



POSGRADOS

MAESTRÍA EN RECURSOS NATURALES RENOVABLES CON MENCIÓN EN REMEDIACIÓN Y RESTAURACIÓN

RPC-SO-17-NO.363-2020

OPCIÓN DE TITULACIÓN:

PROYECTO DE TITULACIÓN CON
COMPONENTES DE INVESTIGACIÓN
APLICADA Y/O DE DESARROLLO

TEMA:

VALORACIÓN DEL ESTADO
ECOLÓGICO DE LAS LAGUNAS
QUIMSACOCHA MEDIANTE
ESTUDIO DEL SISTEMA LACUSTRE

AUTOR:

CARLOS XAVIER ZAGAL ANDRADE

DIRETOR:

MANUEL ERNESTO DELGADO FERNANDEZ

CUENCA – ECUADOR
2023

Autor:**Carlos Xavier Zagal Andrade**

Ingeniero Ambiental.

Candidato a Magíster en Recursos Naturales Renovables con Mención en Remediación y Restauración por la Universidad Politécnica Salesiana – Sede Cuenca.

czagala@est.ups.edu.ec

Dirigido por:**Manuel Ernesto Delgado Fernández**

Licenciado en Ciencias de la Educación en la Especialidad de Química, Biología y Ciencias Naturales.

Magister en Tecnologías para el Aprovechamiento de Recursos Naturales no Tradicionales.

Dottore di Ricerca in Ecologia Sperimentale e Geobotanica.

mdelgado@ups.edu.ec

Todos los derechos reservados.

Queda prohibida, salvo excepción prevista en la Ley, cualquier forma de reproducción, distribución, comunicación pública y transformación de esta obra para fines comerciales, sin contar con autorización de los titulares de propiedad intelectual. La infracción de los derechos mencionados puede ser constitutiva de delito contra la propiedad intelectual. Se permite la libre difusión de este texto con fines académicos investigativos por cualquier medio, con la debida notificación a los autores.

DERECHOS RESERVADOS

2023 © Universidad Politécnica Salesiana.

CUENCA – ECUADOR – SUDAMÉRICA

CARLOS XAVIER ZAGAL ANDRADE

Valoración del estado ecológico de las lagunas Quimsacocha mediante estudio del sistema lacustre

DEDICATORIA

A mi familia, amigos, a todas aquellas personas de buen corazón que han estado pendientes, apoyándome de una u otra manera, en el transcurso de esta maravillosa experiencia.

TABLA DE CONTENIDO

Resumen	9
Abstract	10
1. Introducción	11
2. Determinación del problema	13
3. Marco teórico referencial.....	14
3.1 Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNAP)	14
3.1.1 Área Nacional de Recreación Quimsacocha	15
3.2 Sistemas lacustres tropicales de alta montaña	15
3.2.1 Componente Biótico	16
3.2.2 Componente Abiótico.....	18
3.3 Calidad del recurso hídrico	18
3.3.1 Importancia de la calidad de agua.....	19
3.3.2 Índices de calidad de agua.....	19
3.3.3 Índice de Estado Trófico (TSI)	20
3.4 Índice de riqueza y diversidad	21
4. Materiales y métodos.....	24
4.1 Descripción del área de estudio	24
4.2 Recolección y conservación de muestras	25
4.2.1 Monitoreo de macroinvertebrados.....	25
4.2.2 Monitoreo de fitoplancton	26
4.2.3 Monitoreo de zooplancton.....	26
4.2.4 Conservación de muestras	27
4.3 Cálculo del Índice de Estado Trófico (TSI).....	28
4.4 Cálculo WQI-NSF	30
4.4.1 Parámetros fisicoquímicos y microbiológico.....	31
5. Resultados y discusión.....	33
5.1 Identificación taxonómica de macroinvertebrados.....	33
5.1.1 índice BMWP-Col.....	35
5.2 Identificación taxonómica de fitoplancton.....	35

5.3	Identificación taxonómica de zooplancton.....	39
5.4	Índice de estado trófico	41
5.5	Índice de Calidad de Agua WQI-NSF	42
6.	Conclusiones.....	45
	Referencias	46

INDICE DE TABLAS

Tabla 1.	Calidad biológica del agua - Índice BMWP/Col.....	16
Tabla 2.	Puntos de monitoreo para macroinvertebrados.	25
Tabla 3.	Puntos de muestreo de zooplancton.....	27
Tabla 4.	Recolección y conservación de muestras	28
Tabla 5.	Clasificación del valor de TSI.....	28
Tabla 6.	Peso específico de los parámetros WQI-NSF.....	30
Tabla 7.	Parámetros fisicoquímicos y microbiológicos.	32
Tabla 8.	Conteo de macroinvertebrados.....	34
Tabla 9.	Identificación taxonómica de fitoplancton.....	38
Tabla 10.	Conteo de zooplancton.....	40
Tabla 11.	Clorofila a de los puntos de monitoreo	41
Tabla 12.	Parámetros fisicoquímicos y microbiológico	42
Tabla 13.	Índice de Calidad de Agua "Q1"	43
Tabla 14.	Índice de Calidad de Agua "Q2"	43
Tabla 15.	Índice de Calidad de Agua "Cy1"	44

INDICE DE FIGURAS

Figura 1.	Clasificación del Sistema Nacional de Áreas Protegidas del Ecuador	14
Figura 2.	Mapa de ubicación del área de estudio	24
Figura 3.	Sitio de muestreo de macroinvertebrados	26
Figura 4	Curvas de calidad de los parámetros del WQI-NSF	31
Figura 5.	Familias de macroinvertebrados identificados en el área de estudio.	33
Figura 6.	Identificación taxonómica de fitoplancton	37

Figura 7. Géneros de zooplancton identificados en el área de estudio..... 40

ÍNDICE DE GRÁFICOS

Gráfico 1. Índice de diversidad y riqueza de macroinvertebrados.	34
Gráfico 2. Índice Biológico BMWP/Col	35
Gráfico 3. Índice de diversidad y riqueza de fitoplancton.....	39
Gráfico 4. Índice de diversidad y riqueza de zooplancton	41

VALORACIÓN DEL
ESTADO ECOLÓGICO
DE LAS LAGUNAS
QUIMSACOCHA
MEDIANTE ESTUDIO
DEL SISTEMA
LACUSTRE

AUTOR(ES):

CARLOS XAVIER ZAGAL ANDRADE

RESUMEN

La presente investigación se desarrolló en el Área Recreativa Nacional Quimsacocha en tres puntos de muestreo: laguna Bermejo (Q1), Quimsacocha (Q2) y Chuyacocha (Cy1), con el propósito de valorar su estado ecológico actual. Se realizó análisis fisicoquímicos, microbiológicos y el monitoreo de bioindicadores en términos de diversidad y abundancia; a su vez, la categorización del estado ecológico se determinó a través del índice calidad de agua (WQI-NSF). Se obtuvo un valor de WQI-NSF de 72.19, 60.45 y 68.69, el Índice BMWP/COL se ubica en la clase III y IV. Por tanto, el sistema lacustre Quimsacocha presentó un estado ecológico de clasificación moderado.

Palabras clave:

Calidad de agua, bioindicadores, lagunas alto andinas, WQI-NSF.

ABSTRACT

This research was carried out in the Quimsacocha National Recreation Area at three sampling points: Bermejo lake (Q1), Quimsacocha (Q2) and Chuyacocha (Cy1), with the purpose of assessing its current ecological status. Physicochemical, microbiological analyzes and monitoring of bioindicators terms diversity and abundance; in turn, the categorization of the ecological status was determined through the water quality index (WQI-NSF). A WQI-NSF value was obtained of 72.19, 60.45 and 68.69, the BMWP/COL Index is located in class III and IV. Therefore, the Quimsacocha lake system presented an ecological status of moderate classification.

Key words:

Water quality, Bioindicators, High Andean Lakes, WQI-NSF

1. INTRODUCCIÓN

Los Andes del norte se dividen en seis cadenas montañosas, incluidas las cordilleras Ecuatorianas, donde, se produjo una ruptura en la conectividad de las áreas de páramo; dejando una huella en el patrón geográfico de la diversidad genética (Flantua et al., 2019). Como indica (Cartuche et al., 2019) en su estudio, los páramos albergan una biodiversidad que influye directamente en la regulación del ciclo hidrogeológico.

En Ecuador el 7% del territorio nacional es páramo, y de este aproximadamente el 40% se encuentra en el Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNAP); las principales amenazas son de origen antropogénico por la expansión agrícola y la reforestación con plantas exóticas (Chuncho & Chuncho, 2019). De ahí que, la protección de cuencas lacustres son una estrategia aplicada en la gestión pública (Zapata et al., 2021).

Los lagos de montaña son masas de agua oligotérmicas que circulan con frecuencia y cuyas propiedades varían (Löffler, 1964), al ser sistemas aislados y fragmentados es probable encontrar entornos desafiantes para las especies endémicas (Arthington et al., 2016; Gunkel & Casallas, 2002) ya que proporcionan servicios ambientales (García et al., 2020), como almacén natural de carbono (Carrillo-Rojas et al., 2019; Cartuche et al., 2021).

Como indica (Cartuche et al., 2019) en su estudio, para la evaluación de diversidad de fitoplancton utilizó datos de biovolumen expresados en el índice de Shannon con el monitoreo de 24 lagos tropicales, por otro lado, (Van Colen et al., 2017) evidencia la limitación de fitoplancton por el nutriente fósforo agrupados principalmente en clorofitas, criptofitas, diatomeas, crisófitas, dinoflagelados y cianobacterias y referente a zooplancton presentan el orden de copépodos (calanoideos y ciclopoideos) y cladóceros en los géneros Daphnia y Bosmina.

Como menciona (Noori et al., 2019) en su investigación de índices de calidad de agua, consideran varios parámetros simultáneos que permiten evaluar la calidad del agua donde reemplazan las entradas originales de fósforo total y sólidos totales con fosfato y sólidos suspendidos totales. La utilización del índice WQI-NSF ha sido ajustable a cualquier condición local específica en lagos de latitudes templadas para evaluar las características químicas, físicas y microbiológicas (Gradilla-Hernández et al., 2020).

La identificación de parámetros que afectan significativamente la calidad de un cuerpo de agua es de gran importancia para reducir el coste de monitoreo, sin influir en la fiabilidad del resultado final como señala el autor (Trikoilidou et al., 2017).

2. DETERMINACIÓN DEL PROBLEMA

El estado ecológico de un ecosistema fluvial se evalúa mediante el estudio de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos, la misma que está conformada por tres filos Arthropoda, Mollusca y Annelida. Al no tener precedentes sobre la biota acuática se cuenta como una primera aproximación a la estructura de comunidad bentónica (Solis-Lufí et al., 2022). Como lo indica (Grac et al., 2021), es necesario recopilar datos con una frecuencia de al menos un año para macroinvertebrados y de acuerdo a lo que expone (Shen et al., 2020), los bioindicadores presentan una correlación con los factores ambientales en términos de abundancia y biomasa, siendo el plomo, amonio, fosforo total, pH y la temperatura del agua que denotan mayor impacto en la estructura de la comunidad bentónica.

Los recursos de un lago se deben gestionar según sus características fisicoquímicas y biológicas, el nivel de accesibilidad y su desarrollo turístico (Alcocer et al., 2021). Por tanto, la presente investigación tiene como propósito determinar el estado ecológico del sistema lacustre Quimsacocha con base en la calidad del recurso hídrico; y al no disponer de estudios previos en los sitios de monitoreo referente a bioindicadores; se establece como base esta línea de investigación en el aporte a la conservación y protección de fuentes de agua del Área Recreativa Nacional Quimsacocha.

3. MARCO TEÓRICO REFERENCIAL

En esta sección se desarrolla los fundamentos teóricos necesarios para comprender los sistemas lacustres tropicales de alta montaña, los principales componentes bióticos, abióticos, la importancia del recurso hídrico y los índices de calidad de agua.

3.1 SISTEMA NACIONAL DE ÁREAS PROTEGIDAS (SNAP)

La constitución del Ecuador del año 2008 reconoce los derechos de la naturaleza en su artículo 405 y señala que: “El Sistema Nacional de Áreas Protegidas garantizará la conservación de la biodiversidad y el mantenimiento de las funciones ecológicas.”, clasificación que se muestra en la Figura 1.

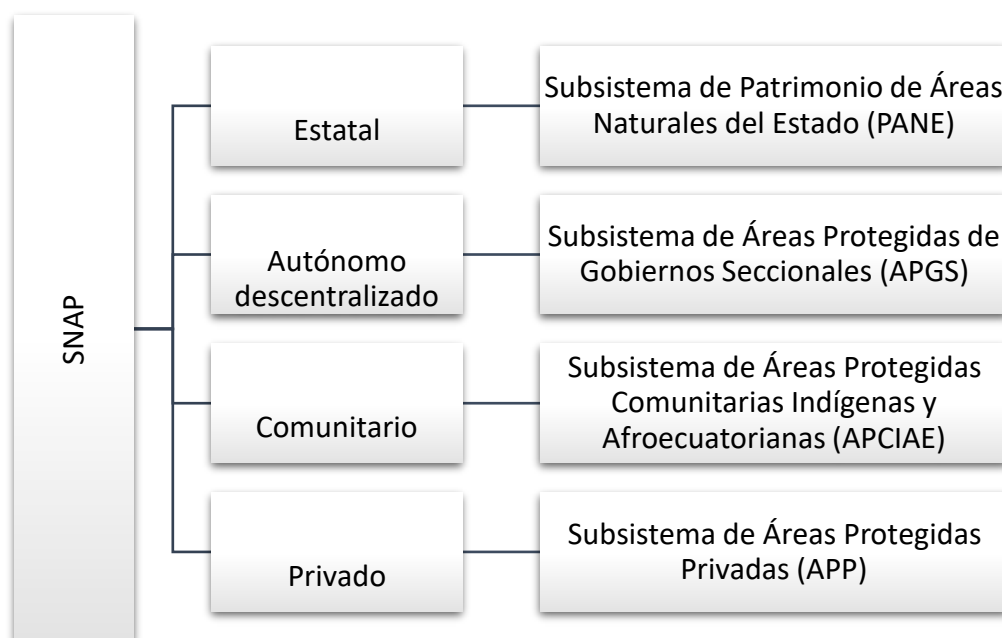


Figura 1. Clasificación del Sistema Nacional de Áreas Protegidas del Ecuador
Fuente: (MAE, 2015)

El subsistema de Patrimonio de Áreas Naturales del Estado (PANE) representa aproximadamente el 20% del territorio nacional en la categoría de manejo Áreas Nacionales de Recreación (Playas de Villamil, Parque Lago, Los Samanes, Isla Santay, El Boliche y Quimsacocha) (MAE, 2015).

3.1.1 ÁREA NACIONAL DE RECREACIÓN QUIMSACOCHA

El Área Nacional de Recreación Quimsacocha está conformada por cuerpos de agua lénticos, hasta el año 2012 formaba parte de una concesión minera, Sin embargo, el Ministerio del Ambiente (MAE) recuperó 3.217 hectáreas de las 12.000 que estaban en concesión, al incorporarse al SNAP (MAE, 2015).

El Área Recreativa Nacional Quimsacocha se encuentra ubicada en la provincia del Azuay, en la región biogeográfica de la biota de los andes tropicales (Hazzi et al., 2018), cumple la función de proteger ecosistemas de páramo y humedales (Romo et al., 2018). Además recolectan, mantienen y suministran agua siendo reguladores naturales del flujo hídrico controlando la erosión hídrica (G. Mosquera et al., 2022); las principales presiones antropogénicas son: el pastoreo de ganado, la minería y las alteraciones producidas por la introducción de especies vegetales exóticas como los pinos (Lee et al., 2021).

3.2 SISTEMAS LACUSTRES TROPICALES DE ALTA MONTAÑA

Los lagos de alta montaña son ecosistemas extremos de agua dulce, se encuentran entre los ecosistemas más comparables a nivel mundial y son centinelas reconocidos del cambio global (Alcocer et al., 2021; Medina-Sánchez et al., 2022; Pastorino et al., 2022). Según el origen glaciar, la mayoría se encuentran por encima de los 3.500 m.s.n.m. sujetos a un mayor nivel de insolación (Cuna et al., 2022); así como mayores condiciones eutróficas (Kalff & Watson, 1986) con respecto a lagos de zonas templadas, siendo ecosistemas únicos en latitudes tropicales (Filonov et al., 2022).

Los lagos de alta montaña muestran condiciones únicas en el funcionamiento de ecosistemas de agua dulce (Caleño Ruiz et al., 2017), el tiempo de renovación del agua no es proporcional a el área del lago, cuando es mayor a un año se recomienda evaluar las características físicas y químicas de la columna de agua para solventar problemas generados dentro del lago (P. V. Mosquera et al., 2017).

3.2.1 COMPONENTE BIÓTICO

Según el código orgánico ambiental (COA) el componente biótico se define como el componente con vida de un ecosistema (MAATE, 2017). En los ecosistemas de agua dulce se presentan interacciones entre organismos denominados como cascadas tróficas (Polis et al., 2000); donde los predadores superiores tienen un rol importante e influyen en la base de la pirámide (Ellis et al., 2011), manteniendo un equilibrio entre las especies (Creed, 2000).

Como señala (Custodio et al., 2018), en ambientes con alta contaminación orgánica de origen antrópico se observa densidad y biomasa significativamente mayor en Oligochaeta y Chironomidae, presentando estos últimos mecanismos de recolonización frente a los ambientes acuáticos cambiantes tanto en épocas de lluvia y sequía. La densidad media de macro invertebrados fue mayor en las entradas de los lagos mientras que, la mayor diversidad se observó en las salidas (Salvo et al., 2021). La calidad de agua se evalúa a través de la escala del índice Biological Monitoring Working Party (BMWP), como se observa a continuación:

Tabla 1. *Calidad biológica del agua - Índice BMWP/Col*

Clase	Calidad	BMWP/col	Significado	Color
I	Buena	>150 101-120	Aguas muy limpias	Azul
II	Aceptable	61-100	Aguas ligeramente contaminadas	Verde
III	Dudosa	36-60	Aguas moderadamente contaminadas	Amarillo
IV	Crítica	16-35	Aguas muy contaminadas	Naranja
V	Muy crítica	<15	Aguas fuertemente contaminadas	Rojo

Fuente: (Roldán, 1988)

El plancton de agua dulce se encuentra en la base de la cadena alimentaria acuática (Li et al., 2019), es sensible al estado del sistema hídrico (Wan et al., 2021). La composición de fitoplancton depende de las condiciones fisicoquímicas del agua (Hulyal & Kaliwal, 2009), además, los patrones de sucesión de los grupos dominantes de fitoplancton en sistemas lénticos están influenciados por la variación de factores externos como: la incidencia de la radiación solar, gradiente térmico, contaminación difusa provocada por la escorrentía superficial, los cambios en grupos funcionales (variación del fósforo total) y el nivel de profundidad (Cao et al., 2018; Kim et al., 2020).

Para el monitoreo de fitoplancton se ha utilizado una combinación de clasificaciones taxonómicas y funcionales basadas en su morfología (Braga & Becker, 2020; Wen et al., 2022). Como lo indica (Cupertino et al., 2019) en estudios científicos es preferible una clasificación a nivel de especie.

En el estudio de (Kennedy & Buckley, 2021) el grupo de diatomeas epilíticas se encuentran en un rango de distróficas a calcificantes, siendo indicadores de las condiciones fisicoquímicas al presentar respuestas claras a gradientes de alcalinidad-pH y fosforo total, este grupo domina los lagos altoandinos, sin embargo, tienen baja riqueza de especies con una abundancia variable entre los humedales (Frau et al., 2021). El estudio de (Kutyła et al., 2021) determina el estado ecológico en función de la condición de las comunidades de fitoplancton, mientras que, (Ochocka, 2021) en base a zooplancton.

Los dos grupos dominantes de crustáceos herbívoros en plancton de agua dulce corresponde a copépodos, calanoides y cladóceros (Sommer & Sommer, 2006). Los cladóceros (dáfnidos) se encuentran con frecuencia en lagos profundos de altas montañas (Fischer et al., 2011; Hamrova et al., 2012); donde alcanzan la madurez sexual a los pocos días, produciendo varias generaciones en la temporada (Reynolds, 2011); los copépodos crecen lentamente, completan una o dos generaciones durante un año (Gliwicz et al., 2001).

En la investigación (Li et al., 2019) determina que, la concentración de nitrógeno y las variaciones de la temperatura del agua afectan la dinámica temporal de la biomasa. Cuando los cuerpos de agua presentan concentraciones bajas de fósforo, los copépodos de crecimiento más lento no pueden reemplazar a las comunidades de Daphnia y no cuentan con capacidad reproductiva para deprimir la biomasa de fitoplancton (Sommer & Stibor, 2002).

3.2.2 COMPONENTE ABIÓTICO

Se lo define como el componente inerte que forma parte de un ecosistema; tal como: agua, suelo, sedimentos, aire, factores climáticos y fenómenos físicos (MAATE, 2017). Los gradientes de salinidad, temperatura, disponibilidad de luz, gases disueltos y nutrientes, junto con procesos biogeográficos han contribuido a la diversidad de comunidades biológicas y especies en los ecosistemas acuáticos (Barton et al., 2013; Parsons et al., 2013).

Los ecosistemas lénticos de agua dulce están constantemente expuestos a condiciones ambientales como: temperatura, intensidad de la luz, carga de escorrentía superficial (Geist & Hawkins, 2016; Venail, 2017). Los cambios de temperatura pueden inducir en la abundancia de especies, en sus interacciones y su dispersión impactando en la estructura de la comunidad y el funcionamiento del ecosistema (Boukal et al., 2019).

La región andina montañosa de la cuenca del río Paute se caracterizan por un horizonte grueso, oscuro y altamente orgánico, siendo andisoles e histosoles con alta capacidad de retención y amortiguación de agua (W. Buytaert et al., 2005). Las actividades antropogénicas promueven la pérdida de la vegetación disminuyendo la capacidad de almacenamiento de agua (Lazo et al., 2019).

3.3 CALIDAD DEL RECURSO HÍDRICO

La calidad del agua dulce afecta los procesos biogeoquímicos y la dinámica ecológica (Hallouin et al., 2018), actualmente existen tecnologías para su gestión (Albert et

al., 2021) y que pueden verse afectados por aspectos administrativos (Do et al., 2013). Así también la frecuencia de muestreo del agua es un aspecto importante en la determinación de los estados ecológicos (Bresciani et al., 2011).

3.3.1 IMPORTANCIA DE LA CALIDAD DE AGUA

Los ecosistemas acuáticos están sujetos a amenazas derivadas del uso del recurso hídrico (Wouter Buytaert et al., 2006), como lo describe (Halpern et al., 2015) debido al uso no regulado en sistemas para el suministro de alimentos y materias primas, transporte, tratamiento de residuos, recreación y entre otros.

Los lagos son vulnerables e importantes (Lewis, 2000), por albergar una notable biodiversidad (Tickner et al., 2020). Según (Geist & Hawkins, 2016) es un desafío equilibrar las necesidades ecológicas y sociales, como los servicios que prestan los ecosistemas de agua dulce como: suministro de agua potable, riego, protección contra inundaciones, energía hidroeléctrica, actividades recreativas y navegación.

3.3.2 ÍNDICES DE CALIDAD DE AGUA

El índice de calidad del agua (WQI) permite representar el estado general de la calidad del agua en un solo valor con ello diagnosticar su estado (Javid et al., 2014), a través de escalas (Noori et al., 2019). En la mayoría de los casos, el WQI se aplica mediante la integración de todos los datos disponibles, independientemente de la estación de muestreo y la hora, este enfoque puede resultar en una interpretación poco fiable de los datos (Waylen et al., 2019). La identificación de los parámetros relevantes afectan significativamente la calidad de un cuerpo de agua, pero es de gran importancia para reducir el costo del monitoreo sin influir en la confiabilidad del resultado final (Trikoilidou et al., 2017).

De acuerdo a lo que señala (Abbasi & Abbasi, 2012a; Noori et al., 2019), las curvas del subíndice del parámetro i (Q_i) se basan en la opinión de expertos al existir elementos de sesgo individual. De esta manera, el desarrollo de un WQI sólido se

ha convertido en el aspecto más desafiante para los investigadores, su aplicación se extendió a otros países (Gupta & Gupta, 2021).

El índice de calidad de agua de acuerdo a la fundación nacional de sanidad (WQI-NSF), comprende nueve parámetros: Oxígeno Disuelto (OD), potencial de hidrógeno (pH), Sólidos Disueltos Totales (SDT), Demanda Bioquímica de Oxígeno a los cinco días (DBO₅), Turbidez (Turb), Fósforo Total (TP), Nitratos (NO₃), Temperatura (T), Coliformes Fecales (FC), estos parámetros tienen un peso individual de acuerdo a su importancia en el modelo WQI-NSF (R. Brown et al., 1970). La selección de los parámetros se basa en el método Delphi, estos modelos se formularon en formas aditivas y multiplicativas. Los parámetros más utilizados son oxígeno disuelto, pH, turbidez, sólidos disueltos totales, nitratos, fosfatos, metales entre otros. Todos los índices tienen una u otra limitación y la búsqueda de un índice perfecto sigue siendo un desafío (Lumb et al., 2011).

La mayoría de las reacciones químicas se encuentran condicionadas por el pH, donde la influencia de la temperatura del aire provoca cambios en el pH del agua (Chang et al., 2022), la variación de turbiedad se debe a la disminución del nivel del agua y a la presencia de material particulado en la superficie (van Maanen & Sottolichio, 2018). La fotosíntesis del fitoplancton en días despejados y soleados aceleran el consumo de CO₂, influyendo en el porcentaje de gases solubles principalmente CO₂ y O₂ (Kiuru et al., 2018), el agua fría en movimiento contiene más oxígeno disuelto que el agua estancada (Tank & Chippa, 2013). Los valores de fosfatos y nitratos varían debido a la escorrentía del agua superficial (Gorde & Jadhav, 2013).

3.3.3 ÍNDICE DE ESTADO TRÓFICO (TSI)

Un índice de estado trófico (TSI) difiere del índice de calidad del agua, la palabra eutrófico a menudo se equipara con agua de baja calidad; la calidad del agua depende de su uso, las actividades antrópicas y naturales que se desarrollan en su entorno, por ello el estado trófico y su índice deben permanecer neutrales en el

monitoreo de la calidad del agua (Carlson, 1977b). La clasificación de una laguna como oligotrófica y ultra oligotrófica generalmente corresponde a lagos de alta montaña con bajos procesos de contaminación de origen aloctóno y autóctono (López Martínez & Madroñero Palacios, 2015).

Los índices tróficos evidencian una tendencia de lagos eutróficos debido a las actividades agropecuarias circundantes (Rascón et al., 2021). La clasificación de los cuerpos de agua y su estado trófico se basan en mediciones de fósforo total, clorofila a y profundidad de disco secchi (Mamun et al., 2021), este índice permitió demostrar que el lago pertenece a la clasificación de hipertrófico donde las condiciones de supervivencia se presentan desfavorable para el zooplancton con una baja diversidad (Kuczyńska-Kippen & Joniak, 2016).

3.4 ÍNDICE DE RIQUEZA Y DIVERSIDAD

El estado ecológico de un hábitat se estima con el análisis de parámetros ecológicos (Baylón Coritoma et al., 2018; Valdez Marroquín et al., 2018), como el índice de Margalef, Shannon-Wiener y Simpson (Laura Huanaco, 2018), donde el más utilizado es el índice de Shannon, el cual evidencia la heterogeneidad de un ecosistema que depende del número de especies existentes y la abundancia relativa, en tanto que, Simpson como índice de dominancia mide la probabilidad de dos individuos que al seleccionar al azar correspondan a la misma especie (Salmerón López et al., 2017).

Índice de diversidad de Simpson

$$D = \sum_{i=1}^s P_i^2 \quad (1)$$

La expresión algebraica del índice de diversidad de Shannon (H) es:

$$H = - \sum_{i=1}^s (P_i * \ln P_i) \quad (2)$$

Donde:

P_i (n_i/n): representa la probabilidad de que un individuo de la especie i , esté presente en la muestra, siendo la sumatoria igual a 1.

n_i : número de individuos de la especie i

n : número de individuos de la muestra.

\ln = Logaritmo natural (base e)

El índice de riqueza de Margalef (D_{Mg}) determina la proporción al combinar el número de especies (S) y el número de individuos (N) (Magurran, 2004).

$$D_{Mg} = \frac{(S-1)}{\ln(N)} \quad (3)$$

Donde:

\ln = Logaritmo natural (base e)

S = Número total de especies presentes

N =Número total de individuos

El índice de riqueza de Menhinick (D_{Mn}) se basa en la relación entre el número de especies y el número total de individuos observados (Valdez et al., 2018), el cual incrementa al aumentar el tamaño de la muestra.

$$D_{Mn} = \frac{S}{\sqrt{N}} \quad (4)$$

Donde:

S = Número de especies

N = Número total de individuos

El índice de uniformidad o diversidad relativa (J) obtiene la estimación de la distribución de los individuos en la comunidad al dividir el número de una especie

específica (H) para el total de especies presentes (S) y por el factor de uniformidad (\log_2) según la siguiente fórmula:

$$J = \frac{H}{\log_2 * S} \quad (5)$$

4. MATERIALES Y MÉTODOS

4.1 DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO

La zona de estudio es conocida localmente como tres lagunas con un rango altitudinal entre 3.800 y 4.000 m s.n.m, se investigó 3 lagunas siendo Bermejo (Q1), Quimsacocha (Q2) y Chuyacocha (Cy1) en los puntos: Q1 (X:694983, Y:9662333), Q2 (X:694509, Y:9662621) y Cy1 (X:697473, Y:9665597) con sistema de coordenadas WGS 1984 UTM Zona 17S, como se observa en la Figura 2. El área se ubicó en la provincia del Azuay, al Sur – Oeste de la ciudad de Cuenca aproximadamente a una hora de carretera en vehículo y 30 min de caminata, pertenece a la parroquia Baños colindando con el límite del cantón San Fernando, en el Área Nacional de Recreación Quimsacocha, microcuenca Lagunas Quimsacocha perteneciente a la Unidad Hidrográfica 499829 de la Demarcación hidrográfica Santiago.

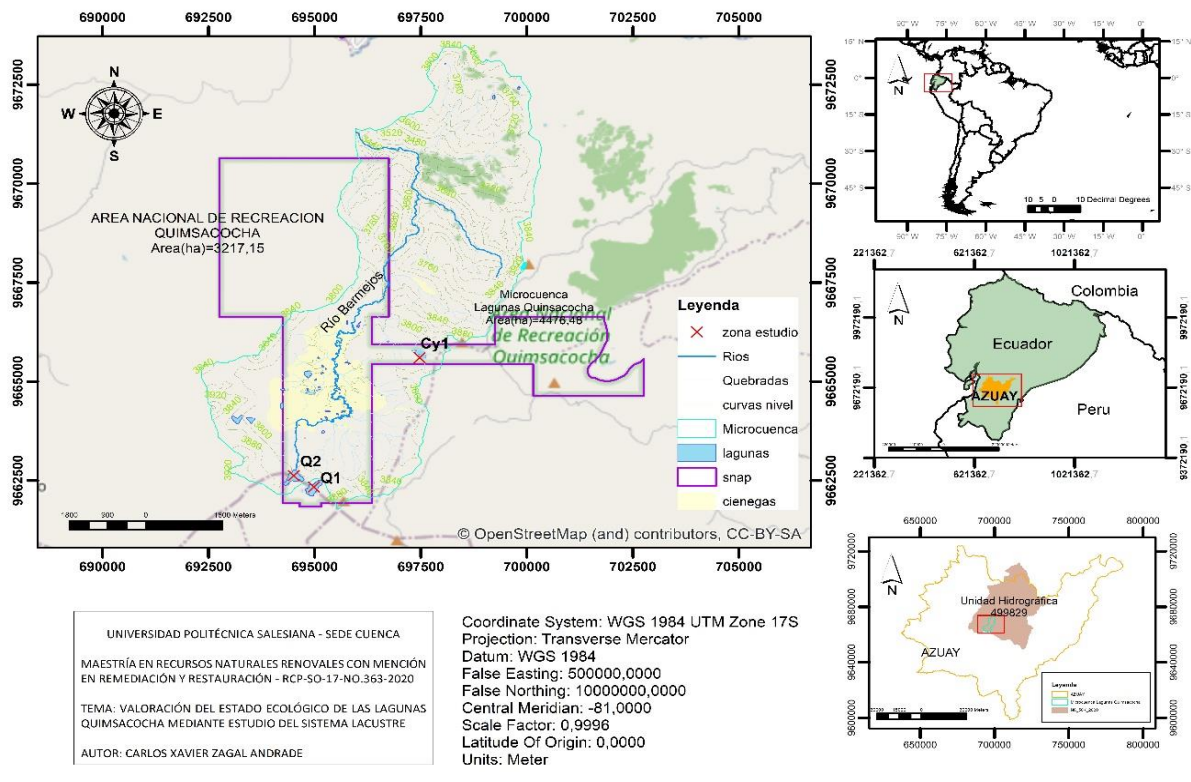


Figura 2. Mapa de ubicación del área de estudio

4.2 RECOLECCIÓN Y CONSERVACIÓN DE MUESTRAS

4.2.1 MONITOREO DE MACROINVERTEBRADOS

Se realizó la recolección de muestras a través de una red de patada (500 micras apertura de poro) en base a las recomendaciones de (Raul Acosta et al., 2014) donde, se integran hábitats al establecer los puntos de monitoreo de forma sistemática. Los puntos de muestreo se presentan en la Tabla 2 y se ilustra en la Figura 3.

Tabla 2. *Puntos de monitoreo para macroinvertebrados.*

Id	Lugar	Tipo de muestreo
Q1L (M1-M5)	Laguna Bermejo	Litoral
Q1R (M1-M5)	Entre Bermejo y Quimsacocha	Superficial central
Q2L (M1-M5)	Quimsacocha	Litoral
Q2R (M1-M4)	Efluente Quimsacocha	Superficial central
Cy (L1-L2)	Laguna Chuyacocha	Litoral
Cy (R1-R3)	Efluente Chuyacocha	Superficial central

Taxonómicamente se identificó los individuos presentes en las muestras con el uso de un estéreo microscopio y el cálculo de BMWP según la publicación de (González et al., 2018).

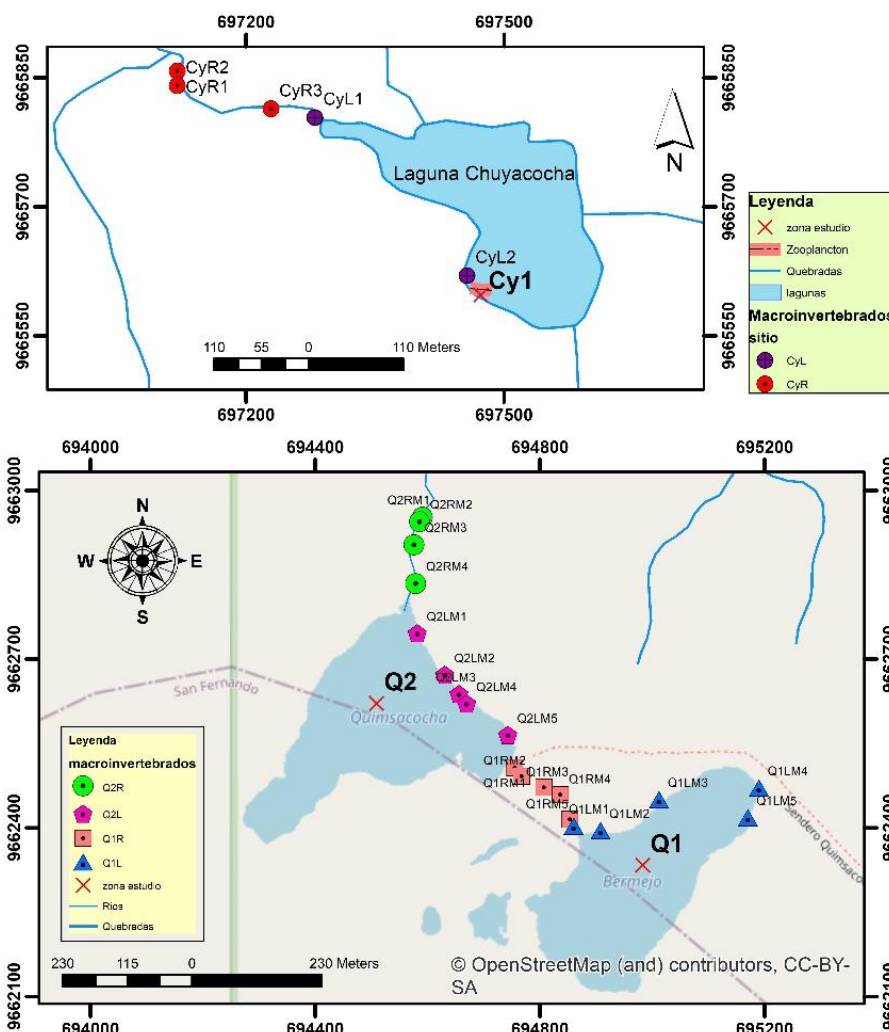


Figura 3. Sitio de muestreo de macroinvertebrados

4.2.2 MONITOREO DE FITOPLANCTON

La recolección de las muestras de fitoplancton se lo realizó en los sitios de monitoreo: Q1, Q2 y Cy1. Para el conteo se empleó un microscopio con ampliación 40x y 100x, se conservó las muestras de agua según la norma técnica (NTE-INEN-2169-AGUA) y se identificó con respecto a la base de datos AlgaeBase (M.D. Guiry in Guiry & Guiry, 2022).

4.2.3 MONITOREO DE ZOOPLANCTON

El muestreo de zooplancton se ejecutó con una red de 63 μ m de apertura con diámetro de 20 cm, la profundidad y tipo de muestreo se presenta en la Tabla 3.

Tabla 3. *Puntos de muestreo de zooplancton*

Sitio	Tipo de muestreo	Número de repetición	Longitud de muestreo (m)	Volumen de concentración (ml)
Q1	Vertical	1	17.66	50
Q2	Vertical	2	22	50
Cy1	Horizontal	1	24	50

Para la preparación y conteo de la muestra se utilizó la cámara de recuento Sedgewick Rafter con volumen de 1 cc y la identificación taxonómica con la ayuda de un microscopio de ampliación de 10x y un estéreo microscopio de la marca Olympus.

4.2.4 CONSERVACIÓN DE MUESTRAS

Con la revisión de la norma técnica NTE INEN 2176:2013 se estableció el tipo de recipiente para la recolección y transporte de muestras como se muestra en la Tabla 4, la técnica de conservación y los tiempos máximo de almacenamiento como sugiere el autor (R Acosta et al., 2014).

Tabla 4. *Recolección y conservación de muestras*

Parámetro	Tipo envase	Técnica de Conservación	Volumen (litros)
macroinvertebrados	Bolsas plásticas de cierre hermético	Alcohol 70% v/v	0.5
zooplancton	Plástico ambar	Adicionar formaldehido al 40% para tener formalina al 4%	0.05
fitoplancton		Adicionar una parte por volumen de Lugol para 100 partes de volumen de muestra	0.15
turbidez, pH, conductividad, dureza, solidos totales, oxígeno disuelto	plástico ambar	refrigeración 4 °C	0.1
Alcalinidad y DBO ₅			0.25
Coliformes totales			0.15
clorofila "a"	Vidrio boro silicato		0.15
fosforo total y nitratos	plástico		4

4.3 CÁLCULO DEL ÍNDICE DE ESTADO TRÓFICO (TSI)

Los índices de estado trófico (TSI) en lagos se encuentran en escala de 0 a 100 (Carlson, 1977a), cada división principal representa una duplicación de la biomasa de algas como se indica a continuación.

Tabla 5. *Clasificación del valor de TSI.*

Estado de Eutrofia	TSI	Clorofila (mg/m ³)
Oligotrófico (TSI<30)	0	0.04
	10	0.12
	20	0.34
	30	0.94
Mesotrófico (30<TSI<60)	40	2.6
	50	6.4
	60	20
Eutrófico (60<TSI<90)	70	56
	80	154

Estado de Eutrofia	TSI	Clorofila (mg/m ³)
	90	427
Hipertrófico (90<TSI<100)	100	1183

Para obtener el índice de estado trófico se utilizó la ecuación propuesta por (Carlson, 1977a) y modificada por (Aizaki et al., 1981) en base a clorofila “a” como se muestra:

$$TSI(\text{Clorofila } a) = 10 * \left(2,46 + \frac{\ln CL a}{\ln 2,5} \right) \quad (7)$$

A su vez, en el cálculo de la clorofila “a” se utilizó la corrección de turbidez según establece el Standard Methods (APHA 10200 H, 1999) de acuerdo a la siguiente relación:

$$\text{Clorofila } a \frac{\text{mg}}{\text{m}^3} = \frac{26,7 * (DO_{664:\text{antes}} - DO_{665:\text{después}}) * V_1}{V_2 * L} \quad (8)$$

Donde:

V1= volumen del extracto (L)

V2=volumen de la muestra (m³)

L=Longitud paso de luz o ancho de la celda espectrofotométrica (cm)

26,7= constante para el factor de corrección de la absorbancia

DO 664: antes = densidad óptica del extracto a 664 nm antes de la acidificación

DO 665: después = densidad óptica del extracto a 665 nm después de la acidificación

4.4 CÁLCULO WQI-NSF

Para la determinación del índice de calidad del agua se empleó la siguiente relación según lo indica (R. M. Brown et al., 1970).

$$WQI - NSF = \sum_{i=1}^n (Q_i * W_i) \quad (6)$$

Donde:

WQI-NSF: índice de Calidad de Agua de la Fundación Nacional de Sanidad

Q_i: Subíndice del Parámetro i

W_i: Factor de Ponderación para el Subíndice i (Tabla 6)

Tabla 6. *Peso específico de los parámetros WQI-NSF*

i	Parámetro	Wi
1	pH	0,15
2	DBO5	0,15
3	Fosfatos	0,14
4	Cambio Temperatura	0,14
5	Turbidez	0,12
6	Sólidos Disueltos Totales (SDT)	0,11
7	Oxígeno Disuelto	0,21

El valor transformado de Q_i, se obtuvo en base a las mediciones de campo y los gráficos de calidad que se observa en la Figura 4. Con respecto a las mediciones de coliformes totales y nitritos más nitratos, al no disponer de gráficos de calidad su peso específico se distribuyó de manera uniforme entre los siete parámetros como lo señala (Abbasi & Abbasi, 2012b). La interpretación de WQI-NSF se estableció en cinco categorías con los siguientes rangos: Excelente (91-100), Buena (71-90), Media (51-70), Mala (26-50) y Muy Mala (0-25) según (Javid et al., 2014).

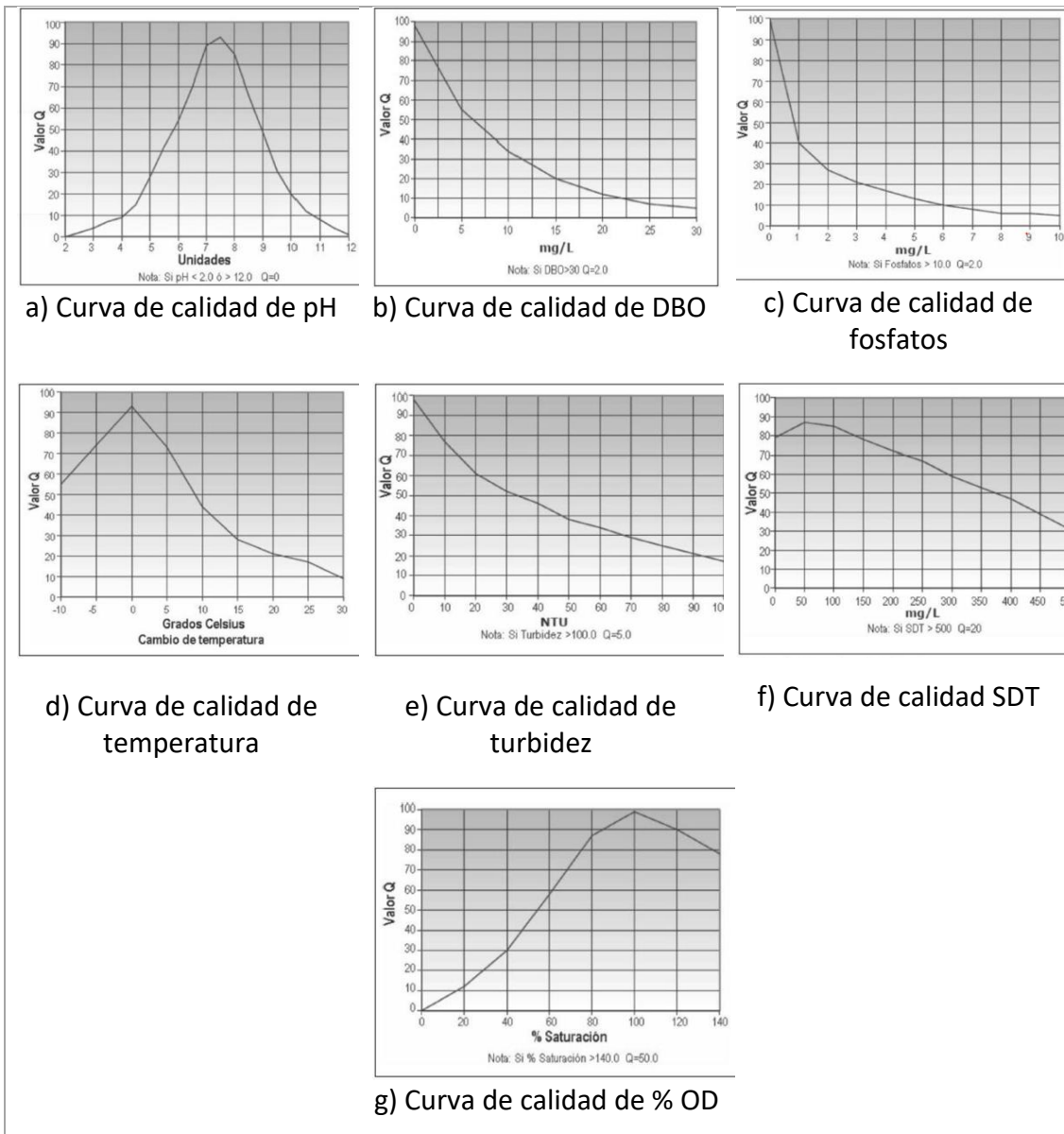


Figura 4 Curvas de calidad de los parámetros del WQI-NSF
Fuente: (Abbasi & Abbasi, 2012b)

4.4.1 PARÁMETROS FISCOQUÍMICOS Y MICROBIOLÓGICO

A continuación, se describen los materiales, equipos y métodos de los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos.

Tabla 7. *Parámetros fisicoquímicos y microbiológicos.*

Parámetro	Unidad	Materiales y Equipos	Métodos
Turbidez	NTU	Turbidímetro LAMOTTE SMART-2	
pH	-	Potenciómetro Mettler Toledo SevenMulti	Potenciometría
Dureza	mg/L CaCO ₃		Espectrofotometría
Conductividad	us/cm		Conductimetría
Alcalinidad	mg/L CaCO ₃	Heating Magnetic Stirrer Velp Scientific f20510100, Potenciómetro Mettler Toledo SevenMulti	Método de titulación (APHA 2320, 1992)
Fósforo Total (TP)	mg/l		PEE/LS/FQ/03
Fosfato (PO ₄ ⁻³)	mg/l		(HACH, 2013)
Nitratos + Nitritos	mgN/l		SM 4500 NO ₃ – E
Oxígeno Disuelto (OD)	mg/l	Fotómetro 680, Kit de oxígeno disuelto	Fotometría
Sólidos Totales Disueltos (STD)	mg/l		Conductividad
Temperatura agua	°C	Termómetro	In situ
DBO ₅	mg/l	DBO Sensor System 6 Velp 117133283, Incubadora Refrigerada Velp FOC 225E, Ultrasonic Clear Fisher Scientific FS20D, Balanza Mettler Toledo ML204	Método manométrico (Jouanneau et al., 2014), (INEN 1202, 1985)
Coliformes Totales	UFC/100 ml	Cámara de flujo laminar Streamline SD, Autoclave vertical Phoenix Luferco AV50, Bomba al vacío MILLPORE WP6111560, filtros de membrana 0,45 um de 47 mm, matraz kitasato, rampas de filtración, incubadora MemMert SNB400, Contador de colonia Boeco CC-1	Técnica de filtración por membrana (NTE INEN-ISO 7899-2, 2014)
Temperatura ambiental	°C	termómetro	In situ
Disco secchi (SD)	m	Disco secchi	In situ

5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La recolección de muestras se realizó en marzo de 2022, la conservación y análisis de las muestras fisicoquímicas fueron inmediatas, mientras que, el análisis de muestras biológicas fue hasta Julio de 2022, donde se obtuvieron los siguientes resultados.

5.1 IDENTIFICACIÓN TAXONÓMICA DE MACROINVERTEBRADOS

En la Figura 5 se muestra el registro fotográfico de macroinvertebrados identificados en todos los puntos de monitoreo.



Figura 5. Familias de macroinvertebrados identificados en el área de estudio.

En base a la guía taxonómica de (González et al., 2018) se identificó un total de 10 familias: Physidae (n1), Hyalellidae (n2), Pisidium (n3), Helobdella (n4), Allopatalia (n5), Chironomidae (n6), Girardia (n7), Sphaerium (n8), Oligochaeta (n9), Gordiidae (n10). En la Tabla 8, se presentan tres puntos de monitoreo con sus respectivos hábitats en el litoral y en la desembocadura.

Tabla 8. *Conteo de macroinvertebrados.*

Id	Q1R ^a	Q1L ^b	Q2R ^c	Q2L ^d	Cy1R ^e	Cy1L ^f	Total
n1	20	9	166	32	47	5	279
n2	112	265	14	53	102	23	569
n3	283	3	167	33	136	8	463
n4	3	2	10	35	4	nd	54
n5	nd	nd	nd	nd	2	nd	2
n6	1	29	5	3	26	203	267
n7	2	6	1	1	12	5	27
n8	nd	3	nd	nd	nd	nd	3
n9	nd	17	1	nd	85	71	174
n10	1	nd	nd	nd	nd	nd	1

a. Laguna Bermejo; b. Bermejo - Quimsacochoa; c. Quimsacochoa; d. Efluente Quimsacochoa; e. Laguna Chuyacochoa; f. Efluente Chuyacochoa

Se identificó mayor presencia de la familia Hyalellidae (n2), Pisidium (n3) y Physidae (n1) con 569, 463 y 279 individuos respectivamente. Como se observa en el Gráfico 1 se presentan 2 índices de riqueza, 2 de diversidad y el de uniformidad.

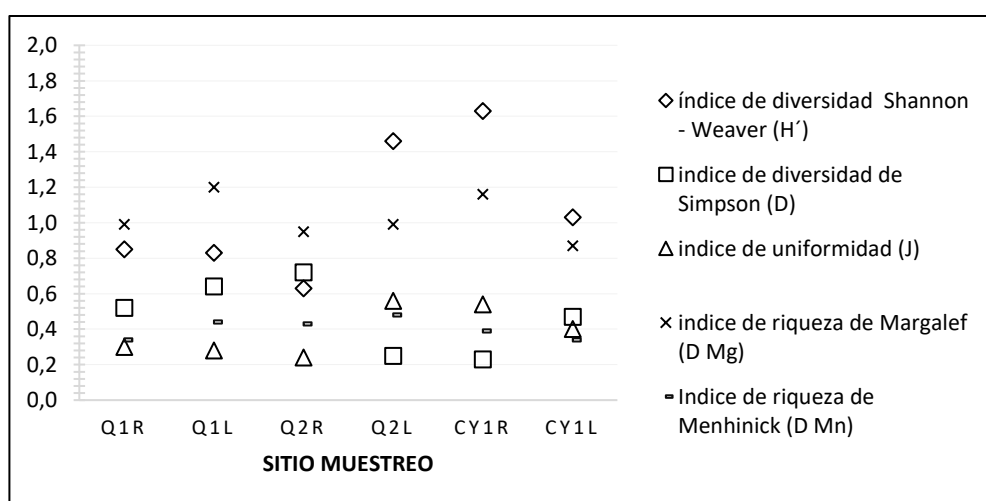


Gráfico 1. Índice de diversidad y riqueza de macroinvertebrados.

La diversidad está definida por el índice de Shannon – Weaver y Simpson los cuales presentan una media de 1,07 y 0,47 respectivamente. En cuanto, a la riqueza promedio de los géneros identificados en los puntos de monitoreo se evidencia el valor de 1,03 con el índice de Margalef y 0,40 para Menhinick. A su vez, presentan baja uniformidad con un promedio de 0,39 según la escala de Magurran como se citó en (Valdez Marroquín et al., 2018).

5.1.1 ÍNDICE BMWP-COL

Los resultados de los sitios de monitoreo se presentan en el Gráfico 2, donde Q1R y Cy1R se ubican en la clase III (calidad dudosa) definida como aguas moderadamente contaminadas y los otros puntos corresponden a la clase IV (calidad crítica) identificadas como aguas muy contaminadas.

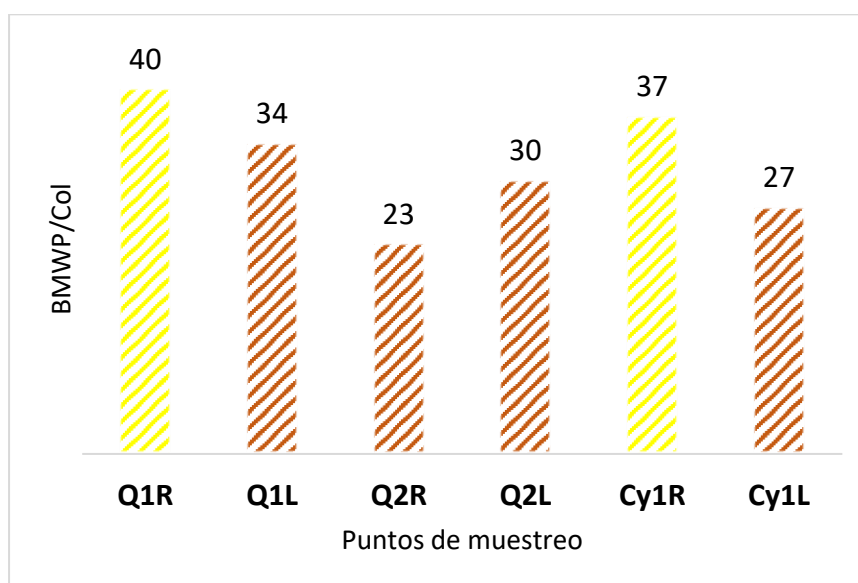


Gráfico 2. Índice Biológico BMWP/Col

5.2 IDENTIFICACIÓN TAXONÓMICA DE FITOPLANCTON

La identificación de fitoplancton se ilustra (**iError! No se encuentra el origen de la referencia.**) y describe a continuación: *Closterium* (a1, a7, a18) (Şahin, 2021), *Stauroneis* (a2) (Cox, 1988), *Melosira* (a17) (Valenzuela et al., 2022); *Tabellaria* (a3,

a5), *Cyclotella* (a4) (de Brebisson, 1838) y los siguientes géneros como se refleja en (M.D. Guiry in Guiry & Guiry, 2022): *Pseudanabaena* (a6), *Staurastrum* (a8), *Kobayasiella* (a9), *Cymbella* (a10), *Pinnularia* (a11, a13), *Synedra* (a12), *Mougeotia* (a14), *Dinobryon* (a15), *Aphanocapsa* (a16).

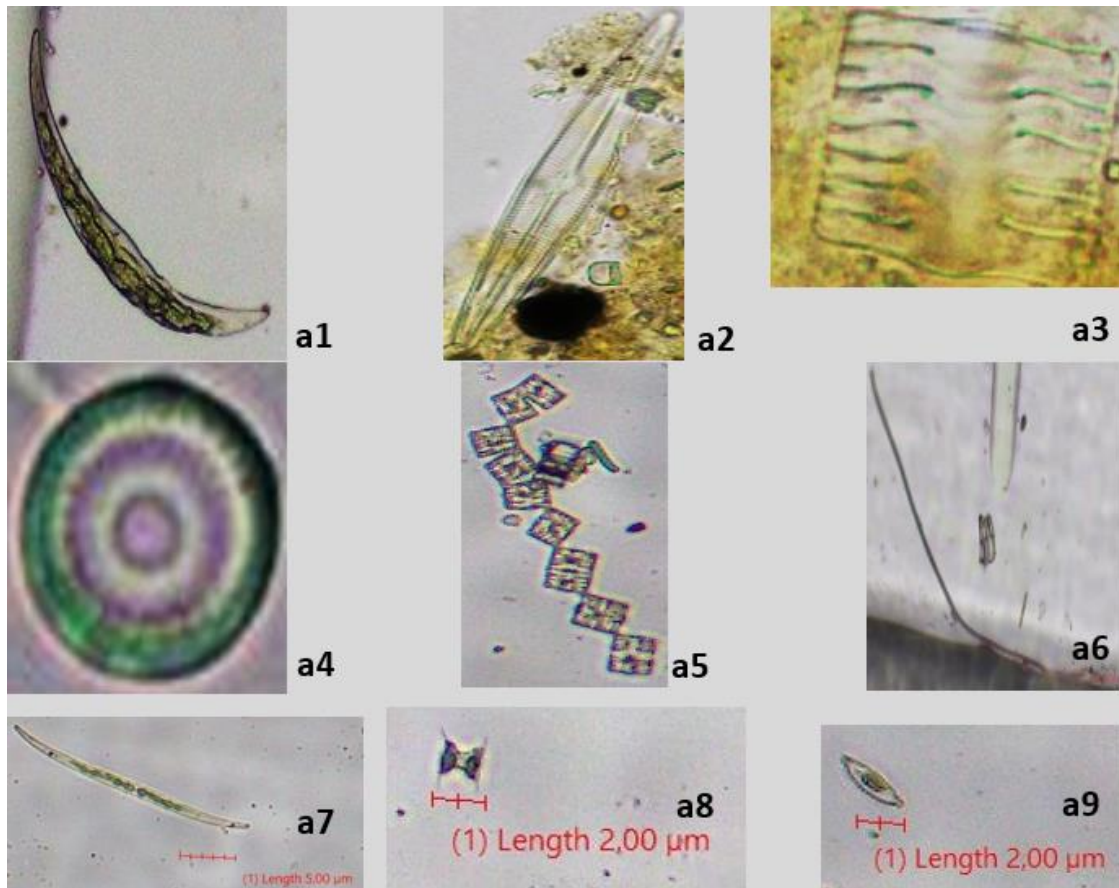




Figura 6. Identificación taxonómica de fitoplancton

En la Tabla 9 se presentan tres puntos de monitoreo laguna Bermejo (Q1), Quimsacocha (Q2) y Chuyacocha (Cy1).

Tabla 9. *Identificación taxonómica de fitoplancton.*

id	Q1	Q2	Cy1	Total
a1			6	6
a2	11		58	69
a3			15	15
a4	23		10	33
a5			10	10
a6			11	11
a7			14	14
a8			1	1
a9			11	11
a10			7	7
a11		13		13
a12	406	171		577
a13		7		7
a14	40			40
a15	8	9		17
a16	127			127
a17	1			1
a18	1			1

Los géneros de fitoplancton con mayor población corresponden a *Synedra* con 577 individuos, seguido de *Aphanocapsa* (127), en el siguiente gráfico se presentan los índices de diversidad y riqueza.

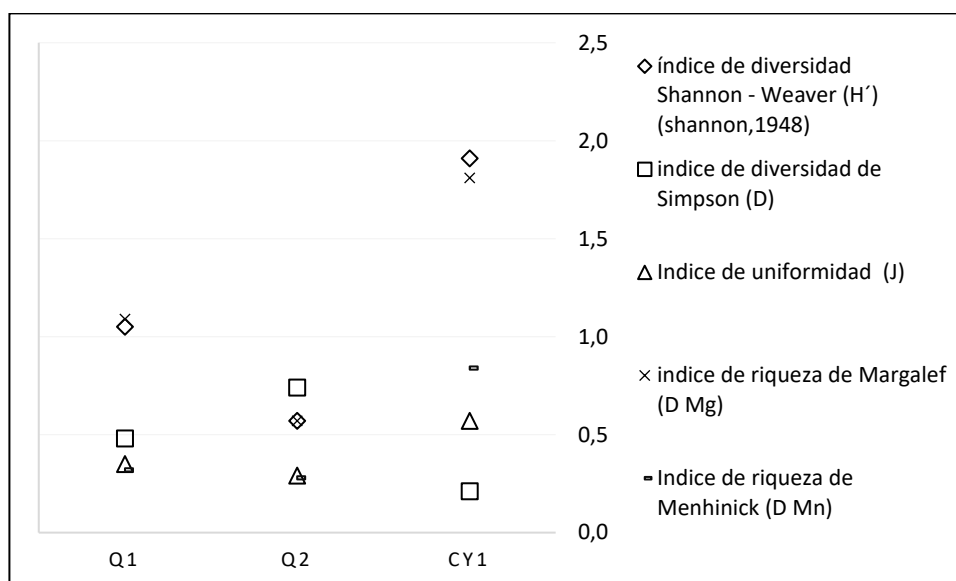


Gráfico 3. Índice de diversidad y riqueza de fitoplancton.

Los valores promedio son: 1.18 para Shannon, 0.476 el índice de Simpson, 1.16 el índice de riqueza de Margalef y 0.48 de Menhinick; así como una uniformidad de 0.4. Se observa que Simpson es mayor en Q2, mientras que los índices de diversidad y riqueza predominan en Cy1 con respecto a Q1 y Q2, donde, el grupo dominante perteneciente al género *Stauroneis* con una población del 40.6% (Frau et al., 2021) en su estudio mostró valores bajos para el índice de diversidad de Shannon < 3 y valores de dominancia variables (0.6 - 1) Por lo tanto, si comparamos con los datos obtenidos se observa que presenta una diversidad acorde a este tipo de ecosistema.

5.3 IDENTIFICACIÓN TAXONÓMICA DE ZOOPLANCTON

El registro fotográfico de la identificación de zooplancton se muestra en la Figura 7.

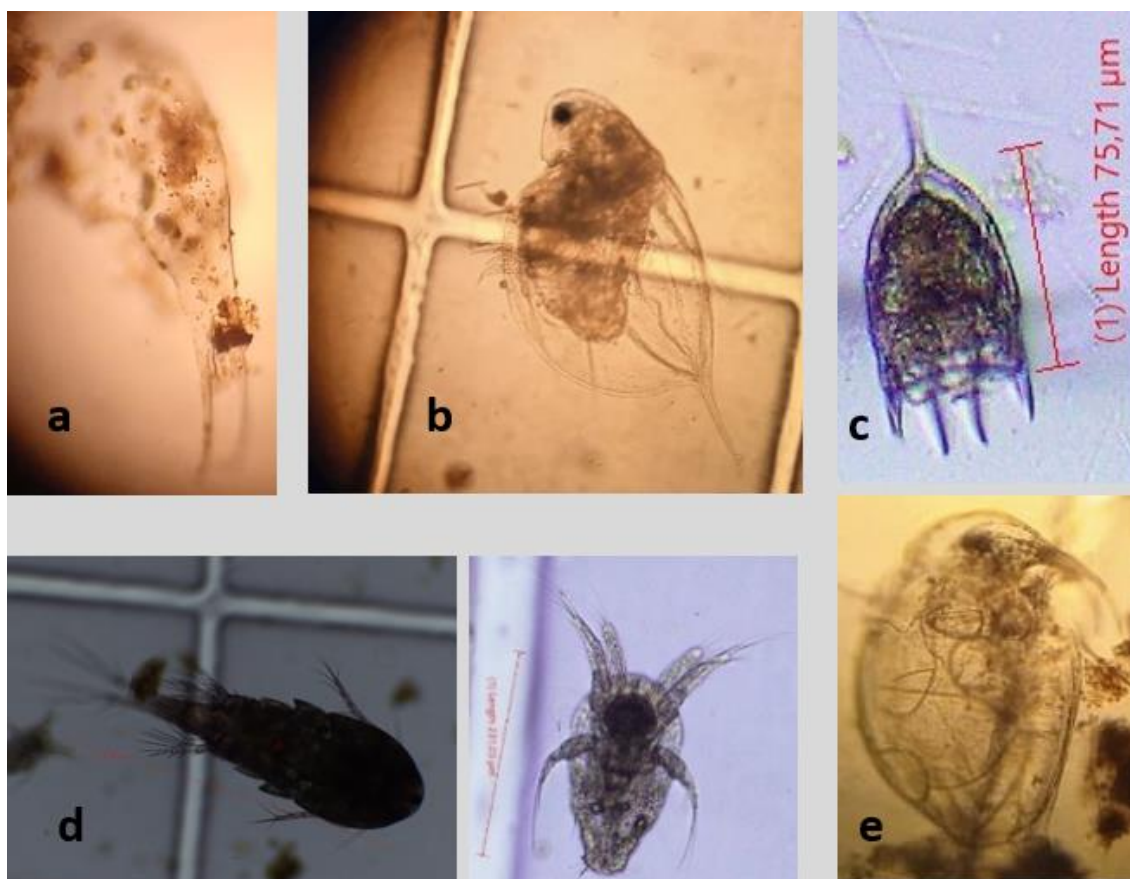


Figura 7. Géneros de zooplancton identificados en el área de estudio.

Se identificó un total de cinco géneros de zooplancton: *Thichocerca* (a), *Daphnia* (b), *Keratella* (c), *Cyclopoida* (d), *Bosmina* (e). En la Tabla 10 se presenta la tabulación de zooplancton.

Tabla 10. Conteo de zooplancton

Id	Q1	Q2	Cy1
a			9
b		10	
c	20	62	2
d	6	32	1
e			5

El género dominante se atribuye a *Keratella* con el 76.92% en Q1 y 59.62% en Q2; así como, *Trichocerca* en Cy1 con el 52.94%. En el gráfico siguiente se ilustra los índices de diversidad y riqueza de zooplancton.

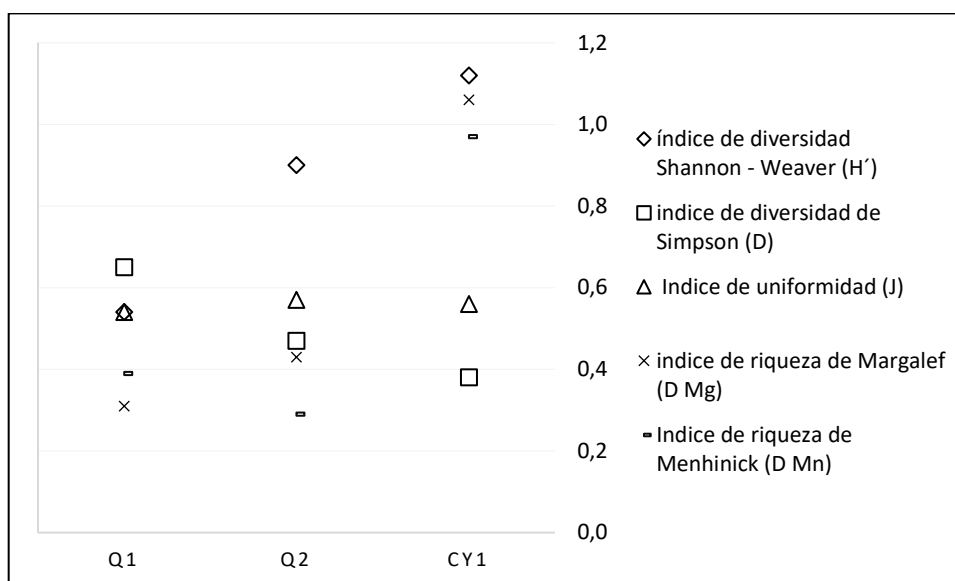


Gráfico 4. Índice de diversidad y riqueza de zooplancton

Se visualiza mayor riqueza en Cy1, con los géneros *Keratella* y *Trichocerca*, mientras que, el índice de uniformidad mantiene un comportamiento similar con una media de 0,56 en los tres sitios y 0,5 para Simpson. Como establece (Frau et al., 2021) en su investigación, el índice de diversidad de Shannon mostró valores menor a 2 y valores de dominancia entre 0,2 y 1. Por lo expuesto, se observa que el presente estudio se encuentra en el rango.

5.4 ÍNDICE DE ESTADO TRÓFICO

Como se muestra en la siguiente tabla, la laguna Bermejo tiene un valor superior de Clorofila “a” de 96.12 mg/m³; sin embargo, los tres cuerpos de agua de estudio se encuentran en la clasificación eutrófico al estar dentro del rango de TSI (60-90).

Tabla 11. Clorofila a de los puntos de monitoreo

Parámetro	Unidad	Q1	Q2	Cy1
Clorofila a	mg/m ³	96,12	46,28	41,83
TSI (clorofila a)		74,43	66,45	65,35

5.5 ÍNDICE DE CALIDAD DE AGUA WQI-NSF

Los valores de la medición de los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos realizado en Q1, Q2 y Cy1 según la metodología planteada se presentan a continuación:

Tabla 12. *Parámetros fisicoquímicos y microbiológico*

Parámetro	Unidad	Q1	Q2	Cy1
Turbidez	NTU	1,57	1,23	2,83
pH	-	6,18	6,06	6,51
Dureza	mg/L CaCO ₃	7,15	7,15	4,29
STD	mg/L	5,06	5,41	4,56
Conductividad	us/cm	10,13	10,82	9,13
Alcalinidad	mg/L CaCO ₃	No detectable	No detectable	No detectable
Fosfato PO ₄ ³⁻	mg/L	0,06	0,31	0,8
Nitratos + Nitritos	mgN/L	0,03	0,02	0,02
Oxígeno Disuelto	100 % saturación oxígeno	62,95	24,81	72,14
Temperatura agua	°C	10	10	10
DBO ₅	mg/L	77,13	63,31	129
Coliformes Totales	UFC/100 ml	85	28	53
Coliformes Totales	nmp/100 ml	54,03	15,73	31,62
Temperatura ambiental	°C	12	12	12

Por consiguiente, el cálculo del índice de calidad de agua se establece acorde a los valores de los parámetros (Tabla 6) que asignan el peso de Q-Valor según la Figura 4 y el factor de ponderación de Wi; como se puede apreciar en las tablas siguientes:

Tabla 13. Índice de Calidad de Agua "Q1"

i	Parámetro	Resultado	Unidades	Q-Valor	Factor de Ponderación (Wi)	Subtotal
1	pH	6,18	Unidades	58	0,15	8,7
2	DBO ₅	77,13	mg/L	30	0,15	4,5
3	Fosfatos	0,06	mg P-PO ₄ /L	98	0,14	13,72
4	Cambio Temperatura	2	°C	86	0,14	12,04
5	Turbidez	1,57	NTU	96	0,12	11,52
6	Sólidos Totales Suspendidos	5,06	mg/L	79	0,11	8,69
7	Oxígeno Disuelto	62,95	% Saturación	62	0,21	13,02
Sumatoria índice						72,19

Tabla 14. Índice de Calidad de Agua "Q2"

i	Parámetro	Resultado	Unidades	Q-Valor	Factor de Ponderación (Wi)	Subtotal
1	pH	6,06	Unidades	55	0,15	8,25
2	DBO ₅	63,31	mg/L	30	0,15	4,5
3	Fosfatos	0,31	mg P-PO ₄ /L	87	0,14	12,18
4	Temperatura	2	°C	86	0,14	12,04
5	Turbidez	1,23	NTU	97	0,12	11,64
6	Sólidos Totales Suspendidos	5,41	mg/L	79	0,11	8,69
7	Oxígeno Disuelto	24,81	% Saturación	15	0,21	3,15
Sumatoria índice						60,45

Tabla 15. Índice de Calidad de Agua "Cy1"

i	Parámetro	Resultado	Unidades	Q-Valor	Factor de Ponderación (Wi)	Subtotal
1	pH	6,51	Unidades	70	0,15	10,5
2	DBO5	129	mg/L	30	0,15	4,5
3	Fosfatos	0,8	mg P-PO ₄ ⁻ /L	50	0,14	7
4	Temperatura	2	°C	86	0,14	12,04
5	Turbidez	2,83	NTU	93	0,12	11,16
6	Sólidos Totales Suspendidos	4,29	mg/L	78	0,11	8,58
7	Oxígeno Disuelto	72,14	% Saturación	71	0,21	14,91
Sumatoria índice						68,69

Los valores obtenidos del índice de calidad de agua WQI-NSF fueron de 72.19 (Q1), 60.45 (Q2) y 68.69 (Cy1). Por tanto, la laguna Bermejo presenta una buena calidad de Agua, mientras que, Quimsacocha y Chuyacocha muestran una calidad media.

A su vez, el análisis microbiológico del agua mostró valores de coliformes totales (NMP/100ml) con 54.03, 15.73 y 31.62 respectivamente, mismas que cumplen el criterio de calidad del anexo 1, tabla 6. "Criterios de calidad de aguas para fines recreativos mediante contacto primario", menor a 2000 NMP/100 ml (MAE, 2003).

6. CONCLUSIONES

La concentración de clorofila "a" fue de 96.12, 46.28 y 41.83 mg/m³ en la laguna Bermejo, Quimsacocha y Chuyacocha respectivamente, presentando un estado eutrófico, rico en nutrientes necesarios para el desarrollo de la biodiversidad en diferentes niveles tróficos.

En las lagunas se identificó un total de diez familias de macroinvertebrados donde predomina la familia Hyalellidae con el 30.94 %, 16 géneros de fitoplancton con *Synedra* (60.1%) y cinco géneros de zooplancton donde *Keratella* representa el 57.14% de la comunidad. Este tipo de ecosistema presenta baja diversidad en comparación de lagos tropicales de baja altitud, esto atribuyéndose a las condiciones medioambientales, sin embargo, son considerados centinelas a permanecer alejados de grandes centros poblados.

Por lo tanto, se concluye que el estado ecológico de la laguna Bermejo, Quimsacocha y Chuyacocha como parte del sistema lacustre Quimsacocha se ubican en una clasificación de estado moderado, el cual se evaluó mediante la valoración de indicadores biológicos y parámetros fisicoquímicos en el contexto de esta investigación.

REFERENCIAS

- Abbasi, T., & Abbasi, S. . (2012a). *Water Quality Indices*. Elsevier. <https://doi.org/10.1016/C2010-0-69472-7>
- Abbasi, T., & Abbasi, S. A. (2012b). 'Conventional' Indices for Determining Fitness of Waters for Different Uses. In *Water Quality Indices* (p. 27). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-54304-2.00003-8>
- Acosta, R, Hampel, H., Gonzalez, H., Mosquera, P., Sotomayor, G., & Galarza, X. (2014). *Protocolo de evaluación de la calidad biológica de los ríos de la región austral del Ecuador*.
- Acosta, Raul, Hampel, H., González, H., Mosquera, P., Sotomayor, G., & Galarza, X. (2014). Protocolo 5: Macroinvertebrados bentónicos. In ETAPA-EP, SENAGUA-DHS, Universidad de Cuenca, & Programa PROMETEO de la SENESCYT (Eds.), *Protocolo de evaluación de la integridad ecológica de los ríos de la región austral del Ecuador* (pp. 51–56).
- Aizaki, Otsuki, M., Fukushima, M., Hosomi, M., & Muraoka. (1981). Application of Carlson's trophic state index to Japanese lakes and relationships between the index and other paramaters. *Verein Limnol*, 21, 675–681.
- Albert, J. S., Destouni, G., Duke-Sylvester, S. M., Magurran, A. E., Oberdorff, T., Reis, R. E., Winemiller, K. O., & Ripple, W. J. (2021). Scientists' warning to humanity on the freshwater biodiversity crisis. *Ambio*, 50(1), 85–94. <https://doi.org/10.1007/s13280-020-01318-8>
- Alcocer, J., Oseguera, L. A., Ibarra-Morales, D., Escobar, E., & García-Cid, L. (2021). Responses of Benthic Macroinvertebrate Communities of Two Tropical, High-Mountain Lakes to Climate Change and Deacidification. *Diversity*, 13(6), 243. <https://doi.org/10.3390/d13060243>
- APHA 10200 H. (1999). 10200 H - Chlorophyll. In *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater/10200 PLANKTON*.
- APHA 2320. (1992). *APHA Method 2320: Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*.
- Arthington, A. H., Dulvy, N. K., Gladstone, W., & Winfield, I. J. (2016). Fish conservation in freshwater and marine realms: status, threats and management. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 26(5), 838–857. <https://doi.org/10.1002/aqc.2712>
- Barton, A., Pershing, A., Litchman, E., Record, N., Edwards, K., Finkel, Z., & Ward, B. (2013). *The biogeography of marine plankton traits*. Ecology letters.
- Baylón Coritoma, M., Roa Castro, K., Libio Sánchez, T., Tapia Ugaz, L., Jara Pena, E., Macedo Prada, D., Salvatierra Sevillano, A., & Dextre Rubina, A. (2018). Evaluación

- de la diversidad de algas fitoplanctónicas como indicadores de la calidad del agua en lagunas altoandinas del departamento de Pasco (Perú). *Ecología Aplicada*, 17(1), 119. <https://doi.org/10.21704/rea.v17i1.1180>
- Boukal, D. S., Bideault, A., Carreira, B. M., & Sentis, A. (2019). Species interactions under climate change: connecting kinetic effects of temperature on individuals to community dynamics. *Current Opinion in Insect Science*, 35, 88–95. <https://doi.org/10.1016/j.cois.2019.06.014>
- Braga, G. G., & Becker, V. (2020). Influence of water volume reduction on the phytoplankton dynamics in a semi-arid man-made lake: A comparison of two morphofunctional approaches. *Anais Da Academia Brasileira de Ciências*, 92(1). <https://doi.org/10.1590/0001-3765202020181102>
- Bresciani, M., Stroppiana, D., Odermatt, D., Morabito, G., & Giardino, C. (2011). Assessing remotely sensed chlorophyll-a for the implementation of the Water Framework Directive in European perialpine lakes. *Science of The Total Environment*, 409(17), 3083–3091. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.05.001>
- Brown, R. M., McClelland, N. I., Deininger, R. A., & Tozer, R. G. (1970). A water quality index-do we dare? *Water & Sewage Works*, 4. https://www.researchgate.net/profile/Paul-Hernandez-Romero/post/Brown_et_al_1970A_Water_Quality_Index_Do_We_Dare/attachment/5c74aa66cfe4a781a5834c0c/AS%3A730388808880129%401551149670060/download/A-Water-Quality-Index-Do-we-dare-BROWN-R-M-1970.pdf
- Brown, R., McClelland, N., Deininger, R., & Tozer, R. (1970). Water quality index:do we dare? *Water Sewage Works*, 117, 339–343.
- Buytaert, W., Sevink, J., De Leeuw, B., & Deckers, J. (2005). Clay mineralogy of the soils in the south Ecuadorian páramo region. *Geoderma*, 127(1–2), 114–129. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.11.021>
- Buytaert, Wouter, Célleri, R., De Bièvre, B., Cisneros, F., Wyseure, G., Deckers, J., & Hofstede, R. (2006). Human impact on the hydrology of the Andean páramos. *Earth-Science Reviews*, 79(1–2), 53–72. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2006.06.002>
- Caleño Ruiz, Y., Rivera Rondon, C. A., & Ovalle, H. (2017). Hábitos alimentarios de quironómidos (Diptera: Chironomidae) en lagos del páramo de Chingaza, Colombia. *Revista de Biología Tropical*, 66(1), 136–148. <https://doi.org/10.15517/rbt.v66i1.28951>
- Cao, J., Hou, Z., Li, Z., Chu, Z., Yang, P., & Zheng, B. (2018). Succession of phytoplankton functional groups and their driving factors in a subtropical plateau lake. *Science of The Total Environment*, 631–632, 1127–1137. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.026>
- Carlson, R. E. (1977a). A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography*, 22(2), 361–369. <https://doi.org/10.4319/lo.1977.22.2.0361>

- Carlson, R. E. (1977b). A trophic state index for lakes1. *Limnology and Oceanography*, 22(2), 361–369. <https://doi.org/10.4319/lo.1977.22.2.0361>
- Carrillo-Rojas, G., Silva, B., Rollenbeck, R., Célleri, R., & Bendix, J. (2019). The breathing of the Andean highlands: Net ecosystem exchange and evapotranspiration over the páramo of southern Ecuador. *Agricultural and Forest Meteorology*, 265, 30–47. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2018.11.006>
- Cartuche, A., Guan, Z., Ibelings, B. W., & Venail, P. (2019). Phytoplankton Diversity Relates Negatively with Productivity in Tropical High-Altitude Lakes from Southern Ecuador. *Sustainability*, 11(19), 5235. <https://doi.org/10.3390/su11195235>
- Cartuche, A., Manoylov, K. M., Ibelings, B. W., & Venail, P. (2021). Highest Composition Dissimilarity among Phytoplankton Communities at Intermediate Environmental Distances across High-Altitude Tropical Lakes. *Water*, 13(10). <https://doi.org/10.3390/w13101378>
- Chang, F., Hou, P., Wen, X., Duan, L., Zhang, Y., & Zhang, H. (2022). Seasonal Stratification Characteristics of Vertical Profiles and Water Quality of Lake Lugu in Southwest China. *Water*, 14(16), 2554. <https://doi.org/10.3390/w14162554>
- Chuncho, C., & Chuncho, G. (2019). Páramos del Ecuador, importance and affectation: A review. *Bosques Latitud Cero*, 9(2), 71–83.
- Cox, E. J. (1988). TAXONOMIC STUDIES ON THE DIATOM GENUS NAVICULA V. THE ESTABLISHMENT OF PARLIBELLUS GEN. NOV. FOR SOME MEMBERS OF NAVICULA SECT. MICROSTIGMATICAE. *Diatom Research*, 3(1), 9–38. <https://doi.org/10.1080/0269249X.1988.9705014>
- Creed, R. (2000). Is There a New Keystone Species in North American Lakes and Rivers? *Oikos*, 91(2), 405–408.
- Cuna, E., Alcocer, J., Gaytán, M., & Caballero, M. (2022). Phytoplankton Biodiversity in Two Tropical, High Mountain Lakes in Central Mexico. *Diversity*, 14(1), 42. <https://doi.org/10.3390/d14010042>
- Cupertino, A., Gücker, B., Von Rückert, G., & Figueredo, C. C. (2019). Phytoplankton assemblage composition as an environmental indicator in routine lentic monitoring: Taxonomic versus functional groups. *Ecological Indicators*, 101, 522–532. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.01.054>
- Custodio, M., Chanamé, F., Pizarro, S., & Cruz, D. (2018). Quality of the aquatic environment and diversity of benthic macroinvertebrates of high Andean wetlands of the Junín region, Peru. *The Egyptian Journal of Aquatic Research*, 44(3), 195–202. <https://doi.org/10.1016/j.ejar.2018.08.004>
- de Brebisson, A. (1838). *DiatomBase*. *Cyclotella* (F.T.Kutzing). <https://www.diatombase.org/aphia.php?p=taxdetails&id=148905>
- Do, H. T., Lo, S.-L., & Phan Thi, L. A. (2013). Calculating of river water quality sampling frequency by the analytic hierarchy process (AHP). *Environmental Monitoring and*

Assessment, 185(1), 909–916. <https://doi.org/10.1007/s10661-012-2600-6>

- Ellis, B. K., Stanford, J. A., Goodman, D., Stafford, C. P., Gustafson, D. L., Beauchamp, D. A., Chess, D. W., Craft, J. A., Deleray, M. A., & Hansen, B. S. (2011). Long-term effects of a trophic cascade in a large lake ecosystem. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 108(3), 1070–1075. <https://doi.org/10.1073/pnas.1013006108>
- Filonov, A., Barba-López, M. del R., Tereshchenko, I., Ladah, L. B., Pantoja, D. A., Alcocer, J., & Velázquez-Muñoz, F. Á. (2022). Thermal Regime and Water Balance of Two Tropical High-Mountain Lakes in the Nevado de Toluca Volcano, Mexico. *Water*, 14(7), 1104. <https://doi.org/10.3390/w14071104>
- Fischer, J., Olson, M., Williamson, C., Everhart, J., Hogan, P., Mack, J., & Vinebrooke, R. (2011). Implications of climate change for *Daphnia* in alpine lakes: predictions from long-term dynamics, spatial distribution, and a short-term experiment. *Hydrobiologia*, 676, 263–277.
- Flantua, S. G. A., O’Dea, A., Onstein, R. E., Giraldo, C., & Hooghiemstra, H. (2019). The flickering connectivity system of the north Andean páramos. *Journal of Biogeography*, 46(8), 1808–1825. <https://doi.org/10.1111/jbi.13607>
- Frau, D., Moran, B. J., Arengo, F., Marconi, P., Battauz, Y., Mora, C., Manzo, R., Mayora, G., & Boutt, D. F. (2021). Hydroclimatological Patterns and Limnological Characteristics of Unique Wetland Systems on the Argentine High Andean Plateau. *Hydrology*, 8(4), 164. <https://doi.org/10.3390/hydrology8040164>
- García, V. J., Márquez, C. O., Rodríguez, M. V., Orozco, J. J., Aguilar, C. D., & Ríos, A. C. (2020). Páramo Ecosystems in Ecuador’s Southern Region: Conservation State and Restoration. *Agronomy*, 10(12). <https://doi.org/10.3390/agronomy10121922>
- Geist, J., & Hawkins, S. J. (2016). Habitat recovery and restoration in aquatic ecosystems: current progress and future challenges. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 26(5), 942–962. <https://doi.org/10.1002/aqc.2702>
- Gliwicz, M. Z., Slusarczyk, A., & Slusarczyk, M. (2001). Life history synchronization in a long-lifespan single-cohort *Daphnia* population in a fishless alpine lake. *Oecologia*, 128(3), 368–378. <https://doi.org/10.1007/s004420100673>
- González, H., Crespo, E., Acosta, R., & Hampel, H. (2018). *Guía rápida para la identificación de macroinvertebrados de los ríos altoandinos del cantón Cuenca* (p. 156). ETAPA EP.
- Gorde, S., & Jadhav, M. (2013). Assessment of water quality parameters: a review. *J Eng Res Appl*, 3(6), 2029–2035.
- Grac, C., Dolques, X., Braud, A., Trémolières, M., Beisel, J.-N., & Le Ber, F. (2021). Mining the sequential patterns of water quality preceding the biological status of waterbodies. *Ecological Indicators*, 130, 108070. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.108070>

- Gradilla-Hernández, M. S., de Anda, J., Garcia-Gonzalez, A., Montes, C. Y., Barrios-Piña, H., Ruiz-Palomino, P., & Díaz-Vázquez, D. (2020). Assessment of the water quality of a subtropical lake using the NSF-WQI and a newly proposed ecosystem specific water quality index. *Environmental Monitoring and Assessment*, 192(5), 296. <https://doi.org/10.1007/s10661-020-08265-7>
- Gunkel, G., & Casallas, J. (2002). Limnology of an equatorial high mountain lake, Lago San Pablo, Ecuador: limitation of lake productivity by deep diurnal mixing. *SIL Proceedings*, 1922-2010, 28(4), 1818–1823. <https://doi.org/10.1080/03680770.2001.11901941>
- Gupta, S., & Gupta, S. K. (2021). A critical review on water quality index tool: Genesis, evolution and future directions. *Ecological Informatics*, 63, 101299. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2021.101299>
- HACH. (2013). *Water Analysis Guide -DOC316.53.01336* (1st ed., p. 10). <https://www.hach.com/asset-get.download-en.jsa?id=23548429769>
- Hallouin, T., Bruen, M., Christie, M., Bullock, C., & Kelly-Quinn, M. (2018). Challenges in Using Hydrology and Water Quality Models for Assessing Freshwater Ecosystem Services: A Review. *Geosciences*, 8(2), 45. <https://doi.org/10.3390/geosciences8020045>
- Halpern, B. S., Frazier, M., Potapenko, J., Casey, K. S., Koenig, K., Longo, C., Lowndes, J. S., Rockwood, R. C., Selig, E. R., Selkoe, K. A., & Walbridge, S. (2015). Spatial and temporal changes in cumulative human impacts on the world's ocean. *Nature Communications*, 6(1), 7615. <https://doi.org/10.1038/ncomms8615>
- Hamrova, E., Krajicek, M., Karanovic, T., Cerny, M., & Petrussek, A. (2012). Congruent patterns of lineage diversity in two species complexes of planktonic crustaceans, *Daphia longispina*(Cladocera) and *Eucyclops serrulatus*(Copepoda), in East European mountain lakes. *Zoological Journal of the Linnean Society*, 166, 754–767.
- Hazzi, N., Moreno, J., Ortiz, C., & Palacio, R. (2018). Biogeographic regions and events of isolation and diversification of the endemic biota of the tropical Andes. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. <https://doi.org/10.1073/pnas.1803908115>
- Hulyal, S., & Kaliwal, B. (2009). Dynamics of phytoplankton in relation to physico-chemical factors of Almatti reservoir of Bijapur District, Karnataka State. *Environmental Monitoring and Assessment*, 153, 45–59.
- INEN 1202. (1985). *AGUAS.DEMANDA BIOQUIMICA DE OXÍGENO (DBO5)*. <https://www.normalizacion.gob.ec/buzon/normas/1202.pdf>
- Javid, A., Yaghmaeian, K., Abbasi, E., & Roudbari, A. (2014). An evaluation of water quality from Mojen River, by NSFQI index. *Journal of Ecological Engineering*, 15(4), 1–6. <https://doi.org/10.12911/22998993.1125451>
- Jouanneau, S., Recoules, L., Durand, M. J., Boukabache, A., Picot, V., Primault, Y., Lakel, A., Sengelin, M., Barillon, B., & Thouand, G. (2014). Methods for assessing biochemical oxygen demand (BOD): A review. *Water Research*, 49, 62–82.

<https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.10.066>

- Kalff, J., & Watson. (1986). Phytoplankton and its dynamics in two tropical lakes: a tropical and temperate zone comparison. *Hydrobiologia*, 138(1), 161–176. <https://doi.org/10.1007/BF00027238>
- Kennedy, B., & Buckley, Y. M. (2021). Use of seasonal epilithic diatom assemblages to evaluate ecological status in Irish lakes. *Ecological Indicators*, 129. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107853>
- Kim, H. G., Hong, S., Kim, D.-K., & Joo, G.-J. (2020). Drivers shaping episodic and gradual changes in phytoplankton community succession: Taxonomic versus functional groups. *Science of The Total Environment*, 734. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138940>
- Kiuru, P., Ojala, A., Mammarella, I., Heiskanen, J., Kämäräinen, M., Vesala, T., & Huttula, T. (2018). Effects of Climate Change on CO₂ Concentration and Efflux in a Humic Boreal Lake: A Modeling Study. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 123(7), 2212–2233. <https://doi.org/10.1029/2018JG004585>
- Kuczyńska-Kippen, N., & Joniak, T. (2016). Zooplankton diversity and macrophyte biometry in shallow water bodies of various trophic state. *Hydrobiologia*, 774(1), 39–51. <https://doi.org/10.1007/s10750-015-2595-4>
- Kutyła, S., Soszka, H., & Kolada, A. K. (2021). Hydromorphological assessment of Polish lakes: Elaborating the Lake Habitat Survey for Polish Lakes (LHS_PL) method and determining ecologically based boundary values for lake classification. *Ecohydrology*, 14(6). <https://doi.org/10.1002/eco.2320>
- Laura Huanaco, J. (2018). Evaluación de la diversidad del fitoplancton de la laguna La Viuda (Lima, Perú) en agosto-noviembre 2016. *Arnaldoa*, 25(3). <https://doi.org/10.22497/arnaldoa.253.25314>
- Lazo, P. X., Mosquera, G. M., McDonnell, J. J., & Crespo, P. (2019). The role of vegetation, soils, and precipitation on water storage and hydrological services in Andean Páramo catchments. *Journal of Hydrology*, 572, 805–819. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2019.03.050>
- Lee, T. E., Tinoco, N., Crockett, S. C., Camacho, M. A., & Burneo, S. F. (2021). Report on the mammals of quimsacocha national recreation area, Azuay province, Ecuador. *Check List*, 17(1), 125–131. <https://doi.org/10.15560/17.1.125>
- Lewis, W. M. (2000). Basis for the protection and management of tropical lakes. *Lakes & Reservoirs: Science, Policy and Management for Sustainable Use*, 5(1), 35–48. <https://doi.org/10.1046/j.1440-1770.2000.00091.x>
- Li, C., Feng, W., Chen, H., Li, X., Song, F., Guo, W., Giesy, J. P., & Sun, F. (2019). Temporal variation in zooplankton and phytoplankton community species composition and the affecting factors in Lake Taihu—a large freshwater lake in China. *Environmental Pollution*, 245, 1050–1057. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.11.007>

- Löffler, H. (1964). The limnology of tropical high-mountain lakes. *SIL Proceedings, 1922-2010*, 15(1), 176–193. <https://doi.org/10.1080/03680770.1962.11895519>
- López Martínez, M. L., & Madroñero Palacios, S. M. (2015). Estado trófico de un lago tropical de alta montaña: Caso Laguna de la Cocha. *Ciencia e Ingeniería Neogranadina*, 25(2), 21. <https://doi.org/10.18359/rcin.1430>
- Lumb, A., Sharma, T. C., & Bibeault, J.-F. (2011). A Review of Genesis and Evolution of Water Quality Index (WQI) and Some Future Directions. *Water Quality, Exposure and Health*, 3(1), 11–24. <https://doi.org/10.1007/s12403-011-0040-0>
- M.D. Guiry in Guiry, M. D., & Guiry, G. . (2022). *Listing the World's Algae*. AlgaeBASE. <https://www.algaebase.org/>
- MAATE. (2017). CODIGO ORGÁNICO DEL AMBIENTE. In *Registro Oficial Suplemento 983 de 12-abr.-2017*.
- MAE. (2003). ACUERDO MINISTERIAL 097-A. http://www.quitoambiente.gob.ec/images/Secretaria_Ambiente/Documentos/calidad_ambiental/normativas/acuerdo_ministerial_97a.pdf
- MAE. (2015). *Sistema Nacional de Áreas Protegidas del Ecuador(SNAP) - Área Nacional de Recreación de Quimsacocha*. SNAP. <http://areasprotegidas.ambiente.gob.ec/es/areas-protegidas/area-nacional-de-recreacion-quimsacocha>
- Mamun, M., Kim, J. Y., & An, K.-G. (2021). Multivariate Statistical Analysis of Water Quality and Trophic State in an Artificial Dam Reservoir. *Water*, 13(2), 186. <https://doi.org/10.3390/w13020186>
- Medina-Sánchez, J. M., Cabrerizo, M. J., González-Olalla, J. M., Villar-Argaiz, M., & Carrillo, P. (2022). High Mountain Lakes as Remote Sensors of Global Change. In *The Landscape of the Sierra Nevada* (pp. 261–278). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-030-94219-9_16
- Mosquera, G., Marín, F., Stern, M., Bonnesoeur, V., Ochoa-Tocachi, B., Román-Dañobeytia, F., & Crespo, P. (2022). Progress in understanding the hydrology of high-elevation Andean grasslands under changing land use. *Science of The Total Environment*, 804. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150112>
- Mosquera, P. V., Hampel, H., Vázquez, R. F., Alonso, M., & Catalan, J. (2017). Abundance and morphometry changes across the high-mountain lake-size gradient in the tropical Andes of Southern Ecuador. *Water Resources Research*, 53(8), 7269–7280. <https://doi.org/10.1002/2017WR020902>
- Noori, R., Berndtsson, R., Hosseinzadeh, M., Adamowski, J. F., & Abyaneh, M. R. (2019). A critical review on the application of the National Sanitation Foundation Water Quality Index. *Environmental Pollution*, 244, 575–587. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.10.076>
- NTE INEN-ISO 7899-2. (2014). CALIDAD DEL AGUA. DETECCIÓN Y RECUENTO DE

ENTEROCOCOS INTESTINALES. PARTE 2: MÉTODO DE FILTRACIÓN DE MEMBRABA (ISO 7899-2:2000, IDT).

- Ochocka, A. (2021). ZIPLAS: Zooplankton Index for Polish Lakes' Assessment: a new method to assess the ecological status of stratified lakes. *Environmental Monitoring and Assessment*, 193(10). <https://doi.org/10.1007/s10661-021-09390-7>
- Parsons, T., Takahashi, M., & Hargrave, B. (2013). *Biological oceanographic processes*. Elsevier.
- Pastorino, P., Prearo, M., Pizzul, E., Elia, A. C., Renzi, M., Ginebreda, A., & Barceló, D. (2022). High-mountain lakes as indicators of microplastic pollution: current and future perspectives. *Water Emerging Contaminants & Nanoplastics*. <https://doi.org/10.20517/wecn.2022.01>
- Polis, G. A., Sears, A. L. ., Huxel, G. R., Strong, D. R., & Maron, J. (2000). When is a trophic cascade a trophic cascade? *Trends in Ecology & Evolution*, 15(11), 473–475. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(00\)01971-6](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(00)01971-6)
- Rascón, J., Corroto, F., Leiva-Tafur, D., & Gamarra Torres, O. A. (2021). Variaciones limnológicas espaciotemporales de un lago altoandino tropical al norte de Perú. *Ecología Austral*, 31(2), 343–356. <https://doi.org/10.25260/EA.21.31.2.0.1200>
- Reynolds, C. (2011). Daphnia: development of model organism in ecology and evolution-2011. *Freshwater Reviews*, 4, 85–87.
- Roldán, G. (1988). *Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del departamento de Antioquia*. Presencia Ltda.
- Romo, Z., Silva, S., Rivera, J., Piedra, B., Vintimilla, P., & Quezada, J. (2018). Elaboración del plan de manejo del Area Nacional de Recreación Quimsacocha. *Ministerio Del Ambiente*, 106. <http://www.ambiente.gob.ec/wp-content/uploads/downloads/2018/03/ACUERDO-002-ANEXO-AREA-NACIONAL-DE-RECREACION-QUIMSACOA.pdf>
- Şahin, B. (2021). New desmid records from two high mountain lakes in Camlihemşin/Rize (Turkey). *Botanica Serbica*, 45(2), 273–284. <https://doi.org/10.2298/BOTSERB2102273S>
- Salmerón López, A., Geada López, G., & Fagilde Espinoza, M. del C. (2017). Propuesta de un índice de diversidad funcional: Aplicación a un bosque semideciduo micrófilo de Cuba Oriental. *Bosque (Valdivia)*, 38(3), 457–466. <https://doi.org/10.4067/S0717-92002017000300003>
- Salvo, J., Valdovinos, C., & Fierro, P. (2021). Benthic macroinvertebrate assemblages of a stream-lake network in the upper zone of the trans-Andean basin of the Valdivia River (Chile). *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 55(2), 375–392. <https://doi.org/10.1080/00288330.2020.1784239>
- Shen, Y., Yang, Y., Zhou, Y., Bian, B., & Zhang, L. (2020). Unraveling the nexus of multi-

- environmental factors and benthic macroinvertebrates in typical inflow river of Taihu Lake in China. *Environmental Monitoring and Assessment*, 192(2). <https://doi.org/10.1007/s10661-020-8083-y>
- Solis-Lufí, K., Suazo, M. J., Avila-Salem, M. E., Maldonado-Murúa, C., Aponte, H., Farias, J., & Rios-Escalante, P. D. L. (2022). Community structure of benthic invertebrates in the Allipén River basin, North Patagonia, Araucania region (38° S, Chile). *Brazilian Journal of Biology*, 82. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.232805>
- Sommer, U., & Sommer, F. (2006). Cladocerans versus copepods: the cause of contrasting top-down controls on freshwater and marine phytoplankton. *Oecología*, 147, 183–194.
- Sommer, U., & Stibor, H. (2002). Copepoda - Cladocera - Tunicata: The role of three major mesozooplankton groups in pelagic food webs. *Ecological Research*, 17(2), 161–174. <https://doi.org/10.1046/j.1440-1703.2002.00476.x>
- Tank, S. K., & Chippa, R. C. (2013). Analysis of Water Quality of Halena Block in Bharatpur Area. *International Journal of Scientific and Research Publications*, 3(3).
- Tickner, D., Opperman, J. J., Abell, R., Acreman, M., Arthington, A. H., Bunn, S. E., Cooke, S. J., Dalton, J., Darwall, W., Edwards, G., Harrison, I., Hughes, K., Jones, T., Leclère, D., Lynch, A. J., Leonard, P., McClain, M. E., Muruven, D., Olden, J. D., ... Young, L. (2020). Bending the Curve of Global Freshwater Biodiversity Loss: An Emergency Recovery Plan. *BioScience*, 70(4), 330–342. <https://doi.org/10.1093/biosci/biaa002>
- Trikoilidou, E., Samiotis, G., Tsikritzis, L., Kevrekidis, T., & Amanatidou, E. (2017). Evaluation of Water Quality Indices Adequacy in Characterizing the Physico-Chemical Water Quality of Lakes. *Environmental Processes*, 4(S1), 35–46. <https://doi.org/10.1007/s40710-017-0218-y>
- Valdez, C., Guzman, M., Valdés, A., Forougbakhch, R., Alvarado, M., & Rocha, A. (2018). Estructura y diversidad de la vegetación en un matorral espinoso prístino de Tamaulipas, México. *Biología Tropical*, 66(4), 1674–1682.
- Valdez Marroquín, C. G., Guzmán, M. A., Valdés, A., Forougbakhch, R., Alvarado, M. A., & Rocha, A. (2018). Estructura y diversidad de la vegetación del matorral espinoso tamaulipeco con condiciones prístinas en el noreste de México. *Revista de Biología Tropical*, 66(4). <https://doi.org/10.15517/rbt.v66i4.32135>
- Valenzuela, S., Guiry, M. ., & Guiry, G. M. (2022). *Melosira C. Agardh, 1824, nom.cons.* World-wide electronic publication. <https://www.algaebase.org>
- Van Colen, W. R., Mosquera, P., Vanderstukken, M., Goiris, K., Carrasco, M.-C., Decaestecker, E., Alonso, M., León-Tamariz, F., & Muylaert, K. (2017). Limnology and trophic status of glacial lakes in the tropical Andes (Cajas National Park, Ecuador). *Freshwater Biology*, 62(3), 458–473. <https://doi.org/10.1111/fwb.12878>
- van Maanen, B., & Sottolichio, A. (2018). Hydro- and sediment dynamics in the Gironde estuary (France): Sensitivity to seasonal variations in river inflow and sea level rise. *Continental Shelf Research*, 165, 37–50. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2018.06.001>

- Venail, P. (2017). Biodiversity ecosystem functioning research in freshwater phytoplankton: A comprehensive review of trait-based studies. *Advances in Oceanography and Limnology*, 8(2). <https://doi.org/10.4081/aiol.2017.7207>
- Wan, X., Yang, T., Zhang, Q., Wang, W., & Wang, Y. (2021). Joint effects of habitat indexes and physic-chemical factors for freshwater basin of semi-arid area on plankton integrity – A case study of the Wei River Basin, China. *Ecological Indicators*, 120. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106909>
- Waylen, K. A., Blackstock, K. L., van Hulst, F. J., Damian, C., Horváth, F., Johnson, R. K., Kanka, R., Külvik, M., Macleod, C. J. A., Meissner, K., Oprina-Pavelescu, M. M., Pino, J., Primmer, E., Rîșnoveanu, G., Šatalová, B., Silander, J., Špulerová, J., Suškevičs, M., & Van Uytvanck, J. (2019). Policy-driven monitoring and evaluation: Does it support adaptive management of socio-ecological systems? *Science of The Total Environment*, 662, 373–384. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.462>
- Wen, C., Huang, T., Wen, G., Li, K., Yang, S., Zhang, H., Xu, J., & Wang, Z. (2022). Controlling phytoplankton blooms in a canyon-shaped drinking water reservoir via artificial and induced natural mixing: Taxonomic versus functional groups. *Chemosphere*, 287, 131771. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131771>
- Zapata, A., Rivera-Rondón, C. A., Valoyes, D., Muñoz-López, C. L., Mejía-Rocha, M., & Catalan, J. (2021). Páramo Lakes of Colombia: An Overview of Their Geographical Distribution and Physicochemical Characteristics. *Water*, 13(16), 2175. <https://doi.org/10.3390/w13162175>