Selvanayagam, M. (1998). pH-Based Conductivity Studies on Fish in a Contaminated Environment. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 61(5): 645-649.
- Bacey, J.; Spurlock, J. (2007). Biological Assessment of Urban and Agricultural Streams in the California Central Valley. *Environmental Monitoring and Assessment*, 130(1-3): 483-493.
- Bain, M.B.; Stevenson, N. J. (1999). *Aquatic habitat assessment: common methods*. Maryland, United States: American Fisheries Society.
- Baptista, D.; Buss, D.; Egler, M.; Giovanelli, A.; Silveira, M.; Nessimian, J. (2007). A multimetric index based on benthic macroinvertebrates for evaluation of Atlantic Forest streams at Rio de Janeiro State, Brazil. *Hydrobiologia*, 575(1): 83-94.
- Bauernfeind, E.; Moog, O. (2000). Mayflies (Insecta: Ephemeroptera) and the assessment of ecological integrity: a methodological approach. *Hydrobiologia*, 422: 71-83.
- Benzie, J. (1989). The distribution and habitat preference of ostracods (Crustacea: Ostracoda) in a coastal sand-dune lake, Loch of Strathbeg, north-east Scotland. *Freshwater Biology*, 22(2): 309-321.

- Bispo, P.; Froehlich, C.; Oliveira, L. (2002). Spatial distribution of Plecoptera nymphs in streams of a mountainous area of central Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 62(3): 409-417.
- Blocksom, K.; Kurtenbach, J.; Klemm, D.; Fulk, F.; Cormier, S. (2002). Development and evaluation of the Lake Macroinvertebrate Integrity Index (LMII) for New Jersey lakes and reservoirs. *Environmental Monitoring and Assessment*. 77(3), 311-333.
- Bonada, N.; Prat, N.; Resh, V.; Statzner, V. (2006). Developments in Aquatic Insect Biomonitoring: A Comparative Analysis of Recent Approaches. *Annual Review in Entomology* 51(1), 495-523.
- Boyd, C. (2000). *Water quality an introduction*. United States: Kluwer Academic Publishers.
- Boyer, K. (2009). *Stream Visual Assessment Protocol Version 2*. United States: USDA.
- Bray, J., Custis, J. (1957). An Ordination of the Upland Forest Communities of Southern Wisconsin. *Ecological Monographs*, 27: 326-349.
- Carrera, C.; Fierro, K. (2001). *Manual de monitoreo: los macroinvertebrado acuáticos como indicadores de la calidad del agua*. Quito, Ecuador: Ecoeficiencia.
- Canadian Council of Minister of the Environmental. (2007). *Canadian Water Guidelines for the protection of the aquatic life: Summary table*. Recuperado de: <http://st-ts.ccme.ca/en/index.html>.
- Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología del Perú. (2008). *Comportamiento del año hidrológico 2007/08-cuenca de los ríos Rímac-Chillón-Lurín*.
- Clarke. (1993). Non-parametric multivariate analysis of change in community structure. *Austral Ecology*, 18(1): 117-143.
- Clarke, K., Ainsworth, M. (1993). A method of linking multivariate community structure to environmental variables. *Marine Ecology Progress Series*, 92: 205-219.
- Clarke, K., Warwick, R. (2001). *Change in marine communities: as approach to statistical analysis and interpretation* (2° ed.). United Kingdom: PRIMER-E Ltd.
- Cordero, A.; Martínez, A.; Álvarez, M. (2017). Eucalypt plantation reduce the diversity of macroinvertebrates in small forested streams. *Animal Biodiversity and Conservation*, 40(1): 87-97.

- Correa, F.; Rivera, R.; Urrutia, J.; De los Ríos, P.; Contreras, A.; Encina, F. (2010). Efectos de una zona urbana sobre la comunidad de macroinvertebrados bentónicos de un ecosistema fluvial del sur de Chile. *Limnetica*, 29(2): 183-194.
- Cummins, K. (1962). An evaluation of some techniques for the collection and analysis of benthic samples with special emphasis on lotic waters. *American Midland Naturalist*, 67(2): 477-505.
- Dangles, O., Guérol, F. (2000). Structural and functional response of benthic macroinvertebrates to acid precipitation in two forested headwaters streams (Vosges Mountains, northeastern France). *Hydrobiologia*, 418: 25-31
- Darrigran, G.; Vilches, A.; Legarralde, T.; Damborenea, C. (2007). Guía para el estudio de macroinvertebrados: Métodos de colecta y técnicas de fijación. Mar de Plata, Argentina: ProBiota, FCNyM, UNLP.
- Dennis, A.; Schupp, E.; Green, R.; Westcott, D. (2007). Seed Dispersal, Theory and its application in a changing world. London. CAB Editor.
- Dewalt, R.; Webb, D.; Harris, M. (1999). Summer Ephemeroptera, Plecoptera, and Trichoptera (EPT) species richness and community structure in the lower Illinois River basin of Illinois. *Great Lakes Entomologist*, 32: 115-132.
- Domínguez, E.; Molineri, C.; Pescador, M.; Hubbard, M.; Nieto, C. (2006). Ephemeroptera of South America. Moscow: Pensoft Publishers.
- Domínguez, E.; Fernández, H. (2009). Macroinvertebrados Bentónicos Sudamericanos. Sistemática y Biología. Tucumán, Argentina: Fundación Miguel Lillo.
- Donato, M.; Massafiero, J.; Brooks, S. (2008). Chironomid (Chironomidae: Diptera) checklist from Nahuel Huapi National Park, Patagonia. Argentina. *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina*, 67(1-2): 163-170.
- Eaton, L. (2001). Development and validation of biocriteria using benthic macroinvertebrates for North Carolina estuarine waters. *Marine Pollution Bulletin*, 42(1): 23-30.
- Eftenoiu, C., Petrovici, M., Pâevulescu, L. (2011). Assessment on the Ephemeroptera distribution (Insecta) in relation with aquatic parameters in different rivers from Aninei Mountains (SW Romania). *AAFL Bioflux*, 4(1): 27-39.
- Eilers, J., Lien, G., Berg, R. (1984). Aquatic organism in acidic environments. A literature review. 150: 1-24.

- Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO). (2014). Caso Lima. En FAO (Ed.), *Agricultura urbana y periurbana en América Latina y el Caribe: Compendio de estudios caso* (p. 117-134). Recuperado de: <http://www.fao.org/ag/agp/greenercities/pdf/Compendium.pdf>.
- Fernández-Díaz, M.; Joao, C.; Garrido, J. (2008). Influence of iron and nitrate concentration in water on aquatic Coleoptera community structure: Application to the Avia River (Ourense, NW. Spain). *Limnetica*, 27(2): 285-298.
- Figueroa, F.; Valdovinos, C.; Araya, E.; Parra, O. (2003). Macroinvertebrados bentónicos como indicadores de calidad de agua de ríos del sur de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, 76: 275-285.
- Figueroa, J. (2004). Calidad ambiental de la cuenca hidrográfica del río Chillán VII región, Chile (Tesis doctoral, Universidad de Málaga). Recuperada de <http://www.biblioteca.uma.es/bbldoc/tesisuma/16699609.pdf>
- Figueroa, R.; Palma, A.; Ruiz, V.; Niell, X. (2007). Análisis comparativo de índices bióticos utilizados en la evaluación de la calidad de las aguas en un río mediterráneo de Chile: río Chillán, VIII Región. *Revista Chilena de Historia Natural*, 80: 225-242.
- Flint, O. (1982). Studies of Neotropical Caddisflies, XXX: Larvae of the Genera of South American Limnephilidae (Trichoptera). Recuperado de: <https://doi.org/10.5479/si.00810282.355>.
- Gamboa, M.; Reyes, R.; Arrivillaga, J. (2008). Macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores de salud ambiental. *Boletín de Malariología y Salud Ambiental*, 48: 109-120.
- Giacometti, J.; Bernosa, F. (2006). Macroinvertebrados acuáticos y su importancia como bioindicadores de calidad del agua en el río Alambi. *Boletín Técnico 6, Serie Zoológica*, 2: 17-32.
- Gliessman, S. (2002). *Agroecología: procesos ecológicos en agricultura sostenible. United States*. Recuperado de <https://biowit.files.wordpress.com/2010/11/agroecologia-procesos-ecologicos-en-agricultura-sostenible-stephen-r-gliessman.pdf>
- Global Water Watch Mexico. (2011). Información básica sobre parámetros. México. Recuperado de <http://www.globalwaterwatch.org/MEX/MXesp/MXInfoBasicaParametrosSp.aspx>
- Goldschmidt, T. (2016). Water mites (Acari, Hydrachnidia): powerful but widely neglected bioindicators - a review. *Neotropical Biodiversity*, 2(1): 12-25.

- González, M., García, L. (1995). Restauración de ríos y riberas. Madrid, España: Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes.
- Graça M.; Ferreira, W.; Firmiano, K.; França, J.; Callisto, M. (2015). Macroinvertebrate identify, not diversity, differed cross patches differing in substrate particle size and leaf litter packs in low order tropical Atlantic forest stream. *Limnética*, 34(1): 29-40.
- Griffith, M.; Perry, S.; Perry, W. (1995). Macroinvertebrates communities in headwater streams affected by acidic precipitation in the Central Appalachians. *Journal of Environmental Quality*, 24: 233-238.
- Hair, J. (1987). Medida de la diversidad ecológica. En Rodríguez Tarrés (Ed.) *Manual de técnicas de gestión de vida* (p. 283-290). Washington, United States: Rodríguez Tarrés.
- Hanson, P.; Springer, M.; Ramirez, A. (2010). Introducción a los grupos de macroinvertebrados acuáticos. *Revista de Biología Tropical*, 58 (4): 3-37.
- Hart, BT.; Bailey, R.; Edward R.; Hortle, K.; James, K.; McMahan, A. (1991). A review of a salt sensibility of the Australian Freshwater biota. *Hydrobiologia*, 201: 105-144.
- Heckman, C. (2001). *Encyclopedia of South American Aquatic Insects: Collembola. Illustrated Keys to Known Families, Genera, and Species in South America.* United Kingdom: Springer.
- Heckman, C. (2002). *Encyclopedia of South American Aquatic Insects: Ephemeroptera. Illustrated Keys to Known Families, Genera, and Species in South America.* London, United Kingdom: Springer.
- Heckman, C. 2003. *Encyclopedia of South American Aquatic Insects: Plecoptera. Illustrated Keys to Known Families, Genera, and Species in South America.* London, United Kingdom: Springer.
- Heckman, C. 2008. *Encyclopedia of South American Aquatic Insects: Odonata - Zygoptera. Illustrated Keys to Known Families, Genera, and Species in South America.* Washington, United States: Springer.
- Horrigan, N.; Choy, S.; Marshall, J.; Recknagel, F. (2005). Response of stream macroinvertebrates to change in salinity and the development of a salinity index. *Marine and Freshwater Research*, 56: 825-833.
- Hussain, Q.; Pandit, A. (2012). Invertebrates in streams: a review of some ecological factors. *International journal of fisheries and Aquaculture*, 47: 114-123.

- Hilsenhoff, W. (1988). Rapid Field Assessment of Organic Pollution with a Family-Level Biotic Index. *Journal of the North American Benthological Society*, 7:65-68.
- Hodkison, I.; Jackson, J. (2005). Terrestrial and aquatic invertebrates as bioindicator for environmental monitoring, with particular reference to mountain ecosystem. *Environmental management*, 35(5): 649-666.
- Hunt, B. (1914). The life story and economic importance of a burrowing mayfly, *Hexagenia limbata*, in southern Michigan lakes. *Bulletin of the Institute for Fisheries research*, 4: 1-151.
- Huryn, A. (1990). Growth and voltinism of lotic midge larvae: Patterns across an Appalachian Mountain basin. *Limnology and Oceanography*, 35: 339-351.
- Hynes, H. (1976). Biology of Plecoptera. *Annual Review Entomology*, 21: 135-153.
- Instituto Geológico Minero y Metalúrgico. (1978). Estudio geodinámico de la cuenca del río Chillón. Recuperado de <https://repositorio.ingemmet.gob.pe/handle/20.500.12544/2129>
- Instituto Nacional de Recursos Naturales. (1994a). Diagnóstico de la calidad del agua de la vertiente del Pacífico-cuenca del río Rímac. Lima, Perú: Ministerio de Agricultura.
- Instituto Nacional de Recursos Naturales. (1994b). Diagnóstico de la calidad del agua de la vertiente del Pacífico-cuenca del río Mala. Lima, Perú: Ministerio de Agricultura.
- Instituto Nacional de Recursos Naturales. (2003). Estudio integral de los recursos hídricos de la cuenca del río Chillón componente hidrología superficial. Lima, Perú: Ministerio de Agricultura.
- Instituto Nacional de Recursos Naturales y Ministerio de Agricultura. (2007). Evaluación de los recursos hídricos de la cuenca del río Mala. Lima, Perú: Ministerio de Agricultura. Recuperado de <http://repositorio.ana.gob.pe/handle/ANA/1690>
- Jablonska, A. (2008). Oligochaete communities of highly degrade urban streams in Poland, central Europe. *North-western journal of zoology*, 10(1): 74-82.
- Jayo, P. (2001). Modelación de la relación precipitación escorrentía en la cuenca del río Mala, mediante el modelo PRECAUD v. 1.0. (Tesis de pregrado en ingeniería agrícola). Recuperada de <file:///C:/Users/Lilian/Downloads/T005241.pdf>
- Jiménez, B. E. (2001). La contaminación ambiental en México: causas, efectos y tecnología apropiada. México: Limusa.

- Jones, J.; Murphy, J.; Collins, A.; Sear, D.; Naden, P.; Armitage, P. (2012). The impact of fine sediment on macro-invertebrate. *River Research and Application*, 28: 1055-1071.
- Karr, J.; Rossano, E. (2001). Applying public health lesson to protect river health. *Ecology and civil Engineering*, 4: 3-18.
- Lampert, W., Sommer, U. (2007). *Limnoecology: The ecology of lakes and streams* (second edition). New York, United States: Oxford University press.
- Lenat, D. (1988). Water Quality Assessment of Streams Using a Qualitative Collection Method for Benthic Macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society*, 7: 222-233
- Lenat, D.; Penrose, D. (1994). History of the EPT taxa richness metric. *Bulletin of the North merican Benthological Society*; 13: 305-307
- Lin, K.; Yo, S. (2008). The effect of organic pollution on the abundance and distributions of aquatic oligochaetes in an urban water basin, Taiwan. *Hydrobiologia*, 596 (1): 213-223.
- Macan, T. (1992). Ecology of aquatic insects. *Annual Review Entomology*, 7: 261-288.
- Magurran, A. (1988). *Diversidad Ecológica y su Medición*. Barcelona, España: Ediciones Vedral.
- Magurran, A. (2004). *Measuring Biological Diversity*. United Kingdom: Blackwell Science.
- Mandeville, S. (2002). Benthic macroinvertebrates in freshwaters-tolerance value, metric, and protocol. New York, United States: Soil and water conservation of metro Halifax.
- Manzo, V. (2005). Key to the South America genera of Elmidae (Insecta: Coleoptera) with distributional data. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 40: 201-208
- Martín, A.; Luna, J. (2004). *Bioestadística para las ciencias de la salud*. Madrid, España: Norma-Capitel.
- Martínez, J.; Arauzo, M.; Valladolid, M. (2006). Diagnóstico de la calidad ambiental del río Oja (La Rioja, España) mediante el análisis de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos. *Limnetica*, 25(3): 733-744.

- Martins, R.; Stephan, N.; Alves, R. (2008). Tubificidae (Annelida: Oligochaeta) as an indicator of water quality in an urban stream in southeast Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 20(3): 221-226.
- McCafferty, W. (1981). *Aquatic entomology*. Boston: Science Books International.
- Merrit, R., Cummins, K. (1997). *An introduction to the aquatic insect of North American*. Dubuque, United States: Iowa-Kendal/Hunt Publishers.
- Museo de Historia Natural de la Universidad Nacional Mayor de San Marcos. (2014). *Métodos de colecta, identificación y análisis de comunidades biológicas: plancton, perifiton, bentos (macroinvertebrados) y necton (peces) en aguas continentales del Perú*. Lima, Perú: Ministerio del Ambiente.
- Ministerio del Ambiente. (2017). Decreto Supremo N° 004-2017-MINAM. Recuperado de <https://www.minam.gob.pe/wp-content/uploads/2017/06/DS-004-2017-MINAM.pdf>
- Moreno, C. (2001). *Métodos para medir la Biodiversidad*. Zaragoza, España: SEA.
- Mosquera, A. (s.f.). Cuenca del Chillón: Un pulmón natural, histórico y cultura. *Revista de la facultad de Ciencia Económicas, s.n.t.*: 217-226. Recuperado de http://sisbib.unmsm.edu.pe/bibvirtualdata/publicaciones/economia/15/pdf/cuenca_c_hillon.pdf
- Moya, N.; Tomanova, S.; Oberdorff, T. (2007). Initial development of a multimetric index based on aquatic macroinvertebrates to assess streams condition in the Upper Isiboro-Secure Basin, Bolivian Amazon. *Hidrobiología*, 589: 107-116.
- Moya, C.; Valdovinos, C.; Moraga, A.; Romero, F.; Debels, P.; Oyanedel, A. (2009). Patrones de distribución espacial de ensambles de macroinvertebrados bentónicos de un sistema fluvial Andino Patagónico. *Revista Chilena de Historia Natural*, 82: 425-442.
- Municipalidad de Mala (MM). (2010). *Plan de desarrollo local concentrado-PDLC 2010-2021: Estudio de Línea Base - estudio de medición*. Lima, Perú: Municipalidad de Mala. Recuperado de <http://munimala.gob.pe/wp-content/uploads/2011/06/ESTUDIO-DE-LINEA-BASE-PDLC.pdf>
- Newton, B.; Pringle, C.; Bjorkland, R. (1998). *Stream Visual Assessment Protocol*. United States: Department of Agriculture.
- Olarte B. (2007). Calidad y medio ambiente “La cuenca del río Chillón: problemática y potencial productivo”. *Ingeniería industrial*, 25: 51-68.

- Oliver, D. (1971). Life History of Chironomidae. *Annual Review of Entomology*, 16: 211-230.
- Orrego, J. (2003). El valle del Rímac: importancia agrícola (blog). Lima, Perú: Pontificia Universidad Católica del Perú. Recuperado de <http://blog.pucp.edu.pe/item/89982/el-valle-del-rimac-importancia-agricola>
- Oscoz, J. (2009). Guía de campo: Macroinvertebrados de las cuencas del Ebro. España Ministerio de medio ambiente y medio rural y marino.
- Palana, O. (2009). *Engineering biochemistry*. New Delhi, India: Tata Mc. Graw Hill Education.
- Pereira, L.; Cabette, H.; Juen, L. (2012). Trichoptera an bioindicator of habitat integrity in the Pindaíba river basin, Mato Grosso (central Brazil). *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology*, 48: 295-302.
- Pinder, L. (1986). Biology of freshwater Chironomidae. *Annual Review of Entomology*, 31: 1-23.
- Quinn, G.; Keough, M. (2002). *Experimental design and data analysis for biologist*. Unites States: University of Cambridge.
- Rial, A.; Varela, J. (2008.) *Estadística para la investigación en ciencias de la salud*. España: Netbiblo.
- Richards, K. (1982). *Rivers: Form and Process of Alluvial Channels*. London, United Kingdom: Methuen.
- Rigola, M. (1990). *Tratamiento de aguas industriales: Aguas de proceso residuales*. Barcelona: Alfaomega marcombo.
- Ríos-Touma, B.; Acosta, C.; Prat, N. (2014). The Andean Biotic Index (ABI): revised tolerance to pollution values for macroinvertebrates families and index performance evaluation. *Revista de Biología Tropical*, 62: 249-273.
- Rivera, J; Pinilla, G; Rangel, O. (2013). Ensamblaje de macroinvertebrados acuáticos y su relación con las variables físicas y químicas en el humedal del Jaboque-Colombia. *Caldasia*, 35: 389-408.
- Roldán, G. (1988). *Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia*. Bogotá, Colombia: Impreso en Impredes Presencia S.A.
- Roldán, G. (1992). *Fundamentos de Limnología Neotropical*. Medellín, Colombia: Editorial Universidad de Antioquía.

- Roldán, G. (1999). Los macroinvertebrados y su valor como indicadores de la calidad del agua. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias*, 23: 375-387.
- Roldán, G. (2003). Bioindicación de la calidad del agua en Colombia: Uso del Método BMWP/Col. Medellín, Colombia: Editorial de la Universidad de Antioquia.
- Rosemond, A.; Mulholland, P.; Elwood, J. (1993). Top-Down and Bottom-Up Control of Stream Periphyton: Effects of Nutrients and Herbivores. *Ecology*, 74: 1264-1280.
- Rosenberg, D; Resh, V. (1993). *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. New York, United States: Chapman y Hall.
- Ruse, L. (1995). Chironomidae emergence from an English chalk stream during a three-year study. *Archiv für Hydrobiologie*, 133(2): 223-244.
- Olarte, B. (2007). La cuenca del río Chillón: problemática y potencial productivo. *Ingeniería industrial*, 25: 53-68.
- Sánchez, J. (2011). Características biológicas y ecológicas de los macroinvertebrados en un sector del hiporitrón en el río Tolmes (España Central). *Zoologia Baetica*, 22: 51-6.
- Schwoerbel, J. (1961). Die Bedeutung der Wassermilben für die biozönotische Gliederung. *Internationale Vereinigung für Limnologie*, 14: 355-361.
- Spies, M.; Froehlich, C.; Kotzian, C. (2006). Composition and diversity of Trichoptera (Insecta) larvae communities in the middle section of the Jacuí river and some tributaries, state of Rio Grande do Sul, Brazil. *Iheringia, Série Zoologia*, 96: 389-398.
- Tsui, P.; McCart, P. (1981). Effects of Stream - crossing by a pipeline on the benthic macroinvertebrates communities of a small mountain stream. *Hydrobiologia*, 79(3): 271-276.
- Tucker, C.; D'Abramo, L. (2008). Managing high pH in freshwater ponds. Southern Regional Aquaculture Center, publication N° 4604. United States: United States Department of Agriculture.
- Ubiratan, L.; Santos, S. (2009). Benthic communities of streams related to different land uses in a hydrographic basin in southern Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, 157: 305-318.
- Villareal, J. (2000). Cucunubá, Modelo para el desarrollo sostenible. Bogotá, Colombia: Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano.

- Walker, R. (2001). Midges: Chironomidae and related Diptera. En: Klume Academic Publishers (Ed.), Tracking environmental change using lake sediment (Zoological Indicator, 4: 43-66).
- Wetzel, R. (2001). Limnology - Lake and river ecosystem (third edition). California, United States, Academic Press.
- Wiggins, G.; Mackay, R. (1978). Some relationships between systematics and thopic ecology in Nearctic aquatic insects, with special reference to Trichoptera. Ecology, 59(6): 1211-1220.
- Williams, D.; Feltmate, B. (1992). Aquatic insects. Melksham, United Kingdom: Redwood Press Ltd.

VIII. ANEXO

ANEXO 1: Descripción del hábitat acuático por estación y temporada de evaluación

Cuerpo de agua	Estación de muestreo	Temporada	Distancia evaluada (m)	Ancho del cauce (m)			Ancho mojado (m)			Tipo de hábitat				Composición del sustrato (%)						Orilla derecha					Orilla izquierda						
				Prom.	Min.	Max.	Prom.	Min.	Max.	Cascada	Rápido	Corrida	Poza	Piedra	Canto	Gujarro	Grava	Arena	Finos	Pendiente Prom.	Cobertura (%)					Pendiente Prom.	Cobertura (%)				
																					Rocas	Tierra erosionable	Arboles	Arbustos	Gramíneas		Rocas	Tierra erosionable	Arboles	Arbustos	Gramíneas
Río Chillón	RC-01	TLL	100	15	10	20	10	8	15	20	50	25	5	10	35	5	15	20	15	30	40	35		25		35	35	20	10	35	
		TS	100	15	10	20	10	8	12	20	20	45	15	10	35	15	5	15	20	30	40	40		20		45	35	30	5	30	
	RC-02	TLL	100	12	10	15	10	8	15	15	50	33	2	10	76	2	5	5	2	70	30	60		10		70	40	35		25	
		TS	100	12	10	15	10	8	12	15	35	35	15	15	35	25	10	10	5	70	25	65		10		70	35	45		20	
	RC-03	TLL	100	10	8	25	12	10	15	15	50	15	20	40	40	10	2	3	5	70	20	50		30		45	25	40		35	
		TS	100	10	8	25	10	8	12	5	15	65	15	10	45	20	15	5	5	70	20	65		15		45	25	45		20	
	RC-04	TLL	100	6	5	10	5	4	10	5	15	55	25	5	40	10	5	5	35	45	a					45	5	70		10	15
		TS	100	6	5	10	5	4	10	5	10	75	10	5	45	15	10	5	20	45	a					45	5	70		15	10
	RC-05	TLL	100	10	8	15	8	6	10	10	25	55	10	20	45	15	5	10	5	45	15	40		15	30	70	10	45		30	15
		TS	100	10	8	15	8	5	10	5	10	70	15	15	45	15	5	15	5	45	15	55			30	70	15	45		15	25

Cuerpo de agua	Estación de muestreo	Temporada	Distancia evaluada (m)	Ancho del cauce (m)			Ancho mojado (m)			Tipo de hábitat				Composición del sustrato (%)						Orilla derecha					Orilla izquierda						
				Prom.	Min.	Max.	Prom.	Min.	Max.	Cascada	Rápido	Corrida	Poza	Piedra	Canto	Guijarro	Grava	Arena	Finos	Pendiente Prom.	Cobertura (%)					Pendiente Prom.	Cobertura (%)				
																					Rocas	Tierra erosionable	Arboles	Arbustos	Gramíneas		Rocas	Tierra erosionable	Arboles	Arbustos	Gramíneas
RC-06	TLL	100	10	8	15	8	6	10	25	35	35	5	15	40	25	15	5		30	20	40		25	15	70	90	10				
	TS	100	10	8	15	5	5	10	25	30	35	10	15	45	20	10	10	5	45	15	70		5	10	70	80	10			10	
Río Mala	RM-01	TLL	100	15	10	25	10	8	15	5	45	35	15	15	45	5	10	10	15	45	45	35		20		40	25		35		
		TS	100	15	10	25	8	5	10	5	25	60	10	15	55	15	5	5	5	45	45	40		15		90	55	15		30	
	RM-02	TLL	100	80	50	100	35	25	40		30	55	15	5	75	5		5	10	35	55	45				35	65	35			
		TS	100	80	50	100	25	20	35		15	50	35	10	65	10	5	5	5	45	55	45				30	65	35			
	RM-03	TLL	100	15	8	22	12	10	15		30	35	35	15	65		5	10	5	45	30	70				45	40	60			
		TS	100	15	8	22	8	5	10		10	55	35	10	55	5	10	15	5	45	30	70				45	40	60			
	RM-04	TLL	100	12	10	15	10	8	12	5	25	60	10	10	65	10	10	5		45	45	55				45	40	60			
		TS	100	12	10	15	7	5	10	5	10	65	20	10	60	5	15	5	5	45	30	60				45	35	65			
	RM-05	TLL	100	10	8	15	8	5	10		25	40	35	10	45	20	15	5	5	45	35	45		20		45	20	50		10	20
		TS	100	10	8	15	5	4	10		10	65	25	20	40	15	10	10	5	45	30	45		25		45	20	50		15	15

(a) Cauce enrocado; Prom = promedio; Min = mínimo; Máx. = máximo.

ANEXO 2: Protocolo de evaluación del Hábitat Fluvial (SVAP)

1. Condición del canal				
Canal natural, sin estructuras notorias. No hay evidencia de interrupciones debido a obras humanas.	Se observa evidencia de alteraciones pasadas del canal, pero con una significativa recuperación en la actualidad. Persisten algunas estructuras que pueden interrumpir el normal flujo, sin que esto sea grave para el funcionamiento del sistema.	Canal alterado, menos del 50% del tramo evaluado con presencia de estructuras hidráulicas (o restos de las mismas), puede haber gran acumulación de material arrastrado y esto puede generar un canal trezado (especialmente en época de aguas bajas). El flujo hacia las terrazas aluviales gravemente restringido.	Canal activamente removido, o ampliado (obras humanas). Más del 50% del tramo con presencia de obras hidráulicas (o restos de las mismas) o canalizado. Diques y muros de contención impiden el flujo hacia las terrazas aluviales.	
10	7	3	1	
2. Evidencia de alteración hidrológica				
El río excede su cauce con regularidad durante la época de lluvias, no hay reducciones en el flujo por extracción humana (riego, hidroenergética, etc.), no existen diques u otras estructuras que limiten la conectividad entre la orilla y el canal. Canal no estrecho.	El río excede su cauce solo cada 3 a 5 años, canal estrecho limitando el flujo. Obras de extracción de agua presentes, pero sin afectar de manera significativa el hábitat disponible.	El río excede su cauce únicamente cada 6 a 10 años, el canal es marcadamente encañonado. Existen sistemas de extracción del agua que afectan de manera significativa la cantidad de hábitat disponible.	El río Nunca excede su cauce, el canal es profundamente encañonado, presenta estructuras que previenen las avenidas (muros de contención, canalización, etc.) o está regulado por la operación de algún embalse cercano. Existen actividades de extracción de agua que causan severas pérdidas de hábitat para la comunidad acuática.	
10	7	3	1	
3. Zona Ribereña				
La vegetación natural se extiende al menos dos veces el ancho activo del canal en cada margen.	La vegetación natural se extiende solo el equivalente a una vez el ancho activo del canal en cada margen, o de ser menor cubre toda la terraza de inundación.	La vegetación natural se extiende el equivalente a la mitad del ancho activo del canal a cada lado.	La vegetación natural se extiende solo un tercio del ancho activo del canal a cada lado, lo que significa que su capacidad de filtración y retención se ve moderadamente comprometida.	La vegetación natural cubre menos de un tercio del ancho activo del canal a cada lado, y presenta escasa capacidad de regeneración. Sus funciones de filtración están severamente comprometidas.
10	8	5	3	1
4. Estabilidad de Laderas				
Laderas estables, las terrazas son bajas (a la altura de la llanura inundable activa), 33% o más de la superficie erosionable está protegida por raíces que se extienden hasta la superficie del agua.	Laderas moderadamente estables, las terrazas son bajas (a la altura de la llanura inundable activa), menos del 33% de la superficie erosionable está protegida por raíces.	Moderadamente inestables, las terrazas pueden ser bajas, pero siempre por encima de la llanura inundable, orilla ubicada en la margen exterior de las curvas es activamente erosionada (revisar evidencias en la vegetación)	Laderas inestables, terrazas altas, no solo el borde exterior de las curvas, también orillas en zonas rectas, son activamente erosionadas.	
10	7	3	1	
5. Apariencia del agua				
Agua traslúcida, muy clara, o clara pero con tonalidades café (o te), objetos visibles entre 1 a 2 metros (si la profundidad es menor, siempre visibles. No hay evidencia de grasa en la superficie, ni en objetos sumergidos.	Ocasionalmente turbia, especialmente después de tormentas, pero aclara rápidamente; objetos visibles a una profundidad de 0,6 a 1 metro, puede tener una ligera tonalidad verde. No hay evidencia de restos oleos en la superficie.	Considerablemente turbia buena parte del tiempo, objetos visibles entre 15 a 50 centímetros. Las secciones de flujo lento (estanques, remansos, etc.) con un color verde característico. En las rocas del substrato se pueden observar gruesas capas de materia orgánica (generalmente verde) con un ligero olor a amoníaco o sulfuro.	Apariencia muy turbia o fangosa la mayor parte del tiempo, los objetos son visibles solo en el sector superficial (< 15 cm). En las zonas de flujo lento el agua es intensamente verde, se observan otras señales obvias de contaminación como: algas flotantes, escoria en la superficie, capas de espuma u olores intensos.	
10	7	3	1	
6. Enriquecimiento por nutrientes				
El agua se presenta clara a lo largo de todo el tramo estudiado, se puede registrar la presencia de Macrófitas y escaso desarrollo de algas filamentosas.	El agua es bastante clara, o ligeramente verdosa en todo el tramo estudiado, el desarrollo de algas sobre el substrato es moderado.	El agua es verde (o de algún otro color oscuro) en todo el tramo estudiado, hay un desarrollo intensivo de macrófitas y algas sobre el substrato, lo que evidencia gran disponibilidad de nutrientes.	El agua es muy turbia, de color verde o marrón en el tramo de estudio, puede haber desarrollo intensivo de macrófitas tolerantes, pero es más común la colonización intensiva por parte de algas, en particular cianobacterias.	
10	7	3	1	

ANEXO 2: Protocolo de evaluación del Hábitat Fluvial (SVAP) (Continuación)

8. Tipos de cobertura disponible para peces (refugio dentro del cauce)				
> a siete (7) tipos distintos de cobertura.	Entre seis (6) y siete (7) tipos distintos de cobertura.	De cuatro (4) a cinco (5) tipos distintos de cobertura.	Dos (2) o tres (3) tipos de cobertura disponible.	No más de un (1) tipo de cobertura disponible.
10	8	5	3	1

Tipos de cobertura disponible:

Estanques profundos	1		
Vegetación sobresaliente	2	Riberas socavadas	6
Madera, troncos caídos	3	Matas de raíces	7
Rápidos	4	Lechos de Macrofitas	8
Cantos/rocas	5	Estanques aislados	9
		Otros:	10

9. Presencia y características de estanques			
Estanques profundos y someros abundantes, más del 30% de los estanques con el fondo oscuro debido a la profundidad, o la profundidad supera siempre los 1,5 metros.	Estanques presentes, pero no muy abundantes, del 10 al 30% de las pozas con el fondo oscuro debido a la profundidad, o la mayoría al menos de 1 metro de profundidad.	Estanques presentes, pero someros, solo de 5 a 10% de los estanques presentan el fondo oscurecido debido a la profundidad. Suelen observarse profundidades menores a 1 metro.	Pozas ausentes, todo el fondo es notable.
10	7	3	1
10. Hábitat* para insectos e invertebrados			
Al menos cinco (5) tipos de hábitat disponible.	De tres (3) a cuatro (4) tipos de hábitat distinto (disponible para invertebrados).	Uno (1) o dos (2) tipos distintos de hábitat disponible.	No hay evidencia de algún tipo apropiado de hábitat disponible.
10	7	3	1

Tipos de hábitat disponible:

Residuos vegetales finos	1		
Troncos sumergidos	2	Rocas	5
Paquetes de hojas	3	Riberas socavadas	6
Cantos	4	Guijarros	7
		Otros:	10

* El hábitat para invertebrados es aquella locación (u objeto) dispuesto de tal manera que permite su completa colonización

ANEXO 3: Parámetros fisicoquímicos registrados por estación y temporada

Cuerpo de agua	Estación	Temporada	T (°C)	pH (unidades de pH)	CE (μS/cm)	OD (mg/L)	STD (mg/L)
Río Chillón	RC-01	TLL	16.7	8.89	557	7.6	589.0
		TS	11.1	8.59	860	8.6	605.5
	RC-02	TLL	15.4	8.90	559	7.9	587.0
		TS	10.5	8.63	870	7.9	760.0
	RC-03	TLL	15.6	8.82	561	7.7	591.0
		TS	12.5	8.58	800	8.8	746.0
	RC-04	TLL	12.9	8.75	567	7.9	594.0
		TS	10.2	8.59	860	8.7	562.5
	RC-05	TLL	11.3	8.70	576	7.5	610.0
		TS	11.5	8.33	800	8.5	612.5
	RC-06	TLL	9.6	8.81	583	8.0	612.0
		TS	9.1	8.54	800	8.7	542.5
Río Mala	RM-01	TLL	17.4	8.92	249	7.8	266.0
		TS	12.3	8.60	530	7.4	301.5
	RM-02	TLL	18.4	8.94	257	7.5	265.0
		TS	12.2	8.66	530	7.6	361.0
	RM-03	TLL	17.2	8.82	252	7.2	264.0
		TS	14.0	8.69	540	7.8	355.5
	RM-04	TLL	8.8	8.76	240	7.5	253.0
		TS	9.3	8.66	520	8.5	381.0
	RM-05	TLL	8.1	8.65	151	7.4	153.3
		TS	9.0	8.40	1 270	8.4	153.5

TLL: temporada lluviosa (mayo 2015); TS: temporada seca (octubre 2014), T: temperatura; CE: conductividad eléctrica; OD: oxígeno disuelto; STD: sólidos totales disueltos.

ANEXO 4: Pruebas T-student y Wilcoxon aplicadas en los parámetros fisicoquímicos

Análisis de prueba t-student (Tipo de río)

Temperatura

t = -0.3246, df = 14.704, p-value = 0.7501 (*)

95 percent confidence interval:

-3.531312 2.599312

sample estimates:

mean in group Chillón mean in group Mala

12.200 12.666

pH

t = -0.46653, df = 19.569, p-value = 0.646 (*)

95 percent confidence interval:

-0.1780212 0.1130212

sample estimates:

mean in group Chillón mean in group Mala

8.6775 8.7100

Oxígeno disuelto

t = 2.2749, df = 19.832, p-value = 0.03417

95 percent confidence interval:

0.03633161 0.84366839

sample estimates:

mean in group Chillón mean in group Mala

8.15 7.71

Análisis de Wilcoxon (Tipo de río)

Conductividad eléctrica

W = 108, p-value = 0.001705

Sólidos totales disueltos

W = 120, p-value = 3.093e-06

Análisis de prueba t-student (Temporada)

Temperatura

t = 2.1789, df = 13.531, p-value = 0.04755

95 percent confidence interval:

0.0335659 5.3591614

sample estimates:

mean in group Lluviosa mean in group Seca

13.76000 11.06364

pH

t = 5.5879, df = 19.429, p-value = 2.007e-05

95 percent confidence interval:

0.1530849 0.3360060

sample estimates:

mean in group Lluviosa mean in group Seca

8.814545 8.570000

Oxígeno disuelto

t = -3.7665, df = 14.666, p-value = 0.001935

95 percent confidence interval:

-0.9829502 -0.2715952

sample estimates:

mean in group Lluviosa mean in group Seca

7.636364 8.263636

Análisis de Wilcoxon (Temporada)

Conductividad eléctrica

W = 24, p-value = 0.01789

Sólidos totales disueltos

W = 48, p-value = 0.4385 (*)

(*) No evidencia diferencias significativas.

ANEXO 5: Lista de macroinvertebrados registrados en los ríos Chillón y Mala

Phylum	Clase	Orden	Familia	Río Chillón		Río Mala		
				TLL	TS	TLL	TS	
Annelida	Oligochaeta	Indeterminado	Indeterminado	x	x	x	x	
Arthropoda	Arachnida	Acari	Indeterminado	x	x	x	x	
	Collembola	Indeterminado	Indeterminado	x	x			
	Insecta	Coleoptera	Dytiscidae					x
			Elmidae	x	x	x	x	
			Hydraenidae					x
			Hydrophilidae		x			x
			Psephenidae	x		x		x
			Staphylinidae	x		x		x
		Diptera	Blephariceridae	x	x	x		x
			Ceratopogonidae	x	x	x		x
			Chironomidae	x	x	x		x
			Empididae	x	x	x		x
			Ephydriidae		x			x
			Muscidae		x			x
			Simuliidae	x	x	x		x
			Tabanidae	x	x	x		x
		Tipulidae	x	x	x		x	
		Ephemeroptera	Baetidae	x	x	x		x
			Leptohiphidae	x	x	x		x
			Leptophlebiidae	x	x	x		x
		Hemiptera	Mesoveliidae				x	
		Lepidoptera	Indeterminado	x				
		Megaloptera	Corydalidae	x	x	x		x
		Odonata	Gomphidae	x	x			x
			Libellulidae					x
		Plecoptera	Gripopterygidae	x	x			x
			Perlidae	x	x	x		
		Trichoptera	Helicopsychidae	x			x	
			Hydrobiosidae	x	x	x		x
			Hydropsychidae	x	x			x
	Hydroptilidae		x	x	x		x	
	Leptoceridae		x		x		x	
Limnephilidae	x		x			x		
Malacostraca	Amphipoda	Hyaellidae	x	x				
Ostracoda	Indeterminado	Indeterminado	x	x		x		
Coelenterata	Hydrozoa	Anthoathecata	Hydridae				x	
Mollusca	Gastropoda	Basommatophora	Lymnaeidae	x	x		x	
			Physidae	x	x		x	
Nematomorpha	Indeterminado	Indeterminado	Indeterminado	x	x	x	x	
Platyhelminthes	Turbellaria	Tricladida	Planariidae	x	x		x	

TLL: temporada lluviosa; TS: temporada seca; x: presencia de individuos.

ANEXO 6: Prueba de normalidad Lillie.test aplicada en los parámetros comunitarios

Tipo de río	Abundancia	Riqueza	Índice de diversidad		Equidad de Pielou
			Shannon-Wiener	Simpson	
Chillón	7.03*10 ⁻⁹ (*)	0.1505	0.5263	0.1296	0.3307
Mala	0.01694 (*)	0.003056 (*)	0.16	0.01007 (*)	0.1805

Temporada	Abundancia	Riqueza	Índice de diversidad		Equidad de Pielou
			Shannon-Wiener	Simpson	
Lluviosa	0.001001 (*)	0.004927 (*)	0.3893	0.00123 (*)	0.6417
Seca	0.0001984 (*)	0.02669 (*)	0.7603	0.16	0.07188

Tipo de hábitat	Abundancia	Riqueza	Índice de diversidad		Equidad de Pielou
			Shannon-Wiener	Simpson	
Corrida	2.04*10 ⁻⁵ (*)	0.002742 (*)	0.3961	0.000913 (*)	0.1856
Poza	0.02773 (*)	0.02258 (*)	0.7925	0.4364	0.5097
Rápido	0.04997 (*)	0.2103	0.7369	0.04405 (*)	0.1353

Tipo de hábitat	Abundancia	Riqueza	Índice de diversidad		Equidad de Pielou
			Shannon-Wiener	Simpson	
Canto	2.91*10 ⁻⁵ (*)	0.01554 (*)	0.06983	0.0001325 (*)	0.01412 (*)
Finos	0.03125 (*)	0.3014	0.548	0.6641	0.3878
Grava	0.2034	0.1031	0.1119	0.379	0.124
Piedra grande	0.485	0.5245	0.5741	0.1701	0.7925

(*) Los datos no se ajustan a una distribución normal; p-valor = 0.05.

ANEXO 7: Pruebas T-student, Wilcoxon, ANOVA y Kruskal-Wallis

Análisis por tipo de río

Análisis por temporada

Análisis de la prueba T-student

Análisis de la prueba T-student

Shannon-Wiener

t = 3.6553, df = 99.307, p-value = 0.0004128

95 percent confidence interval:

0.1738981 0.5868352

sample estimates:

mean in group Chillón mean in group Mala

2.119167 1.738800

Shannon-Wiener

t = -2.7936, df = 107.7, p-value = 0.006171

95 percent confidence interval:

-0.50199093 -0.08528179

sample estimates:

mean in group Lluviosa mean in group Seca

1.799455 2.093091

Equidad de Pielou

t = 3.6295, df = 94.969, p-value = 0.0004598

95 percent confidence interval:

0.04886601 0.16686732

sample estimates:

mean in group Chillón mean in group Mala

0.6456667 0.5378000

Equidad de Pielou

t = -1.4573, df = 106.07, p-value = 0.148 (*)

95 percent confidence interval:

-0.10514804 0.01605713

sample estimates:

mean in group Lluviosa mean in group Seca

0.5743636 0.6189091

Análisis de Wilcoxon

Análisis de Wilcoxon

Abundancia

W = 1 444, p-value = 0.739 (*)

Abundancia

W = 1 082, p-value = 0.01015

Riqueza

W = 1 635.5, p-value = 0.4146 (*)

Riqueza

W = 1 123.5, p-value = 0.0194

Simpson

W = 2 107, p-value = 0.0002705

Simpson

W = 1 185.5, p-value = 0.05087 (*)

(*) No evidencia diferencias significativas; p-valor = 0.05.

Análisis por tipo de hábitat

ANOVA

Shannon-Wiener

Sum of Squares	0.41998	34.76459			
Deg. of Freedom	2	107			
Residual standard error: 0.5700024					
Estimated effects may be unbalanced					
	Df	Sum	Sq Mean	Sq F value	Pr(>F)
Habitat	2	0.42	0.2100	0.646	0.526 (*)
Residuals	107	34.76	0.3249		

Equidad de Pielou

Sum of Squares	0.0388493	2.7908061			
Deg. of Freedom	2	107			
Residual standard error: 0.1615002					
Estimated effects may be unbalanced					
	Df	Sum	Sq Mean	Sq F value	Pr(>F)
Habitat	2	0.0388	0.01943	0.745	0.477 (*)
Residuals	107	2.7908	0.02608		

KRUSKAL-WALLIS

Abundancia

Chi-squared = 1.9886, df = 2, p-value = 0.37 (*)

Riqueza

Chi-squared = 1.1686, df = 2, p-value = 0.5575 (*)

Simpson

Chi-squared = 0.91861, df = 2, p-value = 0.6317 (*)

Análisis por tipo de sustrato sustrato

ANOVA

Shannon-Wiener

Sum of Squares	2.14064	33.04393			
Deg. of Freedom	4	105			
Residual standard error: 0.5609849					
Estimated effects may be unbalanced					
	Df	Sum	Sq Mean	Sq F value	Pr(>F)
Sustrato	4	2.14	0.5352	1.701	0.155 (*)
Residuals	105	33.04	0.3147		

KRUSKAL-WALLIS

Abundancia

Chi-squared = 1.5382, df = 4, p-value = 0.8199 (*)

Riqueza

Chi-squared = 0.73837, df = 4, p-value = 0.9465 (*)

Simpson

Chi-squared = 5.1815, df = 4, p-value = 0.2692 (*)

Equidad de Pielou

Chi-squared = 4.323, df = 4, p-value = 0.3641 (*)

(*) No evidencia diferencias significativas; p-valor = 0.05.

ANEXO 8: Análisis SIMPER de la comunidad de macroinvertebrados

Análisis por temporada

Temporada Lluviosa

Average similarity: 68.13 %

Taxón				Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
Arthropoda	Insecta	Diptera	Chironomidae	6.07	13.4	6.5	19.67	19.67
Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Baetidae	4.89	9.98	4.53	14.65	34.32
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Elmidae	3.96	8.23	6.55	12.08	46.41
Arthropoda	Arachnida	Acari	Indeterminado	2.93	4.66	2.05	6.84	53.24
Arthropoda	Insecta	Diptera	Empididae	2.43	4.49	2.48	6.59	59.84
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Hydroptilidae	2.19	3.74	1.86	5.49	65.32
Arthropoda	Insecta	Diptera	Simuliidae	2.37	3.65	1.63	5.36	70.68
Annelida	Oligochaeta	Indeterminado	Indeterminado	1.94	2.81	1.18	4.13	74.81
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Hydrobiosidae	1.7	2.8	1.68	4.11	78.92
Nematomorpha	Indeterminado	Indeterminado	Indeterminado	1.63	2.78	2.54	4.08	83
Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Leptohiphidae	2.22	2.5	1.02	3.67	86.68
Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Leptophlebiidae	1.88	2.26	1.1	3.32	90
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Helicopsychidae	1.38	1.47	0.86	2.16	92.16

Temporada Seca

Average similarity: 63.47 %

Taxón				Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
Arthropoda	Insecta	Diptera	Chironomidae	5.84	9.44	5.62	14.87	14.87
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Elmidae	4.86	8.2	4.79	12.93	27.8
Arthropoda	Ostracoda	Indeterminado	Indeterminado	4.69	7.28	2.46	11.48	39.27
Annelida	Oligochaeta	Indeterminado	Indeterminado	3.95	5.8	2.9	9.13	48.4
Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Baetidae	3.18	4.38	2.61	6.89	55.3
Arthropoda	Insecta	Diptera	Empididae	2.65	4.03	5.97	6.34	61.64
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Hydroptilidae	3.25	3.93	2.03	6.19	67.83
Arthropoda	Insecta	Diptera	Ceratopogonidae	2.66	3.32	2.62	5.23	73.06
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Hydrobiosidae	2.45	3.2	2.42	5.04	78.1
Arthropoda	Insecta	Diptera	Simuliidae	2.4	2.9	1.28	4.57	82.67
Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Leptohiphidae	2.7	2.42	0.69	3.81	86.47
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Hydrophilidae	1.93	1.57	0.58	2.48	88.95
Arthropoda	Arachnida	Acari	Indeterminado	1.56	1.45	1.12	2.29	91.24

Análisis por río

Río Chillón

Average similarity: 64.29 (%)

Taxón				Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
Arthropoda	Insecta	Diptera	Chironomidae	6.02	11.05	6.66	17.19	17.19
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Elmidae	4.27	7.44	5.25	11.57	28.76
Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Baetidae	4.32	7.21	2.14	11.21	39.97
Annelida	Oligochaeta	Indeterminado	Indeterminado	3.61	5.77	4.23	8.98	48.95
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Hydroptilidae	3.47	5.26	4.34	8.19	57.13
Arthropoda	Insecta	Diptera	Empididae	2.73	4.2	3.02	6.53	63.67
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Hydrobiosidae	2.4	3.7	4.41	5.76	69.42
Arthropoda	Insecta	Diptera	Simuliidae	2.26	3.57	2.35	5.55	74.98
Arthropoda	Insecta	Diptera	Ceratopogonidae	2.53	2.78	1.25	4.33	79.31
Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Leptohyphidae	2.55	2.15	0.71	3.35	82.66
Arthropoda	Ostracoda	Indeterminado	Indeterminado	2.54	2.02	0.65	3.14	85.8
Arthropoda	Insecta	Diptera	Blephariceridae	1.47	1.72	1.54	2.67	88.47
Arthropoda	Arachnida	Acari	Indeterminado	1.45	1.7	1.13	2.64	91.11

Río Mala

Average similarity: 58.98 (%)

Taxón				Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
Arthropoda	Insecta	Diptera	Chironomidae	5.88	11.49	3.98	19.47	19.47
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Elmidae	4.57	8.9	7.36	15.08	34.56
Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Baetidae	3.69	5.98	2.75	10.14	44.7
Arthropoda	Arachnida	Acari	Indeterminado	3.19	4.7	1.9	7.97	52.66
Arthropoda	Insecta	Diptera	Empididae	2.3	4.42	3.61	7.49	60.15
Arthropoda	Insecta	Diptera	Simuliidae	2.53	3.12	0.99	5.29	65.44
Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Leptohyphidae	2.35	2.61	0.92	4.42	69.87
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Hydroptilidae	1.83	2.45	1.5	4.15	74.02
Annelida	Oligochaeta	Indeterminado	Indeterminado	2.15	2.31	1.08	3.91	77.93
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Hydrobiosidae	1.69	2.1	1.38	3.55	81.49
Arthropoda	Insecta	Diptera	Ceratopogonidae	1.2	1.95	1.69	3.31	84.8
Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Leptophlebiidae	1.83	1.78	0.79	3.03	87.82
Arthropoda	Ostracoda	Indeterminado	Indeterminado	2.29	1.53	0.45	2.6	90.42

Análisis por tipo de hábitat

Rápidos

Average similarity: 42.42 (%)

Taxón				Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
Arthropoda	Insecta	Diptera	Chironomidae	3.19	10.96	1.77	25.83	25.83
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Elmidae	2.77	10.34	1.95	24.39	50.21
Arthropoda	Insecta	Diptera	Empididae	1.36	4.56	1.04	10.74	60.95
Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Baetidae	1.78	4.17	0.89	9.84	70.8
Arthropoda	Insecta	Diptera	Simuliidae	1.35	2.57	0.6	6.07	76.86
Annelida	Oligochaeta	Indeterminado	Indeterminado	0.88	1.58	0.58	3.73	80.6
Arthropoda	Ostracoda	Indeterminado	Indeterminado	0.98	1.32	0.31	3.11	83.7
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Hydroptilidae	0.94	1.3	0.41	3.07	86.77
Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Leptohiphidae	0.84	1.13	0.34	2.66	89.42
Arthropoda	Arachnida	Acari	Indeterminado	0.88	1.12	0.49	2.65	92.07

Corridas

Average similarity: 46.37 (%)

Taxón				Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
Arthropoda	Insecta	Diptera	Chironomidae	4.08	15.6	2.76	33.64	33.64
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Elmidae	2.55	8.86	2.4	19.11	52.75
Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Baetidae	2.26	6.27	1.05	13.53	66.29
Annelida	Oligochaeta	Indeterminado	Indeterminado	1.28	2.28	0.67	4.92	71.21
Arthropoda	Insecta	Diptera	Empididae	1.08	2.26	0.86	4.87	76.07
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Hydroptilidae	1.2	1.76	0.61	3.8	79.87
Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Leptohiphidae	1.29	1.75	0.47	3.78	83.66
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Hydrobiosidae	0.88	1.57	0.7	3.39	87.05
Arthropoda	Arachnida	Acari	Indeterminado	0.88	1.3	0.49	2.8	89.85
Arthropoda	Insecta	Diptera	Simuliidae	0.73	1	0.44	2.16	92.01

Pozas

Average similarity: 45.01 (%)

Taxón				Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
Arthropoda	Insecta	Diptera	Chironomidae	3.91	15.46	2.87	34.34	34.34
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Elmidae	2.32	6.92	1.48	15.37	49.72
Annelida	Oligochaeta	Indeterminado	Indeterminado	2.02	5.09	0.8	11.3	61.01
Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Baetidae	1.63	3.72	0.85	8.27	69.28
Arthropoda	Ostracoda	Indeterminado	Indeterminado	1.9	3.26	0.5	7.25	76.53
Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Leptohiphidae	1.35	2.73	0.59	6.07	82.6
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Hydroptilidae	0.97	1.8	0.55	3.99	86.59
Arthropoda	Insecta	Diptera	Ceratopogonidae	0.85	1.46	0.64	3.23	89.83
Arthropoda	Insecta	Diptera	Empididae	0.6	1.24	0.59	2.75	92.57

Análisis por tipo de sustrato

Piedras grandes

Average similarity: 56.42 (%)

Taxón				Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
Arthropoda	Insecta	Diptera	Chironomidae	3.81	15.6	3.88	27.65	27.65
Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Baetidae	2.97	11.36	2.29	20.13	47.79
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Elmidae	2.16	8.24	2.21	14.61	62.39
Arthropoda	Insecta	Diptera	Simuliidae	2.11	6.81	2.44	12.06	74.46
Annelida	Oligochaeta	Indeterminado	Indeterminado	1.2	4.74	2.42	8.4	82.86
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Hydroptilidae	1.88	4.09	0.68	7.25	90.1

Canto rodado

Average similarity: 44.99 (%)

Taxón				Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
Arthropoda	Insecta	Diptera	Chironomidae	4.02	14.56	2.25	32.36	32.36
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Elmidae	2.62	9.22	2.2	20.49	52.85
Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Baetidae	2.12	5.39	1.02	11.97	64.82
Arthropoda	Insecta	Diptera	Empididae	1.2	2.84	0.92	6.32	71.14
Annelida	Oligochaeta	Indeterminado	Indeterminado	1.26	2.07	0.64	4.6	75.74
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Hydroptilidae	1.22	1.74	0.58	3.87	79.6
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Hydrobiosidae	0.92	1.51	0.66	3.36	82.96
Arthropoda	Insecta	Diptera	Simuliidae	0.88	1.33	0.48	2.95	85.91
Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Leptohyphidae	1.05	1.32	0.43	2.94	88.85
Arthropoda	Arachnida	Acari	Indeterminado	0.84	1.13	0.47	2.52	91.36

Grava

Average similarity: 43.39 (%)

Taxón				Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
Arthropoda	Insecta	Diptera	Chironomidae	3.6	14.16	2.7	32.64	32.64
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Elmidae	2.55	8.12	1.94	18.71	51.35
Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Baetidae	1.91	4.79	0.78	11.03	62.38
Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Leptohyphidae	1.73	3.18	0.62	7.32	69.7
Annelida	Oligochaeta	Indeterminado	Indeterminado	1.31	2.39	0.56	5.52	75.21
Arthropoda	Insecta	Diptera	Empididae	0.83	1.73	0.73	3.98	79.19
Arthropoda	Ostracoda	Indeterminado	Indeterminado	1.31	1.61	0.35	3.7	82.9
Arthropoda	Arachnida	Acari	Indeterminado	0.95	1.5	0.48	3.45	86.34
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Hydrobiosidae	0.62	1.26	0.62	2.91	89.25
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Hydroptilidae	0.76	1.24	0.59	2.87	92.12

Arena

Average similarity: 36.84 (%)

Taxón				Av.Abund	Av.Sim	Contrib%	Cum.%
Arthropoda	Insecta	Diptera	Chironomidae	4.73	17.43	47.32	47.32
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Hydrophilidae	1.35	5.95	16.15	63.47
Arthropoda	Insecta	Diptera	Ceratopogonidae	1.1	5.95	16.15	79.62
Annelida	Oligochaeta	Indeterminado	Indeterminado	2.66	3.75	10.19	89.81
Arthropoda	Insecta	Diptera	Empididae	0.69	3.75	10.19	100

Finos**Average similarity: 46.40 (%)**

Taxón				Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
Arthropoda	Insecta	Diptera	Chironomidae	3.84	15.51	3.22	33.42	33.42
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Elmidae	2.64	9.31	2.28	20.07	53.49
Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Baetidae	1.78	4.87	1.09	10.5	63.99
Annelida	Oligochaeta	Indeterminado	Indeterminado	1.69	3.88	0.81	8.37	72.36
Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Leptohyphidae	1.58	3.6	0.74	7.75	80.11
Arthropoda	Ostracoda	Indeterminado	Indeterminado	1.91	2.9	0.43	6.25	86.36
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Hydroptilidae	0.92	1.57	0.48	3.38	89.74
Arthropoda	Arachnida	Acari	Indeterminado	0.83	1.37	0.61	2.95	92.69

ANEXO 9: Pruebas T-student y Wilcoxon aplicadas en los índices bióticos

Análisis por tipo de río

Análisis de la prueba T-student

EPT

t = 2.4997,	df = 18.604,	p-value = 0.02197
95 percent confidence interval:		
0.04060908		0.46239092
sample estimates:		
mean in group Chillón		mean in group Mala
0.5275		0.2760

ABI

t = 0.5529,	df = 19.772,	p-value = 0.5865 (*)
95 percent confidence interval:		
-0.08650499		0.14883832
sample estimates:		
mean in group Chillón		mean in group Mala
0.7591667		0.7280000

BMWP

t = 0.5292,	df = 19.978,	p-value = 0.6025 (*)
95 percent confidence interval:		
-0.0848277		0.1424944
sample estimates:		
mean in group Chillón		mean in group Mala
0.7358333		0.7070000

Análisis de Wilcoxon

IBH

W = 48.5, p-value = 0.4679 (*)

Análisis por temporada

Análisis de la prueba T-student

EPT

t = 2.1307,	df = 18.135,	p-value = 0.04705
95 percent confidence interval:		
0.003314264		0.453049372
sample estimates:		
mean in group TLL		mean in group TS
0.5272727		0.2990909

ABI

t = 0.49735,	df = 19.949,	p-value = 0.6244 (*)
95 percent confidence interval:		
-0.09003527		0.14639890
sample estimates:		
mean in group TLL		mean in group TS
0.7590909		0.7309091

BMWP

t = 0.97312,	df = 19.996,	p-value = 0.3421 (*)
95 percent confidence interval:		
-0.0602992		0.1657538
sample estimates:		
mean in group TLL		mean in group TS
0.7490909		0.6963636

IBH

t = 1.7312,	df = 14.797,	p-value = 0.1042 (*)
95 percent confidence interval:		
-0.03194351		0.30648897
sample estimates:		
mean in group TLL		mean in group TS
0.8181818		0.6809091

(*) no evidencia diferencias significativas.

ANEXO 10: Registro Fotográfico



Figura 14: Río Chillón, estación RC-01. Temporada lluviosa (mayo 2015)



Figura 15: Río Chillón, estación RC-01. Temporada seca (octubre 2014)



Figura 16: Río Chillón, estación RC-02. Temporada lluviosa (mayo 2015)



Figura 17: Río Chillón, estación RC-02. Temporada seca (octubre 2014)



Figura 18: Río Chillón, estación RC-03. Temporada lluviosa (mayo 2015)



Figura 19: Río Chillón, estación RC-03. Temporada seca (octubre 2014)



Figura 20: Río Chillón, estación RC-04. Temporada lluviosa (mayo 2015)



Figura 21: Río Chillón, estación RC-04. Temporada seca (octubre 2014)



Figura 22: Río Chillón, estación RC-05. Temporada lluviosa (mayo 2015)



Figura 23: Río Chillón, estación RC-05. Temporada seca (octubre 2014)



Figura 24: Río Chillón, estación RC-06. Temporada lluviosa (mayo 2015)



Figura 25: Río Chillón, estación RC-06. Temporada seca (octubre 2014)



Figura 26: **Río Mala, estación RM-01. Temporada lluviosa (mayo 2015)**



Figura 27: **Río Mala, estación RM-01. Temporada seca (octubre 2014)**



Figura 28: Río Mala, estación RM-02. Temporada lluviosa (mayo 2015)



Figura 29: Río Mala, estación RM-02. Temporada seca (octubre 2014)



Figura 30: Río Mala, estación RM-03. Temporada lluviosa (mayo 2015)



Figura 31: Río Mala, estación RM-03. Temporada seca (octubre 2014)



Figura 32: Río Mala, estación RM-04. Temporada lluviosa (mayo 2015)



Figura 33: Río Mala, estación RM-04. Temporada seca (octubre 2014)



Figura 34: Río Mala, estación RM-05. Temporada lluviosa (mayo 2015)



Figura 35: Río Mala, estación RM-05. Temporada seca (octubre 2014)