



ESCUELA DE DOCTORADO
INTERNACIONAL DE LA USC

Juan Carlos
Carrasco Baquero

Tesis doctoral

SISTEMAS BASADOS EN LAS
COMUNIDADES BIOLÓGICAS
ACUÁTICAS PARA LA EVALUACIÓN
DEL ESTADO ECOLÓGICO DE LOS
BOFEDALES DE LA MESETA
ANDINA DE LA RESERVA DE
PRODUCCIÓN DE FAUNA
CHIMBORAZO

Santiago de Compostela, 2023

TESIS DOCTORAL

**SISTEMAS BASADOS EN LAS
COMUNIDADES BIOLÓGICAS
ACUÁTICAS PARA LA EVALUACIÓN DEL
ESTADO ECOLÓGICO DE LOS
BOFEDALES DE LA MESETA ANDINA DE
LA RESERVA DE PRODUCCIÓN DE
FAUNA CHIMBORAZO**

Autor

Juan Carlos Carrasco Baquero

Tutor: Fernando Cobo Gradín

Director: Rufino Vieira Lanero

**PROGRAMA DE DOCTORADO EN BIODIVERSIDAD Y CONSERVACIÓN DEL MEDIO
NATURAL**

AGRADECIMIENTO

Al Dr. Fernando Cobo Gradín y al Dr. Rufino Vieira Lanero por todo el contingente dado en el desarrollo de la investigación.

Al Dr. Byron Vaca Barahona y al Dr. Pablo Vanegas por el apoyo y soporte brindado en el desarrollo de la investigación.

A mi esposa Verónica y mis hijos Amelie y Juan David Carrasco.

ÍNDICE

RESUMEN.....	1
ABSTRACT	5
ESTRUCTURA DE LA MEMORIA.....	9
1. INTRODUCCIÓN	13
1.1. INTRODUCCIÓN GENERAL.....	13
1.1.1. Los Macroinvertebrados acuáticos.....	14
1.1.2. Las áreas protegidas como estrategia de conservación	17
1.1.3. Las cuencas hidrográficas	18
1.1.4. Vegetación acuática, de ribera y captura de carbono	19
1.1.5. Modelamiento de especies vegetales de los bofedales.....	22
1.2. OBJETIVOS.....	24
1.2.1. Objetivo general.....	24
1.2.2. Objetivos específicos	24
2. ÁREA DE ESTUDIO.....	26
2.1. Breve caracterización de la RPFCH.....	26
2.2. Los bofedales de la RPFCH	27
2.2.1. Caracterización de los bofedales seleccionados.....	28
2.2.2. Clasificación ecológica de los bofedales de la RPFCH	30
2.3. Las cuencas de los bofedales de la RPFCH.....	35
3. MATERIALES Y MÉTODOS.....	38
3.1. Materiales	38
3.2. Métodos.....	38
3.2.1. Estudio fisicoquímico del agua de los bofedales	39
3.2.2. Estudio y análisis del suelo de los bofedales	39
3.2.3. Estudio de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos.....	40
3.2.4. Desarrollo de un índice biótico adaptado a los bofedales de la RPFCH.....	46
3.2.5. Estudio de la vegetación acuática y de ribera de los bofedales.....	48
3.2.6. Modelización de la distribución potencial de dos especies de plantas de los bofedales de la RPFCH	53
4. DETERMINACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA DE LOS BOFEDALES DE LA MESETA ANDINA DE LA RPFCH MEDIANTE LA CARACTERIZACIÓN FÍSICOQUÍMICA DEL AGUA Y EL ANÁLISIS DE LA COMUNIDAD DE MACROINVERTEBRADOS	59
4.1. Caracterización fisicoquímica del agua de los bofedales.....	59
4.2. Caracterización de los bofedales en función de las variables de suelo y agua....	60
4.3. Determinación de la diversidad de macroinvertebrados.....	61
4.3.1. Calidad del agua de los bofedales según los Índices bióticos BMWP/Col, EPT e IMERA.....	62

5. DESARROLLO DE UN ÍNDICE BIÓTICO ADAPTADO A LOS BOFEDALES DE LA RPFCH	65
5.1. Construcción del índice IAB, basado en índices andinos	65
5.3. Relación de IAB con variables fisicoquímicas y atributos físicos del hábitat.....	71
6. DETERMINACIÓN DE LA CALIDAD ECOLÓGICA DE LAS CUENCAS DE LOS BOFEDALES DE LA RPFCH EN FUNCIÓN DE LAS COMUNIDADES DE MACROINVERTEBRADOS ACUÁTICOS	75
6.1. Inventario de macroinvertebrados de las cuencas de los bofedales de la RPFCH.....	75
6.2. Calidad del agua de las cuencas de los bofedales de la RPFCH	75
7. VARIABILIDAD, ESTRUCTURA, COMPOSICIÓN Y CARBONO ALMACENADO EN MACRÓFITAS, VEGETACIÓN DE RIBERA Y SUELO DE LOS BOFEDALES DE LA RPFCH	81
7.1. Composición florística	81
7.2. Área ocupada por cada bofedal	87
7.3. Carbono orgánico almacenado	89
7.4. Caracterización de las variables relacionadas a la calidad del agua y suelo	94
8. MODELACIÓN DE LA DISTRIBUCIÓN POTENCIAL DE DOS ESPECIES DE PLANTAS DE LOS BOFEDALES DE LA RPFCH.....	101
8.1. Análisis de la distribución actual y potencial de las especies	101
8.2. Tendencias generales de los cambios de distribución de las especies para el año 2050	104
9. DISCUSIÓN GENERAL.....	111
9.1. Caracterización físicoquímica del sistema acuático de los bofedales y análisis de la comunidad de macroinvertebrados para la determinación de la calidad del agua de los bofedales de la meseta andina de la RPFCH	113
9.2. Determinación de la calidad ecológica de las cuencas de los bofedales de la RPFCH en función de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos.....	115
9.3. Variabilidad, estructura, composición y carbono almacenado en macrófitas, vegetación de ribera y suelo de los bofedales de la RPFCH.....	116
9.4. Modelación de la distribución potencial de dos especies de plantas de los bofedales de la Reserva de Producción de Fauna Chimborazo	119
10. CONCLUSIONES.....	124
11. BIBLIOGRAFÍA.....	127
12. ANEXOS.....	157
13. LISTA DE PUBLICACIONES: DECLARACIONES, CONFLICTO DE INTERESES Y CONTENIDO PUBLICADO.....	177



RESUMEN



RESUMEN

Los bofedales son ecosistemas altoandinos extremadamente frágiles, de gran importancia socioeconómica y ecológica. En la Reserva de Producción de Fauna Chimborazo (RPFCH) se ubican 16 bofedales, situados en las provincias de Bolívar (7), Tungurahua (4) y Chimborazo (5). Sin embargo, a pesar de su importancia, estos ecosistemas en la actualidad atraviesan un fuerte problema de deterioro ecológico, producto del desarrollo económico y urbano. Por tanto, este estudio se ha realizado con el objetivo de evaluar el estado ecológico de los bofedales de la meseta andina de la Reserva de Producción de Fauna Chimborazo, a través de parámetros físico, químicos y biológicos.

Se analizó la composición y la variabilidad de organismos bentónicos a nivel de familia, con el objetivo de verificar si las intervenciones antrópicas, influyen en la composición de familias de macroinvertebrados. Se distribuyeron unidades de muestreo en tres puntos por bofedal y se registraron y caracterizaron las variables físico-químicas del agua, *in situ* aleatoriamente por duplicado y en laboratorio. Para la colecta de macroinvertebrados se empleó los métodos de captura directa en vivo y mediante una red de mano y se calcularon tres índices: BMWP/Col, EPT e IMEERA). Se identificaron un total de 8664 individuos correspondientes a 7 Clases, 12 órdenes y 23 familias, determinando que, aunque los Malacostráceos son claramente dominantes en número, son los insectos quiénes dominan la diversidad y heterogeneidad en la composición de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos. Los índices biológicos aplicados permitieron confirmar que las aguas de los bofedales pueden ser categorizadas como de mala calidad, lo que implica que se deben proponer acciones inmediatas de conservación.

En base a los resultados del capítulo anterior, se desarrolló un nuevo índice Biótico Adaptado para los bofedales (IAB), que contemplara la inclusión de las familias: DugesIIDae e Isotomidae, las cuales no se encontraban involucradas en la valoración de ningún índice altoandino. Se realizó una revisión bibliográfica de los índices BMWP, ABI, EPT en publicaciones científicas y en la literatura gris en forma de tesis universitarias (MSc y PhD), para identificar las distintas versiones que se han desarrollado en estos índices y delimitarlos a una fauna altoandina. Se utilizó la misma lógica que el índice BMWP original, a cada familia se le asignó una puntuación (según la revisión de literatura realizada previamente), teniendo en consideración la presencia y ausencia de las familias de macroinvertebrados en los diferentes bofedales, se determinó la puntuación de cada familia de acuerdo a su reacción a agentes contaminantes ocasionados por determinadas acciones antrópicas. Así, el valor 10 corresponde a las familias más sensibles y 1 a las más tolerantes. Al igual que en los índices BMWP, EPT e IMEERA, los resultados de IAB, demostraron que el recurso hídrico de los bofedales es de mala calidad y que las acciones antrópicas que se desarrollan alrededor de estos ecosistemas han ejercido fuertes presiones ecológicas.

Se analizó la composición y la variabilidad de macroinvertebrados acuáticos a nivel de familia de las cuencas de los bofedales de la RPFCH: Ríos Chambo, Chimbo y Ambato, y se determinó el estado ecológico de las aguas de estos sistemas basándonos en cuatro índices: ABI, BMWP, ASPT e IHF, para determinar la calidad ecológica que presentan los lechos fluviales. En los muestreos realizados en las cuencas de los bofedales de la RPFCH fueron capturados e identificados un total de 11008 macroinvertebrados, distribuidos de la siguiente manera: En los puntos muestrales del río Chambo los organismos bentónicos recolectados presentaron una abundancia total de 2476 individuos, distribuidos en ocho clases, 14 órdenes y 25 familias. Los sitios de muestreo del río Chimbo, registró una abundancia total de 2981 organismos bentónicos distribuidos en siete clases, 13 órdenes y 26 familias. Por último, en el río Ambato se colectó un total de 5551 individuos distribuidos en nueve clases, 15 órdenes y 30 familias. En general, y según las clases de calidad establecidas en las zonas de muestreo, la cuenca del río Chambo pueden ser categorizadas como aguas de crítica calidad ecológica. En cuanto al estado ecológico general de los sitios de recolección de la cuenca del río Chimbo, pueden ser categorizadas como aguas de calidad aceptable. Finalmente, el estado ecológico general de las zonas de muestreo de la cuenca del río Ambato pueden ser categorizadas como aguas de calidad crítica. Estos resultados indican el aumento gradual de las presiones y fuentes de presión que los seres humanos ejercen sobre los sistemas fluviales.

Se determinó la riqueza y la variabilidad de la diversidad vegetal de los sitios de estudio, recolectando material florístico de ribera y macrófitas a través del método destructivo. Se determinó y cuantificó la cantidad de carbono que alberga el material vegetal recolectado, mediante el muestreo destructivo de especies de vegetación. Mediante el estudio florístico realizado en los 16 bofedales de la Reserva de Producción de Fauna Chimborazo se identificaron 86 especies mediante la comparación taxonómica con muestras herborizadas en las colecciones de los herbarios de la Escuela Superior Politécnica del Chimborazo y la Pontificia Universidad Católica de Ecuador. A través de estudios de cuantificación de carbono, se determinó que las especies de ribera de la reserva almacenan un total de 127 Ton/C, mientras que las macrófitas de los sitios de estudio almacenan. 0,37 Ton/C.

Se determinó el posible efecto del cambio climático en la vegetación de los bofedales mediante la modelización de la distribución potencial de dos especies de los bofedales de la reserva: *Agrostis breviculmis* (J.Presl) Hitchc, y *Polystichum orbiculatum* (Desv.) J. Rémy & Fée. Estas especies fueron seleccionadas de acuerdo a las variables de presencia y ausencia dentro de estos ecosistemas; la primera, presente en los 16 bofedales, mientras que de la segunda se determinó un solo registro en el bofedal Lazabanza. Se realizarán modelos de nicho ecológico con el algoritmo MaxEnt (basado en máxima entropía) para estas dos especies y, a partir de las capas con información del clima global, se realizó la predicción de los escenarios climáticos futuros de

estas especies. Se realizó un modelado de nicho ecológico que demostró la variabilidad e inestabilidad climática que se registrará en 30 años en función de dos escenarios climáticos de trayectorias de concentración representativas (RCP) diferentes: RCP 4.5 (de estabilización) y RCP 8.5 (pesimista). La predicción del (Anderson et al., 2011). La especie más afectada sería *P. orbiculatum*, la cual en el escenario más conservador (RCP 4.5) sufriría una disminución de su área de distribución de un 26%, cambios que se evidenciarán principalmente en los páramos del norte y sur del país. La distribución potencial se limitaría a los páramos del centro de Ecuador. Por su parte, en el escenario extremo (RCP 8.5) la pérdida de área potencial alcanzaría el 28% del hábitat, de acuerdo con su distribución actual. En el caso de *A. breviculmis*, ésta también presentaría una reducción del 22% en su área potencial bajo el escenario (RCP 4.5), de modo que su distribución se vería limitada a la región interandina y se ubicaría al centro y unas pocas zonas al norte de Ecuador. En el escenario RCP 8.5, la reducción del área de distribución sería del 25%. En este escenario la distribución de la especie se encontraría más segmentada, de modo que ocuparía las mismas áreas que en el modelo RCP 4.5, pero los hábitats idóneos serían más reducidos. Los resultados obtenidos en este estudio muestran que tanto el hábitat marginal como el adecuado se encuentra fragmentado prácticamente en todo el callejón interandino de los páramos en Ecuador, lo que a su vez podría suponer una grave amenaza para la supervivencia a largo plazo de estas especies. Por consiguiente, la conservación de estas especies, debe orientarse desde una perspectiva integral de los ecosistemas, de modo que se pueda conservar un amplio intervalo altitudinal y no pequeñas áreas protegidas aisladas.



ABSTRACT



ABSTRACT

The bofedales are extremely fragile high Andean ecosystems of great socioeconomic and ecological importance. There are 16 bofedales in the jurisdiction of the Chimborazo Fauna Production Reserve, located in the provinces of Bolívar (7), Tungurahua (4) and Chimborazo (5). However, despite their importance, these ecosystems are currently experiencing a serious problem of ecological deterioration as a result of economic and urban development. Therefore, this study was carried out with the objective of evaluating the ecological status of the wetlands of the Andean plateau of the Chimborazo Fauna Production Reserve, through physical, chemical and biological parameters.

The composition and variability of aquatic macroinvertebrate communities was analyzed at the family level, with the objective of verifying whether anthropogenic interventions influence the composition of macroinvertebrate families. Sampling units were distributed in three points per wetland and the physical-chemical variables of the water were recorded and characterized in situ randomly in duplicate and in the laboratory. For the collection of macroinvertebrates, the methods of direct live capture and hand netting were used and three indices were calculated: BMWP/Col, EPT and IMEERA). A total of 8664 individuals corresponding to 7 classes, 12 orders and 23 families were identified, determining that, although the Malacrustaceans are clearly dominant in number, it is the insects that dominate the diversity and heterogeneity in the composition of the aquatic macroinvertebrate community. The biological indices applied confirmed that the waters of the wetlands can be categorized as poor quality, which implies that immediate conservation actions should be proposed.

Based on the results of the previous chapter, a new Adapted Biotic Index for wetlands (ABI) was developed, including the Dugesiididae and Isotomididae families, which were not involved in the assessment of any high Andean index. A bibliographic review of the BMWP, ABI, EPT indices was carried out in scientific publications and in the gray literature in the form of university theses (MSc and PhD), in order to identify the different versions that have been developed in these indices and to delimit them to a high Andean fauna. The same logic as the original BMWP index was used, each family was assigned a score (according to the literature review previously carried out), taking into consideration the presence and absence of macroinvertebrate families in the different wetlands, and the score of each family was determined according to its sensitivity to contamination. Thus, the value 10 corresponds to the most sensitive families and 1 to the most tolerant. As in the BMWP, EPT and IMEERA indices, the IAB results showed that the water resources of the wetlands are of poor quality and that the anthropic actions developed around these ecosystems have exerted strong ecological pressures.

The composition and variability of the aquatic macroinvertebrate community was analyzed at the family level in the watersheds of the RPFCH wetlands: Chambo, Chimbo and Ambato Rivers, and the ecological status of the waters of these systems was determined based on four indices: ABI, BMWP, ASPT and IHF, to determine the ecological quality of the river beds. A total of 1,1008 macroinvertebrates were captured and identified in the sampling carried out in the RPFCH wetland basins, distributed as follows: In the stations of the Chambo river basin the macroinvertebrates collected presented a total abundance of 2476 individuals, distributed in eight classes, 14 orders and 25 families. In the Chimbo river basin stations, the macroinvertebrates collected presented a total abundance of 2981 individuals distributed in seven classes, 13 orders and 26 families. Finally, the stations in the Ambato river basin had a total abundance of 5551 individuals distributed in nine classes, 15 orders and 30 families. In general, and according to the quality classes established in the sampling zones, the Chambo river basin can be categorized as waters of critical ecological quality. As for the general ecological status of the Chimbo river basin sampling zones, they can be categorized as waters of acceptable quality. Finally, the general ecological status of the sampling zones of the Ambato river basin can be categorized as waters of critical quality. These results show the progressive increase of anthropic activities and urban settlements near the river system.

The richness and variability of the floristic composition of the wetlands was determined by collecting riparian plant material and macrophytes through the destructive method. The carbon stored in the collected floristic material was determined and quantified by destructive sampling of vegetation species. Through the floristic study carried out in the 16 wetlands of the Chimborazo Fauna Production Reserve, 86 species were identified by taxonomic comparison with herborized samples in the herbarium collections of the Escuela Superior Politécnica del Chimborazo and the Pontificia Universidad Católica de Ecuador. The carbon storage research determined that the 16 wetlands of the RPFCH store a total of 127 Ton/C in the riparian flora and 0.37 Ton/C in macrophytes.

The possible effect of climate change on wetland vegetation was determined by modeling the potential distribution of two species of the reserve's wetlands: *Agrostis breviculmis* (J.Presl) Hitchc, and *Polystichum orbiculatum* (Desv.) J. Rémy & Fée. These species were selected according to the variables of presence and absence within these ecosystems; the former, present in the 16 wetlands, while the latter was only recorded in the Lazabanza wetland. Ecological niche modeling with the MaxEnt algorithm (based on maximum entropy) was carried out for these two species and, from the layers with global climate information, the prediction of future climate scenarios for these species was made. Ecological niche modeling was performed and demonstrated the climate variability and instability that will be recorded in 30 years based on two different representative concentration pathway (RCP) climate scenarios: RCP 4.5 (stabilization)

and RCP 8.5 (pessimistic). The prediction of the (Anderson et al., 2011). The most affected species would be *P. orbiculatum*, which in the most conservative scenario (RCP 4.5) would suffer a decrease in its distribution area of 26%, changes that would be mainly evident in the moorlands of the north and south of the country. Potential distribution would be limited to the paramos of central Ecuador.

In the extreme scenario (RCP 8.5), the loss of potential area would reach 28% of the habitat, in accordance with its current distribution. In the case of *A. breviculmis*, it would also present a 22% reduction in its potential area under the scenario (RCP 4.5), so that its distribution would be limited to the inter-Andean region and would be located in the center and a few areas in the north of Ecuador. In the RCP 8.5 scenario, the reduction in distribution area would be 25%. In this scenario, the distribution of the species would be more segmented, so that it would occupy the same areas as in the RCP 4.5 model, but the suitable habitats would be smaller. The results obtained in this study show that both marginal and suitable habitat is fragmented practically throughout the inter-Andean alley of the paramos in Ecuador, which in turn could pose a serious threat to the long-term survival of these species. Therefore, the conservation of these species should be oriented from an integral ecosystem perspective, so that a wide altitudinal range can be conserved and not small isolated protected areas.



ESTRUCTURA DE LA MEMORIA



ESTRUCTURA DE LA MEMORIA

Los tres primeros capítulos de esta memoria se centran en la introducción general a la zona de estudio, los objetivos del estudio, la caracterización de los 16 bofedales altoandinos a estudiar y el material y la metodología utilizados para llevarlo a cabo.

La parte principal de la tesis doctoral está conformada por cuatro capítulos relacionados entre sí, pero a la vez independientes. En el Capítulo 4 se analizará la composición y la variabilidad de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos a nivel de familia de los 16 bofedales altoandinos estudiados, distribuyendo las unidades de muestreo en tres puntos por bofedal (zona superior, zona intermedia y zona inferior del bofedal). En cada punto de muestreo se registraron y caracterizaron las variables físico-químicas del agua, *in situ* aleatoriamente por duplicado y en laboratorio, tomando en consideración los siguientes parámetros: Análisis microbiológico (Coliformes fecales), Constituyentes orgánicos agregados (Demanda bioquímica de oxígeno, Demanda química de oxígeno), Inorgánicos no metálicos (Amonio, Fósforo, Nitratos, Nitritos, Sulfatos), Metales (Calcio, Magnesio), Propiedades físicas y agregadas (Conductividad, Dureza Total, Oxígeno disuelto y Turbidez). En este capítulo se comprobará si las intervenciones antrópicas, influyen en la composición de familias de macroinvertebrados.

Para la colecta de macroinvertebrados se emplearán los métodos de captura directa en vivo y mediante una red de mano. Los especímenes recolectados fueron identificados hasta nivel de orden y familia, y con los datos obtenidos se calcularon cuatro índices: el índice BMWP/Col (Biological Monitoring Working Party modificado para Colombia), índice EPT (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera), Índice Multimétrico del Estado Ecológico para Ríos Altoandinos (IMEERA).

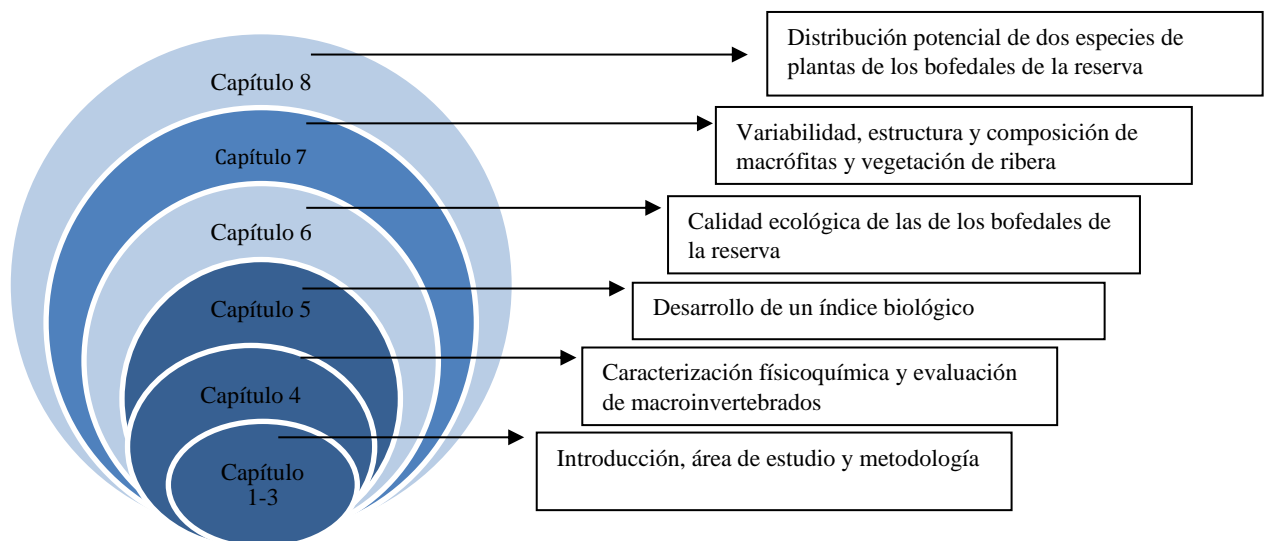
Los datos obtenidos en el desarrollo del anterior capítulo han servido además para desarrollar y proponer en el capítulo 5 de este trabajo un nuevo índice Biótico Adaptado para los bofedales (IAB). Este índice en general, se basa en índices desarrollados para zonas altoandinos, pero incluye menos familias de macroinvertebrados que en otras regiones debido a que la altitud ha restringido la distribución de varias familias. Por tanto, IAB, pretende medir el impacto de las crecientes presiones humanas sobre los ecosistemas acuáticos altoandinos por sobre los 2000 m.s.n.m.

En el Capítulo 6 se analizará la composición y la variabilidad de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos a nivel de familia de las cuencas de los bofedales de la Reserva de Producción de Fauna Chimborazo: Ríos Chambo, Chimbo y Ambato, y se determinará el estado ecológico de las aguas de estos sistemas basándonos en cuatro índices: Andean Biotic Index (ABI) (Ríos-Touma et al., 2014), Biological Monitoring Working Party Colombia (BMWP/Col; Roldán,

2003) y el índice ASPT (Average Score Per Taxon); y calidad de vegetación de ribera (Pardo et al., 2002), que integra el índice de Calidad del Bosque de Ribera o QBR (Qualitat del Bosc de Ribera; Munné et al., 2003) e Índice de Hábitat Fluvial (IHF), para determinar la calidad ecológica que presentan los lechos fluviales (Oscóz et al., 2006).

En el Capítulo 7 se determinará la riqueza y la variabilidad de la composición florística de los bofedales recolectando material vegetal de ribera y macrófitas a través del método destructivo, para lo que se designarán puntos de muestreo a lo largo del gradiente de los bofedales comprendido entre los 3825 y 4240 m.s.n.m. A continuación, se determinará y cuantificará el carbono almacenado en el material florístico recolectado, mediante el muestreo destructivo de especies de vegetación, según Ayala et al. (2014). Estos datos permitirán analizar también las variables principales para determinar la calidad del agua y del suelo.

En el Capítulo 8 se analizará el posible efecto del cambio climático en la vegetación de los bofedales mediante la modelización de la distribución potencial de dos especies de los bofedales de la Reserva de Producción de Fauna Chimborazo: *Agrostis breviculmis* (J.Presl) Hitchc, y *Polystichum orbiculatum* (Desv.) J. Rémy & Fée. Estas especies fueron seleccionadas de acuerdo con las variables de presencia y ausencia dentro de estos ecosistemas; la primera está presente en los 16 bofedales, mientras que de la segunda se encontró un solo registro en el bofedal Lazabanza. Se realizarán modelos de nicho ecológico con el algoritmo MaxEnt (basado en máxima entropía) para estas dos especies y, a partir de las capas con información del clima global, se realizará la predicción de los escenarios climáticos futuros de estas especies.







Capítulo 1. Introducción General y Objetivos



1. INTRODUCCIÓN

1.1. INTRODUCCIÓN GENERAL

El cambio climático es el mayor desafío para la productividad, la adaptación y la conservación biológica en el siglo XXI (Rosenzweig et al., 2008; Hooper et al., 2012). Se ha confirmado y anunciado que este fenómeno tiene efectos significativos en la biodiversidad a escala global, regional y local (Dudgeon et al., 2006). Así, a nivel mundial, esta constante ha provocado una inminente necesidad de identificar estrategias de preservación, restauración y gestión de los ecosistemas (Beller et al., 2020).

Presiones como el crecimiento demográfico y el desarrollo industrial, ejercen fuertes amenazas en los ecosistemas naturales, en especial en los sistemas acuáticos (Allan, 2004; Bridgewater, 2007), en donde la disminución de la biodiversidad es mucho mayor que en los ecosistemas terrestres (Sala et al., 2000). El entorno acuático alberga una amplia gama de organismos, incluidas bacterias, hongos, algas, invertebrados, plantas y peces (Dudgeon et al., 2006; Heinrichs et al., 2020); sin embargo, estos sistemas se han visto cada vez más amenazados por factores estresantes originados por actividades antrópicas, como contaminación orgánica e inorgánica, enriquecimiento de nutrientes, cambio de uso del suelo, modificación del flujo y extracción de agua, introducción de especies invasoras y degradación del hábitat (Dudgeon et al., 2006; Couto & Olden, 2018; Grill et al., 2019; Reid et al., 2019).

Las aguas continentales constituyen un valioso recurso natural, en términos económicos, culturales, estéticos, científicos y educativos (Palmer et al., 2005). Por otro lado, la extensión de la mayoría de los sistemas de agua dulce no se limita al perímetro mojado, como ríos, lagos y lagunas, sino que incluyen también a las cuencas de donde se extrae el agua, como los humedales o bofedales (Naiman & Latterell, 2005).

El humedal es considerado como uno de los ecosistemas más abundantes y productivos (Withey & van Kooten, 2011; Xia et al., 2017); cubren el 6% de la superficie terrestre (Costanza et al., 1997; Junk et al., 2013) y proporcionan numerosas funciones que apoyan la salud y la sostenibilidad de la Tierra (Wu & Zheng, 2020), de modo que representan el 40.6% del valor total de los servicios ambientales (Costanza et al., 2014; Ramsar Convention on Wetlands, 2018). Como resultado, actualmente son reconocidos como ecosistemas fundamentales para la mitigación de los efectos del cambio climático (Mitsch & Gossilink, 2000; Rebelo et al., 2017; Zhang et al., 2017; Sieben et al., 2018).

La clasificación de los tipos de humedal según el Convenio de Ramsar de 1999 identifica a los bofedales como turberas sin bosques (Blanco, 2004). Existen muchos tipos de humedales, según sean permanentes o temporales, naturales o artificiales, con agua fluyente o estática, dulce o salobre (Ramsar Convention on Wetlands, 2018), los cuales cumplen con una variedad de funciones que incluyen el ajuste del ciclo biogeoquímico, el tratamiento de la contaminación del agua, el control de la sequía y la mitigación del cambio climático (Moreno-Mateos et al., 2012), apoyando así la salud y la sostenibilidad de la Tierra (Costanza et al., 1997; Junk et al., 2013).

Las cuencas de los humedales se forman en una variedad de accidentes geográficos con diferentes regímenes hídricos (Furlonge et al., 2015) y su hidrología influye en los procesos físicos y químicos dentro de la columna de agua (Boulton et al., 2014). A menudo presentan una zonificación bien definida con vegetación periférica terrestre y semiacuática (Furlonge et al., 2015) y comunidades faunísticas de macro y microinvertebrados (Yamada et al., 2014).

De acuerdo con el documento de Barbier et al. (1997), las características ecológicas de estos ecosistemas se agrupan en funciones (ciclo de nutrientes y recarga de acuíferos), propiedades (diversidad biológica) y componentes (condiciones bióticas y abióticas, como suelo, agua y animales), por lo que tienden a ser muy dinámicos, con firmas energéticas que cambian constantemente (Bragazza et al., 2005; Sottocornola et al., 2009; Gallant, 2015).

Los humedales del trópico andino se sitúan en las montañas de los Andes altos, sobre los 3000 m.s.n.m. (Buytaert et al., 2006). En Ecuador existen 13 humedales Ramsar (Flachier et al., 2009) y 59 bofedales identificados, que abarcan una superficie de 286 659 hectáreas y se distribuyen a lo largo de la parte continental (Jara et al., 2019).

Sin embargo, en el último siglo casi la mitad de los humedales del mundo han desaparecido, producto del desarrollo urbano y agrícola (MEA, 2005), y muchos humedales han sido explotados (Mitsch & Gossilink, 2000; Rebelo et al., 2017), provocando así una pérdida a nivel mundial del 35% de su extensión desde 1970 (Ramsar Convention on Wetlands, 2018); es por ello que son considerados actualmente como uno de los ecosistemas más vulnerables del mundo, (Zedler & Kercher, 2005, Xu et al., 2020).

1.1.1 Los Macroinvertebrados acuáticos

Además de los peces, en los ecosistemas acuáticos continentales las comunidades animales están representadas, sobre todo, por los macroinvertebrados, un grupo compuesto por organismos fácilmente visibles sin el uso del microscopio (tamaño ≥ 3 mm), que viven ligados al fondo de las masas de agua (ya sea fijos o desplazándose sobre o entre el sustrato), y en el que muchas especies presentan adaptaciones particulares que les permiten vivir en los diferentes ambientes acuáticos (Roldán-Pérez, 2016). Este grupo incluye numerosas especies de Moluscos, Crustáceos

(Anfípodos, Isópodos y Decápodos), Turbelarios, Oligoquetos, Hirudíneos y, fundamentalmente, Insectos entre los que se encuentran Coleópteros, Hemípteros, Efemerópteros, Plecópteros, Odonatos, Dípteros y Tricópteros. Se distribuyen parcialmente en la naturaleza, es decir, forman agregados donde el ambiente es ideal para su asentamiento. En los ecosistemas acuáticos, constituyen el componente más importante de la biomasa animal y desempeñan un papel crucial como intermediarios en la transferencia de energía de los productores primarios a los consumidores superiores en las redes tróficas (Sponseller et al., 2001). Por lo tanto, estos colectivos consumirán la materia orgánica de los ríos y la transferirán a los grandes vertebrados del ecosistema. (aves, anfibios y, principalmente, peces), de los que constituyen su base trófica (Hellawell, 1986; Sponseller et al., 2001).

Así, los macroinvertebrados acuáticos forman parte del procesamiento de la materia orgánica en las aguas dulces (Hauer & Resh, 2017) y constituyen el nexo entre esta materia orgánica y los vertebrados en la estructura trófica de estos ecosistemas (Dudgeon, 2006; Jacobsen, 2003; Nieto et al., 2016), debido a su diversidad taxonómica y su rol funcional en los diferentes niveles tróficos (Giller, 2005).

Debido al aumento de las alteraciones en las masas de agua, todos los países desarrollados han puesto en marcha programas de vigilancia y control de la calidad de sus aguas. Así, se han usado numerosos métodos o índices que buscan interpretar la situación real, o grado de alteración de los ecosistemas acuáticos. Aquellos que se basan únicamente en el análisis de las condiciones químicas suelen ser muy precisos e informan de las causas de la contaminación, pero presentan el problema de que únicamente reflejan las condiciones instantáneas de las aguas y no informan sobre la dimensión del impacto de los contaminantes sobre la fauna y flora. Por ello los métodos químicos se suelen considerar como alternativos a los métodos biológicos. Sin embargo, hay que tener en cuenta que ambos métodos proporcionan información de distinta naturaleza, pues los métodos biológicos permiten conocer en qué medida han resultado alterados los organismos (en el tiempo y en el espacio) y, por tanto, son complementarios de los análisis químicos, que nos muestran los efectos sobre la biota o el grado de impacto ecológico producido por los agentes responsables de la alteración.

Los métodos biológicos usados para detectar la contaminación evolucionaron rápidamente desde principios del siglo XX, de modo que existe una amplia variedad de métodos que abarcan todos los niveles, del bioquímico al de comunidad. Las metodologías para evaluar el estado ecológico del recurso hídrico se diversificaron profusamente en la década de los 90, dando como resultado una multitud de enfoques y herramientas de biomonitorización. Un resumen de esta tradición y de los métodos actualmente usados, así como una valoración de sus ventajas e inconvenientes se puede encontrar en Bonada et al. (2006) donde se incluye una visión histórica del tema, y una

extensa bibliografía. Todas las metodologías se diseñaron a partir de presupuestos teóricos diferentes, en función de los distintos agentes contaminantes y sus variados efectos sobre el material biológico seleccionado. Cada nivel de aproximación, del bioquímico al ecosistémico, tiene ventajas particulares y su elección viene determinada por el problema considerado. De hecho, muchos cambios ambientales producen sus efectos sólo a nivel molecular o fisiológico, mientras que otros modifican el comportamiento o el desarrollo y suelen ponerse de manifiesto a nivel poblacional o de comunidades.

Puesto que la composición y estructura de una comunidad de organismos no son el reflejo de las condiciones existentes en un instante dado, sino que muestra la integración de las condiciones del ambiente durante cierto tiempo, las características de la comunidad pueden informarnos de la existencia de factores que operan de forma discontinua y que, por tanto, escapan fácilmente a un análisis químico rutinario (Scheffer, 1998; Pringle et al., 2000). Los índices biológicos nos permiten así conocer en qué medida han resultado alteradas las comunidades, tanto en el tiempo como en el espacio.

Así pues, los organismos más utilizados como bioindicadores de la calidad del agua hoy en día son los macroinvertebrados. por diversas circunstancias (Resh, 2008) entre las que podemos destacar las siguientes:

- 1- Tienen una amplia distribución (geográfica y en diferentes tipos de ambientes).
- 2- Presentan una gran riqueza de especies con gran diversidad de respuestas a los gradientes ambientales.
- 3- La mayoría son sedentarios, lo que permite el análisis espacial de la contaminación.
- 4- Algunas especies presentan ciclos de vida largos, integrando los efectos de la contaminación a lo largo del tiempo.
- 5- Pueden ser muestreados de forma sencilla y barata.
- 6- En general, su taxonomía es bien conocida a nivel de familia y género, por lo que su identificación (contando con claves adecuadas) no suele presentar complicaciones.
- 7- Se conoce la sensibilidad de muchos taxa a diferentes tipos de contaminación; en muchas especies con gran detalle, pues se han usado en estudios experimentales sobre los efectos de la contaminación.

Además, esta sensibilidad frente a los cambios ambientales los convierte en organismos ideales para su uso como bioindicadores, por lo que forman parte de diversos índices bióticos y son usados a nivel mundial para determinar la calidad de las aguas (Roldán, 1999). A este respecto se

puede indicar que los macroinvertebrados no establecen relaciones lineales con las características del ambiente, sino que son unimodales, es decir, la especie es más abundante en condiciones ambientales óptimas y menos frecuente con condiciones limitantes, de forma que puede producirse su desaparición completa y repentina, aunque no sea aparente la reducción de sus efectivos.

Como resultado, se cree que los macroinvertebrados bentónicos representan la calidad biológica y ecológica de los sistemas hídricos. debido a que su presencia o ausencia, incremento o disminución de su abundancia, etc. revelan alteraciones en el ecosistema acuático, ya que los diferentes taxones presentan distintos niveles de tolerancia frente a las perturbaciones sufridas por el ecosistema donde viven (Acosta et al., 2009; Castellón, 2013).

Muchos investigadores han demostrado que el conjunto de macroinvertebrados tiene la capacidad de detectar diversas alteraciones y múltiples contaminantes, debido a su sensibilidad a los cambios ambientales (Allan, 2004; Prat et al., 2009). El conjunto de macroinvertebrados refleja la condición biológica de un cuerpo de agua a través de la alteración de la composición específica, la diversidad y la organización funcional natural de una región conocida (Barbour et al., 1996; Karr & Chu, 1997; Allan, 2004; Prat et al., 2009).

Como resultado, los macroinvertebrados son la base de numerosos índices bióticos, la mayoría basados en la abundancia o la riqueza relativa de un cierto número de taxones indicadores, pero la validez de estos índices está supeditada a su fuerte dependencia biogeográfica (por lo que deben adaptarse a las diferentes zonas biogeográficas) y a su propia base conceptual, pues la fauna se jerarquiza en función de su mayor o menor sensibilidad a los efectos de la contaminación orgánica.

No obstante, los indicadores biológicos no indican exactamente qué contaminante o contaminantes son los responsables de esa contaminación ((Bunn & Davies, 2000; Duggan et al., 2003; Orozco et al., 2002), por lo que se vuelve necesario el análisis complementario de parámetros físico-químicos que aporte información sobre las propiedades químicas y físicas del agua (Samboni et al., 2007).

1.1.2 Las áreas protegidas como estrategia de conservación

El establecimiento de áreas protegidas consituye uno de los métodos más efectivos para conservar la biodiversidad (Guo et al., 2019), es por ello que su tamaño aumenta cada año y actualmente cubren poco más del 15% de la superficie terrestre a nivel global (Geldmann et al., 2015; UNEP-WCMC y UICN, 2018).

También en el Ecuador se apoya la conservación de la biodiversidad mediante la protección de la tierra, lo que directa o indirectamente incluye la protección de los humedales; de modo que las

áreas protegidas en este país representan actualmente el 20% del territorio nacional (Ministerio del Ambiente, Agua y Transición Ecológica, 2014 [MAATE]).

Una de estas áreas protegidas es la Reserva de Producción de Fauna Chimborazo, que está constituida por páramo húmedo y seco. Esta reserva se creó por el Acuerdo Ministerial No. 437 del 26 de octubre de 1987 publicado en el Registro Oficial No. 806 del 9 de noviembre del mismo año. Engloba un área de 58560 ha (McLaren et al., 2018), abarcando las provincias de Chimborazo, Bolívar y Tungurahua; se distribuye en un rango altitudinal que va de 3200 a 6310 m.s.n.m. (Dávila et al., 2017), donde la temperatura media anual varía entre 6 y 0 °C, entre 4000 y 5000 m de altitud (Skov & Borchsenius, 1997; Buytaert et al., 2006; Vimeux et al., 2009).

En la RPFCH, el 39% de los ecosistemas son de tipo bofedal (Jara et al., 2019). Sin embargo, debido a varias intervenciones antrópicas, el 24% de estos sistemas se encuentran intervenidos, el 12% se encuentran medianamente conservados, y solo el 3% restante se encuentran totalmente conservados.

1.1.3 Las cuencas hidrográficas

El agua es el compuesto más abundante de la Tierra y es esencial para la vida, la evolución, la diversidad ecológica y biológica, y, en general, para mantener el equilibrio del planeta (Baron & Poff, 2004; Vidal, 2012). El conocimiento y la protección de los ecosistemas acuáticos han aumentado significativamente debido a su importancia para la vida humana (Álvarez & Pérez, 2007). Sin embargo, del porcentaje de agua existente, la mayoría (97,5%) es agua salada, lo que significa que sólo el 2,5 por ciento es agua dulce, la mayor parte de la cual se encuentra en forma de icebergs y casquetes polares, y sólo el 1% es agua dulce superficial de fácil acceso para los seres vivos (Organización Mundial de la Salud [OMS], 2019; Baque et al., 2016).

Este 1% de agua es agua dulce que se renueva normalmente en lagos, ríos y a poca profundidad en el suelo. Este tipo de ecosistema acoge tanto especies vegetales como animales, fomentando una gama amplia de biodiversidad (Bucher et al., 1997; Grimaldo-Salazar, 2001). Como resultado, se transforman en herramientas esenciales para mantener la calidad ambiental (Torres et al., 2010).

La elevación de los Andes se inició, como consecuencia de la colisión de la litosfera oceánica con la placa continental sudamericana en el Cretácico tardío, después de la separación del continente Gondwana (Hall & Wood, 1985; Argollo, 2006). El desarrollo de los Andes como microcosmos biogeográficos representa un excelente sistema natural para investigar patrones de biodiversidad, dichos patrones están formados por factores geológicos, climáticos y evolutivos que interactúan (Hoorn et al., 2018; Quintero & Jetz, 2018; Tobias et al., 2020), y que influyen en la diversidad

local y regional de flora y fauna en todo el continente sudamericano (Emck et al., 2006; Hoorn et al., 2010).

La Cordillera de los Andes atraviesa el continente sudamericano de norte a sur y es considerada como una zona donde se concentran una dominante diversidad biológica y una alta heterogeneidad ambiental (Hedin & Hetherington, 1996; Jacobsen et al., 1997; Young, 2011). La elevada altitud y complejidad fisiográfica de esta cadena montañosa influyen en la circulación del aire y condicionan el clima (Emck *et al.*, 2006; Young, 2011), influyendo directamente sobre los regímenes hidrológicos de sus ríos (Montgomery *et al.*, 2001; Argollo, 2006).

La mayoría de los ríos de Ecuador provienen de las lagunas y deshielos de nevados en la cordillera de los Andes (Vila et al., 2006). La dinámica hidrogeomorfológica de estos sistemas fluviales se combina con los procesos naturales del ciclo hidrológico y ecológico de la biota acuática. (Pulgarín, 2011). Por consiguiente, estos sistemas muestran importantes fluctuaciones en sus características físicas y químicas, como el pH, la temperatura, la concentración de oxígeno disuelto, la conductividad y el caudal (González et al., 2004; Jacobsen, 2004; Jacobsen & Brodersen, 2008).

1.1.4 Vegetación acuática, de ribera y captura de carbono

Las fuertes presiones sobre los ecosistemas naturales, especialmente sobre los acuáticos, que ejercen el crecimiento demográfico y el desarrollo industrial, han motivado que surja un interés por la conservación del estado ecológico de los sistemas hídricos (Rivas, 2009; Villamarín et al., 2013), con el objetivo de evitar los problemas sociales y ecológicos que conllevaría el deterioro de este recurso a nivel mundial. El interés por conocer y conservar el estado ecológico de los ecosistemas acuáticos se fundamenta no sólo en la composición, estructura y funcionalidad de la biodiversidad existente en estos medios (Rivas, 2009; Encalada, 2010), sino también en la solución y reducción de conflictos socio-ambientales que conllevan al deterioro del recurso hídrico (Ramsar Convention on Wetlands, 2018).

Particularmente en Sudamérica, el estudio de los ecosistemas prioritarios ha tomado fuerza en varios países (Carrera & Fierro, 2001; Jacobsen, 2008; Rivas, 2009), a tal punto que las investigaciones se encaminan hacia la implementación de protocolos que permitan la valoración de las corrientes, entendidas como un ecosistema (Rivas, 2009; Villamarín et al., 2013). Si bien estos protocolos aún están en proceso de validación, su desarrollo en los ecosistemas andinos es un referente que permite hacer comparaciones entre zonas y países (Rivas, 2009).

Los humedales palustres que se encuentran en los páramos andinos son conocidos como bofedales (Suárez et al., 2016). Estos ecosistemas son áreas inundadas o semi inundadas sobre suelos impermeables que atrapan el agua (Izurieta, 2004). La clasificación de tipos de humedal de la

Convención de Ramsar identifica a los bofedales como turberas sin bosques (Blanco, 2004) que, por lo general, se desarrollan en áreas planas alrededor de pequeñas lagunas, pequeños arroyos y manantiales, y que están conformadas por comunidades vegetales palustres y semiacuáticas (Squeo et al., 2006) que varían dependiendo de factores ecológicos naturales (Hofstede et al., 2017). Estos bofedales pueden ser estacionales o permanentes, así como naturales o artificiales (con intervención antrópica).

Las plantas y las condiciones abióticas (como el suelo, la hidrología y la química del agua), son los factores decisivos en el patrón de la ecología de los humedales (Bragazza et al., 2005; Sottocornola et al., 2009; Hill et al., 2016; Nicia et al., 2018; Glina et al., 2019; Griffiths et al., 2019).

En los humedales, las plantas sumergidas proveen varias funciones y servicios ecológicos, como proporcionar sustrato para algas e invertebrados (van Donk & van de Bund, 2002), e influir en los ciclos biogeoquímicos y la productividad (Wetzel & Hough, 1972). Sin embargo, al igual que otros componentes de los ecosistemas acuáticos, las plantas actualmente se enfrentan a crecientes amenazas antrópicas (Zhang et al., 2017), como la alteración de los regímenes hidrológicos (Arthington et al., 2006), además de otras amenazas como las invasiones de especies herbívoras (van der Wal et al., 2013; Wood et al., 2017), o la eutrofización del medio acuático (Coops & Doef, 1996).

Los nutrientes del suelo son uno de los principales factores que afectan a la productividad de las plantas (Gong & Gao, 2019; entre otros). Los cambios en los tipos y variaciones de los rasgos funcionales de las plantas (Carreño-Rocabado et al., 2016; Chillo et al., 2018), son factores decisivos para la regulación de las funciones del suelo (Peco et al., 2017), debido a que la coexistencia de especies con valores de rasgos contrastantes aumenta la adquisición y utilización general de recursos a través de efectos complementarios de nicho (Díaz et al., 2007; Wen et al., 2019). Por otro lado, la pérdida de la diversidad de especies vegetales causada por el cambio en la intensidad del uso de la tierra conduce a la reducción de las funciones individuales del suelo, como la retención de agua (Fischer et al., 2018; Klaus et al., 2018).

Como se comentó al inicio de la introducción, el cambio climático es el mayor desafío para la productividad, la adaptación y la conservación biológica en el siglo XXI. El último siglo terminó con un aumento de la temperatura global de 0.74 °C y la concentración de CO₂ atmosférico de 379 ppm (UNEP- WCMC, UICN & NGS, 2018; IPCC, 2007), estudios según los cuales el dióxido de carbono atmosférico se duplicaría para 2050. Así, si continúa la tasa de aumento actual, ocasionará un incremento en la temperatura global de hasta 2 - 4°C (IPCC, 2007).

Los humedales, son ecosistemas fundamentales para la prestación de servicios ecosistémicos (Mitsch & Gossilink, 2000; Rebelo et al., 2017; Zhang et al., 2017; Sieben et al., 2018), representando el 40.6% del valor total de los servicios ambientales (SE) (Costanza et al., 2014; Ramsar Convention on Wetlands, 2018). La captura de carbono en los ecosistemas terrestres es uno de los servicios ecosistémicos más críticos, debido a su papel en la regulación del clima, a través de la absorción de gases de efecto invernadero (GEI) y la regulación de la cantidad global de carbono (IPCC, 2007; Muhati et al., 2018).

Aunque a escala global los ecosistemas húmedos presentan una escasa representación territorial, constituyen una parte importante del reservorio global de carbono (Collins & Kuehl, 2000; Mitsch & Gossilink, 2015). Estudios relacionados con el almacenamiento y distribución de carbono, indican que la capacidad de acumulación aumenta con la altitud, la precipitación, la hidromorfía y la estabilización química (Macías et al., 2004, 2005) y además hemos de tener en cuenta que los procesos de tuberización y gleificación aparecen señalados como los más efectivos a la hora de fijar carbono en los sedimentos (Gómez-Orellana et al., 2014). Por tanto, los bofedales se revelan como ecosistemas indispensables en el proceso de almacenamiento de carbono (Mitsch & Gossilink, 2015), debido a la baja descomposición de materia orgánica y a la alta productividad de las plantas que ocurre en sus suelos inundados (Collins & Kuehl, 2000), y donde esta acumulación de carbono se realiza principalmente, según Hernández (2010), en dos compartimientos: en la biomasa vegetal y en los suelos.

Sin embargo, a nivel mundial se ha observado un deterioro en este tipo de ecosistemas (Thomas et al., 2004; Walther et al., 2002; Kumar et al., 2014) que ha ocasionado problemas en las existencias de carbono (Kumar et al., 2016), en la diversidad biológica (Kulkarni & De Laender, 2017) y en la composición genética de especies vegetales (Helm et al., 2009; de Oliveira et al., 2015) reduciendo su productividad y acelerando su desaparición (Fortini & Dye, 2017).

Estimar con precisión la dinámica de los flujos netos de carbono entre los ecosistemas y la atmósfera (balance emisión-captura), es uno de los problemas más trascendentales en la discusión sobre cambio climático (Lashof & Ahuja, 1990; Kleiner & Leonard, 1992; Dixon et al., 1994). En este estudio hemos determinado el potencial de los bofedales de la Reserva de Producción de Fauna Chimborazo, como una herramienta eficaz para la determinación del balance nacional de Gases de Efecto Invernadero.

Durante algún tiempo, los investigadores han intentado determinar la influencia de la cobertura vegetal en las condiciones del suelo y el agua (Villegas, 2004). En este estudio, evaluaremos las relaciones existentes entre los componentes abióticos de los bofedales: planta-agua-suelo, para así entender la correspondencia entre vegetación y ambiente, de modo que nos proporcione

información para la simulación espacio-temporal de estos ecosistemas que permitan desarrollar programas de protección y manejo de bofedales.

1.1.5 Modelamiento de especies vegetales de los bofedales

Las plantas de los bofedales suministran una diversidad de servicios y funciones ecológicas, como proporcionar sustrato para algas e invertebrados (van Donk & van de Bund, 2002), e influir en los ciclos biogeoquímicos y la productividad (Wetzel & Hough, 1972). A pesar de ello, y al igual que otros componentes de estos ecosistemas, en la actualidad se enfrentan a crecientes amenazas antrópicas (Zhang et al., 2017).

Alzérreca (1988), indica que los bofedales presentan, en su composición botánica, plantas pulvinadas de los géneros *Distichia* y *Plantago*. Además, en otros estudios se menciona que la composición botánica de los bofedales está conformada en un 59.5% por herbáceas o forbias, un 12.3% de gramíneos o juncáceas, un 16.4% de gramíneas y un 11.7% de otras especies misceláneas (Flores-Franco, 1990).

La diversidad de plantas vasculares de los páramos es relativamente bien conocida, pues constituye el grupo de organismos con mayor atención dentro de estos ecosistemas (Llambí & Cuesta, 2014). En particular, la familia Poaceae es una de las cuatro familias con mayor número de especies de plantas vasculares (Biganzoli & Zuloaga, 2015). En Ecuador se considera que existen 65 especies endémicas de la familia Poaceae (León-Yáñez et al., 2019). Entre estas últimas se incluye *Agrostis breviculmis*, una especie herbácea que no supera los 10 cm, con hojas lineares de color verde, una inflorescencia con flores de color rojizo-café y con un fruto cariósipide (Herbario JBB, s.f); es una especie común en pajonales intervenidos, donde crece formando pastizales (Minga et al., 2016).

Por el contrario, existe poco conocimiento sobre la diversidad y presencia en los páramos del grupo de los helechos (Llambí & Cuesta, 2014), debido a que la mayor parte de pteridofitas se encuentran en bosques nublados entre 1000 y 3000 m.s.n.m. de altitud (Kapos et al., 1990). Sin embargo, aunque en menor cuantía, los páramos también cuentan con la presencia de pteridofitas (Korning & Balslev, 1994). Así se ha registrado la presencia de *Polystichum orbiculatum*, un helecho terrestre de porte arbustivo, raramente epífita, con soros desnudos, dispuestos abaxialmente sobre las nervaduras, terminales (Romoleroux et al., 2019).

Adicionalmente, si consideramos la probabilidad de que los cambios en la distribución de algunas especies impliquen una reducción de su distribución de modo que ésta deje de ocupar zonas protegidas (D'Amen et al., 2011; Saunders & Easley, 2007), estos estudios se convertirían en una estrategia clave para ayudar a confirmar o redefinir áreas de protección de ecosistemas amenazados (Brown & Charles 1997; D'Amen et al., 2011; Saunders & Easley, 2007). A pesar

de que esta posibilidad genera una incertidumbre sobre la capacidad que poseen las áreas protegidas para asegurar la persistencia a largo plazo de la diversidad biológica que contienen (Hockings, 1998, 2003), su análisis puede permitir aportar datos científicos que permitan definir nuevas áreas de conservación o redefinir las existentes (Ponce-Reyes et al., 2012).

En este estudio pretendemos, en primer lugar, describir la distribución potencial actual de las especies: *Agrostis breviculmis* (presente en todos los bofedales) y *Polystichum orbiculatum* (de distribución muy restringida) utilizando el principio de máxima entropía, para lo que usaremos el software MaxEnt, que utiliza un algoritmo que estima la probabilidad de distribución de una especie calculando su máxima entropía, es decir, lo más dispersa o cercana a la uniformidad posible, pero sujeta a un conjunto de restricciones que representan la información incompleta que se tiene sobre esta (Phillips et al., 2006). Por otro lado, y, en segundo lugar, pretendemos también proyectar la distribución potencial de su hábitat hacia el año 2100, bajo los escenarios de cambio climático RCP 4,5 (estabilización) y RCP 8,5 (pesimista), de modo que este estudio sirva como línea base en el planteamiento de estrategias que permitan mitigar la pérdida y degradación de los humedales y sus especies.

Actualmente, la difusión y publicación de literatura científica relacionada con los humedales altoandinos se ha ido incrementando paulatinamente (Alvarez-Mieles et al., 2013). Sin embargo, y a pesar del avance en el conocimiento de la ecología de estos ecosistemas, en la investigación hidrobiológica ecuatoriana no existen datos suficientes sobre la estructura de comunidades bentónicas, biotipología, contaminación, calidad de aguas y aspectos de gran importancia que deben ser considerados e investigados. La constatación de la falta de conocimiento de la ecología de los bofedales altoandinos, el deterioro de estos sistemas, y la falta de herramientas para la gestión del recurso hídrico en esta área protegida, fueron los motivos por los cuales se diseñó el proyecto de investigación “Sistemas basados en las comunidades de macroinvertebrados acuáticos para la evaluación del estado ecológico de los bofedales de la meseta andina de la Reserva de Producción de Fauna Chimborazo” (MACROBOCH), en el marco del cual se ha llevado a cabo esta tesis doctoral.

Este proyecto proponía el estudio de la ecología y el desarrollo de herramientas de evaluación ecológica de los bofedales altoandinos situados sobre los 3000 m.s.n.m usando tanto las comunidades de macroinvertebrados acuáticos, como el hábitat fluvial y los ecosistemas de ribera. El proyecto MACROBOCH, ha proporcionado varios resultados en forma de tesis de Ingeniería y una tesis de Maestría en Ecuador, así como la propuesta de un protocolo de evaluación de la calidad ecológica de los bofedales alto andinos, varias publicaciones en revistas científicas, libros y presentaciones en congresos y seminarios. El proyecto MACROBOCH, el cual en su fase inicial estudió 16 bofedales distribuidos en las provincias de Chimborazo, Tungurahua y Bolívar,

consideró la necesidad de la ampliación del área de muestreo a otras cuencas del país (Río Chimbo, Chambo, Ambato y Pastaza). Con esta información más extensa se proyectaba estudiar la influencia del gradiente, tanto latitudinal como altitudinal, que permitirá mejorar el conocimiento de los patrones ecológicos que caracterizan a los bofedales altoandinos tanto a escala regional como local.

1.2. OBJETIVOS

1.2.1. Objetivo general

Evaluar la estructura y composición de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos en los bofedales de la meseta andina de la Reserva de Producción de Fauna Chimborazo (RPFCH) de Ecuador, considerando parámetros físico- químicos, biológicos y la diversidad florística de la zona de muestreo, a fin de proporcionar los instrumentos necesarios que promuevan políticas y estrategias de conservación y manejo de los recursos naturales.

1.2.2. Objetivos específicos

Para el cumplimiento del objetivo general de investigación se han abordado los siguientes objetivos específicos:

1. Caracterizar física y químicamente el sistema acuático de los bofedales y analizar la comunidad de macroinvertebrados para determinar la calidad del agua de los bofedales de la meseta andina de la RPFCH, desarrollando un índice biótico adaptado a los bofedales (IAB).
2. Determinar la calidad ecológica de las cuencas de los bofedales de la Reserva de Producción de Fauna Chimborazo basándonos en las comunidades de macroinvertebrados acuáticos.
3. Analizar la variabilidad de las macrófitas y la estructura de la vegetación de ribera para poder cuantificar el carbono almacenado tanto en la vegetación como en el suelo de los bofedales de la RPFCH.
4. Establecer la distribución potencial de dos especies de plantas de los bofedales de la Reserva bajo los efectos del cambio climático.

Capítulo 2. Área de estudio

2. ÁREA DE ESTUDIO

La Cordillera de los Andes, se extiende desde Venezuela (11° Norte) hasta la Patagonia (23° Sur) (Josse et al., 2011), atravesando Colombia, Ecuador, Perú, Bolivia, Chile y Argentina. Sus características más sobresalientes son: la rápida caída de altura al sur de 38°S, el Altiplano Boliviano con una altura media de 4500 m.s.n.m, una anchura de 300 km y sus fuertes pendientes en la dirección este-oeste. Estas características particulares modifican el flujo atmosférico en los niveles bajos y medios (Vera & Vigliarolo, 2000; Argollo, 2006).

El presente estudio se realizó en la Reserva de Producción de Fauna Chimborazo (Figura 2.1), situada en el interior de la Cordillera de los Andes en Ecuador, en altitudes que van desde los 3.800 hasta los 6.310 m.s.n.m. y en una zona con una temperatura que oscila entre -3 a 14 °C, una precipitación media anual de 1000 mm y un porcentaje de humedad del 70-85% (MAATE, 2014).

2.1. Breve caracterización de la RPFCH

Según el Ministerio del Ambiente, Agua y Transición Ecológica. (2014), el componente biofísico de la RPFCH está compuesto de la siguiente manera:

En la reserva Chimborazo, los suelos son de origen volcánico y están formadas por rocas volcánicas, sedimentos y basaltos del plioceno más antiguos. El volcán que da nombre a la reserva, el Chimborazo, es el punto más cercano al sol, medido desde el centro de la tierra, con una una altitud de 6310 metros sobre el nivel del mar. El diámetro de su base es de alrededor de 20 km. Al sur del volcán, no hay andesitas pliocénicas en la serranía de la Calera, su prolongación austral y el páramo de Puyal. El Carihuairazo, incluido también en la reserva, es un volcán con una altitud de 4900 m.s.n.m., presenta una caldera de dos kilómetros de diámetro, cuyo perímetro había sido quebrado en el Pleistoceno por la erosión glaciaria. Así, una enorme brecha se abre hacia el noreste, y las cúspides del perímetro de las calderas, irregulares y peñascosas, están cubiertas por neviza y hielo.

En la RPFCH, existe una variedad de aguas estancadas poco profundas, que incluyen humedales formados por glaciares en las tierras altas y cuencas de deflación, y humedales de llanura aluvial en las tierras bajas.

El Carihuairazo y el Chimborazo en sus glaciares, almacenan grandes reservas de agua en estado sólido, cruciales para el suministro de agua para uso humano, animal y para las actividades agrícola que allí se desarrollan. Dentro de la reserva se encuentra un complejo sistema hídrico, compuesto principalmente por 13 ríos y varias quebradas (Figura 2.1).

En la provincia de Bolívar nacen los ríos Yanatahua, La Moya, Capadia, Cóndor Jacha, Culebrillas, Curipaccha y Chaupipogyo, que son afluentes del río Chimbo.

Algunos bofedales se encuentran en condiciones casi prístinas, probablemente debido a la combinación única del clima, geología y geomorfología del área protegida, o por su mínima exposición a factores inducidos por los humanos, mientras que otros, al encontrarse expuestos a actividades humanas, presentan altos niveles de intervención (Bailey et al., 2014, Reynolds et al., 2014).

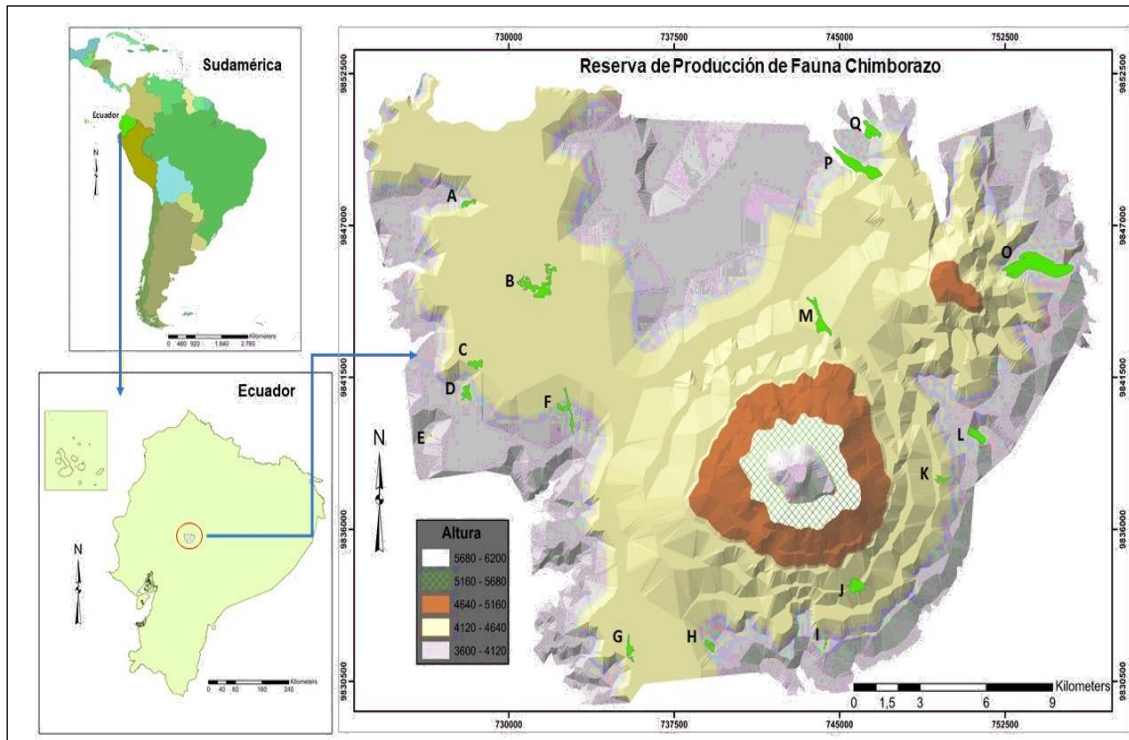


Figura 2.2. Ubicación de la RPFCH en relación con Ecuador continental y de los bofedales estudiados. El mapa muestra la ubicación de los 16 bofedales estudiados: A: Pachancho BI. B: Cruz del Arenal ANI. C: Puente Ayora ANI. D: Puente Ayora AI. E: Puente Ayora BNI. F: Cruz del Arenal BNI. G: Culebrillas AI. H: Casa Cóndor BI. I: Cooperativa Santa Teresita BNI. J: Los Hieleros ANI. K: Portal Andino AI. L: Cóndor Samana BI. M: Mechahuasca ANI. O: Pampas Salasacas. BI: P. Río Blanco ANI. Q: Lazabanza BNI. (BNI: Bajo no intervenido. BI: Bajo intervenido. ANI: Alto no intervenido. AI: Alto intervenido).

2.2.1. Caracterización de los bofedales seleccionados

Los bofedales presentan características variadas (Tabla 2.1) respecto a su estado de conservación: grado de intervención antrópica asociada al bofedal, gradiente altitudinal y tipo de ecosistema en el que se encuentran (MAE, 2014). Estas zonas de vegetación se encuentran definidas por el MAE (véase más adelante).

En función del gradiente altitudinal y del nivel de intervención antrópica, las áreas de estudio han sido codificadas de la siguiente manera: ANI (Alto No Intervenido), AI (Alto Intervenido), BNI

(Bajo No Intervenido) y BI (Bajo Intervenido). (Andrade-Muñoz, 2016), considerándose “bajo” el situado a menos de 4000 m.s.n.m. y “alto” el situado a más de 4000 m.s.n.m.

Tabla 2.1. Localización y características biogeográficas de las zonas de estudio de la RPFCH estudiados en esta memoria.

Bofedal	Provincia	Latitud Longitud	Altitud (m.s.n.m.)	Superficie total (ha)	Clasificación ecológica
Los Hieleros ANI	Chimborazo	745741 9833916	4442	25.67	Herbazal y arbustal siempre verde subnival del páramo
Portal Andino AI	Chimborazo	750019 9837891	4120	7.62	Herbazal inundable del Páramo
Casa Cóndor BI	Chimborazo	739244 9831672	4008	9.40	Herbazal inundable del Páramo
Coop Santa Teresita BNI	Chimborazo	744365 9831911	4041	1.84	Herbazal y Arbustal siempreverde subnival del Páramo
Cóndor Samana BI	Chimborazo	751109 9839489	3825	21.36	Herbazal húmedo montano alto superior del Páramo
Lazabanza BNI	Tungurahua	746734 9850338	4039	26.46	Herbazal húmedo subnival Páramo
Pampas Salasacas BI	Tungurahua	754972 9845283	3854	154.40	Herbazal húmedo montano alto superior Páramo
Río Blanco AI	Tungurahua	746179 9849003	4016	65.44	Arbustal siempreverde y Herbazal del Páramo
Mechahuasca ANI	Tungurahua	743954 9844037	4240	35.48	Herbazal del Páramo
Culebrillas AI	Bolívar	735446 9831848	4160	13.31	Herbazal inundable del Páramo
Cruz del Arenal ANI	Bolívar	731162 9844778	4240	57.75	Herbazal y Arbustal siempreverde subnival del Páramo
Puente Ayora ANI	Bolívar	728478 9841941	4105	12.19	Herbazal y Arbustal siempre verde subnival del Páramo
Puente Ayora BNI	Bolívar	726486 9839401	3842	0.29	Arbustal siempre verde y Herbazal del Páramo
Puente Ayora AI	Bolívar	728013 9841127	4120	12.84	Herbazal y Arbustal siempre verde subnival del Páramo

Bofedal	Provincia	Latitud Longitud	Altitud (m.s.n.m.)	Superficie total (ha)	Clasificación ecológica
Pachancho BI	Bolívar	728315 9847854	4040	8.78	Herbazal y Arbustal siempre verde subnival del páramo
Cruz del Arenal BNI	Bolívar	732671 9840421	4120	18.78	Herbazal inundable del páramo

2.2.2. Clasificación ecológica de los bofedales de la RPFCH

Según el MAATE (2014), en la zona de estudio (RPFCH), se encuentran ocho zonas biográficas, entendiéndose como zona biogeográfica una unidad climática natural en la que se agrupan diferentes asociaciones correspondientes a determinados ámbitos de temperatura, precipitación y humedad. Estas ocho zonas se detallan en la Figura 2.3.

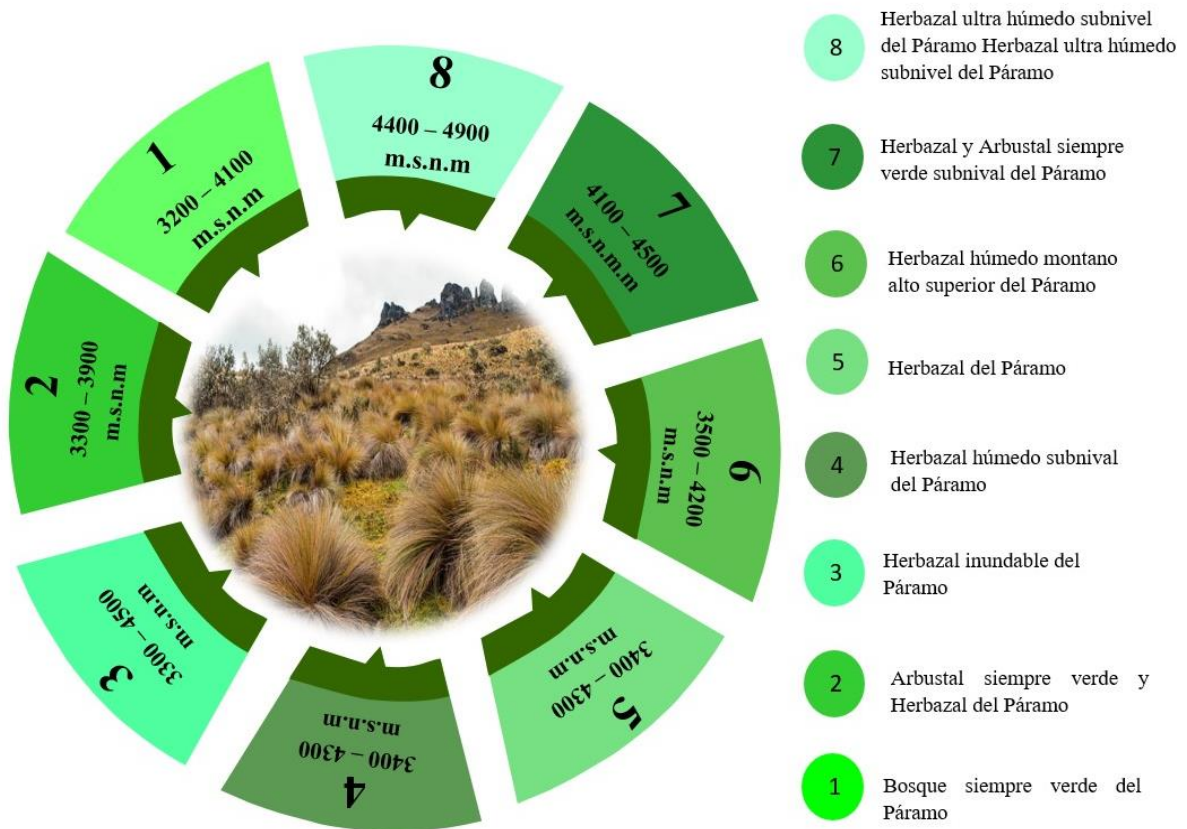


Figura 2.3. Zonas biogeográficas definidas en la Reserva de Producción de Fauna Chimborazo según el MAATE (2014).

2.2.2.1. *Herbazal del Páramo (3400 – 4300 m.s.n.m)*



Figura 2.4. Localidad muestreada perteneciente a la formación vegetal Herbazal del Páramo: Mechahuasca

2.2.2.2. *Arbustal siempreverde y Herbazal del Páramo (3300 - 3900 m.s.n.m)*



Figura 2.5. Localidades muestreadas pertenecientes a la formación vegetal Arbustal siempreverde y Herbazal del Páramo: (a) Río Blanco AI; (b) Puente Ayora BNI

2.2.2.3. *Herbazal inundable del Páramo (3300 - 4500 m.s.n.m)*



Figura 2.6. Localidades muestreadas en la formación vegetal Herbazal inundable del Páramo: (a) Culebrillas AI; (b) Portal Andino AI; (c) Cruz del Arenal BNI; (d) Casa Cóndor BI

2.2.2.4. *Herbazal húmedo subnival del Páramo (3400 - 4300 m.s.n.m)*



Figura 2.7. Localidad muestreada perteneciente a la formación vegetal Herbazal húmedo subnival del Páramo: Lazabanza BNI

2.2.2.5. *Herbazal húmedo montano alto superior del Páramo (3500 - 4200 m.s.n.m)*

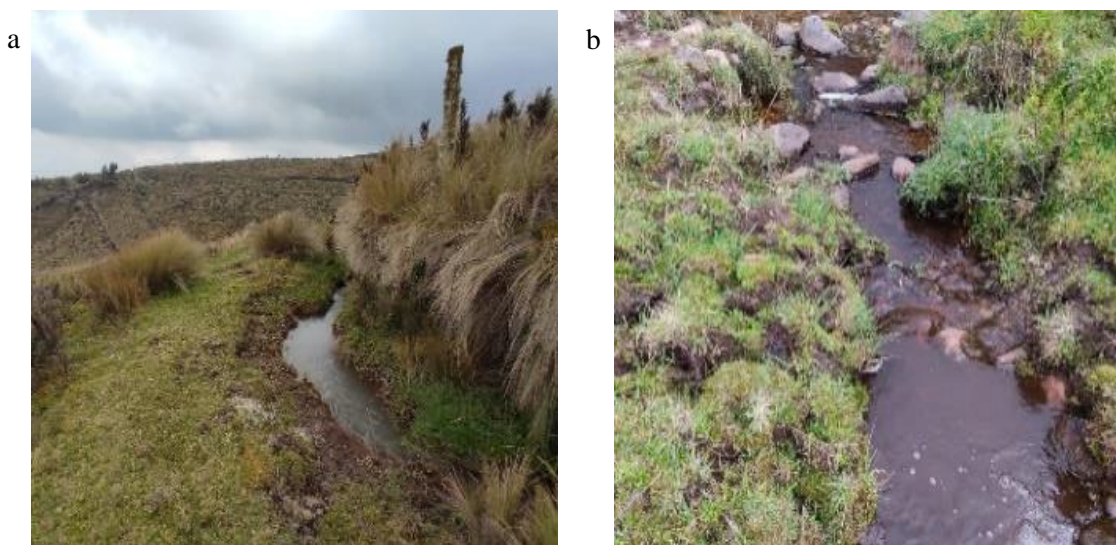
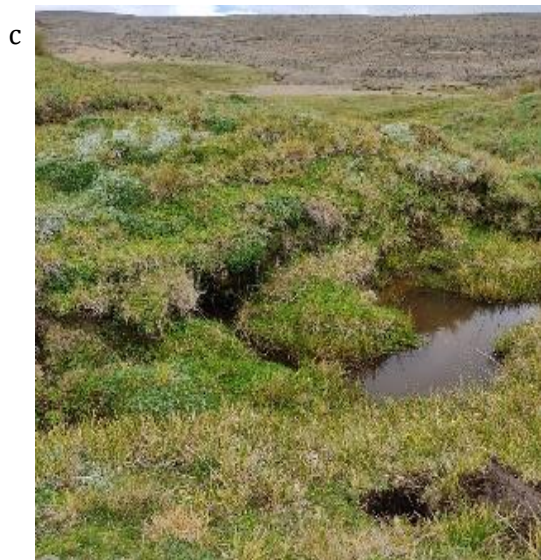
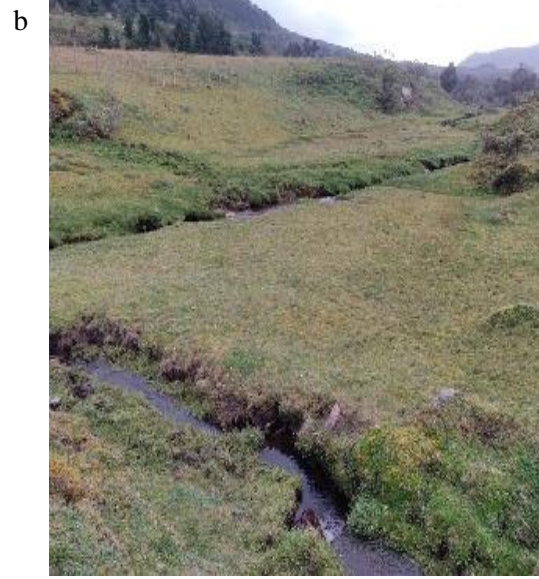


Figura 2.8. Localidades muestreadas pertenecientes a la formación vegetal Herbazal húmedo montano alto superior del Páramo: (a) Cóndor Samana BI; (b) Pampas Salasacas BI

2.2.2.6. *Herbazal y Arbustal siempre verde subnival del Páramo (4100 – 4500 m.s.n.m)*



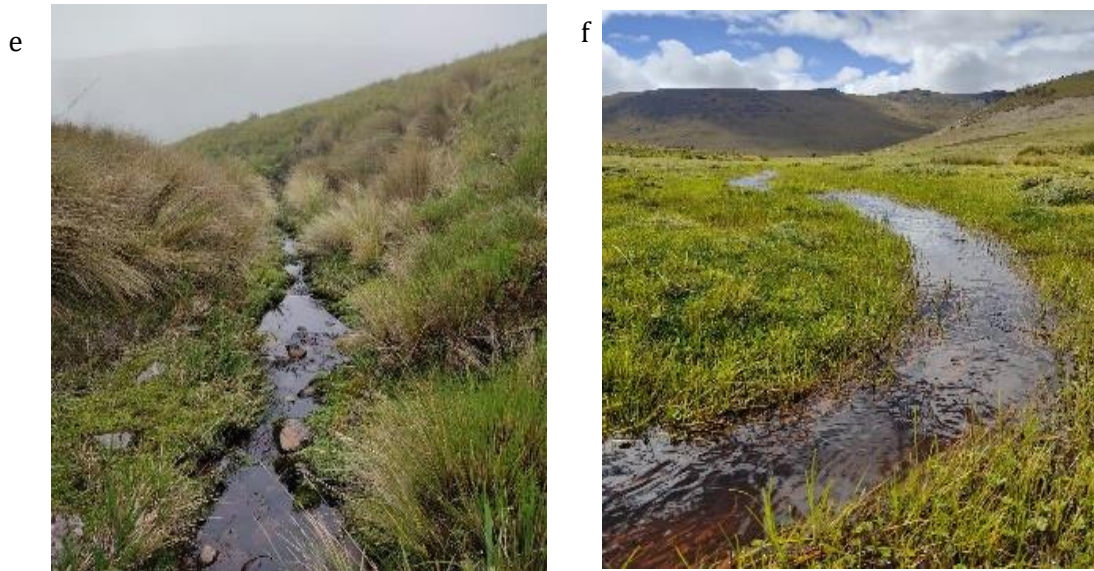


Figura 2.9. Localidades muestreadas pertenecientes a la formación vegetal Herbazal y Arbustal siempre verde subnival del Páramo: (a) Los Hieleros ANI; (b) Cooperativa Santa Teresita BNI; (c) Cruz del Arenal ANI; (d) Puente Ayora ANI; (e) Puente Ayora AI; (f) Pachancho BI.

2.3. Las cuencas de los bofedales de la RPFCH

El estudio de los macroinvertebrados acuáticos se extendió a las cuencas de los bofedales de la RPFCH, en concreto a las cuencas de los ríos Chambo, Chimbo y Ambato (Figura 2.10). En la tabla 2.2 se detallan la extensión y altitud media (aproximada) de estas cuencas, así como los puntos de muestreo de cada una de ellas en los que fueron tomadas las muestras.

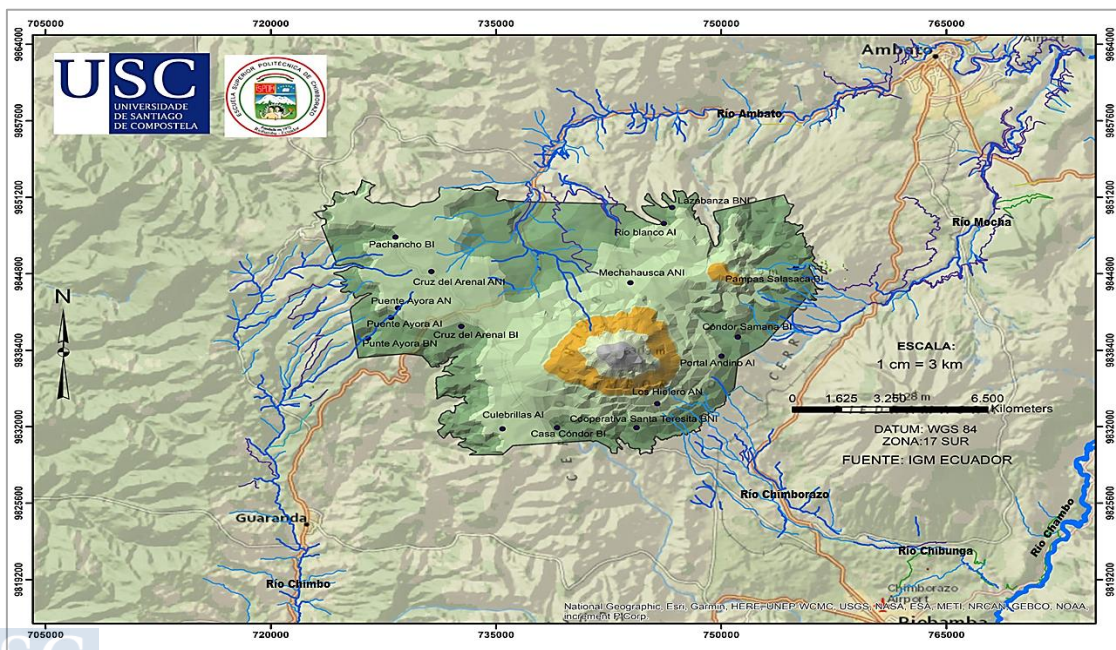


Figura 2.10. Localización de los bofedales de la RPFCH en las cuencas de los ríos Chambo, Chimbo y Ambato

Tabla 2.2. Caracterización de los puntos de muestreo en las cuencas de los ríos Chambo, Chimbo y Ambato.

Río	Provincia	Cuenca (Hectáreas)	Altitud media (m.s.n.m)	Puntos de Muestreo		
				Nombre	X	Y
Chambo	Chimborazo	358 955	3 518.79	Casa Cóndor	740666	9830644
				Cemento Chimborazo	749648	9816562
				Parque Lineal Chibunga	761426	9813229
				Puente Quimiag	768635	9816816
				Puente Penipe	774183	9826459
Chimbo	Bolívar	363 500	3 641.00	Puente Chambo	776139	9833740
				Guaranda	720890	9813508
				Chimbo	722565	9822783
				Cumandá	707825	9756438
				Cascajal	707345	9743738
Ambato	Tungurahua	130 173	2 620.00	La Victoria	702225	9744438
				La Esperanza	737182	9852062
				El Salado de Llangahua	740257	9857099
				Los Molinos	760146	9860369
				La Delicia	763333	9862486
				Viñas Campamento	769024	9862266
				Puente de Baños	781101	9845106



CAPÍTULO 3: Material y métodos



3. MATERIALES Y MÉTODOS

Detallamos a continuación los materiales utilizados para la realización de esta memoria, así como la metodología utilizada para la toma de muestras de invertebrados y de vegetación, el cálculo de los índices bióticos, la determinación de las variables fisicoquímicas, etc.

3.1. Materiales

Como resultado de los muestreos realizados para este proyecto de tesis se identificaron y estudiaron un total de 8664 macroinvertebrados obtenidos de las muestras recogidas en los bofedales de la RPFCH, a los que hay que sumar otros 11008 macroinvertebrados capturados en los ríos de las cuencas de los bofedales de la RPFCH.

El estudio realizado sobre la composición florística de los bofedales, identificó un total de 240972 individuos que, después de haber sido comparados taxonómicamente muestras herborizadas en las colecciones de los herbarios de la Escuela Superior Politécnica del Chimborazo y la Pontificia Universidad Católica de Ecuador, correspondieron a 86 especies diferentes. En los sitios muestrales de ribera se identificaron 79 especies distribuidas en 64 géneros y 35 familias (62 plantas vasculares, 12 bryophytes, 4 pteridophytes y 1 líquen) (Tabla 6.1). Por otro lado, se encontraron siete especies de plantas vasculares conocidas como macrófitas en el sistema acuático. Las especies más abundantes en el área de estudio fueron *Rorippa pinnata* (Sessé & Moc.) Rollins, distribuida en 11 bofedales, y *Eleocharis albibracteata* Nees & Meyen ex Kunth, presente en 8 bofedales de la RPFCH.

3.2. Métodos

3.2.1. Estudio fisicoquímico del agua de los bofedales

Se determinaron diversos parámetros fisicoquímicos para caracterizar la calidad del agua de los bofedales y sus variaciones asociadas a acciones antropogénicas y a la fragmentación del hábitat en dos periodos de muestreo (2019 – 2021). Se midieron *in situ* en cada cuerpo de agua los valores de pH (con un medidor portátil de pH, modelo PC-PH22) y temperatura (con una sonda multiparamétrica portátil Crison MM40).

Además, en cada bofedal se tomó una muestra de 2 litros de agua usando botellas de vidrio (2 botellas de 1000 ml por bofedal). Estas muestras fueron conservadas en neveras portátiles a -10°C y posteriormente enviadas al Laboratorio de Análisis Ambiental Agua-Efluentes Industriales (LASA-Quito) (en 2019) y ELICROM en Guayaquil (en 2021), para ser analizadas según el método estándar [American Public Health Association (APHA), 2001]. Los parámetros analizados en dicho laboratorio se muestran en la tabla 3.1.

Tabla 3.1. Parámetros determinados en las muestras de agua recogidas en los bofedales de la RPFCH, y procedimientos y métodos de análisis físico-químico empleados para su determinación.

Parámetro	Procedimiento	Método
Análisis microbiológico		
Coliformes fecales	PEE.EL.096	SM 9221 E
Constituyentes orgánicos agregados		
Demanda bioquímica de oxígeno (D.B.O., mg/l)	PEE.EL.030	SM 5210 B
Demanda química de oxígeno (D.Q.O., mg/l)	PEE.EL.026	SM 5220 D
Inorgánicos no metálicos		
Amonio (NH ₄ ., mg/l)	PEE.EL.086	SM 4500-NH3 EPA 350.2/350.3
Fósforo (P., mg/l)	PEE.EL.045	SM 4500- P
Nitratos (mg/l)	PEE.EL.040	SM 4500 NO3-E
Nitritos (mg/l)	PEE.EL.052	HACH 8507
Sulfatos (mg/l)	PEE.EL.038	SM 4500 SO42-
Metales		
Calcio (Ca., mg/l)	PEE.EL.035	SM 3111 B
Magnesio (Mg., mg/l)	PEE.EL.035	SM 3111 B
Propiedades físicas y agregadas		
Conductividad (μS/cm)	PEE.EL.023	HACH 8160
Dureza Total (mg/l),	PEE.EL.031	SM 2340 C
Oxígeno disuelto (OD., %)	PEE.EL.025	SM 4500-O G
Turbidez	PEE.EL.024	SM 2130 B

3.2.2. Estudio y análisis del suelo de los bofedales

De acuerdo con Ramírez (1990), se realizó un muestreo bidimensional del suelo de los bofedales, puesto que presentan una forma irregular con una superficie inferior a 1000 m². Así, el número total de muestras por bofedal fue de seis muestras, tomadas a una profundidad de 30 cm.; la distribución por muestra fue de 1 cada 15 metros lineales (4 muestras) y 2 más en la zona inferior del bofedal. En total, las campañas de muestreo realizadas proporcionaron 96 muestras para análisis de granulometría y materia orgánica.

Las muestras se recolectaron en frascos de vidrio de boca ancha, con tapa y sello de teflón, para ser transportadas al Laboratorio de Suelos de la Facultad de Recursos Naturales de la Escuela

Superior Politécnica de Chimborazo donde se analizaron siguiendo la metodología del Manual para Análisis de Suelo de la Red de Laboratorios de Suelos del Ecuador (RELASE, 2001).

3.2.3. Estudio de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos

3.2.3.1. Toma de muestras de macroinvertebrados

Los 16 bofedales identificados fueron muestreados durante dos periodos (enero-abril y junio-diciembre del año 2019) siguiendo la estacionalidad del territorio. Se realizaron dos tipos de recolecciones:

- Mediante captura directa, en bandejas blancas poco profundas, para la recolección *in vivo* durante un total de 30 minutos en cada punto de muestreo,
- Utilización de una red de captura con un marco rectangular de 50 cm de ancho por 25 cm de altura, unido a una red Nitex en forma de bolsa con una luz de malla de 500 μm (Barbour et al., 1999). La captura mediante esta red se realizó con un movimiento en zigzag desde el sustrato, y a través de la columna de agua, hasta la superficie del agua para permitir el desplazamiento y la captura de los taxones móviles y sésiles (Furlonge et al., 2015).

En cada localidad de muestreo, la toma de muestras se inició siempre aguas abajo y prosiguió aguas arriba, para minimizar la recolección de organismos en deriva debido a nuestro paso por zonas situadas aguas arriba. El sustrato no se alteró activamente más allá de mover la red entre las macrófitas. Se tomaron muestras en tres puntos por cada bofedal: un punto (P1) en la zona superior del bofedal, otro (P2) en la zona media y un tercero (P3) en la zona baja del bofedal.

Las muestras fueron depositadas en botes de vidrio herméticos con alcohol al 70% (Barbour et al., 1999; Kripa et al., 2013) y transportadas al laboratorio de Entomología de la Facultad de Recursos Naturales de la Escuela Superior Politécnica de Chimborazo (ESPOCH) en Ecuador, donde se conservan. Posteriormente se identificaron los macroinvertebrados a nivel taxonómico de familia, con la ayuda de un Estereomicroscopio Leica M12 y las claves disponibles para la fauna de la zona (Mandahl-Barth, 1954; Pennak, 1955; Merritt & Cummins, 1996; Roldán, 1996; Fernández & Domínguez, 2001; Lowe, 2009).

En las cuencas de los ríos Chambo, Chimbo y Ambato, se establecieron seis sitios muestrales en cada río, considerando la facilidad de acceso para realizar la recolección. De manera similar al caso de los bofedales, la captura de especímenes fue realizada a través de dos métodos:

- Mediante captura directa: se trazó un cuadrante de un metro cuadrado, dentro del cual se remueve el sustrato rocoso y las hojas que se encuentran en el fondo, en la superficie y en la orilla del río,

- Utilización de una red tipo Surber con una malla de luz de 500 μm , que fue colocada contra corriente, removiendo el sustrato delante de la misma para que los macroinvertebrados sean arrastrados al interior de la red.

3.2.3.2. *Cálculo de Índices Bióticos*

En este trabajo, hemos valorado el estado ecológico de los ecosistemas acuáticos utilizando diversos índices basados en elementos bioindicadores de la calidad del agua, como el Biological Monitoring Working Party Colombia (BMWP/Col), el Andean Biotic Index (ABI) (Ríos-Touma et al., 2014), y el índice ASPT (Average Score Per Taxon) calculados según la versión para Colombia de Roldán (2003), el Índice de Calidad del Bosque de Ribera o QBR (Munné et al., 2003), el Índice de Hábitat Fluvial (IHF) (Pardo et al., 2002), teniendo en cuenta las adaptaciones para zonas Altoandinas realizadas por Acosta et al. (2009), e Índice Multimétrico del Estado Ecológico para Ríos Altoandinos (IMEERA) (Villamarín et al., 2013).

El índice Biological Monitoring Working Party o BMWP fue creado en Inglaterra por Hellawell (1978) para analizar la tolerancia de las familias de macroinvertebrados a la contaminación orgánica. Posteriormente, el índice fue perfeccionado por Armitage et al. (1983), quienes ordenaron las familias en 10 niveles, asignando a cada familia una puntuación entre 1 y 10. Desde entonces ha sido uno de los más utilizados, debiendo ser adaptados los valores de tolerancias de las diferentes familias a la fauna de otras regiones. Así, estos valores de tolerancias de las familias presentes en Inglaterra fueron adaptados a las familias de España (Alba-Tercedor, 1996; Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega, 1988) donde fue correlacionado con cinco grados de contaminación. Partiendo de los resultados en Inglaterra y España, en Latinoamérica se han hecho varias adaptaciones del BMWP para evaluar la calidad de las aguas. En el libro “Bioindicación de la calidad del agua en Colombia” (Roldán, 2003) se propone el uso del BMWP/Col.

Para el cálculo del índice BMWP se requiere la identificación de macroinvertebrados a nivel de Familia y, aunque solo requiere datos cualitativos de presencia o ausencia, en este trabajo hemos registrado igualmente el número de individuos por familia para calcular otros índices. El puntaje asignado varía entre 1 y 10 de acuerdo con la tolerancia de cada grupo a la contaminación orgánica, de modo que las familias más sensibles tienen una puntuación de 10 y las menos sensibles de 1. Es un índice de presencia/ausencia, por lo que los valores para cada familia son independientes de su abundancia y diversidad genérica. Puntuaciones superiores a 120 puntos indican un sistema acuático no perturbado (excelente), mientras que las inferiores a 15 puntos indican un sistema acuático muy contaminado (pobre).

Tabla 3.2. Categorías del Índice BMWP/Col adaptado por Roldán (2003) y modificado por Roldán (2012).

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

Fuente: Roldán, 2012

El Andean Biotic Index (ABI), es una adaptación del índice BMWP, sin embargo, incluye un menor número de familias de macroinvertebrados que en otras regiones del mundo donde se ha aplicado BMWP, porque la altitud restringe la distribución de varias de ellas (Ríos-Touma et al., 2014). En este índice, cada familia recibe un valor de tolerancia de acuerdo con la contaminación orgánica, y luego las calificaciones de todas las familias en el punto de muestreo se combinan.

Tabla 3.3. Clases de Estado Ecologico según ABI en Ecuador

ABI/Ecuador	Calidad
>96	Muy bueno
59 – 96	Bueno
35 – 58	Moderado
14 – 34	Malo
<14	Pésimo

Fuente: Ríos-Touma et al., 2014

El ASPT (Average Score Per Taxon) se calcula dividiendo el valor del BMWP/Col obtenido en cada punto de muestreo, entre el número de familias presentes en la muestra; y aporta información sobre el tipo de comunidad dominante en el tramo en estudio. Los valores ASPT se encuentran en un rango entre 0 y 10; un valor bajo de ASPT asociado a una puntuación baja de BMWP indicará condiciones graves de contaminación. La principal diferencia entre ambos índices es que el ASPT no depende de la riqueza de familias. Los valores del índice ASPT para Ecuador (Tabla 3.4) fueron adaptados por Roldán (2003).

Tabla 3.4. Categorías del índice ASPT (Average Score Per Taxon)

Clase	Calidad	Average Score Per Taxon	Significado	Color
I	Buena	>150, 101 – 120	Aguas muy limpias a	Azul
I	Aceptable	61 – 100	Aguas ligeramente	Verde

III	Dudosa	36 – 60	Aguas moderadamente	Amarillo
IV	Crítica	16 – 35	Aguas muy contaminadas	Naranja
V	Muy Crítica	< 15	Aguas fuertemente	Rojo

Fuente: Roldán, 2003

Por otro lado, se calculará también el índice EPT, un índice que informa del grado de buena calidad de las aguas, puesto que toma en consideración únicamente la abundancia de tres órdenes de insectos muy poco tolerantes a la contaminación orgánica: Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera (Carrera & Fierro, 2001). Calcularemos su valor como el porcentaje de individuos de los órdenes Ephemeroptera, Trichoptera y Plecoptera presentes en cada muestra frente al número total de individuos colectados en la muestra. Como resultado, los valores más altos indican aguas más oxigenadas y limpias.

Tabla 3.5. Categorías del Índice EPT (%)

Valor EPT (%)	Calidad del agua	Escala de color
75 – 100	Muy buena	Azul
50 – 74	Buena	Verde
25 – 49	Regular	Amarillo
0 – 24	Mala	Naranja

Fuente: Carrera & Fierro, 2001

Estos índices también han sido usados para la evaluación de la calidad del agua en zonas altas de Ecuador (Liñero-Arana et al., 2016) y Argentina (Miserendino et al., 2008).

En el cálculo del índice IMEERA (Índice Multimétrico del Estado Ecológico para Ríos Altoandinos) se calcula el promedio de los valores normalizados de las métricas finales para cada punto de muestreo (Fórmula 1, Tabla 3.7). Esto corresponde a la suma de los valores de varias métricas, dividido por el número total de métricas usadas. El valor de índice final debe encontrarse entre 0 y 100 (Tabla 3.6), donde 0 indica mala calidad (deterioro biológico) y 100 indica buena calidad (sin deterioro) (Barbour et al., 1996, 1999; Gerritsen et al., 2000).

Fórmula 1:

$$\text{Valor del Índice} = \left(\frac{\text{puntuación 1} + \text{puntuación 2} + \dots + \text{puntuación } n}{N} \right)$$

Tabla 3.6. Valores de calificación y límites de clase para arroyos altoandinos según el índice IMEERA. (Índice Multimétrico del Estado Ecológico para Ríos Altoandinos).

Límites de clase	Valores de clasificación IMEERA P
Muy buena	≥ 99
Buena	98–73
Moderada	72–59
Mala	58–49
Pésima	<48

Fuente: Villamarín et al., 2013

Tabla 3.7. Métricas para el río tipo Páramo-Puna (IMEERA P) con su respectivo percentil 95, valor máximo o mínimo y la fórmula aplicada para el índice multimétrico.

Métricas que disminuyen con el gradiente	95th percentil	Mínimo	Fórmula de normalización
Total de taxones	23	3	Puntuación = $(100 \times (X/20))$
Taxones intolerantes	5	0	Puntuación = $(100 \times (X/5))$
ABI	91.8	9	Puntuación = $(100 \times (X/82.8))$
Métricas que aumentan con el gradiente	5th percentil	Máximo	Fórmula de normalización
% Taxones tolerantes	14.6	66.6	Puntuación = $(100 \times (66.6 - X)/52)$

Fuente: Villamarín et al., 2013

3.2.3.3. Índices de calidad hidromorfológica de los ríos Chambo, Chimbo y Ambato

En las cuencas de los ríos Chambo, Chimbo y Ambato se determinó también el valor del índice QBR (criterios de la vegetación riparia, el porcentaje de cobertura riparia, estructura de la cobertura, calidad de la cobertura y grado de naturalidad del canal fluvial), así como el índice IHF (inclusión de rápidos- sedimentación pozas, frecuencia de rápidos, composición del sustrato, regímenes de velocidad / profundidad, porcentaje de sombra en el cauce, elementos heterogeneidad y cobertura de vegetación acuática), asignando el rango de calidad correspondiente a cada índice.

Posteriormente se determinó el estado ecológico de las cuencas de los ríos Chambo, Chimbo y Ambato, en función de la relación entre la calidad de agua y la calidad hidromorfológica (QBR) (*Quality del Bosc de Ribera*) (Munné et al., 2003) e IHF (Índice de Hábitat Fluvial) (Pardo et al., 2002), teniendo en cuenta las adaptaciones para zonas Altoandinas (Tablas 3.8 y 3.9) realizadas por Acosta et al. (2009).

Tabla 3.8. Rangos de calidad según el índice QBR

QBR	Significado	Color
≥ 95	Muy buena calidad es un bosque de ribera en natural sin alteraciones	Azul
75 – 90	Calidad buena con un bosque ligeramente perturbado	Verde
55 – 70	Calidad aceptable señala el inicio de una alteración importante	Amarillo
30 – 55	Mala calidad indica fuerte alteración	Naranja
≤ 25	Pésima calidad que señala degradación extrema	Rojo

Fuente: Munné et al., 2003.

Tabla 3.9. Rangos de calidad según el índice IHF

QBR	Significado	Color
≥ 90	Muy alta diversidad de hábitats	Azul
71 – 90	Alta diversidad de hábitats	Verde
50 – 70	Diversidad de hábitats media	Amarillo
31 – 49	Baja diversidad de hábitats	Naranja
≤ 30	Muy baja diversidad de hábitats de la ribera	Rojo

Fuente: Pardo et al., 2002.

3.2.3.4. *Análisis de los datos correspondientes a los macroinvertebrados*

Se calcularon la abundancia, diversidad, riqueza taxonómica, composición e índices bióticos, para las comunidades de macroinvertebrados bentónicos de los bofedales de la RPFCH. Para determinar el grado de interdependencia que presentan las variables fisicoquímicas con las comunidades de macroinvertebrados se realizó el test de significancia mediante el análisis de correlación de Spearman, cuyos rangos de coeficientes van de -1 a +1. Este análisis fue ejecutado usando el software estadístico R (R Core Team, 2020); tomando $p = 0.05$ como nivel alfa de significancia.

Se utilizaron los valores medios de las abundancias y los valores medios de cada variable fisicoquímica. Para explicar el gradiente ambiental se examinaron, además, las correlaciones de Spearman entre las variables significantes y no significantes.

Se realizaron también Análisis de Componentes Principales (PCA) (Wold et al., 1987), método que permitió transformar un conjunto de variables correlacionadas en un nuevo conjunto de variables no correlacionadas. Para la realización de estos análisis se utilizaron los paquetes de R *FactoMineR* (Husson et al., 2007) y *ggbiplot* (Wickham, 2011).

Esto permitió seleccionar variables físico-químicas y categorizar los bofedales a la vez que se minimizaban los datos redundantes. Durante este análisis, los Componentes Principales (PC) con valores propios >1 se mantuvieron como los que explicaban la mayor variabilidad total en la calidad del agua. Se realizaron biplots para los dos primeros componentes a partir de las puntuaciones y cargas resultantes, lo que permitió obtener una visión general de las relaciones entre las múltiples variables y los sitios con mayor nivel de intervención dentro de la Reserva de Producción de Fauna Chimborazo (Muriithi & Yu, 2015; Jabbar & Grote, 2019).

3.2.4. Desarrollo de un índice biótico adaptado a los bofedales de la RPFCH

Teniendo en consideración las características ecológicas y geográficas únicas de los Andes, la adaptación de nuevos índices de macroinvertebrados debe realizarse con mucha cautela y precaución. El presente estudio contempló una revisión de índices ecológicos que cubran distribuciones de macroinvertebrados y tolerancia a la contaminación en áreas andinas por encima de los 2 000 m.s.n.m. (BMWP –ABI- EPT); en vista de que en los listados de macroinvertebrados usados para determinar el valor de estos índices no se incluyen determinadas familias de macroinvertebrados identificadas en los bofedales de la reserva, se propone aquí el uso de un Índice Adaptado a Bofedales (IAB), que se basa en los índices antes mencionados.

3.2.4.1. Construcción del índice IAB, basado en índices andinos

Se realizó la revisión bibliográfica de los índices BMWP, ABI, EPT en publicaciones científicas de revistas indexadas y revistas científicas latinoamericanas (indexadas localmente). Además, revisamos la literatura gris en forma de tesis universitarias (MSc y PhD), para identificar las distintas versiones que se han desarrollado en estos índices con el propósito de delimitarlos a una fauna altoandina.

Una vez concluida la revisión bibliográfica, y tomando en consideración que ABI y BMWP son índices desarrollados para evaluar los efectos de la contaminación orgánica y la alteración ribereña, pero no son adecuados para evaluar los efectos de contaminación en los bofedales (Ríos-Touma et al., 2014) y, por otro lado, que el índice EPT no incluía en su lista determinadas familias previamente identificadas en esta investigación; se ha desarrollado el índice IAB, utilizando la

misma lógica que el índice BMWP original con el objetivo principal de crear una herramienta mejorada que utilice los valores de las Familias presentes en estos ecosistemas de la región andina. A cada familia se le asignó una puntuación (según la revisión de literatura realizada previamente) y la suma total es la puntuación del IAB.

El IAB tuvo en consideración la presencia y ausencia de las familias de macroinvertebrados en los diferentes bofedales y la puntuación de cada familia se determinó de acuerdo a su sensibilidad frente a la contaminación. Así, el valor 10 corresponde a las familias más sensibles y 1 a las más tolerantes.

3.2.4.2. Definición de límites de calidad

Se definieron cinco clases de calidad: excelentes, buenas, regulares, malas y muy malas, siguiendo las indicaciones de la Water Framework Directive (WFD, 2000). Se aplicó la medida de posición estadística denominada percentilis, para definir el límite entre excelentes y buenas condiciones. Siguiendo la WFD (Alba-Tercedor et al., 2002) y considerando que IAB es una adaptación de los índices andinos, que tienen un comportamiento exponencial en respuesta a gradientes de impacto (Munne & Prat, 2009), los límites de clase fueron definidos en 61% (entre regular y bueno), 36% (entre moderado y malo), y 15% (entre malo y muy malo).

Por último, la puntuación total obtenida para cada bofedal, que indica la calidad biológica del agua, se representa mediante un código de colores que está siendo usado ampliamente en otros países (Figura 3.1).

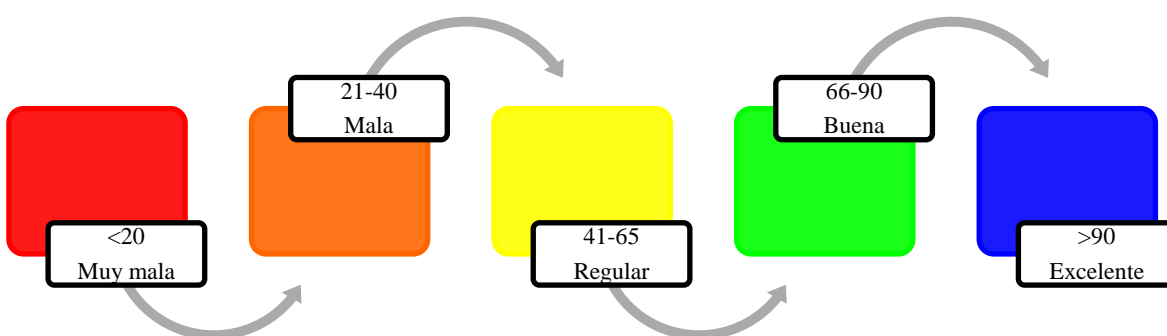


Figura 3.1. Representación gráfica y por colores del rango de la calidad biológica del agua según el Índice Biótico Adaptado para los Bofedales de la RPFCH.

3.2.4.3. Relación de IAB con variables ambientales

Para evaluar el desempeño del índice IAB (validación de los valores de puntuación propuestos), realizamos un Análisis de Componentes Principales (PCA) (Wold et al., 1987), usando el software estadístico R (R Core Team, 2020) y el paquete de R FactoMineR (Husson et al., 2007). El análisis estadístico incluyó a las familias de macroinvertebrados acuáticos de la reserva y a las variables

físico-químicas del agua (Análisis microbiológico, constituyentes orgánicos agregados, inorgánicos no metálicos, metales y propiedades físicas y agregadas).

3.2.5. Estudio de la vegetación acuática y de ribera de los bofedales

3.2.5.1. Realización del Inventario Florístico de la vegetación de ribera y macrófitas de los bofedales

El trabajo de campo se llevó a cabo en los meses de septiembre 2018 y febrero 2019. Las unidades de muestreo se distribuyeron en tres puntos por cada bofedal: (P1) al inicio, (P2) ubicado en la zona central o media, y (P3) en la parte final del bofedal. Posteriormente fueron georreferenciados utilizando un GPS Garmin Oregon 650 (véase la tabla 2.1. del capítulo 2). En la Figura 12.3 se incluye un esquema general del proceso seguido en este trabajo.

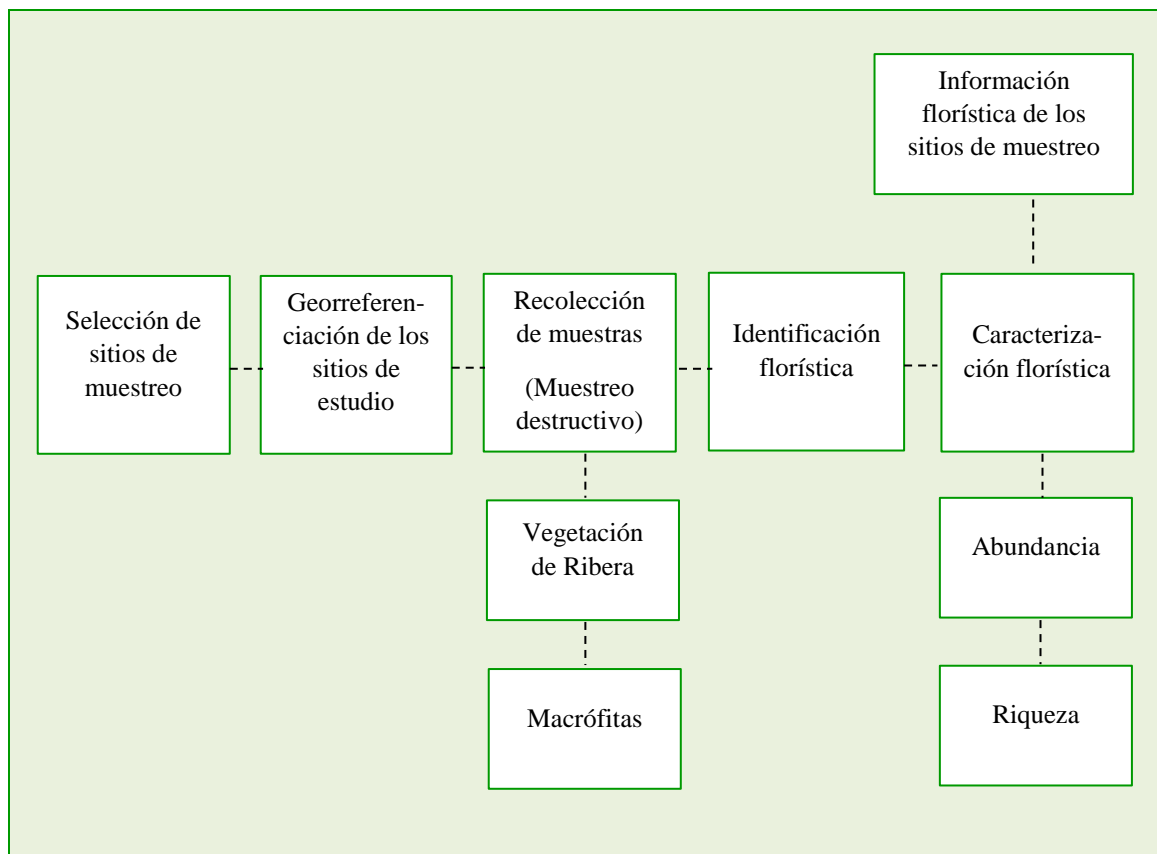


Figura 3.2. Esquema de procesos botánicos de las muestras recogidas en los bofedales de la Reserva de Producción de Fauna Chimborazo.

Para la toma de muestras de vegetación de ribera (Figura 3.3 a) se establecieron tres parcelas de 1 m² (Matteucci & Colma, 1982) a lo largo de la gradiente de los bofedales, comprendida entre los 3825 y 4240 m.s.n.m; posteriormente se cortó a ras del suelo toda la vegetación de los tres cuadrantes.

En el caso de las macrófitas (Figura 3.3 b), para la toma de muestras se realizó un barrido de 2 m por cada 100 m de bofedal, tomando en cuenta el error de borde y manteniendo las condiciones intactas dentro de la unidad, para efectuar mediciones posteriores.

Por tanto, las dos colecciones (vegetación de ribera y marófitas) fueron realizadas mediante un muestreo destructivo de las especies vegetales, de acuerdo con lo indicado por Ayala et al. (2014).

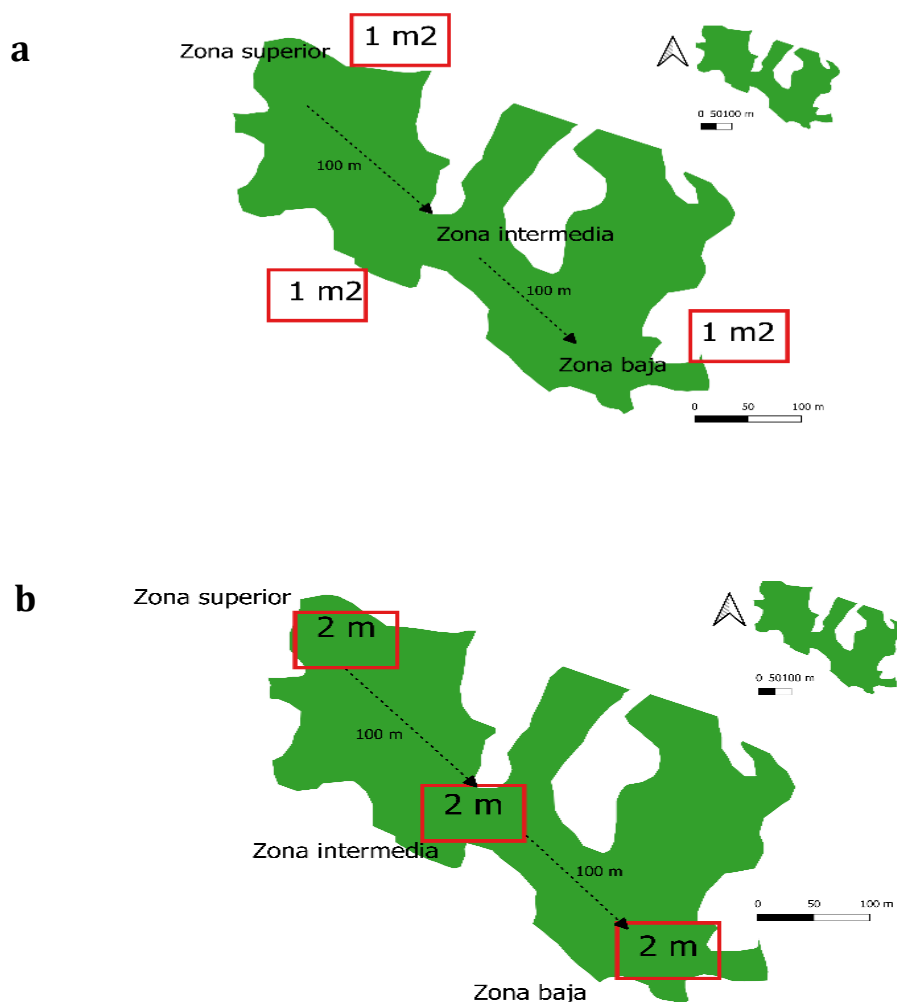


Figura 3.3. Metodología de recolección de especímenes (a). Vegetación de ribera, cuadrantes de 1 m² y (b) Macrófitas, barrido de 2 m por cada 100 m del bofedal de la RPFCH.

El inventario florístico tuvo como objetivo primordial el levantamiento y procesamiento de la información obtenida en campo, lo cual permitió la caracterización florística de las diferentes comunidades vegetales de los bofedales identificadas en los procesos de recolección.

La identificación de las especies se realizó en herbarios autorizados del Ecuador: el herbario del Departamento de Ciencias Biológicas de la Pontificia Universidad Católica del Ecuador en Quito (Herbario QCA) y el Herbario de la Escuela Superior Politécnica de Chimborazo.

3.2.5.2. Cuantificación de la cantidad de carbono orgánico almacenado

Se calculó el carbono almacenado en las especies vegetales de los bofedales de la RPFCH utilizando los datos obtenidos en el inventario florístico. En este estudio, se utilizaron dos metodologías: peso seco/peso húmedo o S/H (Aguirre & Aguirre, 2004) y combustión directa o C.D. (Carrasco, 2008; Yereña et al., 2012; Cuellar & Salazar, 2016; Suárez et al., 2016; Castañeda-Martín & Montes-Pulido, 2017; Hernández & Castellanos, 2017).

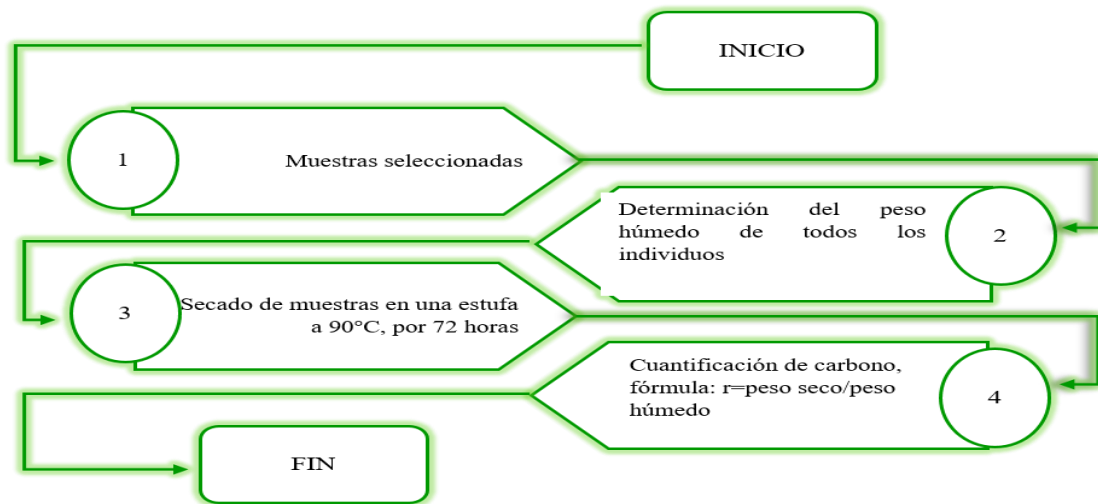


Figura 3.4. Esquema del procesamiento de muestras y cuantificación del carbono almacenado mediante el método de peso seco/peso húmedo realizado con las especies vegetales de los bofedales de la Reserva de Producción de Fauna Chimborazo.

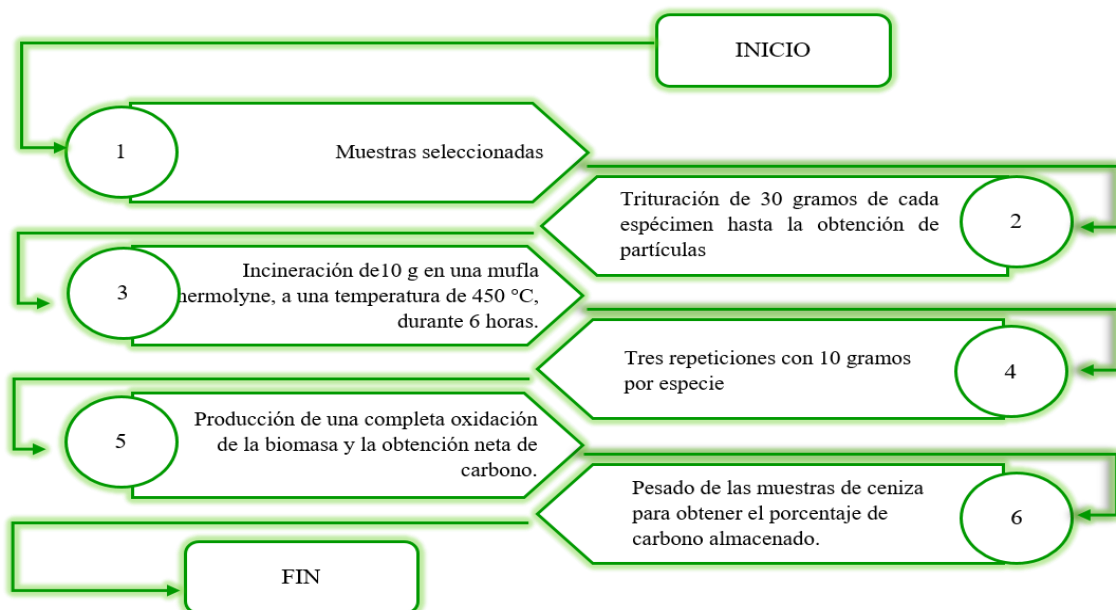


Figura 3.5. Esquema del procesamiento de muestras y cuantificación del carbono almacenado por el método de combustión directa realizado con las especies vegetales de los bofedales de la Reserva de Producción de Fauna Chimborazo.

Todas las muestras recolectadas fueron enviadas al Laboratorio de Producción Vegetal de la Facultad de Recursos Naturales de la ESPOCH para el análisis del método peso seco/peso húmedo. El peso húmedo de cada individuo se determinó utilizando la metodología de Aguirre & Aguirre (2004). Finalmente, las plantas se secaron por 72 horas en una estufa ELOS-MEMMERT – H055N115 a 90 °C.

Posteriormente, se cuantificó el carbono almacenado en las especies vegetales a través de la fórmula que se detalla a continuación:

$$r = \frac{\text{peso seco}}{\text{peso húmedo}}$$

Biomasa = peso húmedo *r

Carbono acumulado por especies = Biomasa *0.5

En ausencia de datos precisos, se ha calculado que alrededor del 50% de la biomasa vegetal es carbono. Para calcular el total de carbono almacenado, se multiplicó la biomasa total (BT) por el factor 0,5. La suma de los valores obtenidos para cada área utilizando la representación en toneladas de carbono por hectárea (t/C/ha) calcula la cantidad de carbono almacenada en los bofedales.

En el método combustión directa, realizado también en laboratorio, se seleccionaron 30 gr de cada especie que fueron secados en una estufa ELOS-MEMMERT – H055N115, a una temperatura de 90 C°, por un período de 72 horas. Posteriormente estas muestras fueron molidas en un mortero hasta convertirlas en partículas y depositadas en un recipiente de plástico de 100 ml. Cada una de estas muestras fue dividida en tres submuestras de 10 gr por especie, para ser incineradas en la mufla THERMOLYNE THERMO SCIENTIFIC - FB1414M, a una temperatura de 450 C° por un lapso de 6 horas, con el objetivo de obtener una completa oxidación de la biomasa. Una vez conseguida la ceniza, esta fue pesada, para obtener el porcentaje de carbono almacenado (Carrasco, 2008; Yereña et al., 2012; Cuellar & Salazar, 2016; Suárez et al., 2016; Castañeda-Martín & Montes-Pulido, 2017; Hernández & Castellanos, 2017).

3.2.5.3. *Análisis de datos florísticos*

Los análisis estadísticos sobre la composición florística y los datos físico químicos del agua y el suelo de los bofedales se realizaron utilizando el software estadístico R (R Core Team, 2020).

Para detallar las variables clave que explican la alta variabilidad del conjunto de datos, se aplicó el Análisis de Componentes Principales (PCA) (Wold et al., 1987), con los paquetes *FactoMineR* (Husson et al., 2007) y *ggbiplot* (Wickham, 2011), a las variables estandarizadas del suelo y agua.

Esto permitió seleccionar variables fisicoquímicas (por ejemplo, pH, NH₄, oxígeno disuelto, sólidos en suspensión) y atributos físicos del hábitat, al tiempo que se reducía la dimensionalidad del conjunto de datos. Se realizaron biplots para los dos primeros componentes basados en las puntuaciones y cargas resultantes que proporcionaron una visión general de las relaciones entre múltiples variables y sitios con el mayor nivel de intervención dentro del área protegida (Muriithi & Yu, 2015; Jabbar & Grote, 2019).

Se realizó un análisis de correspondencia canónica (ACC) (Ter Braak & Verdonschot, 1995) para dilucidar las relaciones entre los conjuntos biológicos de especies y su entorno. Para el ámbito del estudio, se comparó el efecto de las variables agua y suelo sobre la vegetación utilizando el paquete *vegan* (Oksanen et al., 2017). Se calculó una selección directa de variables explicativas y se comprobó la significación de los resultados de la CIC mediante permutación.

Se utilizó una escala multidimensional no métrica (NMDS; Holland, 2008), para calcular solo un número limitado de ejes, elegidos explícitamente antes del análisis (sitios de muestreo - nivel de intervención), en función de las distancias de Bray-Curtis (Beals, 1984) de la composición de la vegetación para comparar sitios, utilizando la función metaNMDS del paquete *vegan*.

Con un enfoque integrador y con el deseo de obtener una mayor discriminación de los datos, se realizó el análisis multivariante HJ-Biplot (Galindo, 1985) en el software MultBiplot. El análisis Biplot es un procedimiento de representación gráfica simultánea de las filas y columnas de una matriz, que permite resumir la información de una matriz de rango r en un espacio de dimensión q , menor que r . El Biplot que absorbe la mayor información posible, en términos de variabilidad, de una matriz X , de rango r , es el correspondiente a la matriz de rango q , que constituye la aproximación de bajo rango de X , que se obtiene a partir de la descomposición en valores singulares de X (Eckart & Young, 1936) como:

$$X_{(q)} = U_{(q)} D_{(q)\lambda} V^T(q)$$

donde $U(q)$ es la matriz, cuyas columnas contienen los q primeros vectores propios de XX^T , $D_{(q)\lambda}$ es la matriz diagonal con los q primeros valores singulares de X , y $V_{(q)}$ es la matriz que contiene los q primeros vectores propios de $X^T X$. Esta expresión corresponde también a la descomposición en valores singulares de $X_{[q]}$. Existen dos opciones clásicas para lograr una representación de mejor calidad, ya sea de las columnas (GH) o de las filas (JK).

Galindo (1985, 1986) propone tomar $A = U_{(q)} D_{(q)\lambda}$ y $B = D_{(q)\lambda} V^T_{(q)}$. El Biplot así construido fue denominado por su autor HJ-Biplot, respetando la lógica de los nombres propuesta por Gabriel (1971). Su principal característica es que tanto las filas como las columnas alcanzan la máxima calidad de representación. En este caso, es obvio que el producto interno de los marcadores vectoriales no reproducirá los datos de la matriz de partida, incluso conservando las dimensiones

q. Sin embargo, esto no es un problema, ya que el objetivo no suele ser reproducir los datos originales, sino obtener una aproximación simultánea de las filas y columnas de X en la que ambas estén bien representadas.

3.2.6. Modelización de la distribución potencial de dos especies de plantas de los bofedales de la RPFCH

Este estudio se llevó a cabo en los 16 bofedales seleccionados de la RPFCH, en los que la cubierta vegetal está formada por comunidades naturales mixtas de turberas y vegetación amortiguadora, dando lugar a un suelo orgánico profundo y turbio (MAATE, 2014).

3.2.6.1. Selección de las especies objeto de estudio y toma de muestras

Del inventario general de la composición florística de las zonas de muestreo fueron seleccionadas dos especies representativas:

- *Agrostis breviculmis*, una especie presente en todos los bofedales, la cual se caracteriza por su amplia distribución en los páramos, debido posiblemente a su alta capacidad de adaptabilidad y respuesta a características climáticas, tales como factores ambientales (Giraldo-Cañas, 2010);
- *Polystichum orbiculatum*, que representa la única especie en estudio presente en uno solo de los bofedales y que, según los datos del GBIF (2021), muestra una notable pérdida en sus poblaciones a partir del año 2000, en el que tan solo se localizaron tres poblaciones de esta especie.



Figura 3.6. Especies seleccionadas para el modelamiento del nicho ecológico (A) *Agrostis breviculmis*; (B) *Polystichum orbiculatum*

3.2.6.2. Datos de distribución de las especies

Los datos de distribución de las dos especies seleccionadas se obtuvieron de las bases de datos del Global Biodiversity Information Facility (GBIF). Se construyó una base de datos que fue depurada, eliminando registros con errores o repetidos, obteniendo finalmente un total de 553 puntos de presencia distribuidos entre las dos especies (Tabla 3.5). Para cada especie se dividieron los puntos disponibles de manera aleatoria e independiente en dos grupos, empleando el 85% para entrenamiento y el 15% restante para validar el modelo (Quesada et al., 2017).

Tabla 3.10. Puntos de entrenamiento y validación del modelo generado para las dos especies seleccionadas de los bofedales de la RPFCH

Orden	Familia	Nombre científico	Puntos de entrenamiento	Puntos de validación	Total
Poales	Poaceae	<i>A. breviculmis</i>	335	59	394
Polypodiales	Dryopteridaceae	<i>P. orbiculatum</i>	135	24	159

3.2.6.3. Datos climáticos

La información sobre las variables climáticas (Tabla 3.11) se obtuvo de la versión 2.1 de Worldclim (Fick & Hijmans, 2017), que presenta una resolución espacial de 30 segundos, lo que equivale aproximadamente a 1 km² por pixel. Los datos climáticos mensuales incluyen la temperatura mínima, media y máxima, precipitación total y 19 variables “bioclimáticas” de los últimos años (1970-2000) de estaciones meteorológicas de todo el planeta (Fick & Hijmans, 2017).

Tabla 3.11. Variables climáticas utilizadas para la generación de modelos de nicho ecológico

Variables	Descripción
BIO1	Temperatura media anual
BIO2	Rango diurno medio (media mensual (temperatura max - temperatura min))
BIO3	Isotermalidad (BIO2 / BIO7) (× 100)
BIO4	Estacionalidad de la temperatura (desviación estándar × 100)
BIO5	Temperatura máxima del mes más cálido
BIO6	Temperatura mínima del mes más frío
BIO7	Rango anual de temperatura (BIO5-BIO6)
BIO8	Temperatura media del trimestre más húmedo

Variables	Descripción
BIO9	Temperatura media del cuarto más seco
BIO10	Temperatura media del trimestre más cálido
BIO11	Temperatura media del cuarto más frío
BIO12	Precipitación anual
BIO13	Precipitación del mes más húmedo
BIO14	Precipitación del mes más seco
BIO15	Estacionalidad de la precipitación (coeficiente de variación)
BIO16	Precipitación del cuarto más húmedo
BIO17	Precipitación del cuarto más seco
BIO18	Precipitación del trimestre más cálido
BIO19	Precipitación del cuarto más frío

Fuente: Worldclim, 2022

3.2.6.4. Desarrollo del modelo

Las capas de datos climatológicos fueron transformadas al tamaño de Ecuador para su posterior análisis con el algoritmo MaxEnt. Para la edición de las capas ambientales se utilizó el programa QGIS, versión 3.18.3; que permitió recortar y transformar las 19 capas ambientales seleccionadas, con el fin de obtener la misma extensión, el mismo tamaño de pixel (aproximadamente 1 km⁻²) y la misma posición.

Para el desarrollo del modelo se aplicó el software MaxEnt, versión 3.4.4 k (<http://www.cs.princeton.edu/~schapire/maxent/>; Phillips et al., 2006), que utiliza un algoritmo de tipo determinista, lo que garantiza la convergencia hacia la máxima probabilidad de distribución (Phillips et al., 2006). El software utiliza algoritmos que predicen la distribución potencial de las especies en relación con las condiciones ambientales conocidas y recopiladas a través del tiempo en función de la distribución más cercana y más uniforme, y en el que los valores esperados para cada una de las características ambientales coincidirán en términos de su valor empírico promedio (Phillips et al., 2006).

Para la parametrización del modelo se seleccionó un valor máximo de 1000 iteraciones, un límite de convergencia de 0.00001 y con un valor de regularización de 1 (Mendoza-González et al., 2013). Las opciones de “clampling” y extrapolación fueron desactivadas para evitar extrapolaciones artificiales de valores extremos desconocidos (Elith et al., 2011).

A su vez, se especificó una validación cruzada (también conocida como “cross-validation”) de 10 repeticiones, de acuerdo con lo recomendado por Refaeilzadeh et al. (2009), para poder estimar las tasas de error o variabilidad del modelo para las especies *Agrostis breviculmis* y *Polystichum orbiculatum* (Elith et al., 2011; Hijmans, 2012; Merow et al., 2013).

Debido a las distintas limitaciones que presenta la evaluación del área bajo la curva (Lobo et al., 2008), se trabajó con el Receiver Operating Characteristic (ROC) para así evaluar el modelo y su habilidad de predicción (Peterson et al., 2008). El valor ROC se calculó usando la herramienta Partial-ROC, versión 1.0 (Barve, 2008), utilizando los siguientes ajustes: a) proporción de puntos en bootstrap: 75; b) remuestreo con reemplazo: 1,000; c) 1-umbral de omisión.

Una vez evaluados los distintos umbrales, se estableció que el valor 0.88 (error de omisión de 12%) era el valor más apropiado y admisible, con respecto al 10% utilizado por Nazeri et al., (2012) o la elección de alguna regla establecida por MaxEnt.

Al aplicar el algoritmo se obtuvo el tratamiento de los archivos ASCII, que fueron transformados a formato ráster mediante el software QGIS (versión 3.18.3). Posteriormente se generaron los mapas a partir de una rampa de colores en la que los tonos rojizos representan una mayor idoneidad, representándose con tonos azules los valores que se encuentran por debajo del umbral.

Para cada especie se desarrollaron modelos de distribución actual y modelos predictivos para el año 2100 utilizando los escenarios climáticos de trayectorias de concentración representativas (RCP) disponibles en la página de Worldclim (Hijmans et al., 2005), en dos diferentes circunstancias utilizadas por el IPCC en su quinto informe (Hijmans et al., 2005; IPCC, 2007): RCP 4.5 (escenario de estabilización) y RCP 8.5 (escenario pesimista).

3.2.6.5. Evaluación de los modelos

Para comprobar la calidad de los modelos obtenidos a través de un método que sólo utiliza datos de presencia/ausencia, como es el caso de MaxEnt, se evaluaron los modelos obtenidos mediante el cálculo el área bajo la curva (AUC: area under curve) de la curva ROC (Hanley & McNeil, 1982). De acuerdo con Lobo et al. (2008), por lo general los valores de AUC de 0.5 a 0.7 ofrecen una baja confianza, mientras que los valores de 0.7 a 0.9 tienen una aplicación útil en el modelo y los valores superiores a 0.9 tienen una alta confianza; en consecuencia, en este trabajo descartamos todos los modelos que produjeron valores de AUC inferiores a 0.7.

Finalmente, se crearon tres mapas del área de distribución de cada especie: un mapa de la distribución actual, considerando las condiciones climáticas actuales, y mapas en los que se consideran las áreas potenciales de distribución de acuerdo con los escenarios RCP 4.5 y RCP



RESULTADOS



CAPÍTULO 4: Determinación de la calidad del agua de los bofedales de la meseta andina de la RPFCH mediante la caracterización físicoquímica del agua y el análisis de la comunidad de macroinvertebrados

4. DETERMINACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA DE LOS BOFEDALES DE LA MESETA ANDINA DE LA RPFCH MEDIANTE LA CARACTERIZACIÓN FÍSICOQUÍMICA DEL AGUA Y EL ANÁLISIS DE LA COMUNIDAD DE MACROINVERTEBRADOS

4.1. Caracterización fisicoquímica del agua de los bofedales

Las variables fisicoquímicas de los bofedales de la RPFCH mostraron diferencias significativas entre las diferentes estaciones de muestreo (Anexo 4).

- Los valores de pH en todos los sitios muestrales están, según el Texto Unificado de Legislación Secundaria de Medio Ambiente (TULSMA), dentro del valor permisible.
- Los valores más altos de temperatura se hallaron en los bofedales Cóndor Samana BI y Culebrillas AI (11.3 y 11.2 °C respectivamente), este último no reflejó la presencia de amonio en sus aguas (0.00 mg/l).
- El bofedal Casa Cóndor BI presentó el valor más alto en Calcio (20.95 mg/l), mientras que el más bajo correspondió a Cooperativa Santa Teresita (1.92 mg/l).
- El valor más alto de Conductividad eléctrica se determinó en el bofedal Casa Cóndor BI (209.00 uS/cm), presentando este parámetro una gran variabilidad entre este valor y el más bajo, que correspondió a Coop. Santa Teresita BNI (14.32 uS/cm).
- La Demanda Biológica de Oxígeno varió entre el valor más bajo en Puente Ayora ANI (0.26 mg/l) y el más alto en los bofedales Río Blanco AI y Lazabanza BNI con (10.05 mg/l).
- La Demanda Química de Oxígeno presentó diferencias significativas entre los bofedales Cruz del Arenal BNI y los Bofedales Puente Ayora con valores de (85.60 y 3.05 mg/l, respectivamente).
- Los valores más altos de Dureza y Magnesio correspondieron al bofedal Casa Cóndor BI (101.70 y 12.01 mg/l, respectivamente).
- Por último, el mayor contenido en fósforo se determinó en Los Hieleros (0.310 mg/l), mientras que Puente Ayora BNI y Pachancho no se registró la presencia de este elemento químico.
- Con relación a los parámetros Fósforo, Nitratos, Nitritos y Oxígeno Disuelto (% y mg/l), no se observaron diferencias significativas entre los valores obtenidos en los diferentes bofedales. Las concentraciones de nutrientes que potencialmente limitan la producción primaria como fósforo (P) y nitratos fueron muy bajas y en muchos casos se encontraron por debajo del límite de detección (menos de 0.01 mg/l, en el 75% de los casos para el fósforo total y en un 93% para nitratos).

Según nuestros datos físico químicos, la mayoría de los bofedales pueden considerarse turberas minerotróficas (Heinselman, 1970; Verhoeven et al., 1990; Miserere et al., 2003).

4.2. Caracterización de los bofedales en función de las variables de suelo y agua.

En el PCA realizado con parámetros de agua, los sólidos suspendidos totales (TSS) y NO₂ tuvieron las cargas más altas en el eje PC1, mientras que Ca y pH tuvieron las cargas más altas y más bajas respectivamente en PC2 (Tabla 4.1).

El bofedal Casa Condor presentó los valores más altos de Ca, Mg y SO₄²⁻ en agua, teniendo la mayor carga de PC2 para el PCA con parámetros hídricos. Por el contrario, los bofedales de la cuenca del Río Chambo presentaron los niveles más bajos de Ca, Mg, SO₄²⁻ y NO₂⁻, y los valores más altos de oxígeno disuelto y sólidos suspendidos totales en agua (Figura 4.1).

Tabla 4.1. Cargas variables de PCA y contribución variable a los dos primeros componentes principales de los PCA construidos por las variables del recurso hídrico.

VARIABLES DE AGUA	CARGAS DE PC1	CARGAS DE PC2	CONTRIBUCIÓN AL PC1 (%)	CONTRIBUCIÓN A PC2 (%)
NH ₄	0.40	0.10	16.70	1.10
Ca	-0.18	0.63	3.40	40.20
P	0.35	0.00	12.70	0.0003
NO ₃	-0.29	-0.27	8.60	7.60
NO ₂	0.45	0.08	20.9	0.80
OD	0.31	-0.39	9.60	15.90
Total de sólidos en suspensión (TSS)	0.48	-0.09	23.50	0.90
pH	-0.21	-0.57	4.50	33.30
Valor propio	3.84	1.25	-	-

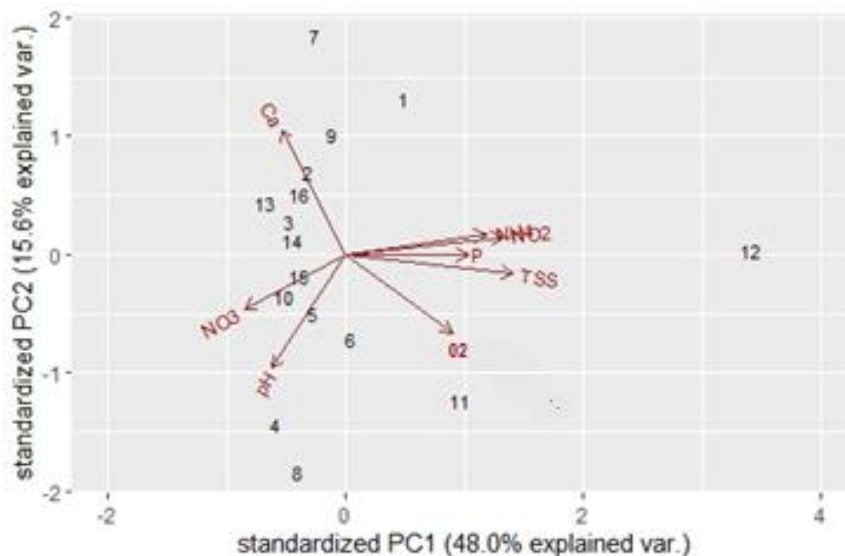


Figura 4.1. Análisis de componentes principales (PCA) del agua. Las flechas representan las variables involucradas. Abreviaturas utilizadas para cada bofedal: 1 - Pampa Salasacas, 2- Rio Blanco, 3- Mechahuasca, 4 - Cruz del Arenal BNI, 5 - Cruz del Arenal ANI, 6 - Culebrillas, 7 - Casa Condor, 8-Coop Santa Terersita, 9-Lazabanza, 10- Condor Samana, 11- Portal Andino, 12 - Los Hieleros, 13- Pachancho, 14 - Puente Ayora BNI, 15 - Puente Ayora AI, 16- Puente Ayora ANI.

4.3. Determinación de la diversidad de macroinvertebrados

En la comunidad de macroinvertebrados altoandinos obtenida tras el análisis e identificación de las muestras recogidas en los bofedales de la RPFCH, se identificaron un total de 8664 individuos correspondientes a 7 Clases, 12 órdenes y 23 familias (Anexo 1).

Aunque los Malacostráceos son claramente dominantes en número, los Insectos dominan la diversidad y heterogeneidad en la composición de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos (Anexo 2).

Los órdenes Coleoptera, Trichoptera y Diptera fueron los mejor representados con 3, 3 y 9 familias, respectivamente. Las familias *Scirtidae*, *Limnephilidae* y *Simuliidae* fueron las más abundantes en cada uno de estos órdenes (Tabla 4.2).

Tabla 4.2. Órdenes de macroinvertebrados acuáticos con mayor número de familias en los bofedales altoandinos.

Orden	Nº de Familias	% Familias	Familias más abundantes
Coleoptera	3	13.04%	Scirtidae
Trichoptera	3	13.04%	Limnephilidae
Diptera	9	39.13%	Simuliidae

Del total de los 8664 individuos colectados, la familia *Hyaellidae* mostró la mayor abundancia en los sitios de muestreo, con 5786 individuos (66.6 %), mientras que de la familia *Isotomidae* solo se registró la presencia de un individuo (Tabla 4.3).

La mayor diversidad se encontró en el bofedal Culebrillas AI, con la presencia de 14 familias (59%), de las cuales las más abundantes fueron *Limnephilidae* (34%), *Hyaellidae* (29%) y *Scirtidae* (11%).

En nuestro estudio el orden Diptera es el que presenta una mayor diversidad de familias (9 familias), pero son los órdenes Trichoptera y Amphipoda los más abundantes (Tabla 4.3). Así, el Orden Amphipoda supera el 66% de abundancia total, de modo que la Familia *Hyaellidae* está presente en 14 de los 16 bofedales, dominando por mucho el hábitat. Por otro lado, la Familia *Limnephilidae* supera el 12% de abundancia total, y está presente en 8 localidades de estudio.

Tabla 4.3. Familias de macroinvertebrados acuáticos presentes en ocho o más bofedales (se indica el número de localidades en las que está presente) y porcentaje de abundancia de cada una de ellas.

Orden	Familia	Localidades	Abundancia (%)
Tricladida	Dugesiiidae	10	2.8
Glossiphoniiformes	Glossiphoniidae	11	1.3
Veneroida	Sphaeriidae	9	1.6
Amphipoda	Hyaellidae	14	66.6
Coleoptera	Scirtidae	8	1.3
Trichoptera	Limnephilidae	8	12.7
Diptera	Simuliidae	11	9.9

4.3.1. Calidad del agua de los bofedales según los Índices bióticos BMWP/Col, EPT e IMEERA

Solo el 77% de las familias (17 de 23) contribuyeron a la puntuación del índice BMWP, mientras que solo 4 (18%) puntuaron para el índice EPT. Las familias *Baetidae* y *Leptoceridae* puntuaron en los dos índices, mientras que *Isotomidae* no puntuó para ninguno de los índices bióticos (Anexo 3).

Según los resultados del índice BMWP/Col mostrados en la tabla 4.4, las zonas de muestreo pueden ser categorizadas como aguas contaminadas. La calidad del agua en los bofedales Cooperativa Santa Teresita BNI y Los Hieleros corresponde, según puntuaciones del índice, a aguas fuertemente contaminadas, siendo los sitios muestrales que presentan los problemas más fuertes de contaminación. Además, según el BMWP/Col las aguas de los sitios Río Blanco AI,

Pampas Salasacas BI, Mechahuasca ANI, Culebrillas AI, Puente Ayora BNI y Cóndor Samana son aguas moderadamente contaminadas.

Tabla 4.4. Calidad del agua de los bofedales de la RPFCH según los índices BMWP/Col, EPT, IMEERA. A. Pachancho BI, B. Cruz del Arenal ANI, C. Puente Ayora ANI, D. Puente Ayora AI, E. Puente Ayora BNI, F. Cruz del Arenal BNI, G. Culebrillas AI, H. Casa Cóndor BI, I. Cooperativa Santa Teresita BNI, J. Los Hieleros ANI, K. Portal Andino AI, L. Cóndor Samana, M. Mechahuasca ANI, O. Pampas Salasacas BI, P. Río Blanco AI, Q. Lazabanza BNI. [Clases de calidad BMWP/Col según (Roldán, 2012): I = Aguas muy limpias; II = Aguas ligeramente contaminadas; III = Aguas moderadamente contaminadas; IV = Aguas muy contaminadas; V = Aguas fuertemente contaminadas. Clases de calidad para EPT: Mm = muy mala; M= mala; R = Regular; B = buena y E= excelente. Clases de calidad de agua para IMEERA: MB = Muy Buena; B = Buena; Md = Moderada; M = Malo; P = Pésimo]

Índice/ Calidad	Localidad															
	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	O	P	Q
BMWP/Col	25	23	30	23	40	16	54	23	9	10	21	54	55	40	62	32
Calidad	IV	IV	IV	IV	III	IV	III	IV	V	V	IV	III	III	III	II	IV
EPT (%)	0	0	0	0	32	0	39	48	0	8	70	3	61	1	6	1
Calidad	M	M	M	M	R	M	R	R	M	M	B	M	B	M	M	M
IMEERA	30	18	25	18	44	38	55	44	6	24	46	44	48	28	51	30
Calidad	P	P	P	P	P	P	M	P	P	P	P	P	M	P	M	P

Así mismo, los valores del índice EPT estuvieron por debajo del 25% en casi todas las localidades de estudio, lo que permite confirmar que las aguas de los bofedales pueden ser categorizadas como de mala calidad de acuerdo a la escala de Carrera & Fierro (2001). Esta situación fue aún más evidente en los bofedales Cruz del Arenal ANI, Cruz del Arenal BNI, Coop. Santa Teresita BNI, Pachancho BI, Puente Ayora AI y Puente Ayora ANI, en los cuales no se registró la presencia de ningún taxon de los grupos Ephemeroptera, Plecoptera o Trichoptera.

Los resultados del índice IMEERA, determinaron que 13 bofedales de la reserva (Pachancho BI, Cruz del Arenal ANI, Puente Ayora ANI, Puente Ayora AI, Puente Ayora BNI, Cruz del Arenal BNI, Casa Cóndor BI, Cooperativa Santa Teresita BNI, Los Hieleros ANI, Portal Andino AI, Cóndor Samana BI, Pampas Salasacas, Lazabanza BNI), presentan aguas de pésima calidad, con una calificación que se encontraban por debajo de los 48 puntos. Por otro lado, los bofedales Culebrillas AI, Mechahuasca ANI y Río Blanco ANI, obtuvieron valores que oscilan entre 58–49 puntos, demostrando que el agua de estas localidades es de mala calidad (Anexo 9).

CAPÍTULO 5: DESARROLLO DE UN ÍNDICE BIÓTICO ADAPTADO A LOS BOFEDALES DE LA RPFCH

5. DESARROLLO DE UN ÍNDICE BIÓTICO ADAPTADO A LOS BOFEDALES DE LA RPFCH

5.1. Proceso de desarrollo del índice IAB, basado en índices andinos

Del análisis de los taxones incluidos en el índice BMWP se determina que éste incluye un total de 94 familias de macroinvertebrados (Tabla 5.1), de las que algunas se encuentran solo en elevaciones bajas (por debajo de los 2 000 m.s.n.m.) (p. ej., Gerridae) (Heckman, 2011). Por lo tanto, un primer paso fue incluir en el IAB, únicamente las familias identificadas en el presente estudio.

Tabla 5.1. Puntajes de las familias de macroinvertebrados acuáticos para el índice BMWP/Col

Familias	Puntajes
Anomalopsychidae, Atriplectididae, Blepharoceridae, Calamoceratidae, Ptilodactylidae, Chordodidae, Gomphidae, Hidridae, Lampyridae, Lymnessiidae, Odontoceridae, Oligoneuriidae, Perlidae, Polythoridae, Psephenidae.	10
Ampullariidae, Dytiscidae, Ephemeridae, Euthyplociidae, Gyrinidae, Hydrobiosidae, Leptophlebiidae, Philopotamidae, Polycentropodidae, Xiphocentronidae.	9
Gerridae, Hebridae, Helicopsychidae, Hydrobiidae, Leptoceridae, Lestidae, Palaemonidae, Pleidae, Pseudothelpusidae, Saldidae, Simuliidae, Veliidae.	8
Baetidae, Caenidae, Calopterygidae, Coenagrionidae, Corixidae, Dixidae, Dryopidae, Glossosomatidae, Hyalellidae, Hydroptilidae, Hydropsychidae, Leptohiphidae, Naucoridae, Notonectidae, Planariidae, Psychodidae, Scirtidae.	7
Aeshnidae, Ancyliidae, Corydalidae, Elmidae, Libellulidae, Limnichidae, Lutrochidae, Megapodagrionidae, Sialidae, Staphylinidae.	6
Belostomatidae, Gelastocoridae, Hydropsychidae, Mesoveliidae, Nepidae, Planorbiidae, Pyralidae, Tabanidae, Thiaridae	5
Chrysomelidae, Stratiomyidae, Haliplidae, Empididae, Dolycopodidae, Sphaeridae, Lymnaeidae, Hydraenidae, Hydrometridae, Noteridae	4
Ceratopogonidae, Glossiphoniidae, Cyclobdellidae, Hydrophilidae, Physidae, Tipulidae.	3
Culicidae, Chironomidae, Muscidae, Sciomyzidae,	2
Tubificidae	1

Fuente: Roldán, 2012

Por otro lado, el índice ABI incluye 68 familias de macroinvertebrados (Tabla 5.2), y a pesar de que permite clasificar la calidad ecológica de sistemas situados a altitudes superiores a los 2000 m.s.n.m., este índice fue desarrollado para ríos altoandinos, discriminando así ecosistemas de tipo bofedal (Ríos – Touma et al., 2014).

Tabla 5.2. Puntajes de las familias de macroinvertebrados acuáticos para el índice ABI

ORDEN	FAMILIA	PUNTUACION ABI	ORDEN	FAMILIA	PUNTUACION ABI
TURBELARIOS	<i>Planariidae</i>	5	TRICÓPTEROS	<i>Anamalopsichidae</i>	10
HIRUDÍNEOS		3		<i>Calamoceratidae</i>	10
OLIGOQUETOS		1		<i>Glossosomatidae</i>	7
GASTRÓPODA	<i>Ancylidae</i>	6		<i>Helicopsychidae</i>	10
	<i>Hydrobiidae</i>	3		<i>Hydrobiosidae</i>	8
	<i>Lymnaeidae</i>	3		<i>Hydropsychidae</i>	5
	<i>Physidae</i>	3		<i>Hydroptilidae</i>	6
	<i>Planorbidae</i>	3		<i>Leptoceridae</i>	8
VIVALVIA	<i>Sphaeriidae</i>	3		<i>Limnephilidae</i>	7
AMPHIPODA	<i>Hyalaelidae</i>	6		<i>Odontoceridae</i>	10
OSTRACODA		3		<i>Philopotamidae</i>	8
HYDRACARINA		4		<i>Polycentropodidae</i>	8
EFEMERÓPTEROS	<i>Baetidae</i>	4		<i>Xiphocentronidae</i>	8
	<i>Leptophlebiidae</i>	10	DÍPTEROS	<i>Athericidae</i>	10
	<i>Leptohyphidae</i>	7		<i>Blephariceridae</i>	10
	<i>Oligoneuriidae</i>	10		<i>Ceratopogonidae</i>	4
ODONATOS	<i>Aeshnidae</i>	6		<i>Chironomidae</i>	2
	<i>Gomphidae</i>	8		<i>Culicidae</i>	2
	<i>Libellulidae</i>	6		<i>Dixidae</i>	4
	<i>Calopterygidae</i>	6		<i>Dolichopodidae</i>	4
	<i>Coenagrionidae</i>	8		<i>Empididae</i>	4
	<i>Polythoridae</i>	10		<i>Ephydridae</i>	2
PLECÓPTEROS	<i>Gripopterygidae</i>	10		<i>Limoniidae</i>	4
	<i>Perlidae</i>	10		<i>Muscidae</i>	2
HETERÓPTEROS	<i>Belostomatidae</i>	4		<i>Psychodidae</i>	3
	<i>Corixidae</i>	5		<i>Simuliidae</i>	5
	<i>Gerridae</i>	5		<i>Stratiomyidae</i>	4
	<i>Naucoridae</i>	5		<i>Syrphidae</i>	1
	<i>Notonectidae</i>	5		<i>Tabanidae</i>	4
	<i>Veliidae</i>	5		<i>Tipulidae</i>	5
LEPIDÓPTEROS	<i>Pyralidae</i>	4			
COLEÓPTEROS	<i>Dryopidae</i>	5			
	<i>Dytiscidae</i>	3			
	<i>Elmidae</i>	5			
	<i>Gyrinidae</i>	3			
	<i>Hydraenidae</i>	5			
	<i>Hydrophilidae</i>	3			
	<i>Lampyridae</i>	5			
	<i>Ptilodactylidae</i>	5			
	<i>Psephenidae</i>	5			
	<i>Scirtidae</i>	5			
	<i>Staphylinidae</i>	3			

Fuente: Acosta et al., 2009

Por otro lado, el índice EPT se determina en función de los tres grupos de macroinvertebrados más sensibles a los contaminantes: Ephemeroptera o moscas de mayo, Plecoptera o moscas de las piedras y Trichoptera (Carrera & Fierro, 2001).

En este trabajo, en el inventario general de macroinvertebrados de los bofedales de la reserva identificamos un total de 8664 individuos correspondientes a 7 Clases, 12 órdenes y 23 familias (Anexo 1). Estas familias también fueron incluidas en la lista de BMWP adaptado para Colombia (Roldán, 2012), sin embargo, siete familias frecuentes en los bofedales andinos no se encuentran incluidas en el cálculo de este índice: Dugesiiidae, Lymnaeidae, Sphaeriidae, Isotomidae, Griptopterygidae, Limnephilidae y Dolichopodidae.

Con relación al índice de Ríos – Touma et al (2014), éste tampoco incluye siete familias presentes en los bofedales: Dugesiiidae, Tubificidae, Glossiphoniidae, Hyalellidae, Isotomidae, Griptopterygidae, y Sciomyzidae.

Una vez concluido el análisis de los índices altoandinos, se construyó el índice IAB, utilizando la misma lógica que el índice BMWP original. A cada familia se le asignó una puntuación, según la revisión de literatura realizada previamente y respaldada por la información ecológica y físico-química del agua de las áreas andinas; es decir, tomando en consideración la ausencia – presencia de estas especies en humedales con índices de contaminación.

Tabla 5.3. Cuadro comparativo de índices andinos vs el índice propuesto IAB (Índice Andino para Bofedales)

Familia	BMWP	ABI	EPT	IAB	Referencias bibliográficas de tolerancia a contaminación
Dugesiiidae	-	-	-	3	Roldán, 1996
Tubificidae	1	-	-	1	Gaviria, 1993
Glossiphoniidae	3	-	-	5	Hulbert et al., 1981; Paraense, 1981),
Lymnaeidae	-	3	-	5	Jacobsen, 2004
Sphaeriidae	-	3	-	4	Jacobsen, 1998; Ríos-Touma, 2004
Hyalellidae	7	-	-	5	Viña-Vizcaíno & Ramírez-González, 1997; Jacobsen, 1998; Acosta-Ríos & Prat, 2004
Isotomidae	-	-	-	10	
Baetidae	7	4		6	Roldán, 1980; Jacobsen, 1998; Viña-Vizcaíno & Ramírez-González, 1997
Griptopterygidae	-	-		10	Jacobsen, 1998
Ptilodactylidae	10	5	-	8	Viña-Vizcaíno & Ramírez-González, 1997
Elmidae	6	5	-	6	Hansen, 1991
Scirtidae	7	5	-	6	

Familia	BMWP	ABI	EPT	IAB	Referencias bibliográficas de tolerancia a contaminación
Leptoceridae	8	8	-	8	Ballesteros et al., 1997; Viña-Vizcaíno & Ramírez-González, 1997; Jacobsen, 1998
Limnephilidae	-	7		6	Flint, 1982
Hydrobiosidae	9	8		9	Ballesteros et al., 1997; Jacobsen, 1998
Ceratopogonidae	3	4	-	4	
Chironomidae	2	2	-	2	Roback & Coffman, 1983
Dolichopodidae	-	4	-	4	d'Assis Fonseca, 1978
Muscidae	2	2	-	2	Jacobsen, 1998
Sciomyzidae	2	-	-	2	Berg & Knutson, 1978
Simuliidae	8	5	-	8	Viña-Vizcaíno & Ramírez-González, 1997; Jacobsen, 1998; Ríos & Prat, 2004
Tabanidae	5	4	-	5	
Tipulidae	3	5	-	4	

Entre los taxones identificados, la familia Dugesiiidae, no calificó en ninguno de los índices altoandinos, por tanto, la puntuación que se le asignó en IAB, obedeció a los resultados de los análisis físico-químicos y a la numerosa presencia de esta familia en los bofedales, especialmente en aquellos con aguas intervenidas, indicando que para los dugésidos la calidad del agua no es un determinante importante para establecer su hábitat. Las familias Tubificidae y Glossiphoniidae, en el índice BMWP debido a su alta tolerancia a factores contaminantes (Roldán, 2012), registró una baja puntuación (1), por lo que este valor fue tomado como referencia para IAB, puesto que, estos taxones, muestran adaptaciones que las hacen menos sensible a la calidad del agua.

Las familias Lymnaeidae y Sphaeriidae, reportadas en áreas andinas por encima de los 2000 m.s.n.m. (Posada et al., 2000; Jacobsen, 2004), en ABI, calificaron con puntajes 3 y 4, y tomando como referencia estos valores y los análisis realizados en las aguas andinas de la RPFCH, en IAB, estas familias fueron evaluadas con valores 5 y 4 respectivamente.

Por otro lado, incluimos la única familia de Entomobryomorpha (Isotomidae) y, tomando en consideración su única presencia en un bofedal no intervenido y su relación con los análisis físico-químicos, en el IAB fue evaluada como una familia no tolerante a la contaminación (10). La información encontrada sobre Dolichopodidae (4) dispuso que se mantuviera la puntuación original asignada por Ríos-Touma et al. (2014).

Con respecto a Trichoptera, en esta adaptación, Limnephilidae (7) mantuvo relativamente la puntuación reportada en el índice ABI original (Ríos-Touma et al., 2014). También se utilizaron las puntuaciones reportadas por Roldán (2012) para Hyalellidae y Sciomyzidae.

En el caso de las familias Ptilodactylidae, Elmidae, Scirtidae, Leptoceridae, Hydrobiosidae, Ceratopogonidae, Chironomidae, Muscidae, Simuliidae, Tabanidae y Tipulidae puntuaron en los índices BMWP y ABI, de tal forma que, para el IAB se aplicó la media aritmética promedio y se asignó un valor por su concordancia con la literatura (eg, Roldán, 1980; Roback & Coffman, 1983; Hansen, 1991; Ballesteros et al., 1997; Jacobsen, 1998; Viña-Vizcaíno & Ramírez-González, 1997).

Una vez realizado el análisis comparativo entre índices altoandinos se definió el puntaje de tolerancia de las familias de macroinvertebrados frente a agentes contaminantes (Figura 5.1).

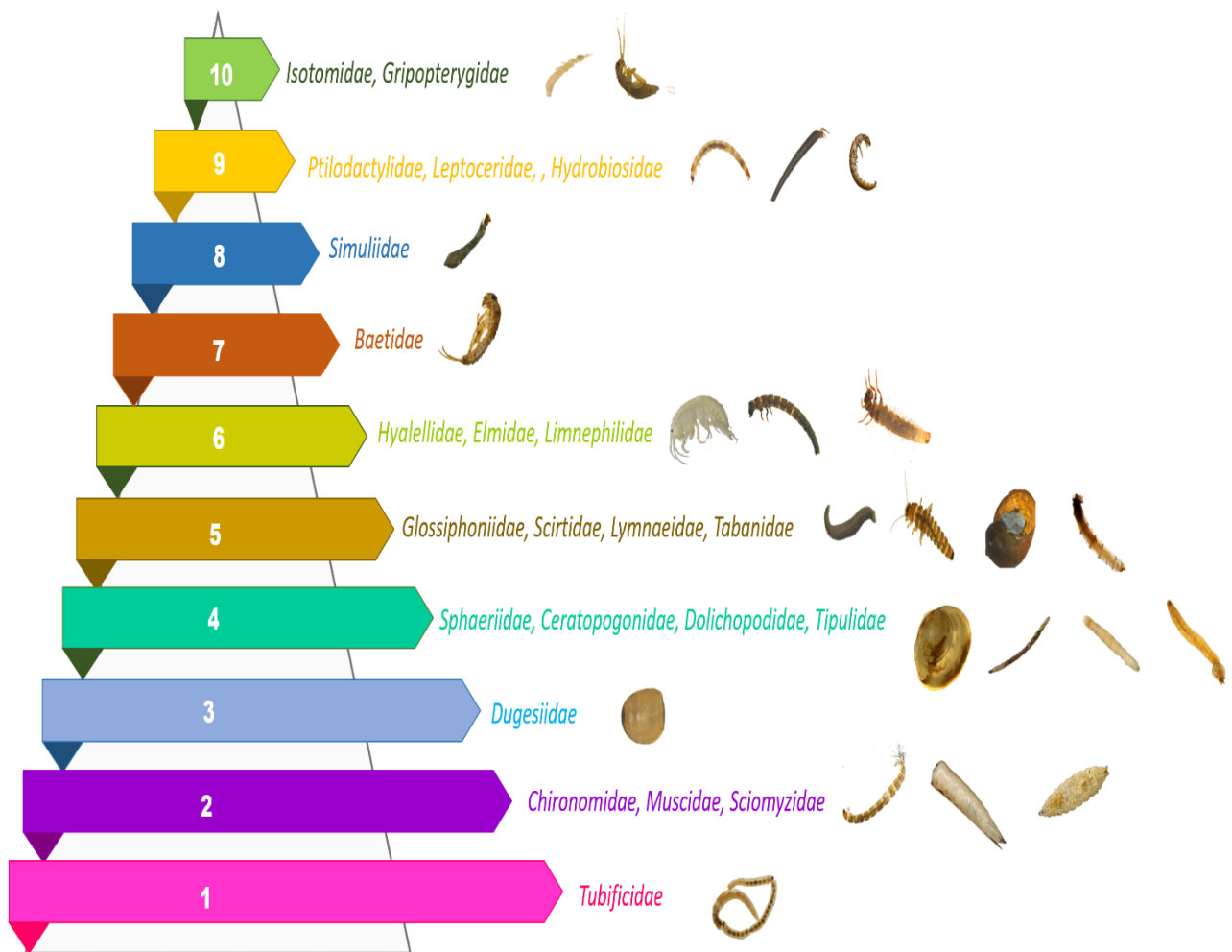


Figura 5.1. Puntajes de las familias de macroinvertebrados acuáticos para el índice IAB

5.2. Calidad del agua de los bofedales según el Índice IAB y definición de las categorías de calidad de agua

Los valores del índice adaptado a los bofedales (IAB), determinaron que los bofedales Cruz del Arenal BNI y Cooperativa Santa Teresita BNI, presentan aguas de muy mala calidad como consecuencia de un fuerte problema de contaminación. Otros 8 sitios muestrales también presentan rastros de actividades antrópicas y aguas de mala calidad (Pachancho BI, Cruz del

Arenal ANI, Puente Ayora ANI, Puente Ayora AI, Casa Cóndor BI, Los Hieleros ANI, Portal Andino AI y Lazabanza BNI).

Así también, los bofedales: Puente Ayora BNI, Cóndor Samana y Pampas Salasacas BI reflejan aguas de calidad regular gracias a una ligera reducción del impacto del ser humano en estos ecosistemas. Los sitios Río Blanco AI, Mechahuasca ANI, según este índice presentaron aguas de mejor calidad (Buena). Por último, el bofedal Culebrillas, fue el ecosistema que presentó los menores datos de contaminación en sus aguas.

Tabla 5.4. Calidad del agua de los bofedales de la RPFCH según el Índice adaptado a bofedales (IAB). A. Pachancho BI, B. Cruz del Arenal ANI, C. Puente Ayora ANI, D. Puente Ayora AI, E. Puente Ayora BNI, F. Cruz del Arenal BNI, G. Culebrillas AI, H. Casa Cóndor BI, I. Cooperativa Santa Teresita BNI, J. Los Hieleros ANI, K. Portal Andino AI, L. Cóndor Samana, M. Mechahuasca ANI, O. Pampas Salasacas BI, P. Río Blanco AI, Q. Lazabanza BNI.

Bofedales	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	O	P	Q
IAB	29	29	34	29	49	19	75	30	9	26	23	59	68	43	75	35

El umbral para la clasificación de la calidad de agua de los bofedales de la reserva se definió a través del método de percentiles (Tabla 5.4), mostrando un valor mínimo y máximo para IAB, lo que permitió diferenciar más fácilmente las clases de calidad.

Tabla 5.5. Rango de valores del índice para cada bofedal. A. Pachancho BI, B. Cruz del Arenal ANI, C. Puente Ayora ANI, D. Puente Ayora AI, E. Puente Ayora BNI, F. Cruz del Arenal BNI, G. Culebrillas AI, H. Casa Cóndor BI, I. Cooperativa Santa Teresita BNI, J. Los Hieleros ANI, K. Portal Andino AI, L. Cóndor Samana, M. Mechahuasca ANI, O. Pampas Salasacas BI, P. Río Blanco AI, Q. Lazabanza BNI.

Índice	Bofedal	Rango		Límite	Límite	Límite	Límite	Límite
		Min	Max	Muy Mala <20	Mala 21 - 40	Regular 41-65	Buena 66-90	Excelente >90
IAB	A				29			
	B				29			
	C				34			
	D	9	75		29			
	E					49		
	F			19				
	G							75

Índice	Bofedal	Rango		Límite	Límite	Límite	Límite	Límite
		Min	Max	Muy Mala <20	Mala 21 - 40	Regular 41-65	Buena 66-90	Excelente >90
	H				30			
	I			9				
	J				26			
	K				23			
	L					59		
	M						68	
	O					43		
	P						75	
	Q				35			

5.3. Relación de IAB con variables fisicoquímicas y atributos físicos del hábitat

El biplot de correlación mediante el PCA (Figura 4.2) muestra que el 38.9% de la varianza total en los datos es atribuible al primer (23%) y segundo (15.9%) componentes. El primer eje de la PCA, correlacionó significativamente las familias *Chironomidae* y *Lymnaeidae* (muy poco sensibles a la contaminación orgánica según Roldán, 2012) y las condiciones ambientales de los bofedales Pampa Salasacas, Cruz del Arenal ANI y Puente Ayora AI, que presentan el mismo grado de intervención antrópica; separando las características físicoquímicas.

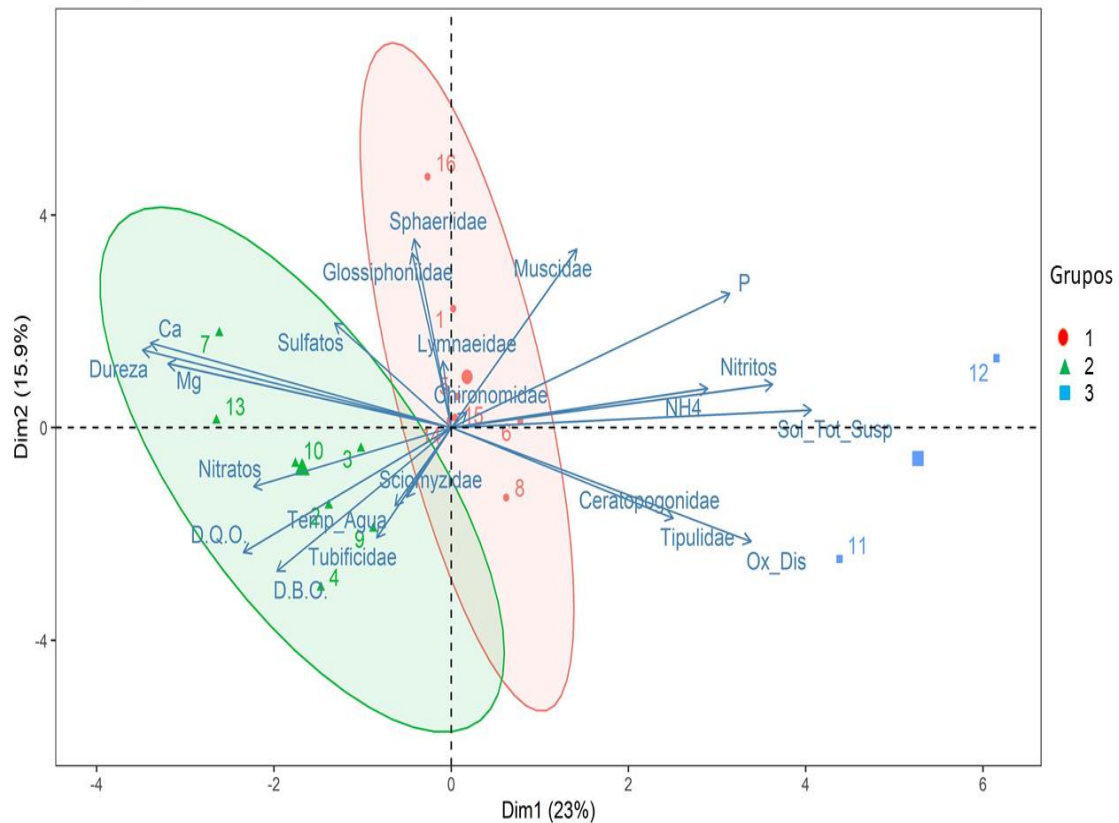


Figura 5.2. Biplot de correlación PCA de características físico-químicas y categorización de los sitios de estudio: 1 = Pampa Salasacas BI, 2 = Río Blanco AI, 3 = Mechahuasca ANI, 4 = Cruz del Arenal BNI, 5 = Cruz del Arenal ANI, 6 = Culebrillas AI, 7 = Casa Cóndor BI, 8 = Coop, Santa Teresita BNI, 9 = Lazabanza BNI, 10 = Cóndor Samana BI, 11 = Portal Andino AI, 12 = Los Hieleros ANI, 13 = Pachancho BI, 14 = Puente Ayora BNI, 15 = Puente Ayora AI, 16 = Puente Ayora ANI. Según el índice BMWP/Col (Grupo 1. Clase III, Grupo 2. Clase IV, Grupo 3. Clase V). Físico-químico: Temp_Agua = temperatura, Ox_Dis = oxígeno disuelto, Sol_Tot_Susp = Sólidos Totales Suspendidos, NHA = Amonio, P = Fósforo, Ca = Calcio, Mg = Magnesio, D.Q.O = Demanda Química de Oxígeno, D.B.Q = Demanda Bioquímica de Oxígeno, Dureza, Sulfatos, Nitritos y Nitratos.

Con relación a la presencia de especies, la mayoría de las familias, como Sphaeriidae, Glossiphoniidae, Lymnaeidae y Chironomidae, se ubicaron en los bofedales categorizados como Altos, es decir, a más de 4000 m.s.n.m.

La fisicoquímica de los bofedales Casa Cóndor BI, Cóndor Samana BI, Pachancho BI, Mechahuasca ANI, Río Blanco AI, Cruz del Arenal BNI y Lazabanza BNI, se encuentra fuertemente influenciada por la Temperatura del agua, DBO, DBQ, Nitratos, Sulfatos, Dureza, Magnesio y Calcio. Estos ecosistemas se encuentran marcados por la familia Scionyzidae, grupo taxonómico caracterizado por su tolerancia o adaptación a ecosistemas acuáticos con altos niveles de impacto antrópico o ambiental (Roldán, 2012).

Los bofedales Portal Andino AI y Los Hieleros ANI, caracterizados por ubicarse en altitudes que sobrepasan los 4000 m.s.n.m, muestran mayor correspondencia con los nitritos, NH_4 , Sólidos Totales Suspendidos y Oxígeno Disuelto del agua. En ellos destaca la presencia de las familias Ceratopogonidae y Tipulidae, distinguidos por ser altamente tolerables a la contaminación de los ecosistemas acuáticos.

CAPÍTULO 6: Determinación de la calidad ecológica de las cuencas de los bofedales de la RPFCH en función de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos

6. DETERMINACIÓN DE LA CALIDAD ECOLÓGICA DE LAS CUENCAS DE LOS BOFEDALES DE LA RPFCH EN FUNCIÓN DE LAS COMUNIDADES DE MACROINVERTEBRADOS ACUÁTICOS

6.1. Inventario de macroinvertebrados de las cuencas de los bofedales de la RPFCH

En los muestreos realizados en las cuencas de los bofedales de la RPFCH fueron capturados e identificados un total de 11008 macroinvertebrados, distribuidos de la siguiente manera:

- Los macroinvertebrados recolectados en las estaciones de la cuenca del río Chambo (Casa Cóndor, Cemento Chimborazo, Parque Lineal Chibunga, Puente Quimiag, Puente Penipe y Puente Chambo) presentaron una gran cantidad de 2476 ejemplares, distribuidos en ocho clases, 14 órdenes y 25 familias. La estación que presentó la mayor cantidad de individuos fue Casa Cóndor, con 884, mientras que Cemento Chimborazo, con solo 107 especímenes recolectados, demostró ser el punto menos abundante (Anexo 5).
- Los macroinvertebrados recolectados en las estaciones de la cuenca del río Chimbo (Guaranda, Chimbo, Cumanda, Cascajal y La Victoria) presentaron una gran cantidad de especímenes (2981) distribuidos en siete clases, 13 órdenes y 26 familias. La familia Baetidae fue la más común, con el 20,73% de los especímenes colectados (Anexo 6).
- Los macroinvertebrados recolectados en las estaciones de la cuenca del río Ambato (La Esperanza, El Salado Llangahua, Los Molinos, La Delicia, Viñas Campamento y Puente de Baños) presentaron una gran cantidad de ejemplares (5551 divididos), distribuidos en nueve clases, 15 órdenes y 30 familias. El punto muestral que presentó la mayor cantidad de especímenes fue Viñas Campamento, con 1844 ejemplares, mientras que el punto La Delicia registró la cantidad más baja con 361 ejemplares recolectados (Anexo 7).

6.2. Calidad del agua de las cuencas de los bofedales de la RPFCH

Los puntos de muestreo de la cuenca del río Chambo pueden clasificarse en general como aguas de calidad ecológica **CRÍTICA**, de acuerdo con las categorías establecidas por Roldán (2012) (Figura 6.1). Situada en la parte superior del río, la estación Casa Cóndor experimentó algunos efectos de contaminación, mientras que las estaciones Cemento Chimborazo y Parque Lineal Chibunga fueron categorizadas como aguas de **MUY CRÍTICA** calidad ecológica, esto ocasionado en gran medida por la degradación constante del ecosistema fluvial al estar situado cerca y dentro de la zona urbana de Riobamba. A pesar de esto, a medida que avanza el curso del agua, se ha observado un ligero aumento en la autodepuración natural desde la orilla del río.

En cuanto al estado ecológico general de las zonas de muestreo de la cuenca del río Chimbo, pueden ser categorizadas como aguas de calidad **ACEPTABLE**. (Figura 6.2). Las estaciones Chimbo, Cumandá, La Victoria presentaron ligeras trazas de contaminación, por otro lado, la

estación Guaranda presentó aguas de DUDOSA calidad, es decir el agua de este sector se encuentra moderadamente contaminada.

Finalmente, el estado ecológico general de los puntos muestrales del río Ambato pueden ser categorizadas como aguas de calidad **CRÍTICA** (Figura 6.3). En el curso medio del río, en las estaciones La Delicia y Viñas Campamento, la calidad ecológica del agua es **CRÍTICA**. El punto ubicado en la parte baja de la cuenca del río Ambato (Estación Puente Baños), registró, al igual que los puntos anteriores, aguas categorizadas como **CRÍTICAS**, debido al grave problema de contaminación del ecosistema de la ribera. De esta manera, se demuestra el impacto del creciente desarrollo de las actividades antrópicas y las áreas urbanas cercanas al sistema fluvial.

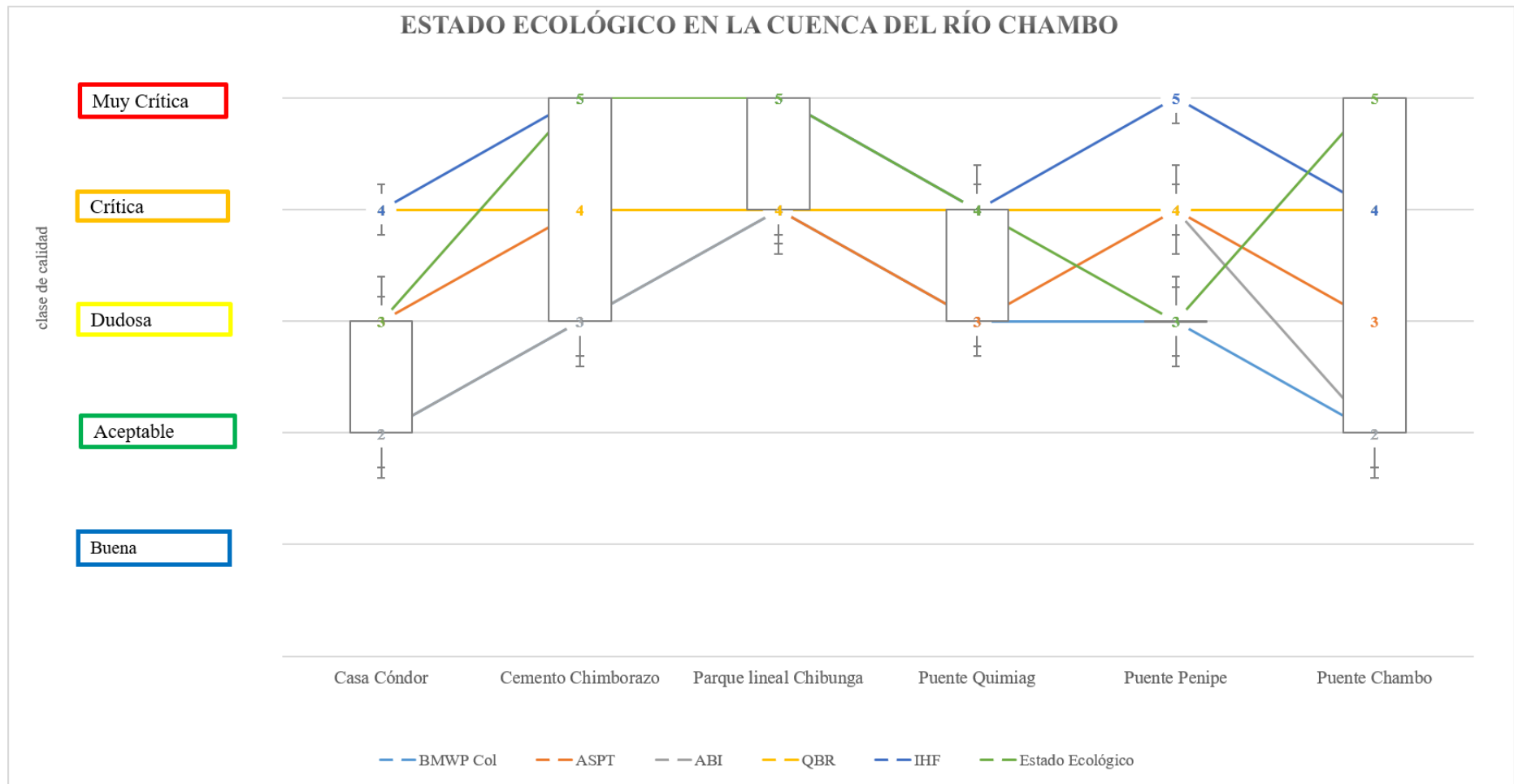


Figura 6.1. Análisis del estado ecológico en la cuenca del río Chambo

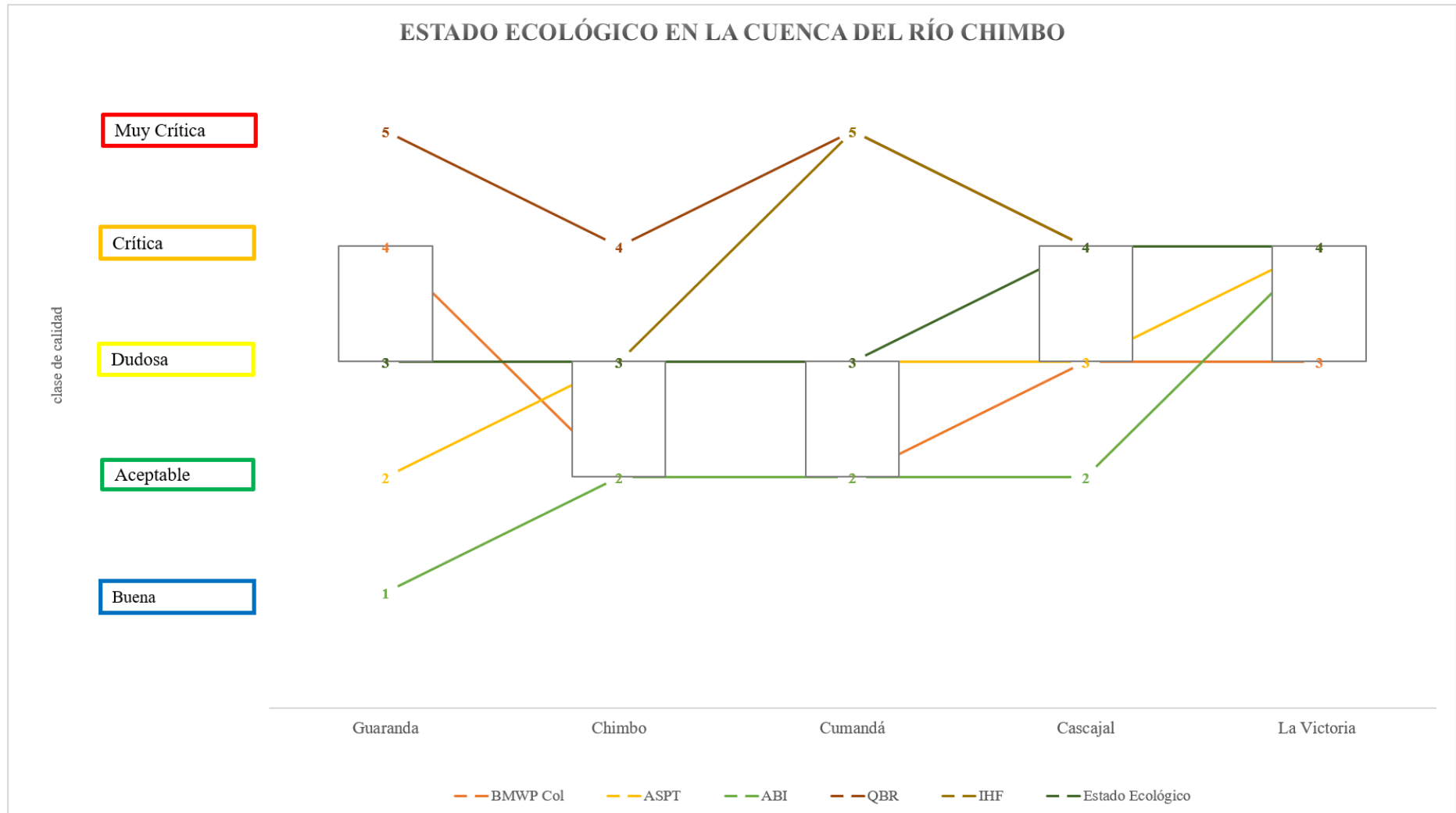


Figura 6.2. Análisis del estado ecológico en la cuenca del río Chimbo

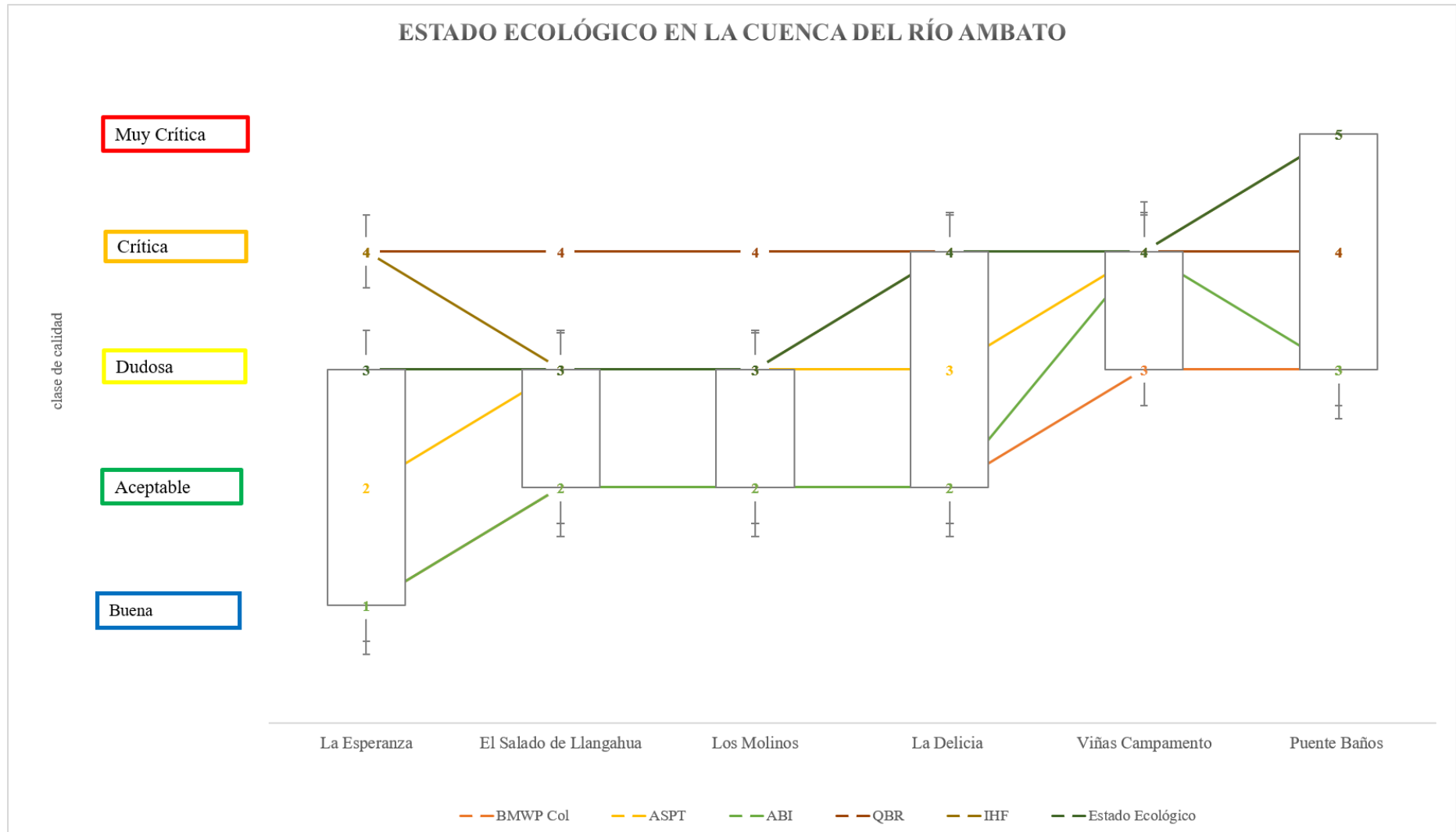


Figura 6.3. Análisis del estado ecológico en la cuenca del río Ambato

CAPÍTULO 7: Variabilidad, estructura, composición y carbono almacenado en macrófitas, vegetación de ribera y suelo de los bofedales de la RPFCH

7. VARIABILIDAD, ESTRUCTURA, COMPOSICIÓN Y CARBONO ALMACENADO EN MACRÓFITAS, VEGETACIÓN DE RIBERA Y SUELO DE LOS BOFEDALES DE RPFCH.

* Part of the results of this chapter have already been published as Juan Carlos Carrasco Baquero ^{1,2}, Verónica Lucía Caballero Serrano ¹, Fernando Romero Cañizares ³, Daisy Carolina Carrasco López ⁴, David Alejandro León Gualán ⁵, Rufino Vieira Lanero ² and Fernando Cobo-Gradín ². Water Quality Determination Using Soil and Vegetation Communities in the Wetlands of the Andes of Ecuador. *Land* **2023**, *12*(8), 1586.

<https://doi.org/10.3390/land12081586>, ISSN: 2073-445X

¹ Faculty of Natural Resources, Escuela Superior Politécnica de Chimborazo (ESPOCH), Riobamba EC 060155, Ecuador

² Department of Zoology, Xenétic and Antropoloxía Física, Faculty of Biología, Univesity Santiago de Compostela, 15782 Santiago de Compostela, Spain

³ Independent Researcher, Riobamba EC 060155, Ecuador

⁴ Investigation Institute, Escuela Superior Politécnica de Chimborazo (ESPOCH), Riobamba EC 060155, Ecuador

⁵ Campus Economics and Finance, University of Research and Innovation of Mexico, UIIX, Cuernavaca 62290, Mexico

* Part of the results of this chapter have already been published as Juan Carlos Carrasco Baquero^{1,2}, Verónica Lucía Caballero Serrano¹ y Rufino Vieira Lanero². Biodiversidad asociada a humedales altoandinos: macrófitas, vegetación de ribera y familias de macroinvertebrados

ISBN: 978-9942-40-316-2

¹ Faculty of Natural Resources, Escuela Superior Politécnica de Chimborazo (ESPOCH), Riobamba EC 060155, Ecuador

² Department of Zoology, Xenetic and Antropoloxía Física, Faculty of Biología, Univesity Santiago de Compostela, 15782 Santiago de Compostela, Spain

7.1. Composición florística

La realización del inventario florístico permitió identificar 86 especies de plantas, 73 de las cuales (85%) son vasculares y 13 (15%) no vasculares.

Las familias más abundantes fueron Asteraceae con 15 especies, Poaceae con 7 especies y Apiaceae con 5 especies, entre los más representativos. La mayor parte de las especies identificadas son nativas (85%), con un área de distribución restringida a los páramos del centro y sur del país. Además, se detectó que el 4% de las especies corresponde a especies introducidas en la zona y el lugar de procedencia de otro 7% de las especies no pudo ser determinado por falta de datos (por lo que el número de especies introducidas podría alcanzar el 11%). Finalmente, el 4% restante, correspondió a tres especies endémicas del país cuyo estado de conservación según el Libro Rojo de Plantas Endémicas del Ecuador (2019) varía según la especie: *Halenia pulchella* (preocupación menor; presente en 30 localidades del Ecuador), *Gnaphalium chimborazense* (vulnerable; presente en 2 localidades) y *Nototriche hartwegii* (en peligro; presente en 2 localidades).

Se registraron siete especies de plantas vasculares en el entorno acuático de los bofedales, especies reconocidas como plantas acuáticas o macrófitas. La familia con la mayor cantidad de especies fue Ranunculaceae con 2 especies (29%), mientras que las otras cinco familias presentaron solo una especie cada una.

Las macrófitas más frecuentes fueron *Rorippa pinnata* (Sessé & Moc.) Rollins distribuida en 11 bofedales y *Eleocharis albibracteata* Nees & Meyen ex Kunth, presente en 8 bofedales de la RPFCH (Tabla 7.1).

Tabla 7.1. Diversidad florística de los bofedales de la Reserva de Producción de Fauna Chimborazo (* = especie acuática. S/N = Sin nombre. S/D = Sin datos)

CLASE	ORDEN	FAMILIA	NOMBRE CIENTÍFICO	N. COMÚN	PROCEDENCIA
Lecanoromicetos	Lecanorales	Sphaerophoraceae	<i>Bunodophoron melanocarpum</i> (Sw.) Miércoles, 1995	Licuar	S/D
Bryopsida	Bartramiales	Bartramiaceae	<i>Breutelia chrysea</i> (Müll. Hal.) A. Jaeger, 1875	Musgo	Nativa
			<i>Bartramia potosica</i> Mont, 1838	Musgo	Nativa
	Bryales	Bryaceae	<i>Rhodobryum</i> (Schimp.) Limpr, 1892	Musgo	S/D
		Mniaceae	<i>Plagiomnium rhynchophorum</i> (Gancho) TJ Kop, 1971	Musgo	Nativa
	Hypnales	Brachytheciaceae	<i>Brachythecium austroglareosum</i> (Müll. Hal.) Kindb, 1891	Musgo	Nativa
			Thuidiaceae	<i>Thuidium peruvianum</i> Mitt, 1869	Musgo
	Hookeriales	Pilotrichaceae	<i>Cyclodictyon roridum</i> (Hampe) Kuntze, 1891	Musgo	Nativa
	Pottiales	Pottiaceae	<i>Leptodoncio longicaule</i> Mitt, 1869	Musgo	Nativa
			<i>Leptodoncio ulocalix</i> (Müll. Hal.) Mitt, 1869	Musgo	Nativa
			<i>Leptodoncio wallisii</i> (Müll. Hal.) Kindb, 1888	Musgo	Nativa
Marchantiopsida	Marchantiales	Marchantiaceae	<i>Marchantia</i> L, 1753	Alga	S/D
Jungermannopsida	Porellales	Lejeuneaceae	<i>Lejeunea</i> Lib, 1820	S/N	Nativa
Equisetopsida	Lycopodiales	Lycopodiaceae	<i>Huperzia crassa</i> (Humb. Y Bonpl. Ex Willd.), 1944	Cacho de venado	Nativa
	Cyatheales	Cyateaceae	<i>Alsophila</i> R. Br, 1810	Helecho	S/D
	Polypodiales	Dryopteridaceae	<i>Elaphoglossum engelii</i> (H. Karst.) Cristo, 1899	Lengua de venado	Nativa

CLASE	ORDEN	FAMILIA	NOMBRE CIENTÍFICO	N. COMÚN	PROCEDENCIA
		Polypodiaceae	<i>Polystichum orbiculatum</i> (Desv.) J. Rémy & Fée, 1853	Helecho	Nativa
			<i>Melpomene moniliformis</i> (Lag. Ex Sw.) AR Sm. y RC Moran, 1992	S/N	Nativa
	Equisetales	Equisetaceae	<i>Equisetum bogotense</i> Kunth, 1815	Cola de caballo	Nativa
	Efedrales	Ephedraceae	<i>Efedra rupestris</i> Benth, 1846	Sanu sanu	Nativa
	Alismatales	Hydrocharitaceae	<i>Elodea canadensis</i> Rich, 2007 *	Peste de agua	Nativa
		Potamogetonaceae	<i>Potamogeton filiformis</i> Pers, 1805 *	S/N	Nativa
	Poales	Cyperaceae	<i>Eleocharis albibracteata</i> Nees & Meyen ex Kunth.*	Quilmen	Nativa
			<i>Carex bonplandii</i> Kunth, 1837	Juncia	Nativa
			<i>Eleocharis albibracteata</i> Nees y Meyen ex Kunth, 1837	Quilmen	Nativa
		Juncaeae	<i>Distichia musczoides</i> Nees y Meyen, 1843	Waricha	Nativa
		Poaceae	<i>Agrostis foliata</i> Hook, 1844	Paja de páramo	Nativa
			<i>Agrostis breviculmis</i> (J. Presl) Hitchc, 1905	Paja enana	Nativa
			<i>Bromus pitensis</i> Kunth, 1816	Bromo,	Nativa
			<i>Cortaderia sericantha</i> (Steud.) Hitchc, 1927	Cortadeira	Nativa
			<i>Eragrostis nigricans</i> (Kunth) Steud, 1840	Gramma piojos	Nativa
			<i>Muhlenbergia angustata</i> (J. Presl) Kunth, 1833	Tempela	Nativa
			<i>Phalaris minor</i> Retz, 1783	Pasto	Introducida

CLASE	ORDEN	FAMILIA	NOMBRE CIENTÍFICO	N. COMÚN	PROCEDENCIA
	Apiales	Apiáceas	<i>Azorella pedunculata</i> (Spreng.) Mathias y Constance, 1995	Tumpusu	Nativa
			<i>Eryngium humile</i> Cav, 1860	Cardon Santo	Nativa
			<i>Oreomyrrhis andicola</i> (Kunth) Gancho. F, 1846	Pampa cominos	Nativa
			<i>Azorella biloba</i> (Schltdl.) Miércoles, 1860	Yareta	Nativa
			<i>Azorella aretioides</i> (Spreng.) Willd. ex DC, 1830	Almohadilla	Nativa
	Asterales	Asteraceae	<i>Baccharis caespitosa</i> (Ruiz y Paul) Pers, 1807	Romerillo	Nativa
			<i>Bidens andicola</i> Kunth, 1820	Nachay	Nativa
			<i>Achyrocline alata</i> (Kunth) DC, 1837	Lana de perro	Nativa
			<i>Gamochaeta americana</i> (Mill.) Miércoles, 1855	Lancetilla,	Nativa
			<i>Gnaphalium spicatum</i> (Forssk.) Vahl, 1788	Lengua de perro	Nativa
			<i>Hypochaeris sessiliflora</i> Kunth, 1820	Santamaría,	Nativa
			<i>Monticalia arbutifolia</i> (Kunth) C. Jeffrey, 1992	S/N	Nativa
			<i>Oritroffio peruvianum</i> (Lam.) Cuatrec, 1961	Uña kushma	Nativa
			<i>Werneria nubigena</i> Kunth, 1820	Chicoria	Nativa
			<i>Xenophyllum humile</i> (Kunth), 1997	Almoadilla	Nativa
			<i>Erigeron ecuadoriensis</i> Hierón, 1896	Copo negro	Nativa
			<i>Erigeron</i> L, 1753	S/N	S/D
			<i>Culcitium</i> Bonpl, 1808	S/N	S/D

CLASE	ORDEN	FAMILIA	NOMBRE CIENTÍFICO	N. COMÚN	PROCEDENCIA
			<i>Gnaphalium purpureum</i> L, 1753	Ceto ceto	Nativa
			<i>Gnaphalium chimboracense</i> Hierón, 1900	S/N	Endémica
	Brassicales	Brassicaceae	<i>Rorippa pinnata</i> (Sessé y Moc.) Rollins, 1960 *	Berro	Nativa
	Cariofilales	Caryophyllaceae	<i>Drymaria ovata</i> Humb. & Bonpl. ex Schult, 1819	Drymaria	Nativa
		Poligonáceas	<i>Rumex acetosella</i> L, 1753	Alfarito	Introducida
	Ericales	Ericaceae	<i>Disterigma empetrifolium</i> (Kunth) Drude, 1889	Nigua,	Nativa
			<i>Pernetty aprostrata</i> (Cav.) Sleumer, 1935	Mortiño,	Nativa
			<i>Vaccinium floribundum</i> Kunth, 1819	Manzana,	Nativa
	Gentianales	Gentianaceae	<i>Gentiana cerastioides</i> Kunth, 1819	Flor de novios	Nativa
			<i>Gentiana sedifolia</i> Kunth, 1819	Kuyana, amor sacha	Nativa
			<i>Gentianella corymbosa</i> (Kunth) Weaver y Ruedenberg, 1975	Gentianela	Nativa
			<i>Halenia pulchella</i> Gilg, 1916	Cacho de venado	Endémica
		Rubiaceae	<i>Hipocarpio de galio</i> (L.) Endl. ex Griseb, 1864	Achotillo	Nativa
			<i>Galium pumilio</i> Standl, 1929	S / N	Nativa
			<i>Nertera granadensis</i> (Mutis ex L. f.) Druce, 1916	Coralito, tomatillo	Nativa
	Geraniales	Geraniaceae	<i>Geranioidiffusum</i> Kunth, 1821	Agujilla	Nativa
	Fabales	Fabaceae	<i>Lupinus microphyllus</i> Desr, 1792	Sacha chocho	Nativa

CLASE	ORDEN	FAMILIA	NOMBRE CIENTÍFICO	N. COMÚN	PROCEDENCIA
			<i>Lupino pubescens</i> Benth, 1845	Urku Chocho	Nativa
			<i>Trifolium repens</i> Walter, 1753	Trebol blanco	Introducida
	Saxifragales	Haloragaceae	<i>Myriophyllum quitense</i> Kunth *	Colas de caballo	Nativa
	Malpighiales	Hypericáceas	<i>Hypericum laricifolium</i> Juss, 1804	Romerillo	Nativa
	Malvales	Malvaceas	<i>Nototriche hartwegii</i> AW Hill, 1909	S/N	Endémica
	Lamiales	Orobanchaceae	<i>Bartsia laticrenata</i> Benth, 1989	S/N	Nativa
			<i>Castilleja fissifolia</i> L. f, 1995	Flor del quinde	Nativa
		Plantaginaceae	<i>Sibthorpia repens</i> (L.) Kuntze, 1819	Ukucha rinri	Nativa
			<i>Plantagoaustralis</i> Lam, 1791	Llanten de páramo	Nativa
			<i>Plantago rigida</i> Kunth, 1817	Almohadilla	Nativa
	Myrtales	Onagráceas	<i>Epilobium denticulatum</i> Ruiz y Pav, 1802	Urku Shullu	Nativa
	Ranunculales	Ranunculaceae	<i>Ranunculus peruvianus</i> Pers, 1806 *	Urku nabo	Nativa
			<i>Ranunculus flagelliformis</i> Sm, 1815 *	Cuchara	Nativa
	Rosales	Rosáceas	<i>Lachemilla andina</i> (LM Perry) Rothm, 1937	Pirín blanco	Nativa
			<i>Lachemilla galioides</i> (Benth.) Rothm, 1938	Orejuelas	Nativa
			<i>Lachemilla orbiculata</i> (Ruiz y Pav.), 1908	Plegadera,	Nativa
	Dipsacales	Valerianaceae	<i>Valerianamicrophylla</i> Kunth, 1818	Valeriana	Nativa
			<i>Valerianarigida</i> Ruiz y Pav, 1798	Valeriana	Nativa

7.2. Área ocupada por cada bofedal

El área total en los 16 puntos de muestreo (bofedales de la RPFCH) es de 471.55 ha, lo que indica que la zona de estudio incluye 34.41 ha de área de ribera, 3.66 ha de área de microcuencas y 433.49 ha de área de inundación (Figura 7.1).

En el año 2015, el proyecto SIV 25 realizó un estudio de estos ecosistemas determinando que ocupaban una superficie de 519.59 ha (Tabla 7.2). En esa misma tabla se muestran también los resultados de este trabajo, en el que hemos realizado una actualización del área ocupada por los bofedales de la RPFCH; como se puede observar, en el transcurso de 5 años el área ocupada por los bofedales estudiados se ha reducido 48 ha (9.24%) aproximadamente.

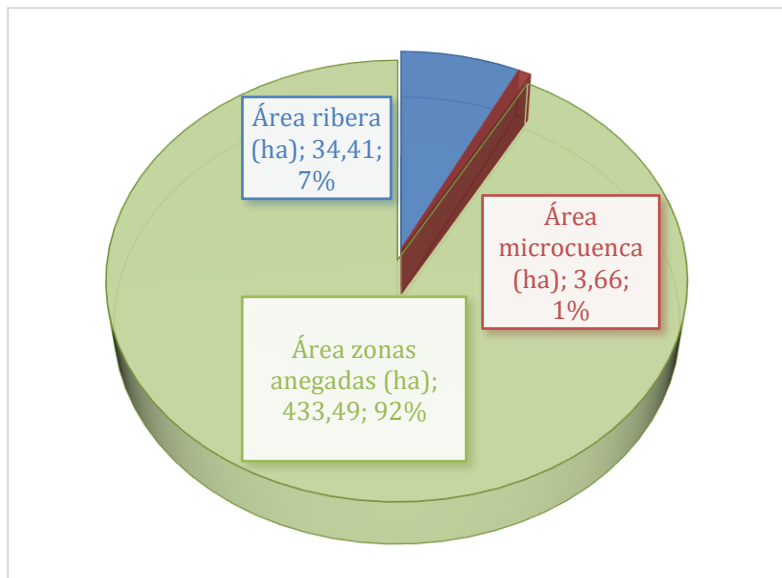


Figura 7.1. Área de los bofedales de la RPFCH en función del porcentaje ocupado por las diferentes zonas del bofedal.

Tabla 7.2. Área actual de los bofedales de la Reserva de Producción de Fauna Chimborazo y porcentaje de reducción de cada bofedal en comparación con la determinada en el año 2015 por el proyecto SIV 25.

Bofedales	Área ribera (ha)	Área microcuenca (ha)	Área restante (ha)	Área total (ha) 2020	Área (ha) (SIV 25)	Reducción %
Puente Ayora ANI	0.71	0.1	11.41	12.19	13.80	11.67
Puente Ayora BNI	0.19	0.014	0.09	0.29	0.33	12.12
Puente Ayora AI	1.74	0.1	10.98	12.84	13.86	7.36
Cruz del A. BNI	4.9	0.4	13.45	18.78	12.03	0.00
Cruz del A. ANI	2.49	0.2	55.08	57.75	56.02	0.00
Mechahuasca ANI	3.44	0.3	31.75	35.48	38.96	8.93
Pachancho BI	0.42	0.0	8.32	8.78	10.41	15.66
Los Hieleros ANI	1.05	0.9	23.76	25.67	30.65	16.25
Coop. Santa T. BNI	1.01	0.1	0.72	1.84	2.41	23.65
Pulingui San Pablo BI	1.06	0.1	8.24	9.40	10.15	7.39
Culebrillas AI	2.05	0.1	11.16	13.31	13.40	0.67
Lazabanza BNI	0.49	0.053	25.92	26.46	30.11	12.11
Portal Andino AI	1.63	0.085	5.90	7.62	11.42	33.32
Pampas S. BI	7.19	0.6	146.56	154.35	177.89	13.23
Cóndor S. BI	1.45	0.2	19.75	21.36	24.48	12.76
Río Blanco AI	4.59	0.45	60.4	65.44	73.67	11.17
TOTAL	34.41	3.7	433.49	471.55	519.59	9.24

7.3. Carbono orgánico almacenado

Se midió la cantidad de carbono almacenado en 34.41 hectáreas de vegetación de ribera y 3.66 hectáreas de microcuencas en los sitios de estudio (Tabla 7.3). Según la metodología de relación peso seco/húmedo (S/H), los 16 humedales acumularon 127 toneladas de carbono en la flora de ribera y 0,37 toneladas de carbono en las macrófitas. Según el método de combustión directa (CD), la flora de ribera de los bofedales capturó 48,42 toneladas de carbono y las macrófitas de las microcuencas capturaron 0,23 toneladas de carbono.

Una vez realizado el cálculo del área ocupada por cada bofedal, se determinó que los humedales con mayor cobertura son aquellos que almacenan la mayor cantidad de carbono, tal es el caso de Cruz del Arenal BNI y Pampas Salasacas BI, aunque no de forma paralela. Dicho de otra manera, esto permitiría asumir que la extensión de estos ecosistemas influye en gran parte en la cantidad de carbono almacenado en los bofedales, sin embargo, no se la puede definir como una constante. Así lo demuestran los humedales Casa Cóndor BI y Puente Ayora ANI, en los cuales, lo que determina la el total de almacenamiento es la eficiencia (tC/ha) (Figura 7.2).

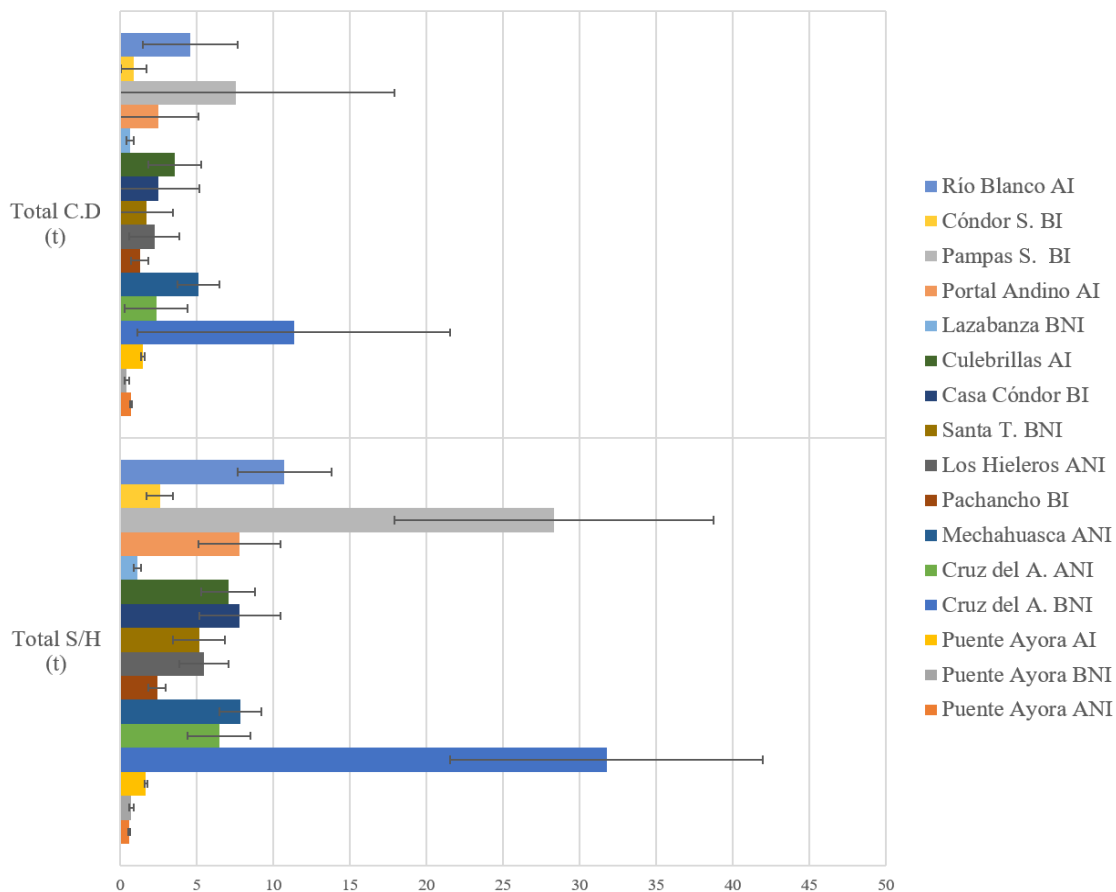


Figura 7.2. Cuantificación del carbono almacenado en los bofedales de la RPFCH (en toneladas), calculado mediante las metodologías: relación peso seco/peso húmedo (S/H) y combustión directa (C.D.).

Tabla 7.3. Variación de la cantidad de carbono almacenado en función del método de análisis: relación peso seco/ húmedo (S/H) o combustión directa (C.D.).

Bofedales	Superficie (ha)		CT/R (t)		CT/M (t)		Total, S/H (t)	Total, C.D. (t)
	Ribera	Microcuenca	S/H	C.D.	S/H	C.D.		
Puente Ayora ANI	0.710	0.070	0.570	0.690	0.006	0.004	0.576	0.694
Puente Ayora BNI	0.190	0.010	0.710	0.420	0.001	0.001	0.711	0.421
Puente Ayora AI	1.740	0.120	1.640	1.440	0.026	0.012	1.666	1.452
Cruz del A. BNI	4.90	0.430	31.710	11.31	0.031	0.026	31.741	11.336
Cruz del A. ANI	2.490	0.180	6.440	2.320	0.017	0.015	6.457	2.335
Mechahuasca ANI	3.440	0.290	7.820	5.080	0.018	0.009	7.838	5.090
Pachancho BI	0.420	0.040	2.410	1.270	0.002	0.001	2.412	1.271
Los Hieleros ANI	1.050	0.860	5.310	2.130	0.138	0.087	5.448	2.218
Santa T. BNI	1.010	0.110	5.130	1.700	0.004	0.002	5.134	1.702
Pulingui San Pablo BI	1.060	0.090	7.790	2.470	0.006	0.003	7.796	2.474
Culebrillas AI	2.050	0.100	7.040	3.560	0.006	0.005	7.046	3.565
Lazabanza BNI	0.490	0.050	1.130	0.640	0.003	0.001	1.133	0.641
Portal Andino AI	1.630	0.080	7.800	2.460	0.011	0.006	7.811	2.466
Pampas S. BI	7.190	0.600	28.250	7.490	0.082	0.042	28.332	7.532
Cóndor S. BI	1.450	0.150	2.580	0.880	0.01	0.007	2.590	0.887
Río Blanco AI	4.590	0.450	10.690	4.560	0.013	0.006	10.703	4.566
Total	34.410	3.657	127.011	48.417	0.374	0.232	127.370	48.649

CT/R (t): Carbono total, en toneladas, almacenado por la flora de ribera, **CT/M (t):** Carbono total, en toneladas, almacenado por las macrófitas, **Total, S/H (t):** Toneladas totales de carbono almacenado (flora de ribera + macrófitas) calculado en función de la relación peso seco/húmedo, **Total, C.D. (t)** Toneladas totales de carbono almacenado (flora de ribera + macrófitas) calculado según el método de combustión directa.

7.3.1. Carbono orgánico almacenado en la flora de Ribera

Una vez determinados los valores de biomasa por bofedales, se procedió a determinar los valores de carbono de acuerdo con la clasificación inicial del material vegetal de los bofedales de la RPFCH: macrófitas y vegetación de ribera.

En efecto, los ecosistemas que acumularon las cantidades más altas de carbono en la vegetación de ribera y que se encuentra expresada en tC/ha son: Casa Cóndor (7.35 S/H y 2.33 C. D.) y Cruz del Arenal BNI (6.47 S/H y 2.31 C. D.), mientras que los bofedales Puente Ayora ANI y Puente Ayora AI tienen la menor concentración de carbono, ya que sus valores son inferiores a la tonelada por hectárea (Figura 7.3).

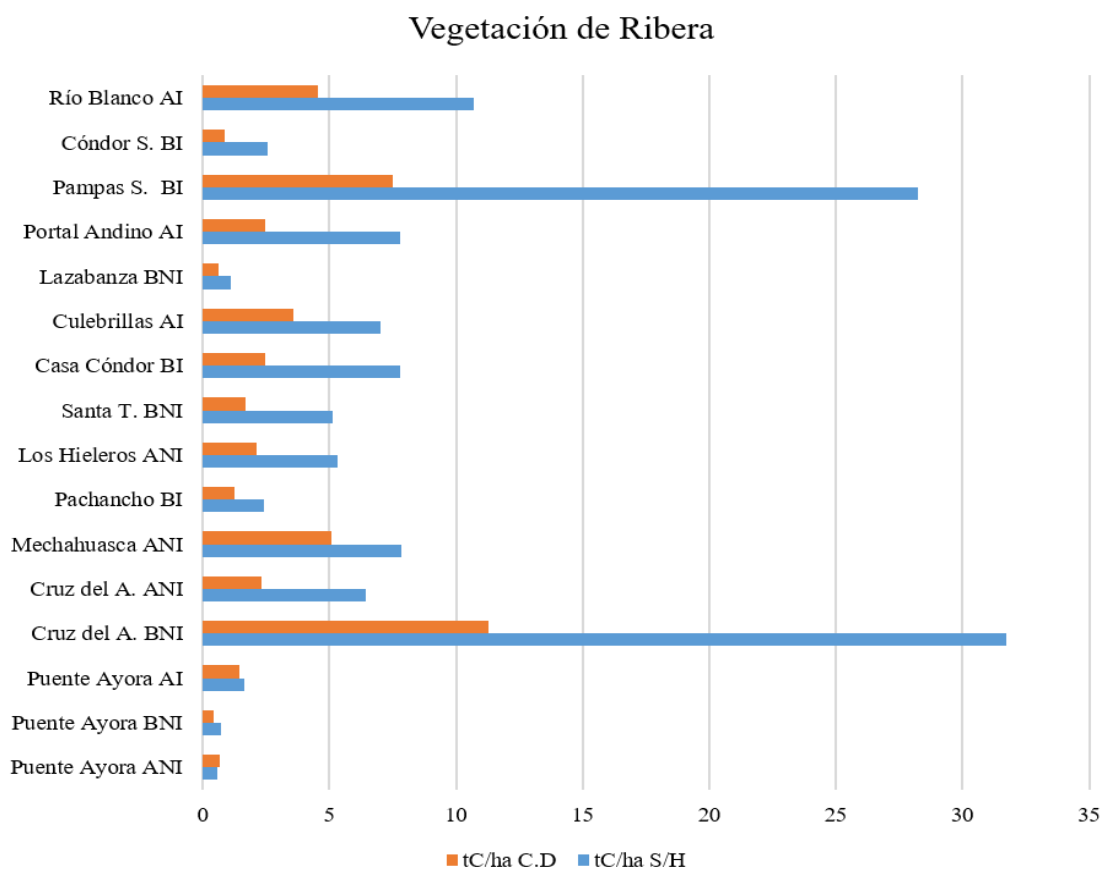


Figura 7.3. Cuantificación de carbono almacenado en la vegetación de ribera de los bofedales de la RPFCH, mediante las metodologías: relación peso seco/húmedo (S/H) combustión directa (C.D.).

7.3.2. Carbono orgánico almacenado en las macrófitas (Vegetación acuática)

El método peso seco/húmedo (S/H) tiene un valor medio de carbono almacenado de 0,09 tC/ha, mientras que el método de combustión directa tiene un valor medio de carbono almacenado de 0,05 tC/ha.

Por lo tanto, las áreas de investigación que mostraron la mayor cantidad de carbono en macrófitas (en tC/ha) fueron Puente Ayora AI (0.22 S/H y 0.10 C. D.) y Los Hieleros ANI (0.16 S/H y 0,10 C.D.). En contraste, los humedales Cooperativa Santa Teresita BNI (0.03 S/H y 0.02 C. D.) y Río Blanco AI, mostraron las concentraciones de reserva de carbono más bajas (Figura 7.4).

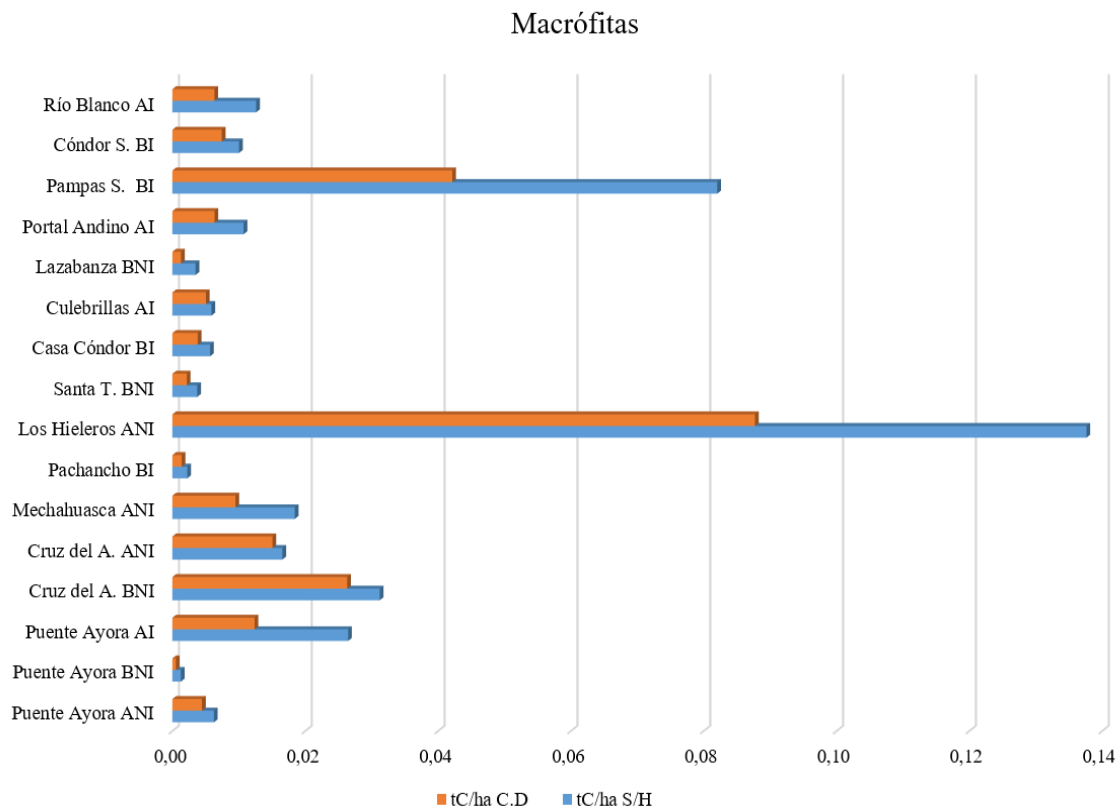


Figura 7.4. Cuantificación del carbono almacenado en las macrófitas de los bofedales de la RPFCH (tC/ha), mediante las metodologías: relación peso seco/peso húmedo (S/H) y combustión directa (C.D.).

Tabla 7.4. Cuantificación de carbono de la vegetación de ribera de los bofedales de la RPFCH mediante los métodos de peso seco/húmedo y combustión directa.

Bofedales	Vegetación ribera (Método peso seco/húmedo)						Vegetación ribera (Método Combustión directa)					
	1 m ²	2 m ²	3 m ³	gr/3 m ²	gr/ha	tC/ha	1 m ²	2 m ²	3 m ³	gr/3 m ²	gr/ha	tC/ha
Puente Ayora ANI	63.31	131.03	47.62	241.95	806490.00	0.81	94.16	154.10	44.91	293.17	977235.11	0.98
Puente Ayora BNI	246.50	522.25	352.50	1121.25	3737500.00	3.74	158.58	154.93	350.952	664.47	2214895.71	2.21
Puente Ayora AI	54.31	89.00	140.00	283.31	944370.00	0.94	49.08	100.03	99.59	248.70	828998.94	0.83
Cruz del A. BNI	726.50	848.00	367.00	1941.50	6471666.67	6.47	222.59	290.889	178.68	692.16	2307196.67	2.31
Cruz del A. ANI	163.46	154.00	458.00	775.46	2584850.00	2.58	65.65	57.48	156.97	280.10	933672.47	0.93
Mechahuasca ANI	161.00	328.94	192.13	682.07	2273578.33	2.27	147.56	202.14	93.02	442.72	1475735.58	1.48
Pachancho BI	612.00	619.00	491.00	1722.00	5740000.00	5.74	256.30	445.59	206.87	908.76	3029212.08	3.03
Los Hieleros ANI	577.34	491.15	448.95	1517.43	5058100.00	5.06	254.04	164.70	190.97	609.71	2032369.67	2.03
Coop. Santa T BNI	771.42	407.50	345.14	1524.06	5080183.33	5.08	272.89	127.93	103.68	504.50	1681671.08	1.68
Casa Cóndor BI	738.00	573.19	894.73	2205.92	7353066.67	7.35	219.11	209.65	270.08	698.85	2329493.76	2.33
Culebrillas AI	339.50	273.66	416.50	1029.66	3432183.33	3.43	186.84	196.93	137.68	521.46	1738191.15	1.74
Lazabanza BNI	204.73	205.79	280.99	691.50	2305000.00	2.31	112.92	105.13	170.87	388.92	1296406.44	1.30
Portal Andino AI	416.37	489.50	526.90	1432.77	4775900.00	4.78	120.53	154.63	176.88	452.04	1506796.00	1.51
Pampas S. BI	404.61	389.71	384.41	1178.72	3929066.67	3.93	104.80	105.01	102.57	312.38	1041264.27	1.04
Cóndor S. BI	186.99	177.12	169.03	533.13	1777083.33	1.78	75.34	61.62	45.41	182.36	607882.34	0.61
Río Blanco AI	109.66	318.87	270.31	698.83	2329433.33	2.33	38.02	128.97	130.82	297.81	992689.38	0.99
Promedio	360.98	376.17	361.57	1098.72	3662404.48	3.66	148.65	166.23	153.75	468.63	1562106.92	1.56

gr/3 m²: Gramos por los 3 m² muestreados, tC/ha: toneladas de carbono por hectárea, gr/ha: gramos por hectárea

7.4. Caracterización de las variables relacionadas a la calidad del agua y suelo

Los resultados de los parámetros analizados en las muestras de suelo tomadas en los ditintos bofedales se muestran en la Tabla 7.5.

Tabla 7.5. Parámetros analizados en las muestras de suelo: Granulometría y análisis de materia orgánica. (Cond: conductividad; MO: materia orgánica; NH₄: amonio; P: fósforo; K: potasio; CO: Carbono orgánico) (Bofedales: A: Pampa Salasacas BI. B: Río Blanco AI. C: Mechahuasca ANI. D: Cruz del Arenal BNI. E: Cruz del Arenal ANI. F: Culebrillas AI. G: Casa Cóndor BI. H: Cooperativa Santa Teresita BNI. I: Lazabanza BNI. J: Cóndor Samana BI. K: Los Hieleros ANI. L: Pachancho BI. M: Puente Ayora BNI. N: Puente Ayora AI. O: Puente Ayora ANI) (Textura: AL: arena libre; FA: franco arenoso).

Bofedal	pH	Cond. (µS)	MO (%)	NH ₄ (mg/kg)	P (mg/kg)	K (mg/kg)	Textura	CO (%)
A	5.10	177.5	1.4	23.78	35.24	0.47	AL	0.81
B	5.32	285.0	2.9	9.11	29.68	1.12	FA	1.68
C	5.37	292.0	2.6	27.95	25.96	0.57	AL	1.50
D	5.97	136.7	1.1	7.26	38.0	0.36	AL	0.63
E	5.65	324.0	5.0	15.60	27.1	0.65	AL	2.90
F	5.76	217.0	1.3	8.92	30.37	0.67	AL	0.75
G	5.32	603.0	3.4	15.68	41.04	1.25	AL	1.97
H	5.66	228.0	1.8	10.09	34.32	0.99	AL	1.04
I	5.07	214.0	4.5	24.21	26.43	0.86	AL	2.61
J	5.36	149.1	3.4	21.89	37.09	0.61	AL	1.97
K	5.20	231.0	1.3	10.85	32.00	0.78	AL	0.75
L	5.66	252.0	2.5	11.47	49.62	1.21	AL	1.45
M	5.44	164.0	3.7	21.78	30.84	0.78	FA	2.14
N	5.46	197.7	3.1	12.26	32.92	0.95	FA	1.79
O	5.47	223.0	3.4	15.50	33.16	0.81	FA	1.97

En general, el pH se encuentra entre 5 y 6, y los valores de conductividad indican que se trata, en todos los casos, de suelos no salinos. El porcentaje de materia orgánica varía entre un 1.1 y un 5.0 %, encontrándose por debajo del 3.4 % en la mayor parte de los bofedales. El nivel de presencia de los nitratos es bajo en todos los bofedales, mientras que el del fósforo es medio en Río Blanco, Mechahuasca, Cruz del Arenal y Lazabanza, siendo alto en el resto de bofedales. En cuanto al nivel de presencia del potasio, es baja en Pampa Salasacas y Cruz del Arenal, media en Mechahuasca y Cóndor Samana, y alta en el resto de los bofedales.

La textura corresponde mayoritariamente al tipo de arena libre y el porcentaje de carbono orgánico varía, pero los valores se encuentran en todos los casos entre 0.63 y 2.9 %.

7.5. Análisis de las variables relacionadas a la calidad del agua y suelo

El análisis multivariado de variables relacionadas a la calidad del agua y suelo fueron analizados con la metodología HJ-Biplot, observándose que con 4 ejes se logra explicar el 63,45% de la varianza.

Con los ejes 1 y 2 que explican el 39% de la varianza (Figura 7.5), se observa que el Bofedal Casa Córdor BI (B11) tiene mayor concentración de Ca, Mg, Cond. Los bofedales Portal Andino AI (B10) y Culebrillas AI (B12) se destacan por la presencia de granulometría >0.1, STS, OD (%), Olm, pH. Puente Ayora BNI (B3). Puente Ayora ANI (B2), Lazabanza (B8), Cruz del Arenal ANI (B4) se diferencian por la textura, contenido de Nitrógeno y granulometría <0.1

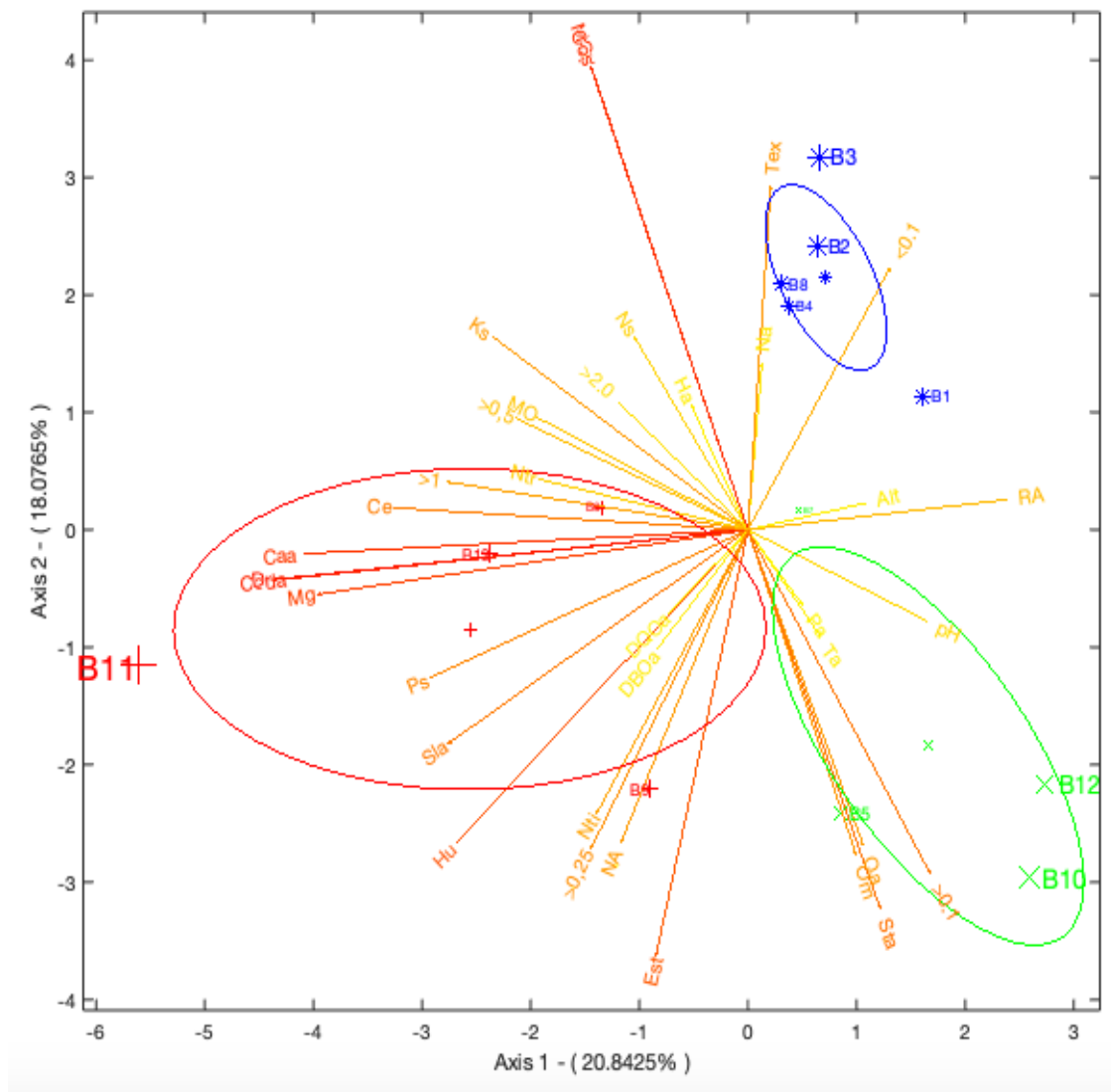


Figura 7.5. Biplot de resultados de las correlaciones entre los bofedales y variables fisicoquímicas mostradas en los ejes 1 y 2.

De acuerdo con los ejes 1 y 3, que explican el 35% de la varianza total, el bofedal Casa Cónдор (B11) se caracteriza por tener valores altos en Ca, Mg, Dureza. El bofedal Portal Andino AI (B10) se distingue por la granulometría <0.1, Oxígeno, sólidos totales en suspensión y temperatura, mientras que el bofedal Culebrillas AI (B12) se caracteriza por el pH y el rango altitudinal (Figura 7.6).

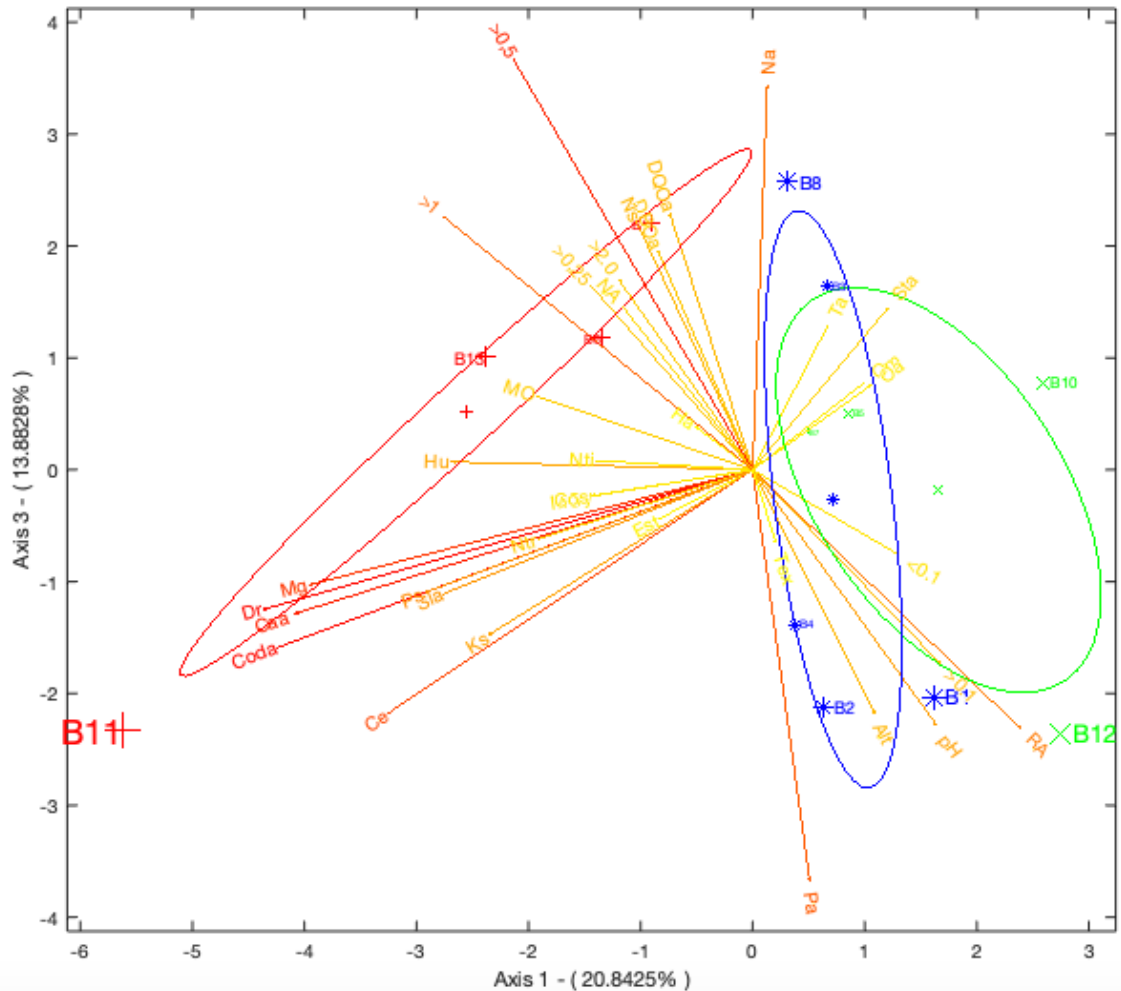


Figura 7.6. Biplot de resultados de las correlaciones entre los bofedales y variables fisicoquímicas mostradas en los ejes 1 y 3.

Cuando analizamos los ejes 1 y 4, que explican el 32% de la varianza, el bofedal Casa Cónдор BI (B11) se distingue de los demás bofedales por tener los valores más altos en los contenidos de Calcio, Magnesio, Fósforo, Materia Orgánica, Nitratos, Nitritos, Sólidos Totales en suspensión, y el contenido granulométrico >0.2, >1, >0.5, que lo comparte con los bofedales Pampa Salasaca BI (B9) y Cónдор Samana BI (B13) (Figura 7.7).

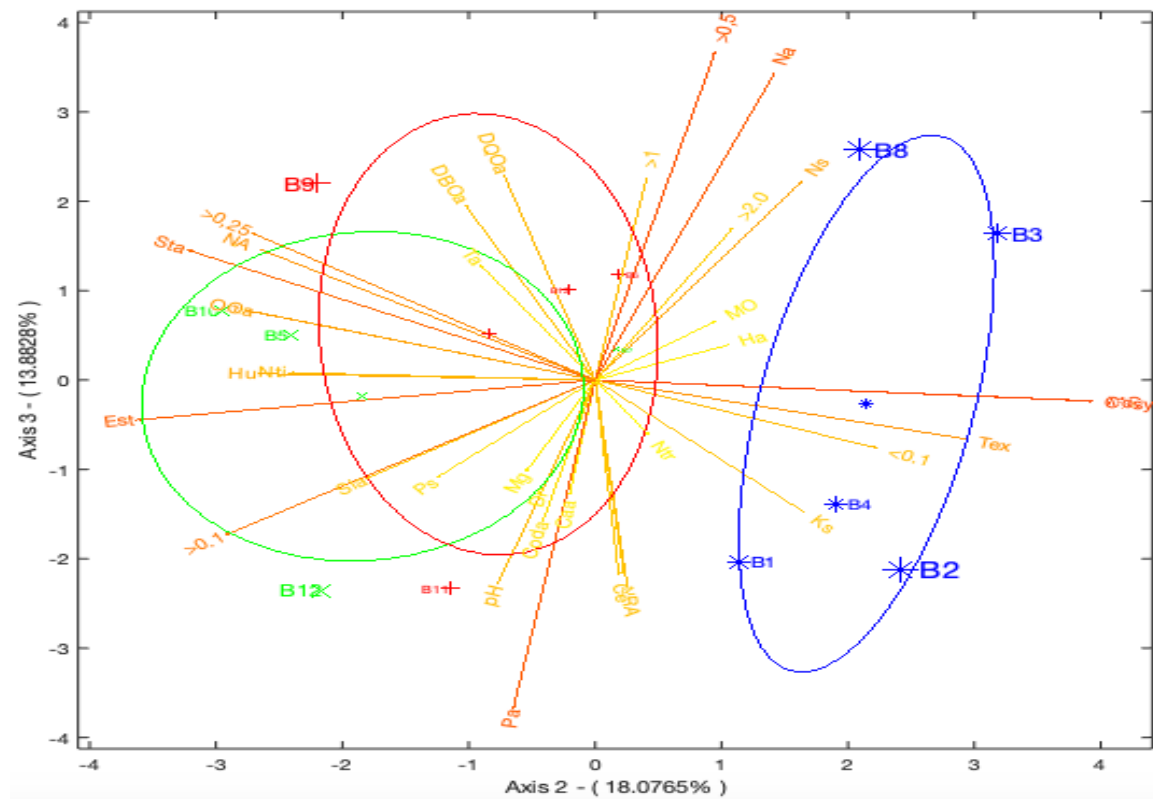


Figura 7.8. Biplot de resultados de las correlaciones entre los bofedales y variables fisicoquímicas mostradas en los ejes 2 y 3.

PUBLICACIONES

Título de la Publicación		
Water Quality Determination Using Soil and Vegetation Communities in the Wetlands of the Andes of Ecuador		
Nombre y Apellidos	Filiación	Referencia
Juan Carlos Carrasco Baquero	Facultad de Recursos Naturales, Escuela Superior Politécnica de Chimborazo (ESPOCH), Riobamba, 060155. Ecuador;	<i>DOI:</i> https://doi.org/10.3390/land12081586
Verónica Caballero-Serrano	Facultad de Recursos Naturales, Escuela Superior Politécnica de Chimborazo (ESPOCH), Riobamba, 060155. Ecuador;	
Fernando Romero Cañizares	Investigador Independiente, Riobamba-Ecuador	
Daisy Carolina Carrasco López	Instituto de Investigaciones. Escuela Superior Politécnica de Chimborazo (ESPOCH), Riobamba – Ecuador	
David Alejandro León Gualán	Universidad de Investigación e Innovación, UIIX, México, 6220090, México	
Rufino Vieira-Lanero	Departamento de Zoology, Genética y Antropología Física, Facultad de Biología, Universidad Santiago de Compostela, 15782 Santiago de Compostela, España	
Fernando Cobo-Gradín	Departamento de Zoology, Genética y Antropología Física, Facultad de Biología, Universidad Santiago de Compostela, 15782 Santiago de Compostela, España	
Título de la Publicación		
Biodiversidad asociada a humedales altoandinos: macrófitas, vegetación de ribera y familias de macroinvertebrados		
Nombre y Apellidos	Filiación	Referencia
Juan Carlos Carrasco Baquero	Facultad de Recursos Naturales, Escuela Superior Politécnica de Chimborazo (ESPOCH), Riobamba, 060155. Ecuador.	ISBN. 987-9942-40-316-2
Verónica Caballero-Serrano	Facultad de Recursos Naturales, Escuela Superior Politécnica de Chimborazo (ESPOCH), Riobamba, 060155. Ecuador.	
Freddy Ismael García Santander	Investigador Independiente, Riobamba-Ecuador	
Rufino Vieira-Lanero	Departamento de Zoology, Genética y Antropología Física, Facultad de Biología, Universidad Santiago de Compostela, 15782 Santiago de Compostela, España	

CAPÍTULO 8: Modelación de la distribución potencial de dos especies de plantas de los bofedales de la RPFCH

8. MODELACIÓN DE LA DISTRIBUCIÓN POTENCIAL DE DOS ESPECIES DE PLANTAS DE LOS BOFEDALES DE LA RPFCH

El estudio de la composición florística registró un total de 240972 ejemplares, pertenecientes a 86 especies (79 especies de ribera y 7 macrófitas) (Ver Inventario Capítulo 7).

8.1. Análisis de la distribución actual y potencial de las especies

De acuerdo con los registros disponibles, el análisis de la distribución actual de *A. breviculmis* y *P. orbiculatum* indica que la cordillera de los Andes es, y probablemente seguirá siendo, el foco de diversidad y el área donde se prevé sigan existiendo las mejores condiciones para estas especies. El modelo utilizado en este estudio para la proyección refleja una alta confiabilidad en función de las 19 variables utilizadas, permitiéndonos reconocer patrones de distribución estadísticamente significativos. El resultado del procesamiento de los datos mediante el modelo Maxent muestra la idoneidad del nicho ecológico utilizando un código de colores en el que los más cálidos corresponden a las áreas con las mejores condiciones previstas, así como un conjunto de puntos blancos que corresponden a las ubicaciones de presencias utilizadas para el entrenamiento, y otro de puntos de color violeta, que corresponden a ubicaciones de prueba. De acuerdo con la ubicación de estos puntos, se observa que mayoritariamente *A. breviculmis* se encuentra distribuida al noreste de la reserva (provincia de Bolívar), con un total de 33 registros, mientras que la mayoría de los registros de *P. orbiculatum* corresponden a la provincia de Chimborazo (9 en total).

La prueba de Jackknife permitió determinar el porcentaje de contribución de cada variable al modelo (Tabla 8.1). El modelo se reevalúa sobre los datos permutados y la caída resultante en el AUC (“area under curve”) de entrenamiento se muestra en la tabla, normalizada a porcentajes, siendo la variable BIO1 [Temperatura media anual], la más importante para determinar la idoneidad de hábitat. En este sentido, la alta contribución de esta variable al modelo puede darse en razón de que la temperatura afecta a la tasa de desarrollo de la planta a través de sus distintas fases, ya que todos los procesos fisiológicos de la planta ocurren más rápidamente a medida que la temperatura aumenta desde una temperatura base a una óptima (Rawson & Macpherson, 2001).

Para el caso de la especie *A. breviculmis*, a la variable BIO1 [Temperatura media anual (69.7%)], le sigue, aunque en menor cuantía, la variable BIO 12 [Precipitación anual (7%)], lo que indica que estas dos variables son las que limitan la distribución normal de esta especie. De igual manera otras 16 variables (BIO 8, BIO 3, BIO 5, BIO 10, BIO 11, BIO 7, BIO 6, BIO 16, BIO 13, BIO 4, BIO 15, BIO 2, BIO 19, BIO 14, BIO 18 y BIO 9) contribuyen con el 23.2%, mientras que la variable BIO 15 [Estacionalidad de la precipitación (coeficiente de variación)] no presentó ninguna contribución para este estudio.

Tabla 8.1. Contribución porcentual de las variables ambientales en el modelo de distribución de *A. breviculmis* y *P. orbiculatum*.

<i>Agrostis breviculmis</i>		<i>Polystichum orbiculatum</i>	
Variable	Contribución (%)	Variable	Contribución (%)
BIO 1	69.7	BIO 1	53.5
BIO 12	7.0	BIO 5	17.4
BIO 8	6.6	BIO 9	11.4
BIO 3	3.3	BIO 6	5.6
BIO 5	3.1	BIO 10	3.6
BIO 10	2.5	BIO 8	2.1
BIO 11	2.0	BIO 3	1.9
BIO 7	1.6	BIO 11	1.1
BIO 6	1.2	BIO 16	1.0
BIO 16	0.9	BIO 14	0.8
BIO 13	0.6	BIO 15	0.5
BIO 4	0.4	BIO 7	0.3
BIO 17	0,3	BIO 19	0.2
BIO 2	0,2	BIO 17	0.2
BIO 19	0.2	BIO 12	0.1
BIO 14	0.1	BIO 4	0.1
BIO 18	0.1	BIO 18	0.1
BIO 9	0.1	BIO 13	0.0
BIO 15	0.0	BIO 2	0.0

En el caso de *P. orbiculatum*, las variables que más han contribuido a determinar la idoneidad de hábitat han sido BIO1 [Temperatura media anual (53.5%)], seguida de BIO 5 [Temperatura máxima del mes más cálido (17.4%)], y BIO 9 [Temperatura media del cuarto más seco (11.4%)], lo que indica que la variable Temperatura es la que limita la distribución normal de esta especie. Por otro lado, las variables BIO 2 [Rango diurno medio (media mensual (temperatura máxima - temperatura mínima))] y BIO13 [Precipitación del mes más húmedo], no representaron ninguna contribución.

Para validar del modelo se muestra el comportamiento de la curva ROC (Receiver Operating Characteristic; Figura 8.1), que incluye los valores de AUC (75 %) y los datos de prueba (25 %). El valor del desempeño del modelo con un error de omisión del 12%, muestra un umbral de tasa de omisión de entrenamiento, +0.04 de umbral acumulativo y un + 1.6 de área predicha fraccional.

Para *A. breviculmis* y *P. orbiculatum* los valores del entrenamiento fueron 0.920 y 0.908,

respectivamente, lo que según Los Macisos (2009), indica que el desempeño del modelo es excelente.

En la figura 8.1 se puede observar que las presencias son independientes entre cada una de ellas debido a la disposición entre la línea que indica la Omisión de muestras de formación y la línea de Omisión prevista. El hecho de que el AUC se acerque a la unidad indica que el modelo se encuentra bien generado. Por lo tanto, el modelo construido tiene una alta probabilidad de que una presencia seleccionada de forma aleatoria esté ubicada en una celda de cualquier ráster de las 19 variables climáticas. Se trabajó con un análisis de umbral de 10 percentiles, que es el valor de probabilidad en el que el 90% de los puntos en los que se ha registrado la de presencia de la especie estarán dentro del área potencial modelada. El 10 % restante de los puntos que caen fuera del área potencial se definieron como puntos con ambiente atípico y se descartaron para dar una mayor solidez al resultado del modelo.

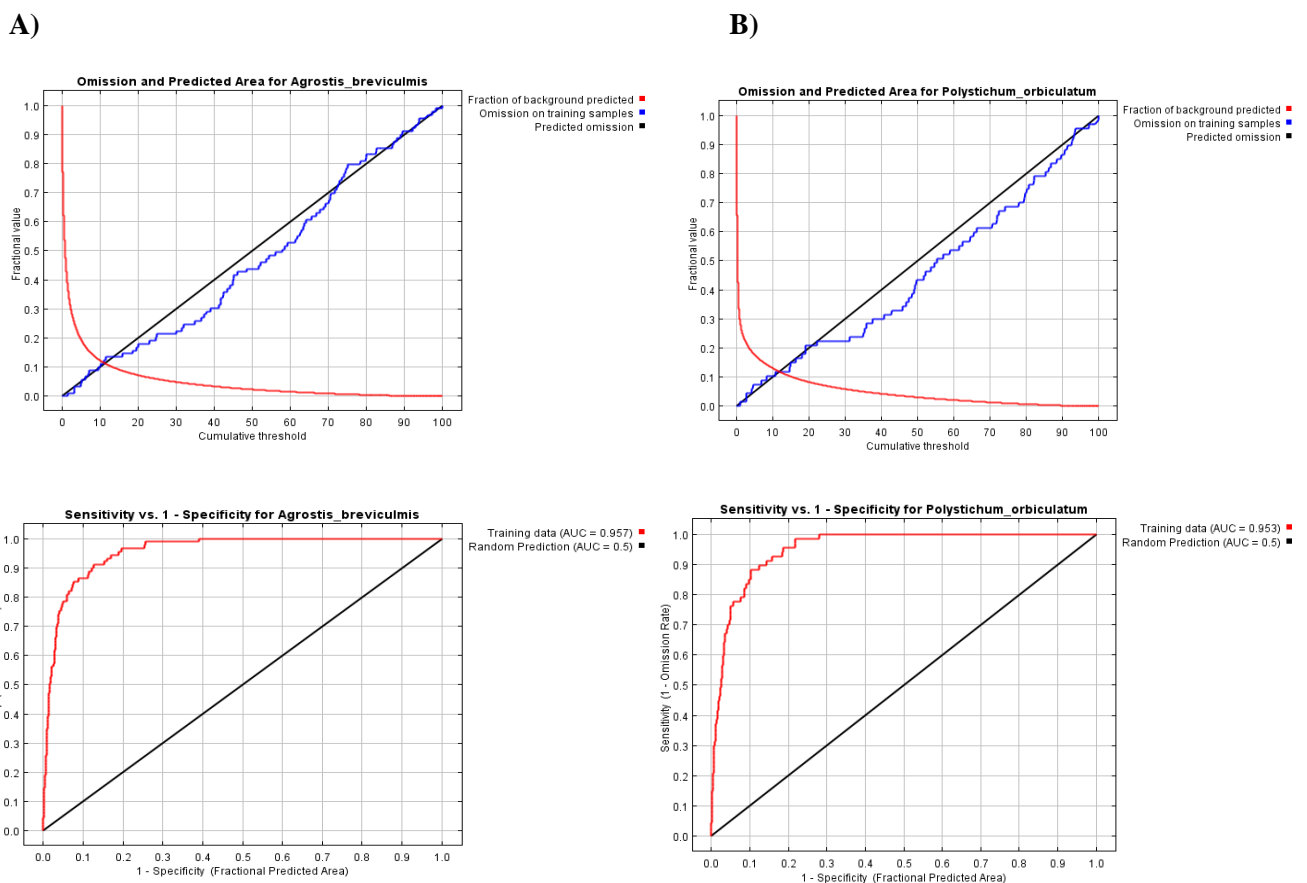


Figura 8.1. Área bajo la curva (AUC) para datos de entrenamiento y para los datos de prueba del modelo seleccionado de (A) *Agrostis breviculmis* y (B) *Polystichum orbiculatum*

La prueba Jackknife (Figura 8.2) demuestra la relevancia de las variables ambientales en la predicción de la probabilidad de que las especies estén presentes cuando son utilizadas de forma aislada. Esta prueba mostró que, para ambas especies, las variables BIO 1, BIO 10, BIO 11, BIO

5, BIO 6, BIO 8 y BIO 9 aportan, de manera aislada, el 0.75 de los valores del AUC del área de distribución potencial, pues estas variables son las que presentan mayor valor predictivo.

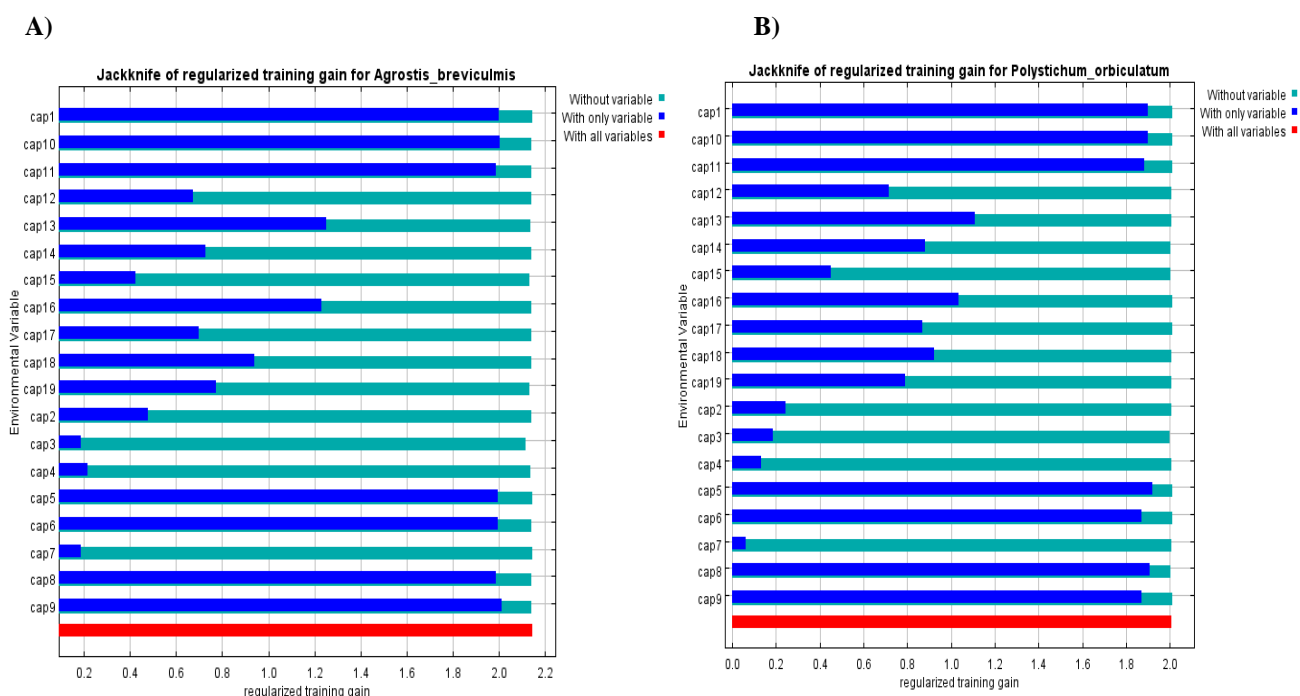


Figura 8.2. Importancia relativa de cada variable según el resultado del método Jackknife expresado en valores de ganancia, cuando la variable es usada de forma aislada en el modelo de (A) *Agrostis breviculmis* y (B) *Polystichum orbiculatum*

8.2. Tendencias generales de los cambios de distribución de las especies para el año 2050

Se ha realizado un modelado de la distribución de *A. breviculmis* y *P. orbiculatum* en función de dos escenarios climáticos de trayectorias de concentración representativas (RCP) diferentes: RCP 4.5 (de estabilización) y RCP 8.5 (pesimista). La predicción del modelado muestra la variabilidad e inestabilidad climática que se registrará en 30 años (Anderson et al., 2011).

Las dos especies seleccionadas para este estudio comparten una característica esencial en su distribución: han sido halladas en rangos altitudinales superiores a 1500 m.s.n.m. (ITCR, 2014). En estas altitudes, la composición florística de los páramos presenta características propias que les aseguran la supervivencia a las variaciones extremas de la temperatura (Guariguata & Kattan, 2002). Los modelos generados para las dos especies tuvieron como principales determinantes las variables climáticas que derivan de la temperatura.

Los modelos obtenidos proponen que, por efecto del cambio climático, las áreas de distribución potencial de las especies estudiadas se verán afectadas negativamente, demostrando así que

cuanto más extremo es el escenario de cambio, más evidente es la dismunicación de su distribución potencial.

La especie más afectada sería *P. orbiculatum*, la cual en el escenario más conservador (RCP 4.5) sufriría una disminución de su área de distribución de un 26%, cambios que se evidenciarán principalmente en los páramos del norte y sur del país. La distribución potencial se limitaría a los páramos del centro de Ecuador. Por su parte, en el escenario extremo (RCP 8.5) la pérdida de área potencial alcanzaría el 28% del hábitat, de acuerdo con su distribución actual (Tabla 8.2) (Figura 8.3).

En el caso de *A. breviculmis*, ésta también presentaría una reducción del 22% en su área potencial bajo el escenario (RCP 4.5), de modo que su distribución se vería limitada a la región interandina y se ubicaría al centro y unas pocas zonas al norte de Ecuador. En el escenario RCP 8.5, la reducción del área de distribución sería del 25%. En este escenario la distribución de la especie se encontraría más segmentada, de modo que ocuparía las mismas áreas que en el modelo RCP 4.5, pero los hábitats idóneos serían más reducidos (Tabla 8.2) (Figura 8.4).

Tabla 8.2. Áreas con condiciones climáticas favorables para la distribución de las especies en el escenario climático actual y para el caso de dos escenarios climáticos futuros (RCP 4.5 y 8.5). Se indica el área favorable en km², que es la superficie donde se espera que las especies puedan distribuirse. Entre paréntesis se indica el porcentaje de cambio entre el escenario actual y cada escenario de cambio

Especie	Escenario actual	Escenario RCP 4.5	Escenario RCP 8.5
<i>Agrostis breviculmis</i>	8053	6313 (22%)	6023 (25%)
<i>Polystichum orbiculatum</i>	6678	4942 (26%)	4809 (28%)

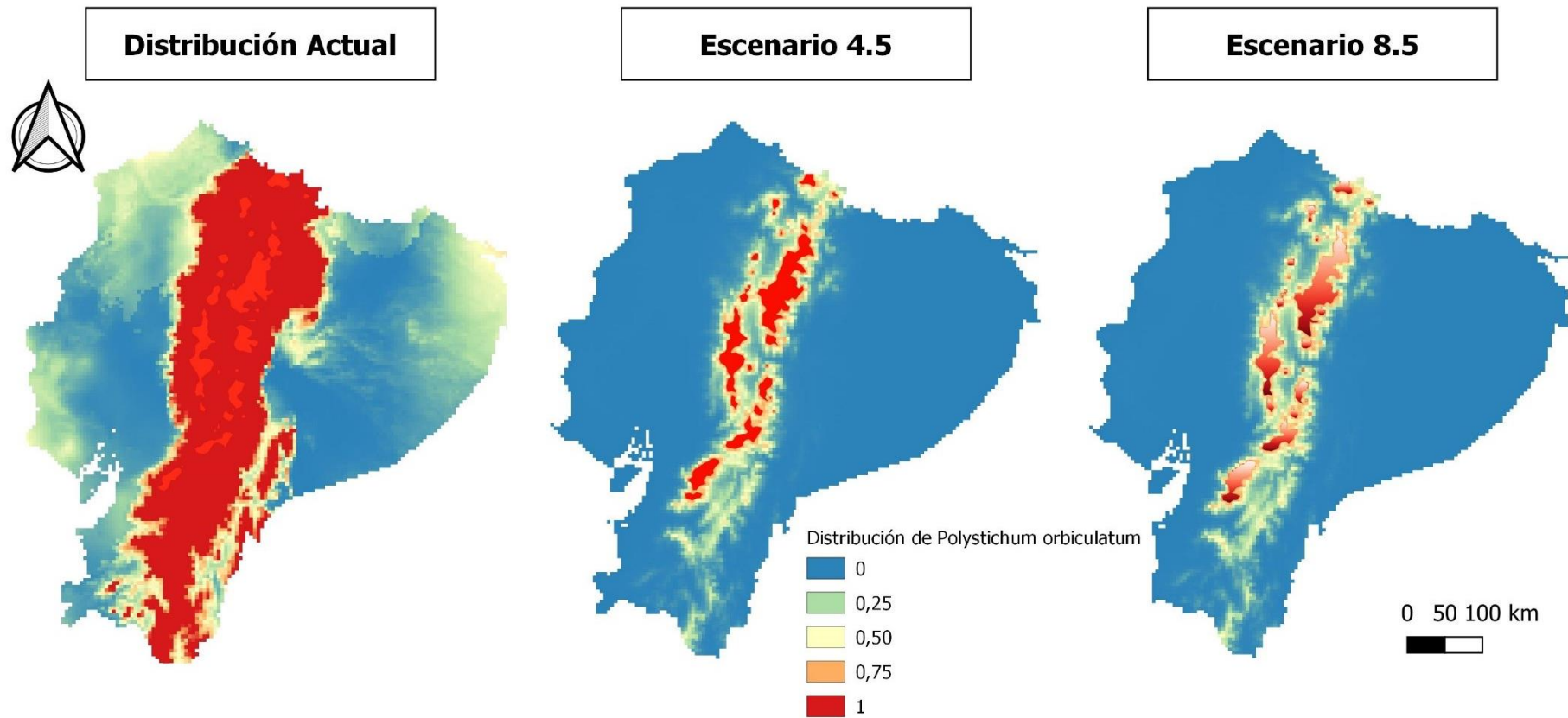


Figura 8.3. Distribución potencial de la especie *Polystichum orbiculatum* proyectada para el año 2050, bajo los escenarios de cambio climático de estabilización (RCP 4.5) y pesimista (RCP 8.5).

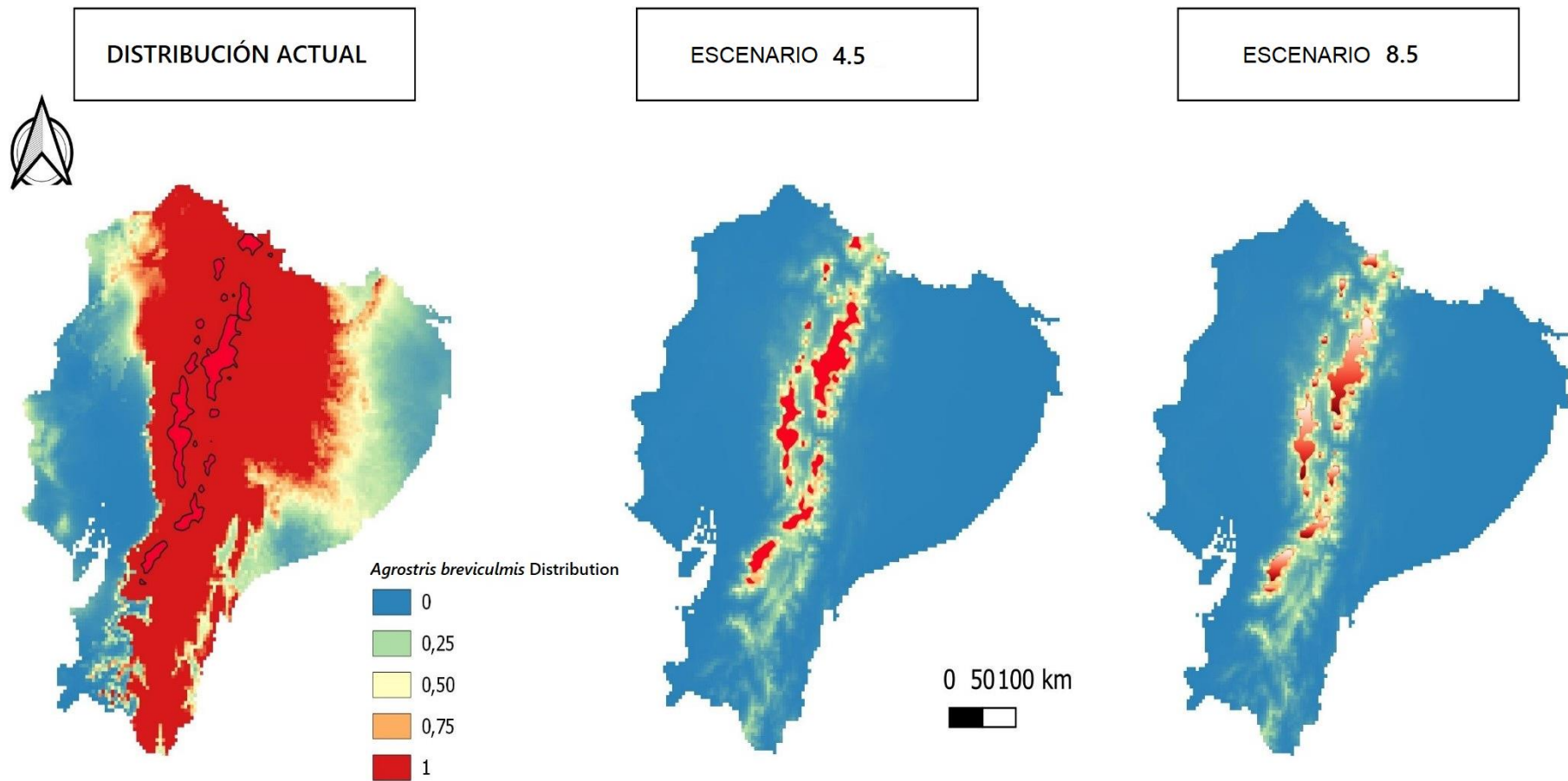


Figura 8.4. Distribución potencial de la especie *Agrostis breviculmis* proyectada para el año 2050, bajo los escenarios de cambio climático de estabilización (RCP 4.5) y pesimista (RCP 8.5).

DISCUSIÓN GENERAL

9. DISCUSIÓN GENERAL

9.1. Caracterización físicoquímica del sistema acuático de los bofedales y análisis de la comunidad de macroinvertebrados para la determinación de la calidad del agua de los bofedales de la meseta andina de la RPFCH

El recurso hídrico indispensable para el desarrollo de la vida, ha sido fuertemente perturbado por sustancias cada vez más agresivas y difíciles de tratar. Por tal razón, diversas organizaciones, se han preocupado por evaluar el impacto antrópico sobre los recursos hídricos a través del estudio de la naturaleza química, física y biológica del agua (Samboni et al., 2007).

Los análisis físicos y químicos, reflejan las condiciones instantáneas de contaminación (Alba-Tercedor, 1996; Aazami et al., 2015). Este estudio evaluó la calidad del agua con análisis de parámetros físicos y químicos (APHA, 2001). Las variables físico-químicas estudiadas (Anexo 4) presentaron valores cercanos o superiores a los umbrales indicados para el deterioro de los ecosistemas de agua dulce (Canning & Death, 2019; IWQGES, 2016), por lo que es probable que estén afectando negativamente a la biota.

Los valores actuales de variables físico-químicas como el amonio, la DQO y la DBO se encuentran por encima de los valores establecidos como referencia para las aguas limpias, lo que indica que las aguas de los bofedales se encuentran contaminadas por materia orgánica. Esto puede asociarse a la producción de biomasa viva y a la deposición continua de restos de materia orgánica originados por la vegetación (Pant et al., 2003) y es probable que cause efectos adversos sobre la biota del lugar (Canning & Death, 2019).

Las concentraciones de nitritos y n-amoniaco en la mayoría de los análisis fueron superiores a los límites permisibles, concentraciones por encima de 0,01 mg/L podrían indicar contaminación fecal elevada en los bofedales de la RPFCH, resultados que se ratificaron con los niveles de coliformes fecales obtenidos en esta investigación, en la que 12 de los 16 bofedales presentaron valores entre 0.80 y 3.70 NMP/100 mL.

Los niveles altos de fósforo y nitrógeno representan niveles críticos para los ecosistemas de agua dulce (Galloway et al., 2003; Ahlström & Cornell, 2018). Si las concentraciones de fósforo aumentan en estos ecosistemas más allá de 0.05 mg/L, pueden desencadenar un deterioro ambiental, como un aumento del crecimiento de algas y macrófitas y efectos adversos asociados para los macroinvertebrados (Canning & Death, 2019). Tal como se puede evidenciar en los bofedales Puente Ayora ANI, Culebrillas AI y Los Hieleros ANI, en donde los valores obtenidos, superan el límite permisible por la Legislación Ambiental ecuatoriana.

El oxígeno disuelto (OD) presentó valores relativamente altos en todos los bofedales (Anexo 3), pues su disolución en el agua se ve favorecida por las bajas temperaturas del agua en el páramo. Esta correlación, incide fuertemente en la diversidad de especies acuáticas, ya que a temperaturas frías la concentración de oxígeno disuelto es más alta y la posibilidad de supervivencia de las especies acuáticas es mayor (Center for Innovation in Engineering and Science Education. [CIESE], 2006).

La calidad de los ecosistemas acuáticos se refleja en la composición de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos (Acosta et al., 2009), por lo que desde hace mucho tiempo se han utilizado métodos de evaluación basados en estos grupos (Roldán-Pérez, 2016). Por lo tanto, los macroinvertebrados se han utilizado como indicadores de la calidad del agua de los ecosistemas acuáticos durante más de cien años (Buss et al., 2015; Guareschi et al., 2017), principalmente en Estados Unidos, Reino Unido y muchos países europeos (Bo et al., 2017). Debido a la fiabilidad que aportan a la gestión de la ecología del agua dulce, en la actualidad han comenzado a ser utilizados por varios países en desarrollo en África, Asia Oriental y América del Sur, pese a las diferencias taxonómicas existentes entre las especies de las diferentes zonas (Buss et al., 2015), lo que hace indispensable la adaptación de los índices basados en esas especies a las situaciones particulares de cada zona geográfica donde vayan a ser aplicados

En este trabajo hemos estudiado 16 bofedales; aunque es un número de humedales relativamente bajo, abarcan una amplia variedad de ecosistemas y accidentes geográficos presentes en esta área protegida. En ellos se registraron en total 23 familias de macroinvertebrados, un número relativamente alto en comparación con los resultados de otros estudios, como el realizado por Buenaño et al. (2018) en la microcuenca del río Pachanlica, en el que registraron únicamente 10 familias. Lógicamente, en estudios más extensos existe una mayor probabilidad de que la abundancia de especies se incremente; así en el estudio realizado por Batzer & Ruhí (2013) en que se incluyeron los resultados de 477 humedales, se elevó a 175 el número total de familias presentes. Las comparaciones directas de nuestros resultados con los estudios realizados en otros humedales se vuelven relativamente difíciles debido a los distintos métodos de muestreo utilizados, a la resolución taxonómica y a las diferentes intensidades de muestreo espacial y temporal empleadas en cada estudio. La identificación de 23 familias en estos 16 bofedales sugiere que es probable que los humedales de la RPFCH contengan una diversidad relativamente baja de macroinvertebrados acuáticos debido posiblemente a las características ecológicas y geográficas únicas de los Andes. No obstante, hemos de tener en cuenta que la diversidad en los bofedales está relacionada con la latitud y altitud a la que están ubicados estos ecosistemas (Mancera et al., 2019), de modo que a menor altitud la diversidad suele ser mayor, tal es el caso de dos quebradas en el departamento de Antioquía (ubicado en Colombia, entre 898 a 2140 m.s.n.m) donde se hallaron 147 géneros de 58 familias (Galeano-Rendón et al., 2017), mientras

que en un estudio realizado en arroyos peruanos ubicados en altitudes superiores a los 4491 m.s.n.m. y asociados con bofedales altoandinos, únicamente se identificaron un total de 26 familias (Carrasco et al., 2020).

En función del índice BMWP/Col adaptado por Roldan (2003) y modificado por Roldán (2012) para evaluar la calidad del agua de los bofedales, se determinó que los bofedales estudiados no mostraron una calidad diferencial, y sus aguas corresponden a una calidad biológica baja y poco aceptable debido, probablemente, como indicaron Buenaño et al. (2018) a actividades agrícolas y ganaderas y al uso de agroquímicos en los cultivos de ladera. Así, otros estudios como el realizado por Furlonge et al. (2015), demuestran que los humedales con zonas proximales no perturbadas presentan comunidades de macroinvertebrados más ricas que aquellos con zonas proximales perturbadas.

Aunque el índice BMWP ha demostrado ser efectivo para evaluar la calidad del agua (Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega, 1988; Roldán, 2003), se considera que sería apropiado ajustar los valores asignados a la calidad biológica del agua, teniendo en cuenta las condiciones geográficas de altitud, corriente sustrato, y pendiente para cada región, logrando así que los valores de sensibilidad a agentes contaminantes (físicos y químicos), sean mucho más precisos.

Con relación al índice EPT, cuyas clases de calidad fueron adaptadas para el caso de Ecuador por Carrera & Fierro (2001), en general, los resultados indicaron que la calidad del agua de los bofedales se encuentra afectada por la presión humana en estos ecosistemas, calificando la calidad de las aguas de los bofedales estudiados como "mala". Estos resultados son consistentes con otros estudios que demuestran que la ausencia de especies correspondientes a los órdenes Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera, corresponden a ecosistemas alterados por actividades humanas, señalando una inmediata reducción en la densidad y riqueza taxonómica de invertebrados (Barton & Wallace, 1979; Bugbee & Walter, 1973; Rosenberg & Wiens, 1976).

9.2. Desarrollo de un índice biótico adaptado a bofedales

Si bien la literatura sobre el conjunto de macroinvertebrados del altiplano andino no es extensa, existen estudios basados en países andinos como Colombia, Ecuador, Perú y Bolivia, que describen las características ambientales típicas de estos ecosistemas y la composición de las comunidades bentónicas (Jacobsen & Encalada, 1997; Roldán, 1999; Figueroa et al., 2003; Acosta et al., 2009; Prat et al., 2009). No obstante, la información relacionada con la taxonomía de invertebrados acuáticos de América del Sur, podría encontrarse todavía limitada a la "literatura gris" no publicada (Pringle et al., 2000) y a estudios que clasifican a los macroinvertebrados solo a nivel de familia.

Como resultado, se han propuesto y desarrollado varios índices de evaluación ecológica para zonas altoandinas que utilizan las comunidades de macroinvertebrados acuáticos para monitorear la calidad de los recursos hídricos. Tal es el caso del índice biótico andino (ABI) propuesto en el protocolo “Calidad Ecológica de los Ríos Altoandinos” (CERA) en Ecuador (Acosta et al., 2009), el Grupo de Trabajo de Monitoreo Biológico adaptado a Colombia (BMWP-Col) (Roldán, 1999), (ICE_{RN-MAE}), desarrollado para la cuenca de un río en Colombia (Forero et al., 2014), e IMEERA, propuesto para arroyos altoandinos en Perú y Ecuador (Villamarín et al., 2013).

En estos dos últimos, los autores evalúan la condición biológica de las aguas dulces, basándose en datos cuantitativos, por ejemplo: (ICE_{RN-MAE}), monitorea la calidad ecológica a través de un análisis estadístico, mientras que IMEERA lo realiza a través del uso de índices multimétricos como la riqueza taxonómica, la composición taxonómica, los grupos tróficos, el hábitat y su tolerancia/intolerancia a la contaminación.

Sin embargo, a diferencia de (ICE_{RN-MAE}) e IMEERA, el índice IAB utiliza datos cualitativos o semicuantitativos y los compara con variables físico-químicas debido a que esto obedece a los datos levantados en campo (diversidad y abundancia), permitiendo asignar a cada taxa un valor de importancia como indicador (Hilsenhoff, 1987; Armitage et al., 1983; Alba-Tercedor, 1996), especialmente para las familias Dugesidae e Isotomidae, que han sido excluidas del tratamiento de datos en los índices BMWP/Col, ABI y EPT.

La puntuación asignada a la familia Dugesidae en el IAB obedeció a los resultados de los análisis físico-químicos y a la numerosa presencia de esta familia en los bofedales, especialmente en aquellos con aguas intervenidas, indicando que para los dugésidos la calidad del agua no es un determinante importante para establecer su hábitat. Las familias Tubificidae y Glossiphoniidae obtuvieron una baja puntuación (1 punto) en el índice BMWP debido a su alta tolerancia a factores contaminantes (Roldán, 2012), por lo que este valor fue tomado como referencia para el IAB, puesto que ambos taxones muestran adaptaciones que los hacen menos sensibles a la calidad del agua. De igual manera, el puntaje asignado a la familia Isotomidae en el IAB obedeció a los resultados de los análisis físico-químicos y a su baja presencia en los bofedales.

Las familias Lymnaeidae y Sphaeriidae, citadas en áreas andinas por encima de los 2000 m.s.n.m. (Posada et al., 2000; Jacobsen, 2004), obtienen en el ABI 3 y 4 puntos, respectivamente; tomando como referencia estos valores y los análisis realizados en las aguas andinas de la RPFCH, en el IAB, estas familias fueron valoradas con 5 y 4 puntos, respectivamente.

Por otro lado, incluimos la única familia de Entomobryomorpha (Isotomidae) presente en las muestras realizadas y, tomando en consideración su única presencia en un bofedal no intervenido y su relación con los análisis físico-químicos, fue calificada en el IAB como una familia no

tolerante a la contaminación (10 puntos). La información disponible sobre los Dolichopodidae (4) dispuso que se mantuviera la puntuación original (4 puntos) asignada por Ríos-Touma et al. (2014).

Con respecto al grupo Trichoptera, en esta adaptación la familia Limnephilidae (7 puntos) mantuvo relativamente la puntuación con que figuraba en el índice ABI original (Ríos-Touma, 2014). También se utilizaron las puntuaciones definidas por Roldán (2012) para Hyalellidae y Sciomyzidae.

Las familias Ptilodactylidae, Elmidae, Scirtidae, Leptoceridae, Hydrobiosidae, Ceratopogonidae, Chironomidae, Muscidae, Simuliidae, Tabanidae y Tipulidae se incluyen en los índices BMWP/Col y ABI, de tal forma que, para determinar su valor en el IAB, se aplicó la media aritmética promedio y se asignó un valor por su concordancia con la literatura (eg, Roldán, 1980; Roback & Coffman, 1983; Hansen, 1991; Ballesteros et al., 1997; Jacobsen, 1998; Viña-Vizcaíno & Ramírez-González, 1997). Estos resultados concuerdan, en general, con los valores que se obtuvieron de la aplicación del índice andino IMMERA.

9.3. Determinación de la calidad ecológica de las cuencas de los bofedales de la RPFCH en función de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos

La calidad ecológica de los ecosistemas acuáticos se refleja constantemente en la composición y sensibilidad de los organismos que habitan estos sistemas (macroinvertebrados bentónicos) (Acosta et al., 2009), por lo que desde hace mucho tiempo se han utilizado métodos de evaluación basados en estas especies como una herramienta fundamental del monitoreo de la calidad del agua (Roldán-Pérez, 2016).

La comunidad de macroinvertebrados acuáticos recolectados en las Cuencas de los ríos Chambo, Chimbo y Ambato, registró una abundancia total de 11008 individuos distribuidos en XX órdenes y XX familias. Según los datos proporcionados por Arroyo & Encalada (2009), la abundancia y diversidad de taxones que se obtuvieron en estos sitios de muestreo es similar a las encontradas en estudios previos realizados en naciones andinas como Bolivia (Cammaerts et al., 2008), Colombia (Rodríguez). -Barrios et al., 2011) y Perú (Quintana et al., 2018). En estos estudios, las áreas de estudio presentaron entre 12 y 22 órdenes de macroinvertebrados.

De acuerdo con los resultados de los indicadores biológicos, en las zonas altas de las cuencas de los ríos Chambo, Chimbo y Ambato la calidad del agua es mejor que en las zonas bajas, de modo que la calidad del recurso disminuye progresivamente, debido al aumento de factores externos que impactan y perturban y afectan a la cantidad y diversidad biológica de taxones bentónicos. En estudios sobre cuencas Altoandinas de Perú, investigadores como Rojas et al. (2018) y Gamarra-Torres et al. (2018), han encontrado hallazgos similares, donde las zonas de mayor

altitud registraron mejor calidad del agua, mientras que las zonas de media y baja altitud toleraron y sufrieron paulatinamente el impacto de las actividades antrópicas; esto redujo los procesos de autopurificación del agua, particularmente en áreas cercanas a viviendas humanas (Estrada et al., 2005).

9.4. Variabilidad, estructura, composición y carbono almacenado en macrófitas, vegetación de ribera y suelo de los bofedales de la RPFCH

En general, la composición florística de ribera de los 16 humedales de la RPFCH presenta un número similar de especies en todos ellos. En los sitios muestrales de vegetación de ribera se identificaron 79 especies (62 plantas vasculares, 12 bryophytas, 4 pteridophytos y 1 líquen), distribuidas en 35 familias y 64 géneros y, mientras que en el ambiente acuático se registraron siete macrófitas pertenecientes a seis familias; un patrón típico de los páramos andinos que se caracterizan por una diversidad florística más rica en especies que la de cualquier otro ecosistema tropical-alpino (Smith & Cleef 1988; Sklenář et al., 2011; Madriñán et al., 2013).

Los listados existentes sobre la flora de los Páramos (Luteyn et al., 1999; Knapp, 2007; Keating, 2008) indican que este ecosistema alberga aproximadamente 3400 especies de plantas vasculares y 1300 de plantas no vasculares en todo el bioma. De acuerdo con varios estudios (Van der Hammen & Cleef, 1986; Cuatrecasas, 1989; Luteyn et al., 1999; Rangel, 2000; Keating, 2008), las familias con mayor diversidad de especies son Asteraceae (100 géneros y 710 especies), Orchidaceae (57 géneros y 580 especies) y Poaceae (40 géneros y 150 especies). En esta lista se incluyen los taxones característicos de la vegetación de páramo abierto dominada por pastizales, aunque la mayoría son taxones típicos del páramo bajo dominado por arbustos (Luteyn et al., 1999; Keating, 2008). Además, es importante destacar que estos ecosistemas albergan un alto grado de endemismo a nivel de especies y géneros (Sklenář & Ramsay, 2001), así pues, en nuestro estudio se registró la presencia de tres especies endémicas del Ecuador: *Gnaphalium chimboracense*, presente en un bofedal (Cóndor Samana BI), *Halenia pulchella*, presente en dos bofedales (Los Hieleros ANI y Pampa Salasacas BI) y *Nototriche hartwegii*, presente en 4 bofedales (Puente Ayora BNI, Cruz del Arenal BNI, Pachancho BI, Portal Andino AI).

De acuerdo con los resultados de nuestro trabajo en la composición florística de ribera, la familia más diversa fue Asteraceae con 15 especies (19%), seguida de Poaceae con siete especies (9%) y Apiaceae con cinco especies (6%). Esto concuerda con lo indicado en el párrafo anterior, salvo en el caso de Orchidaceae, cuya dinámica poblacional (presencia – ausencia), se debe a un gran número de factores, como el contenido de humedad del suelo o el pH (McCormick & Jacquemyn, 2014), factores que probablemente ocasionaron la ausencia de esta familia en nuestras muestras.

Las especies más comunes en los bofedales estudiados fueron *Agrostis foliata*, de la familia Poaceae; que presentó una gran cobertura en el ecosistema páramo, tal como lo demuestra el estudio realizado por Caranqui (2016); *Erigeron*, perteneciente a la familia Asteraceae, la más diversa de los altos Andes (Funk et al., 1995; Luteyn et al., 1999) y *Lachemilla orbiculata*, que se extiende en los Andes a una altura de 2200 a 5000 m.s.n.m. (Luteyn et al., 1999; Romoleroux, 2004).

Por otra parte, en el entorno acuático se reconocieron siete especies vegetales identificadas como macrófitas; de ellas, Ranunculaceae fue la familia más abundante con 2 especies (29%). Las especies más frecuentes fueron *Rorippa pinnata* distribuida en 11 bofedales y *Eleocharis albibractea*, presente en 8 de los bofedales de la RPFCH.

Sin embargo, nuestros resultados muestran un bajo nivel de abundancia y riqueza de macrófitas, lo que concuerda con varios estudios que han demostrado que, en los ecosistemas alto andinos, en este grupo, el número de especies es limitado (Kiersch et al., 2004), como resultado, a medida que aumenta la altitud, se produce la disminución de un recurso particular, influyendo adicionalmente en factores ambientales como la escasez de nutrientes (Chambers et al., 2007) y la topografía de este sistema (Ramos -Montaño et al., 2013), los cuales podrían explicar la conmutación de diversificación, distribución y continuidad de especies de macrófitas en los ecosistemas de estudio.

En general nuestro estudio mostró que determinadas especies únicamente se registraron en determinados bofedales; así:

- *Distichia muscoides*, *Geranium diffusum*, *Lachemilla andina* y *Vaccinium floribundum* se registraron únicamente en el bofedal Lazabanda.
- *Oritrophium peruvianum* y *Plantago rigida* se registraron únicamente en Casa Cóndor.
- *Carex bonplandii* y *Myriophyllum quitense* solo se encontraron en Pampa Salasacas.
- *Bidens andicola* y *Gnaphalium purpureum* solo se registraron en Portal Andino.
- *Bartramia potosica* y *Gentianella cerastioides* únicamente en el bofedal Puente Ayora ANI.
- *Agrostis breviculmis* y *Azorella biloba* solo se encuentran en Puente Ayora AI.
- *Ranunculus peruvianus* está presente solo en Cruz del Arenal ANI.
- Por último, *Trifolium repens* solo se localizó en Río Blanco.

En general, estas especies son características de ecosistemas altoandinos y no suelen encontrarse aisaladas, tal es el caso de las especies de la familia Asteraceae que aumentan su riqueza a mayores altitudes (Cano et al., 2010, 2011), y aún, cuando esta riqueza se reduce en áreas restringidas a formaciones vegetales específicas como los bofedales (Valencia et al., 2013), no deja de ser una

de las familias más diversas de estos ecosistemas (Navarro et al., 2014). Como en el caso de las especies *Oritrophium peruvianum*, *Bidens andicola* y *Gnaphalium purpureum* de este estudio.

Aún, cuando la mayor parte de estas especies son propias de ecosistemas altoandinos, las distribuciones inusuales de estas muestras, podrían estar influenciadas por los niveles de injerencia que han alterado estos tipos de vegetación. Así, por ejemplo, a pesar de que *Distichia muscoides* tiene un rol importante en la regulación del balance hídrico (Weberbauer, 1945; Tovar, 1973) y se caracteriza por ser el componente principal de bofedales y formaciones vegetales hidromórficas (Valencia et al., 2013); actividades antrópicas de extracción para uso combustible (Ferreira, 1979), han alterado su presencia – ausencia en estos ecosistemas.

Son varios los estudios que indican que en la Reserva de Producción de Fauna Chimborazo, existen diferencias notables en la flora de los bofedales a medida que varía su altitud, posiblemente como resultado de las condiciones ambientales, o por lo menos influenciado por ellas, (Izco et al, 2007; Keating, 2008); sin embargo, la FAO en el año 2018, en la evaluación final del proyecto "Manejo de los recursos naturales del Chimborazo" indica que algunos cultivos locales se han adaptado y se han vuelto resistentes como consecuencia del cambio climático.

Así, el humedal Cóndor Samana BI, que corresponde al situado a menor elevación en el área de estudio (3825 m.s.n.m), registra un total de 26 especies, entre macrófitas y vegetación de ribera. En cambio, en el bofedal Mechahuasca, situado a 4240 m.s.n.m, se registraron únicamente 12 especies entre vegetación acuática y de ribera, mostrando una clara disminución de la riqueza y abundancia florística. Estos datos concuerdan con las observaciones de Cuesta et al. (2014), quienes indican que en los páramos la riqueza de especies generalmente tiende a disminuir con el aumento de la elevación, ya que la mayor diversidad de especies en la flora de los bofedales estudiados se encuentra entre los 3000 y 3400 m.s.n.m, mientras que por encima de los 4000 m.s.n.m, el número de especies disminuye.

De acuerdo con Medrano et al (2017), la diversidad de especies es mayormente afectada por las variaciones climáticas y edáficas, que ocurren entre sitios situados a diferentes gradientes altitudinales. Esto explica parcialmente por qué en este estudio, las propiedades del suelo entre hábitats eran notablemente diferentes. Para encontrar una posible estructura en la variabilidad de la base de datos, se realizó un análisis de componentes principales (ACP). Este análisis mostró que las tres primeras dimensiones explicaban el 69,6% de la variación de los datos. Así, se demostró que, en la contribución relativa del suelo, el carbono orgánico (CO) y la textura tenían las cargas más bajas en PC1, mientras que el K y el P tenían las cargas más altas en PC2. Este último, mejora la eficiencia de la descomposición microbiana del suelo (Zhang et al., 2017). Tal tendencia podría ser el resultado de una mayor biomasa vegetal y un alto contenido de nutrientes (Fayiah et al., 2019). En su estudio Oyague & Fonkén (2015), determinaron que la cobertura del

suelo era un indicador más útil que los índices de diversidad o la composición de la comunidad vegetal en términos de requerimientos hídricos.

Tanto las características químicas del agua como las comunidades de plantas acuáticas presentes en los bofedales de la Reserva de Producción Faunística Chimborazo parecen responder a un gradiente de mineralización (como lo indican los altos valores de conductividad eléctrica y de iones disueltos). Desde el punto de vista de la conservación, los humedales estudiados albergan un importante porcentaje de plantas nativas del país. Además, debido a la ubicación geográfica de los humedales de la RPFCH, estas áreas ofrecen un sistema ideal para el estudio de meta-comunidades (comunidades ligadas a la dispersión).

En cuanto al ciclo global de carbono, los resultados de nuestro estudio concuerdan con los de Abarca & Galdos (2020), en donde la elevada altitud de la zona de estudio (3100 m.s.n.m.), incide en que la acumulación de oxígeno disminuya y que se produjera el aumento de la concentración de otros gases como el CO₂, extendiendo así la fracción de carbono presente en la cobertura vegetal.

En nuestro trabajo, las comunidades vegetales de los sitios de estudio de la RPFCH presentan reservas de carbono relativamente similares a la de otras investigaciones con características ecológicas afines a nuestra zona de investigación (3.66 tC/ha - según el análisis S/H) y (1.56 tC/ha - según el análisis de combustión directa - C.D.). Así, por ejemplo, Alvis et al (2021) hace referencia a una cantidad de 4.77 tC/ha en los humedales de Chalhuanca – Arequipa (Perú), es decir, relativamente similar a la determinada en nuestro trabajo en esta zona de estudio. Sin embargo, estas variaciones pueden ser consecuencia del manejo que realizan las poblaciones locales en los bofedales para aumentar su productividad (Medina et al., 2020).

Según los análisis de combustión directa, los bofedales con mejor eficiencia de cuantificación de carbono son Pachancho BI (3.03 tC/ha), Casa Cóndor BI (2.33 tC/ha) y Cruz del Arenal BNI (2.31 tC/ha). Sin embargo, estos bofedales no tienen las características de albergar especies con altos niveles de carbono, en cambio, registran especies con una gran cantidad de individuos, como *Azorella pedunculata* y *Plantago rigida*, además de diferentes especies de la familia Poaceae, que constituyen aproximadamente la mitad del carbono total almacenado en las zonas de estudio.

El carbono almacenado en la composición de ribera (expresado en tC/ha), mostró que los bofedales con mayor almacenamiento de CO₂, fueron: Casa Cóndor (7.35 S/H y 2.33 C. D) y Cruz del Arenal BNI (6.47 S/H y 2.31 C. D); así, por el contrario, los bofedales Puente Ayora AI y ANI, presentaron los niveles más bajos de almacenamiento de carbono, con valores que están por debajo de la tonelada por hectárea. Así pues, la cuantificación de carbono de este estudio es superior a los valores obtenidos por Secaira (2018), quien realizó un estudio preliminar para la

vegetación de los bobedales de la reserva Chimborazo (Ecuador) quien cita rangos de almacenamiento entre 0.99 y 2.55 tC/ha.

Como resultado, la cuantificación de carbono en los ecosistemas de estudio, son uniformes en comparación con otros estudios. Según Suárez et al (2016), en su investigación realizada en dos áreas protegidas de Ecuador (Reserva Ecológica Antisana y Parque Nacional Cajas), se demuestra que estos ecosistemas de páramo presentan cuantificaciones similares de carbono (2,79 tC/ha), esto debido posiblemente a que las formaciones vegetales de estos bofedales son muy similares.

Con relación a las macrófitas, el valor medio del carbono almacenado ha sido de 0.09 tC/ha (en función del análisis peso seco/peso húmedo) y 0.05 tC/ha (según análisis de combustión directa). La cuantificación de carbono en macrófitas (expresado en tC/ha) mostró que los bofedales con mayor almacenamiento de CO₂, fueron: Puente Ayora AI (0.22 S/H y 0.10 C. D) y Los Hieleros ANI (0.16 S/H y 0.10 C. D), por el contrario, los bofedales Cooperativa Santa Teresita BNI (0.03 S/HS y 0.02 C. D) y Río Blanco AI (0.03 S/H y 0.01 C. D), presentaron la menor concentración de reserva de carbono.

Entre la literatura científica relacionada a la cuantificación de carbono en especies acuáticas (macrófitas), resulta importante mencionar la investigación realizada por Maldonado & Aparicio (2021), quienes señalan que las especies flotantes de la Bahía interior de Puno en el lago Titicaca (Bolivia), almacenan un total de 1,07 t/ha, esto considerando que, las especies de estudio poseen características fisiológicas y anatómicas distintas y con condiciones realmente adversas a las que deberán adaptarse. Por tanto, estos estudios no difieren en gran medida de los resultados de esta investigación, en donde, los bofedales de la RPFCH, presentan reservas de carbono, de 3.66 tC/ha (S/H) y 1.56 tC/ha (C.D).

En este contexto, desde el punto de vista de la conservación, los bofedales estudiados albergan un importante porcentaje de las plantas nativas del país. Además, por la ubicación geográfica de los bofedales de la RPFCH, estas zonas ofrecen un sistema ideal para el estudio de meta comunidades, o comunidades ligadas por dispersión (Leibold & Norberg, 2004).

9.5. Modelación de la distribución potencial de dos especies de plantas de los bofedales de la Reserva de Producción de Fauna Chimborazo

La estructura y fisonomía de la vegetación en los Andes están determinadas, en gran medida, por la interacción entre las variables ambientales de temperatura y precipitación (Buytaert et al., 2006). En el caso de los páramos, debido a su ubicación cerca del Ecuador, la radiación solar diaria es casi constante a lo largo del año y las variaciones en la temperatura del aire de más de 10°C en un mismo día son comunes (Smith & Young, 1987; Sklenář et al., 2011; Buytaert et al., 2014).

Los resultados obtenidos en este estudio muestran que tanto el hábitat marginal como el adecuado para *Agrostis breviculmis* y *Polystichum orbiculatum* se encuentra fragmentado prácticamente en todo el callejón interandino de los páramos en Ecuador, lo que a su vez podría suponer una grave amenaza para la supervivencia a largo plazo de estas especies, ya que varias zonas de páramo han desaparecido tras su transformación en pastizales, campos y plantaciones forestales de pino (Anthelme & Dangles, 2012). A lo que se ha sumado la quema a gran escala del páramo y el avance de la frontera agrícola (Buytaert et al., 2014), provocando así un movimiento descendente de la vegetación de páramo y la cobertura de áreas que anteriormente estaban cubiertas naturalmente por bosque andino (Ellenberg, 1979; Laegaard, 1992).

En este contexto, para la conservación de estas especies, los planteamientos deben orientarse desde una perspectiva integral de los ecosistemas, de modo que se debe conservar un amplio intervalo altitudinal y no pequeñas áreas protegidas aisladas (Yerena, 1993; Bennet, 1998). A estas altitudes, así como el relieve se convierte en un componente determinante, la composición florística de las montañas altas también ejerce una gran influencia en las limitaciones para la supervivencia a variaciones extremas en la temperatura (Guariguata & Kattan, 2002).

En este trabajo elegimos dos especies clave: *A. breviculmis* por ser la especie dominante en la estructura de estas comunidades y *P. orbiculatum*, que, por el contrario, es la especie menos abundante en estos ecosistemas. En general, nuestros resultados mostraron que, tanto bajo un escenario de Cambio climático de estabilización (RCP 4.5) como bajo uno pesimista (RCP 8.5), la distribución potencial de estas especies se vería reducida, lo que a su vez indica que estos cambios podrían incrementar el riesgo general de afectación en los páramos del Ecuador.

Así, la distribución de *P. orbiculatum* se vería más afectada por el cambio climático, reduciendo su hábitat en un 26% en el escenario RCP 4.5 y en un 28% según el RCP 8.5. De hecho, según el informe GBIF de 2021, esta especie ya presenta en la actualidad una disminución considerable en Ecuador. Por su parte, *A. breviculmis*, registraría una pérdida de hábitat del 22% en el escenario RCP 4.5 y de un 25% según el RCP 8.5.

El modelo de distribución potencial que hemos obtenido para *A. breviculmis* muestra un amplio rango de distribución, dado que, constituye una de las especies que mejor se ha acondicionado a las condiciones desfavorables de disponibilidad de agua, temperatura y humedad del suelo (Coello & de Bièvre, 2012), ha determinado que, ecológicamente esta especie podría ser una de las especies más dominante de este ecosistema. Por otro lado, la especie *P. orbiculatum* conserva sus proyecciones en un rango de distribución más restringido, por lo que se espera que tenga un mayor problema para afrontar los cambios drásticos de temperatura.

En los modelos predictivos generados para estas especies, la variable BIO1 (Temperatura media anual), fue la variable que más contribuyó en los análisis de distribución actual y potencial de *A. breviculmis* y *P. orbiculatum*, con porcentajes de 69.7% y 53.5%, respectivamente. Estos resultados son consecuentes con los posicionamientos teóricos propuestos por Marengo et al. (2014), quienes afirman que en los Andes tropicales se han registrado aumentos de temperatura en rangos que oscilan entre 0.66 y 1.3°C por década, sobrepasando así los pronosticados por los modelos climáticos actuales.

En el caso de la Reserva de Producción de Fauna Chimborazo, con una temperatura que oscila entre -3 y 14 °C, la distribución actual de las dos especies seleccionadas se limita a altitudes superiores a 3825 m.s.n.m. en terrenos de relieve desfavorable y suelos diversos, lo que ocasiona que sean especies muy vulnerables a su capacidad de readaptación debido a su lento crecimiento (Quesada et al., 2017). Sin embargo, la especie *A. breviculmis* conserva sus proyecciones en un rango de distribución más amplio, lo que beneficiaría su reacción ante cambios drásticos de temperatura que pudieran ocurrir en el tiempo.

Toledo (2005), así como Daily & Matson (2008), fundamentan que las áreas protegidas juegan un papel crucial como proveedores de servicios ecosistémicos y recursos biológicos. Para Vásquez & Carvajal (2010), estas características, han logrado ser reconocidas como componentes esenciales en las estrategias que pretenden reducir el impacto del cambio climático del planeta.

Por ello, expandir la conservación en los paisajes rurales aumenta la posibilidad de conexión entre las áreas protegidas y genera una oportunidad para disminuir la fragmentación. Además, las modificaciones en las variables climáticas causadas por el cambio climático posibilitan el desplazamiento de la distribución de las zonas de vida a altitudes superiores, lo que también podría modificar la localización de determinadas zonas de las áreas protegidas con una composición florística determinada, de modo que pudiese incluso quedar fuera de los límites de dichas áreas protegidas (Guariguata et al., 2002).

Finalmente, resulta importante mencionar que en este trabajo se modeló la distribución potencial de *A. breviculmis* y *P. orbiculatum* en los bofedales de la RPFCH, tomando en consideración únicamente variables ambientales y el efecto de los factores climáticos, dejando de lado aspectos relacionados con los efectos de las actividades antropogénicas sobre las zonas de páramo, que sin duda podrían afectar también a la distribución de las especies (Cortés-Duque & Sarmiento-Pinzón, 2013; Buytaert et al., 2014). Estos factores también constituyen elementos de importancia en los cambios generados por el calentamiento climático global, por lo que se deben tomar en cuenta en estudios sobre la distribución actual y potencial de especies.



CONCLUSIONES



10. CONCLUSIONES

Del análisis de los resultados obtenidos en esta investigación podemos extraer las siguientes conclusiones:

1. En cada uno de los bofedales de la RPFCH existe una considerable diferencia en términos de biodiversidad de macroinvertebrados, esto debido a las características de la altitud y el grado de influencia antropogénica presente en estos ecosistemas, así pues, los bofedales Puente Ayora ANI, Puente Ayora AI y Pachancho BI se destacan como los más diversos, mientras que los bofedales Los Hieleros ANI y Cooperativa Santa Teresita BNI presentan índices más bajos de diversidad.
2. De acuerdo a los índices biológicos y al análisis de los parámetros físico-químicos realizados en los bofedales de la reserva, la calidad de agua de estos ecosistemas, ha sido categorizada como de “mala calidad”, como resultado de la actividad humana que se produce alrededor de estos sistemas de conservación.
3. Dada la altitud de las zonas de estudio (entre 3.825 y 4.240 m.s.n.m.), los ensamblajes de macroinvertebrados acuáticos y la naturaleza de las propiedades físicas y químicas del agua de estos ecosistemas, han visto alteraciones relacionadas a su composición y ecología. Por tanto, IAB determinó que los bofedales sitios muestrales de esta reserva en general, presentan rastros de actividades antrópicas y aguas de mala calidad.
4. Los resultados obtenidos en este trabajo muestran que el IAB es una herramienta de evaluación adecuada para determinar la calidad ecológica de bofedales altoandinos. El índice IAB es perceptivo no solo a la sensibilidad de los organismos acuáticos, si no también la fisicoquímica del agua, por lo tanto, es un buen indicador de las condiciones ecológicas de estos bofedales.
5. El componente vegetal de los humedales de la RPFCH, se encuentra representado por una gran diversidad de especies principalmente de ribera, este particular, se ve reflejado en los bofedales Portal Andino y los Hieleros que se localizan en la provincia de Chimborazo, por el contrario, el ambiente acuático de los humedales presentó tienen una baja diversidad de taxones identificados. De esta forma se puede observar que la composición florística de ribera y los macrófitos nada tienen que ver con la estructura floral de los humedales.
6. El porcentaje de carbono que almacenan los humedales de la reserva, varía de acuerdo con la propuesta metodológica aplicada, así, por ejemplo, el método de cuantificación: peso seco/húmedo (S/H), demostró un mayor porcentaje de cuantificación de captura, en relación al proceso de combustión directa (C.D) en todas las zonas de estudio.
7. La investigación realizada identificó que existen diferencias significativas en el almacenamiento de carbono, esto debido a que, la vegetación de ribera almacena alrededor de 30 veces más carbono que las especies acuáticas (macrófitas).

8. Los modelos predictivos realizados en este estudio proponen que, por efecto del cambio climático, las áreas de distribución potencial de las especies vegetales estudiadas se verán afectadas negativamente, demostrando así que cuanto más extremo es el escenario de cambio, más evidente es la dismunicación de su distribución potencial.

BIBLIOGRAFÍA

11. BIBLIOGRAFÍA

- Aazami, J., Esmaili-Sari, A., Abdoli, A., Sohrabi, H. & Van den Brink, P. J. (2015). Monitoring and assessment of water health quality in the Tajan River, Iran using physicochemical, fish and macroinvertebrates indices. *Journal of Environmental Health Science and Engineering*, 13(1), 1-12.
- Abarca, D. A. S., & Galdos, J. O. C. (2020). Servicio ambiental de captura de carbono de los bofedales del Centro Poblado Alto Perú, Tacna. *Ingeniería Investiga*, 2(2), 357-375.
- Acosta, R., Ríos, B., Rieradevall, M. & Prat, N. (2009). Propuesta de un protocolo de evaluación de la calidad ecológica de ríos andinos (CERA) y su aplicación a dos cuencas en Ecuador y Perú. *Limnetica*, 28(1), 035-64.
- Aguirre, Z. (2010). *Guía para estudios de composición florística, estructura y diversidad de la vegetación natural*. Universidad San Francisco Xavier de Chuquisaca, Sucre, Bolivia.
- Aguirre, N. & Aguirre, Z. (2004). Guía para monitorear la biomasa y dinámica de carbono en ecosistemas forestales en el Ecuador. *Herbario Loja*, (11).
- Ahlström, H. & Cornell, S. E. (2018). Governance, polycentricity and the global nitrogen and phosphorus cycles. *Environmental Science & Policy*, 79, 54-65.
- Alba-Tercedor, J. (1996). Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. In *IV Simposio del agua en Andalucía (SIAGA)*. Almería (Vol. 2, pp. 203-213).
- Alba Tercedor, J., Jáimez-Cuéllar, P., Álvarez, M., Avilés, J., Bonada i Caparrós, N., Casas, J., ... & Zamora-Muñoz, C. (2002). Caracterización del estado ecológico de ríos mediterráneos ibéricos mediante el índice IBMWP (antes BMWP[®]). *Limnetica*, 2002, vol. 21, num. 3-4, p. 175-185.
- Alba-Tercedor, J. & Sánchez-Ortega, A. (1988). Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de Hellawell (1978). *Limnetica*, 4(5), 51-56.
- Allan, J. D. (2004). Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 35, 257-284.
- Alvarez-Mieles, G., Irvine, K., Griensven, A. V., Arias-Hidalgo, M., Torres, A. & Mynett, A. E. (2013). Relationships between aquatic biotic communities and water quality in a tropical river-wetland system (Ecuador). *Environmental Science & Policy*, 34, 115-127.
- Álvarez, S. & Pérez, L. (2007). *Evaluación de la calidad de agua mediante la utilización de macroinvertebrados acuáticos en la subcuenca del Yeguaré, Zamorano, Honduras*.

- Alvis-Ccoropuna, Tania, Villasante-Benavides, José Francisco, Pauca-Tanco, Gregory Anthony, Quispe-Turpo, Johana del Pilar, & Luque-Fernández, César Raúl. (2021). Cálculo y valoración del almacenamiento de carbono del humedal altoandino de Chalhuanca, Arequipa (Perú). *Revista de Investigaciones Altoandinas*, 23(3), 139-148
- Alzérreca, H. (1988). *Diagnóstico y prioridades de investigación en praderas y pasturas del altiplano y altoandino de Bolivia*. Memoria de la I Reunión Nacional sobre Praderas Nativas de Bolivia. Oruro, Bolivia, PAC-CORDEOR, 214-268.
- American Public Health Association (APHA) (2001). *Standard Methods for the examination of water and wastewater*. American Water Works Association, Hanover, Maryland USA.
- Anderson, P., Marengo, J., Villalba, R., Halloy, S., Young, B., Cordero, D., Gast, F., Jaimes, E., & Ruiz, D. (2011). Consequences of Climate Change for ecosystems and ecosystem services in the Tropical Andes. *Climate Change and Biodiversity in the Tropical Andes*, 2 (1), 1-17.
- Andrade-Muñoz, J. M. (2016). *Determinación del estado de conservación de los bofedales de la Reserva de Producción de Fauna Chimborazo*. (Bachelor's thesis, Escuela Superior Politécnica de Chimborazo. Riobamba).
- Anthelme, F. & Dangles, O. (2012). Plant–plant interactions in tropical alpine environments. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 14(5), 363-372.
- Argollo, J. (2006). Aspectos geológicos. *Botánica Económica de los Andes Centrales*, 1-10.
- Armitage, P. D., Moss, D., Wright, J. F. & Furse, M. T. (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.
- Arroyo, C. & Encalada, A. C. (2009). Evaluación de la calidad de agua a través de macroinvertebrados bentónicos e índices biológicos en ríos tropicales en bosque de neblina montano. *ACI Avances en Ciencias e Ingenierías*, 1(1).
- Arthington, A. H., Bunn, S. E., Poff, N. L. & Naiman, R. J. (2006). The challenge of providing environmental flow rules to sustain river ecosystems. *Ecological applications*, 16(4), 1311-1318.
- Ayala, L., Villa, M., Mendoza, Z. A. & Mendoza, N. A. (2014). Cuantificación del carbono en los páramos del parque nacional Yacuri, provincias de Loja y Zamora Chinchipe, Ecuador. *Cedamaz*, 4(1).

- Bailey, R. C., Linke, S. & Yates, A. G. (2014). Bioassessment of freshwater ecosystems using the Reference Condition Approach: comparing established and new methods with common data sets. *Freshwater Science*, 33(4), 1204-1211.
- Ballesteros, Y. V., Zúñiga, M. D. C., & Rojas, A. M. (1997). Distribution and structure of the order Trichoptera in various drainages of the Cauca River basin, Colombia, and their relationship to water quality. In *Proceedings of the 8th International Symposium on Trichoptera* (pp. 19-23). Ohio: Ohio Biological Survey.
- Barbier, E., Acreman, M., & Knowler, D. (1997). *Valoración económica de los humedales. Guía para decisores y planificadores. Gland (Suiza)*. Oficina de la Convención de Ramsar, 155p.
- Barbour, M.T., Gerritsen, J., Griffith, G.E., Frydenborg, R., McCarron, E., White, JS & Bastian, M.L. (1996). A Framework for Biological Criteria for Florida Streams Using Benthic Macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society*, 15 (2), 185-211.
- Barbour, M.T., Gerritsen, J., Snyder, B.D, & Stribling, J.B. (1999). *Rapid bioassessment protocols for use in wadeable streams and rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish*. US Environmental Protection Agency, Office of Water.
- Baron, J. S. & Poff, N. L. (2004). Sustaining healthy freshwater ecosystems. *Water Resources Update*, 127, 52-58.
- Barton, D. R. & Wallace, R. R. (1979). The effects of an experimental spillage of oil sands tailings sludge on benthic invertebrates. *Environmental Pollution* (1970), 18(4), 305-312.
- Barve, N. (2008). *Tool for partial-ROC*. Lawrence, Kansas: Biodiversity Institute. Versión 1.0
- Batzer, D. P. & Ruhí, A. (2013). Is there a core set of organisms that structure macroinvertebrate assemblages in freshwater wetlands?. *Freshwater Biology*, 58(8), 1647-1659.
- Beals, E. W. (1984). Bray-Curtis ordination: an effective strategy for analysis of multivariate ecological data. *Advances in ecological research*, 14, 1-55.
- Bennett, A. F. (1998). *Linkages in the landscape: the role of corridors and connectivity in wildlife conservation*. IUCN. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, U
- Beller, E. E., McClenachan, L., Zavaleta, E. S. & Larsen, L. G. (2020). Past forward: Recommendations from historical ecology for ecosystem management. *Global Ecology and Conservation*, 21, e00836.

- Berg, C. O. & Knutson, L. (1978). Biology and systematics of the Sciomyzidae. *Annual Review of Entomology*, 23(1), 239-258.
- Biganzoli, F., & Zuloaga, F. (2015). Análisis de diversidad de la familia Poaceae en la región austral de América del Sur. *Rodriguésia*, 66(2), 337-351.
- Blanco, D. E. (2004). Los Turbales de la Patagonia. Bases para su inventario y la conservación de su biodiversidad. *Wetlands International-América del Sur*.
- Bo, T., Doretto, A., Laini, A., Bona, F. & Fenoglio, S. (2017). Biomonitoring with macroinvertebrate communities in Italy: What happened to our past and what is the future. *J. Limnol*, 76(Suppl 1), 21-28.
- Boulton, A., Brock, M., Robson, B., Ryder, D., Chambers, J. & Davis, J. (2014). *Australian freshwater ecology: processes and management*. John Wiley & Sons.
- Bonada, N., Prat, N., Resh, V., & Statzner, B. (2006). Developments in Aquatic Insect Biomonitoring: A Comparative Analysis of Recent Approaches. *Annual review of entomology*. 51. 495-523.
- Bragazza, L., Rydin, H. & Gerdol, R. (2005). Multiple gradients in mire vegetation: a comparison of a Swedish and an Italian bog. *Plant Ecology*, 177(2), 223-236.
- Bridgewater, P. (2007). *Perspectivas sobre conservación de ecosistemas acuáticos en México*. Instituto Nacional de Ecología.
- Brown, T. J. & Charles, G. C. (1997). Reorganization of an arid ecosystem in response to recent climate change. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 94, 9729-9733.
- Bucher, E., Castro, G. & Floris, V. (1997). *Conservación de ecosistemas de agua dulce: Hacia una estrategia de manejo integrado de recursos hídricos*. Banco Interamericano de Desarrollo, Washington, D.C., ENV-114.
- Buenaño, M., Vásquez, C., Vásquez, H. Z., Parra, J. & Pérez, R. (2018). Macroinvertebrados bentónicos como indicadores de calidad de agua en la cuenca del Pachanlica, provincia de Tungurahua, Ecuador. *Intropica: Revista del Instituto de Investigaciones Tropicales*, 13(1), 41-49.
- Bugbee, S. L. & Walter, C. M. (1973). The response of macroinvertebrates to gasoline pollution in a mountain stream. *International Oil Spill Conference* 1, 725-731.

- Bunn, S. E., & Davies, P. M. (2000). Biological processes in running waters and their implications for the assessment of ecological integrity. In *Assessing the Ecological Integrity of Running Waters: Proceedings of the International Conference, held in Vienna, Austria, 9–11 November 1998* (pp. 61-70). Springer Netherlands.
- Buss, D. F., Carlisle, D. M., Chon, T. S., Culp, J., Harding, J. S., Keizer-Vlek, H. E., ... & Hughes, R. M. (2015). Stream biomonitoring using macroinvertebrates around the globe: a comparison of large-scale programs. *Environmental monitoring and assessment*, 187(1), 1-21.
- Buytaert, W., Célleri, R., De Bièvre, B. & Cisneros, F. (2006). *Hidrología del páramo andino: propiedades, importancia y vulnerabilidad*. Cuenca. Recuperado: http://www.paramo.org/files/hidrologia_paramo.pdf.
- Buytaert, W., Sevink, J., Cuesta, F., Cuesta, F., LLambi, L., & Posner, J. (2014). Cambio climático: la nueva amenaza para los páramos. *Avances en investigación para la conservación de los páramos andinos*. CONDESAN, Lima.

C

- Cammaerts, D., Cammaerts, R., Riboux, A., Vargas, M. & Laviolette, F. (2008). Bioindicación de la calidad de los cursos de agua del valle central de Tarija (Bolivia) mediante macroinvertebrados acuáticos. *Revista Boliviana de Ecología y Conservación Ambiental*, 22, 19-40.
- Cano, A., Mendoza, W., Castillo, S., Morales, M., La Torre, M., Aponte, H., ... & Vega, N. (2010). Flora y vegetación de suelos crioturbados y hábitats asociados en la Cordillera Blanca, Ancash, Perú. *Revista peruana de biología*, 17(1), 95-104.
- Cano, A., Delgado, A., Mendoza, W., Trinidad, H., Gonzáles, P., La Torre, M. I., ... & Navarro, E. (2011). Flora y vegetación de suelos crioturbados y hábitats asociados en los alrededores del abra Apacheta, Ayacucho-Huancavelica (Perú). *Revista peruana de biología*, 18(2), 169-178.
- Canning, A. D. & Death, R. G. (2019). Ecosystem health indicators - Freshwater environments. *Encyclopedia of Ecology*, 1, 46-60.
- Caranqui, J., Lozano, P., & Reyes, J. (2016). Composición y diversidad florística de los páramos en la Reserva de Producción de Fauna Chimborazo, Ecuador. *Enfoque UTE*, 7(1), 33-45.
- Carrasco, J. (2008). Módulo: Biomasa combustión directa de la biomasa. Disponible en: http://api.eoi.es/api_v1_dev.php/fedora/asset/eoi:45279/componente45278.pdf.

- Carrasco, J., Caballero, V., García, F., Vieira-Lanero, R. (2020). *Biodiversidad asociada a humedales altoandinos. Macrófitas, vegetación de ribera y familias de macroinvertebrados*. La Caracola Editores. Riobamba.
- Carreño-Rocabado, G., Peña-Claros, M., Bongers, F., Díaz, S., Quétier, F., Chuviña, J. & Poorter, L. (2016). Land-use intensification effects on functional properties in tropical plant communities. *Ecological Applications*, 26(1), 174-189.
- Carrera, C. & Fierro, K. (2001). *Manual de monitoreo los macroinvertebrados acuáticos como indicadores de la calidad del agua*. EcoCiencia. Quito
- Castañeda-Martín, A. E., & Montes-Pulido, C. R. (2017). O carbono almacenado no paramo andino. *Entramado*, 13(1), 210-221.
- Castellón, R. (2013). *Evaluación rápida de la calidad del agua utilizando macroinvertebrados acuáticos durante la temporada lluviosa en la microcuenca "El Chimbo"*. Estudio técnico. Universidad Nacional Autónoma de Honduras. Tegucigalpa, Honduras.
- Center for Innovation in Engineering and Science Education. Estudio Internacional Ambiental de la Calidad del Agua. Disponible en: <http://www.k12science.org/curriculum/dipproj/es/>
- Chambers, P. A., Lacoul, P., Murphy, K. J. & Thomaz, S. M. (2007). Global diversity of aquatic macrophytes in freshwater. In: *Freshwater animal diversity assessment* (pp. 9-26). Springer, Dordrecht.
- Chillo, V., Vázquez, D. P., Amoroso, M. M. & Bennett, E. M. (2018). Land-use intensity indirectly affects ecosystem services mainly through plant functional identity in a temperate forest. *Functional Ecology*, 32(5), 1390-1399.
- Cirelli, A. F. (2012). El agua: un recurso esencial. *Química viva*, 11(3), 147-170.
- Coello, P. C. & de Bièvre, B. (2012). *Puentes entre alturas: La sistematización del Proyecto Páramo Andino en Venezuela, Colombia, Ecuador y Perú*. CONDESAN.
- Collins, M. E. & Kuehl, R. J. (2000). Organic matter accumulation and organic soils. In: *Wetland soils, genesis, hydrology, landscapes, and classification*. Lewis Pub., Boca Raton, FL, 137-162.
- Coops, H. & Doef, R. W. (1996). Submerged vegetation development in two shallow, eutrophic lakes. *Hydrobiologia*, 340(1), 115-120.
- Cortés-Duque, J. & Sarmiento-Pinzón, C. E. (2013). *Visión socioecosistémica de los páramos y la alta montaña colombiana*. Memorias del proceso de definición de criterios para la

delimitación de páramos. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.

Costanza, R., d'Arge, R., De Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., ... & Van Den Belt, M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387(6630), 253-260.

Costanza, R., De Groot, R., Sutton, P., Van der Ploeg, S., Anderson, S. J., Kubiszewski, I., ... & Turner, R. K. (2014). Changes in the global value of ecosystem services. *Global environmental change*, 26, 152-158.

Couto, T. B. & Olden, J. D. (2018). Global proliferation of small hydropower plants—science and policy. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 16(2), 91-100.

Cuatrecasas, J. (1989). Aspectos de la vegetación natural de Colombia. *Pérez-Arbelaezia*, 2(8), 155-283.

Cuéllar, J. & Salazar, E. (2016). *Dinámica del carbono almacenado en los diferentes sistemas de uso de la tierra en el Perú*. Instituto Nacional de Innovación Agraria INIA. Lima, Perú.

Cuesta, F., Sevink, J., Llambí, L., De Bièvre, B. & Posner, J. (2014). *Avances en investigación para la conservación de los páramos andinos*. CONDESAN. Quito, Ecuador.

D

Daily, G. C. & Matson, P. A. (2008). Servicios de los ecosistemas: de la teoría a la implementación. *Actas de la academia nacional de ciencias*, 105 (28), 9455-9456.

d'Assis Fonseca, E. C. M. (1978). Diptera, Orthorrhapha, Brachycera, dolochopodidae. *Handbooks for the identification of British insects*, 9(5), 1-90.

Dávila, M., Vásquez, C. L. & Pomboza, P. (2017). Primer reporte de *Raphanus raphanistrum* L. en los páramos de Chimborazo, Ecuador. *Idesia (Arica)*, 35(3), 93-97

D'Amen, M., Bombi, P., Pearman, P. B., Schmatz, D. R., Zimmermann, N. E. & Bologna, M. A. (2011). Will climate change reduce the efficacy of protected areas for amphibian conservation in Italy? *Biological Conservation*, 144, 989–997.

de Oliveira, S. P., de Lacerda, N. B., Blum, S. C., Escobar, M. E. O. & de Oliveira, T. S. (2015). Organic carbon and nitrogen stocks in soils of northeastern Brazil converted to irrigated agriculture. *Land Degradation & Development*, 26(1), 9-21.

- Díaz, S., Lavorel, S., de Bello, F., Quétier, F., Grigulis, K. & Robson, T. M. (2007). Incorporating plant functional diversity effects in ecosystem service assessments. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104(52), 20684-20689.
- Dixon, R. K., Solomon, A. M., Brown, S., Houghton, R. A., Trexler, M. C. & Wisniewski, J. (1994). Carbon pools and flux of global forest ecosystems. *Science*, 263(5144), 185-190.
- Dudgeon, D., Arthington, A. H., Gessner, M. O., Kawabata, Z. I., Knowler, D. J., Lévêque, C., ... & Sullivan, C. A. (2006). Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological reviews*, 81(2), 163-182.
- Duggan, I. C., Scarsbrook, M. R., & Quinn, J. M. (2003). Comparison of coded abundance and fixed count rapid assessment techniques for biomonitoring in New Zealand streams.

E

- Eckart, C., & Young, G. (1936). The approximation of one matrix by another of lower rank. *Psychometrika*, 1(3), 211-218.
- Elith, J., Phillips, S. J., Hastie, T., Dudík, M., Chee, Y. E. & Yates, C. J. (2011). A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. *Diversity and distributions*, 17(1), 43-57.
- Ellenberg, H. (1979). Man's influence on tropical mountain ecosystems in South America. *Journal of Ecology*, 67(2), 401-416.
- Emck, P., Moreira-Muñoz, A. & Richter, M. (2006). *El clima y sus efectos en la vegetación. Botánica económica de los Andes Centrales*. Universidad Mayor de San Andrés, La Paz.
- Encalada, A. (2010). Funciones ecosistémicas y diversidad de los ríos: Reflexiones sobre el concepto de caudal ecológico y su aplicación en el Ecuador. *Polemika*, 2(5).
- Estrada, A. M., Flores, O. B., Ramos, Z. S. & Guerra, K. E. (2005). Autopurificación en aguas del Río Hatibonico. *Revista Cubana de Química*, 17(3), 46-58.

F

- Fayiah, M., Dong, S., Li, Y., Xu, Y., Gao, X., Li, S., ... & Wessell, K. (2019). The relationships between plant diversity, plant cover, plant biomass and soil fertility vary with grassland type on Qinghai-Tibetan Plateau. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 286, 106659.
- Fernández, H. & Domínguez, E. (2001). Guía para la determinación de los Artrópodos bentónicos Sudamericanos. *Entomotropica*, 16(3), 219.

Ferreira, R. (1979). *Sinopsis de la flora Peruana: gymnospermas y monocotiledonéas*. Los Pinos, Lima.

- Fick, S. E. & Hijmans, R. J. (2017). Worldclim 2: nuevas superficies climáticas de resolución espacial de 1 km para áreas terrestres globales. *Revista Internacional de Climatología* 37 (12): 4302-4315.
- Figueroa, R., 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(2), 275-285.
- Fischer, C., Leimer, S., Roscher, C., Ravenek, J., de Kroon, H., Kreutziger, Y., ... & Hildebrandt, A. (2018). Plant species richness and functional groups have different effects on soil water content in a decade-long grassland experiment. *Journal of Ecology*, 107(1), 127-141.
- Flachier, A., Chinchero, M., Lima, P. & Villarroel, M. (2009). *Caracterización ecológica de las turberas y bofedales del sistema de humedales Amaluzá, nudo de Sabanilla, provincia de Loja, Ecuador*. Proyecto de Gestión de Humedales Altoandinos. EcoCiencia–Ministerio del Ambiente, Quito.
- Flint Jr, O. S. (1982). Studies of Neotropical Caddisflies, XXX: Larvae of the genera of South America Limnephilidae (Trichoptera).
- Flores-Franco, G. (1990). *La Subfamilia Caesalpinoideae (Familia Leguminosae) en el estado de Morelos*. Universidad Autónoma del Estado de Morelos. México.
- Forero, L. C., Longo, M., Ramírez, J. J., & Chalar, G. (2014). Índice de calidad ecológica con base en macroinvertebrados acuáticos para la cuenca del río Negro (ICE RN-MAE), Colombia. *Revista de Biología Tropical*, 62, 233-247.
- Fortini, L. B. & Dye, K. (2017). At a global scale, do climate change threatened species also face a greater number of non-climatic threats?. *Global Ecology and Conservation*, 11, 207-212.
- Funk, V. A., Robinson, H. A. R. O. L. D., McKee, G. S., & Pruski, J. F. (1995). Neotropical montane Compositae with an emphasis on the Andes. *Biodiversity and conservation of neotropical montane forests*, 451-471.
- Furlonge, T., Dyer, F. & Davis, J. (2015). The influence of differing protected area status and environmental factors on the macroinvertebrate fauna of temperate austral wetlands. *Global Ecology and Conservation*, 4, 277-290.

G



- Gabriel, K. R. (1971). The biplot graphic display of matrices with application to principal component analysis. *Biometrika*, 58(3), 453-467.

- Galeano-Rendón, E., Monsalve-Cortes, L. M. & Mancera-Rodríguez, N. J. (2017). Evaluación de la calidad ecológica de quebradas Andinas en la cuenca del Rio Magdalena, Colombia. *Revista UDCA Actualidad & Divulgación Científica*, 20(2), 413-424.
- Galindo, P. (1985). *Contribuciones a la representación simultánea de datos multidimensionales* (Doctoral dissertation, Universidad de Salamanca).
- Galindo, P. (1986). Una alternativa de representación simultánea: HJ-Biplot. *Quèstiió: quaderns d'estadística i investigació operativa*, 13-23.
- Gallant, A. L. (2015). The challenges of remote monitoring of wetlands. *Remote Sensing*, 7(8), 10938-10950.
- Galloway, J. N., Aber, J. D., Erisman, J. W., Seitzinger, S. P., Howarth, R. W., Cowling, E. B. & Cosby, B. J. (2003). The nitrogen cascade. *Bioscience*, 53(4), 341-356.
- Gamarra-Torres, O. A., Barrena-Gurbillón, M. A., Barboza-Castillo, E., Rascón-Barrios, J., Corroto, F. & Taramona-Ruiz, L. A. (2018). Fuentes de contaminación estacionales en la cuenca del río Utcubamba, región Amazonas, Perú. *Arnaldoa*, 25(1), 179-194.
- Ramsar Convention on Wetlands (2018). Global Wetland Outlook: State of the World's Wetlands and Their Services to People (October 5, 2018). Gardner, R. C. & Finlayson, C. (Eds.) Ramsar Convention Secretariat, 2018, Stetson University College of Law Research Paper No. 2020-5, Available at SSRN: <https://ssrn.com/abstract=3261606>
- Gaviria, E. A. (1993). Claves para las especies colombianas de las familias Naididae y Tubificidae (Oligochaeta, Annelida). *Caldasia*, 237-248.
- GBIF.org (2021). GBIF Occurrence *Agrostis breviculmis* Download <https://doi.org/10.15468/dl.mtdrxu>
- GBIF.org (2021). GBIF Occurrence *Polystichum orbiculatum* Download <https://doi.org/10.15468/dl.qc9aj2>
- Geldmann, J., Coad, L., Barnes, M., Craigie, I. D., Hockings, M., Knights, K., ... & Burgess, N. D. (2015). Changes in protected area management effectiveness over time: A global analysis. *Biological Conservation*, 191, 692-699.
- Gerritsen, J., Burton, J., & Barbour, M. T. (2000). A stream condition index for West Virginia wadeable streams. *US EPA Region*, 3.
- Giller, P.S. (2005). Restauración fluvial: buscando estándares ecológicos. Introducción del editor. *Revista de Ecología Aplicada*, 42 (2), 201-207.

- Giraldo-Cañas, D. (2010). Distribution and invasion of C 3 and C 4 grasses (Poaceae) along an altitudinal gradient in the Andes of Colombia. *Caldasia*, 65-86.
- Glina, B., Piernik, A., Hulisz, P., Mendyk, Ł., Tomaszewska, K., Podlaska, M., ... & Spychalski, W. (2019). Water or soil—What is the dominant driver controlling the vegetation pattern of degraded shallow mountain peatlands? *Land Degradation & Development*, 30(12), 1437-1448.
- Gómez-Orellana, L., Román, M. R., Castro, C. C., Sánchez, B. H., Ramil-Rego, P. & da Costa, J. F. (2014). Los humedales de Galicia como sumidero de carbono: evaluación, distribución y estado de conservación. *Bol. R. Soc. Esp. Hist. Nat. Sec. Geol*, 108, 19-26.
- Gong, H. & Gao, J. (2019). Soil and climatic drivers of plant SLA (specific leaf area). *Global ecology and conservation*, 20, e00696.
- González, E. J., Carrillo, V. & Peñaherrera, C. (2004). Características físicas y químicas del embalse Agua Fría (Parque Nacional Macarao, Estado Miranda, Venezuela). *Acta Científica Venezolana*, 55(3), 225-236.
- Grill, G., Lehner, B., Thieme, M., Geenen, B., Tickner, D., Antonelli, F., ... & Zarfl, C. (2019). Mapping the world's free-flowing rivers. *Nature*, 569(7755), 215-221.
- Griffiths, N. A., Sebestyen, S. D. & Oleheiser, K. C. (2019). Variation in peatland porewater chemistry over time and space along a bog to fen gradient. *Science of the Total Environment*, 697, 134152.
- Grimaldo-Salazar, M. (2001). *Inventario de los macroinvertebrados asociados a las macrófitas acuáticas en el río Gaira (departamento del Magdalena)*. Trabajo para optar al título de Biólogo. Universidad del Magdalena. Colombia.
- Guareschi, S., Laini, A., & Sanchez-Montoya, M. M. (2017). How do low-abundance taxa affect river biomonitoring? Exploring the response of different macroinvertebrate-based indices. *J. Limnol*, 76(Suppl 1), 9-20.
- Guariguata, M. R. & Kattan, G. H. (2002). *Ecología y conservación de bosques neotropicales*. Ediciones LUR (Libro Universitario Regional). Cartago, Costa Rica.
- Guo, Z., Cui, G., Zhang, M. & Li, X. (2019). Analysis of the contribution to conservation and effectiveness of the wetland reserve network in China based on wildlife diversity. *Global Ecology and Conservation*, 20, e00684.

- Hall, M. L. & Wood, C. A. (1985). Volcano-tectonic segmentation of the northern Andes. *Geology*, 13(3), 203-207.
- Hanley, J. A. & McNeil, B. J. (1982). The meaning and use of the area under a receiver operating characteristic (ROC) curve. *Radiology*, 143(1), 29-36.
- Hansen, M. (1991). *The hydrophiloid beetles: phylogeny, classification and a revision of the genera (Coleoptera, Hydrophiloidea)* (Vol. 40). Kgl. Danske Videnskabernes Selskab.
- Hauer, F. R. & Resh, V. H. (2017). Macroinvertebrates. In: *Methods in Stream Ecology*, (pp. 297-319). Academic Press.
- Heckman, CW (2011). *Enciclopedia de insectos acuáticos de América del Sur: Hemiptera-Heteroptera: claves ilustradas para familias, géneros y especies conocidas en América del Sur*. Springer Science & Business Media.
- Hedin, L. O. & Hetherington, E. D. (1996). Atmospheric and geologic constraints on the biogeochemistry of North and South American temperate rainforests. In: *High-latitude rainforests and associated ecosystems of the west coast of the Americas* (pp. 57-74). Springer, New York, NY.
- Heinrichs, M. E., Mori, C. & Dlugosch, L. (2020). Complex interactions between aquatic organisms and their chemical environment elucidated from different perspectives. *Youmares*, 279-297.
- Heinselman, M. L. (1970). Landscape evolution, peatland types, and the environment in the Lake Agassiz Peatlands Natural Area, Minnesota. *Ecological monographs*, 40(2), 235-261.
- Hellawell, J.M. (1978). Biological surveillance of rivers. Water Research Center, Stevenage, 332 pp.
- Hellawell, J. M. (Ed.). (1986). *Biological indicators of freshwater pollution and environmental management*. Elsevier Science Publishers.
- Helm, A., Oja, T., Saar, L., Takkis, K., Talve, T. & Pärtel, M. (2009). Human influence lowers plant genetic diversity in communities with extinction debt. *Journal of Ecology*, 97(6), 1329-1336.
- Herbario JBB en línea - Jardín Botánico José Celestino Mutis. Disponible en: 2021-03-29
- Hernández, L. A. B. & Castellanos, E. A. S. (2017). Evaluación de procesos necesarios para captación y/o almacenamiento de CO₂ como una medida de reducción al impacto ambiental. *Fuentes, el reventón energético*, 15(2), 79-88.

- Hernández, M. E. (2010). Suelos de humedales como sumideros de carbono y fuentes de metano. *Terra latinoamericana*, 28(2), 139-147.
- Hijmans, R. J., Cameron, S. E., Parra, J. L., Jones, P. G., & Jarvis, A. (2005). Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology: A Journal of the Royal Meteorological Society*, 25(15), 1965-1978.
- Hijmans, R. J. (2012). Cross-validation of species distribution models: removing spatial sorting bias and calibration with a null model. *Ecology*, 93(3), 679-688.
- Hill, B. H., Jicha, T. M., Lehto, L. L., Elonen, C. M., Sebestyen, S. D. & Kolka, R. K. (2016). Comparisons of soil nitrogen mass balances for an ombrotrophic bog and a minerotrophic fen in northern Minnesota. *Science of the Total Environment*, 550, 880-892.
- Hilsenhoff, W. L. (1987). An improved biotic index of organic stream pollution. *The Great Lakes Entomologist*, 20(1), 7.
- Hockings, M. (1998). Evaluating management of protected areas: integrating planning and evaluation.
- Hockings, M. (2003). Systems for assessing the effectiveness of management in protected areas. *BioScience*, 53 (9), 823-832,
- Hofstede, R., Calles, J., Polanco, R., Torres, F., Ulloa, J. & Cerra, M. (2017). *Los Páramos Andinos. ¿Qué sabemos?. Estado de conocimiento sobre el impacto del cambio climático en el ecosistema páramo*. UICN, Quito, Ecuador
- Holland, S. M. (2008). Non-metric multidimensional scaling (MDS). Dept. of Geology, University of Georgia, Athens, Tech. Rep. GA. <http://strata.uga.edu/software/pdf/mdsTutorial.pdf>
- Hooper, D. U., Adair, E. C., Cardinale, B. J., Byrnes, J. E., Hungate, B. A., Matulich, K. L., ... & O'Connor, M. I. (2012). A global synthesis reveals biodiversity loss as a major driver of ecosystem change. *Nature*, 486(7401), 105-108.
- Hoorn, C., Perrigo, A. & Antonelli, A. (Eds.). (2018). *Mountains, climate and biodiversity*. John Wiley & Sons.
- Hoorn, C., Wesselingh, F. P., Ter Steege, H., Bermudez, M. A., Mora, A., Sevink, J., ... & Antonelli, A. (2010). Amazonia through time: Andean uplift, climate change, landscape evolution, and biodiversity. *Science*, 330(6006), 927-931.

Hulbert, S. H., Rodríguez, G. & Dos Santos, N. (1981). Aquatic biota of tropical South America. Part 1. Arthropoda. San Diego. California.

Husson, F., Josse, J., Le, S. & Mazet, J. (2007). FactoMineR: factor analysis and data mining with R. R package, version 1.12. <http://factominer.free.fr>.

I

IPCC (2007). Climate change 1995. *The Supplementary Report to the IPCC Scientific Assessment*. Cambridge University Press. Cambridge.

ITCR (Instituto Tecnológico de Costa Rica). (2014). *Atlas de Costa Rica*. 2014 (CD-ROM). Cartago, Costa Rica, ITCR 1 CD-ROM.

IWQGES (2016). *International Water Quality Guidelines for Ecosystems. How to Develop Guidelines for Healthy Freshwater Ecosystems. A Policy-Oriented Approach*. Technical Guidance Document on Risk Assessment in Support of Commission Directive 93/67/EEC, USA.

Izco, J., Pulgar, Í., Aguirre, Z. & Santin, F. (2007). Estudio florístico de los páramos de pajonal meridionales de Ecuador. *Revista peruana de biología*, 14(2), 237-246.

Izurieta, X. (2004). Los humedales de altura: Ecosistemas por explorar y proteger. En: Mena, P., & D. Ortiz (Eds.) *Páramo 14. Páramo y Humedales*. GTP/Abya Yala. Quito.

J

Jabbar, F. K. & Grote, K. (2019). Statistical assessment of nonpoint source pollution in agricultural watersheds in the Lower Grand River watershed, MO, USA. *Environmental Science and Pollution Research*, 26(2), 1487-1506.

Jacobsen, D., Schultz, R. & Encalada, A. (1997). Structure and diversity of stream invertebrate

Jacobsen, D. (1998). The effect of organic pollution on the macroinvertebrate fauna of Ecuadorian highland streams. *Archiv für Hydrobiologie*, 179-195.

Jacobsen, D. (2003). Altitudinal changes in diversity of macroinvertebrates from small streams in the Ecuadorian Andes. *Archiv für Hydrobiologie*, 158(2), 145-168.

Jacobsen, D. (2004). Contrasting patterns in local and zonal family richness of stream invertebrates along an Andean altitudinal gradient. *Freshwater Biology*, 49(10), 1293-1305.

Jacobsen, D. & Brodersen, K. P. (2008). Are altitudinal limits of equatorial stream insects reflected in their respiratory performance?. *Freshwater Biology*, 53(11), 2295-2308.

Jacobsen, D., Schultz, R. & Encalada, A. (1997). Structure and diversity of stream invertebrate assemblages: the influence of temperature with altitude and latitude. *Freshwater Biology*, 38, 247- 261.

Jara, C., Delegido, J., Ayala, J., Lozano, P., Armas, A. & Flores, V. (2019). Estudio de bofedales en los Andes ecuatorianos a través de la comparación de imágenes Landsat-8 y Sentinel-2. *Revista de teledetección*, (53), 45-57.

Josse, C., Cuesta, F., Navarro, G., Barrena, V., Becerra, M. T., Cabrera, E., ... & Naranjo, L. G. (2011). *Physical geography and ecosystems in the tropical Andes*. In: Herzog, S.K., Martínez, P. R., Jørgensen, M & Tiessen, H (eds) *Climate Change and Biodiversity in the Tropical* (pp. 152-169). MacArthur Foundation, IAI, SCOPE

Junk, W. J., An, S., Finlayson, C. M., Gopal, B., Květ, J., Mitchell, S. A., ... & Robarts, R. D. (2013). Current state of knowledge regarding the world's wetlands and their future under global climate change: a synthesis. *Aquatic sciences*, 75(1), 151-167.

K

Kapos, V., Pallant, E., Bien, A. & Freskos, S. (1990). Gap frequencies in lowland rain forest sites on contrasting soils in Amazonian Ecuador. *Biotropica* 22: 218-225

Karr, J.R. & Chu, E.W. (1997). *Monitoreo y evaluación biológica: uso efectivo de índices multimétricos*. Universidad de Washington.

Keating, P. L. (2008). The floristic composition and biogeographical significance of a Megadiverse Páramo Site in the southern Ecuadorian Andes¹. *The Journal of the Torrey Botanical Society*, 135(4), 554-570.

Kiersch, B., Mühleck, R. & Gunkel, G. (2004). Las macrófitas de algunos lagos alto-andinos del Ecuador y su bajo potencial como bioindicadores de eutrofización. *Revista de biología tropical*, 52(4), 829-837.

Klaus, V. H., Kleinebecker, T., Busch, V., Fischer, M., Hölzel, N., Nowak, S., ... & Hamer, U. (2018). Land use intensity, rather than plant species richness, affects the leaching risk of multiple nutrients from permanent grasslands. *Global Change Biology*, 24(7), 2828-2840.

Kleiner, A. & Leonard, A. (1992). *Confronting climate change: Risks, implications and responses*. Cambridge University Press.

- Knapp, S. (2007). *Flora Genérica de los Páramos: guía ilustrada de las plantas vasculares*. Memoirs of the New York Botanical Garden 92.
- Korning, J. & Balslev, H. (1994). Growth and mortality of trees in Amazonian tropical rain forest in Ecuador. *Journal of Vegetation Science* 4: 77-86
- Kripa, P. K., Prasanth, K. M., Sreejesh, K. K. & Thomas, T. P. (2013). Aquatic macroinvertebrates as bioindicators of stream water quality-a case study in Koratty, Kerala, India. *Research Journal of Recent Sciences*, 2(1), 217-222.
- Kulkarni, D. & De Laender, F. (2017). The combined effects of biotic and abiotic stress on species richness and connectance. *PloS one*, 12(3), e0172828.
- Kumar, R., Shamet, G. S., Alam, N. M. & Jana, C. (2016). Influence of Growing Medium and Seed Size on Germination and Seedling Growth of *Pinus gerardiana* Wall. *Compost Science & Utilization*, 24(2), 98-104.
- Kumar, R., Shamet, G. S., Mehta, H., Alam, N. M., Tomar, J. M. S., Chaturvedi, O. P. & Khajuria, N. (2014). Influence of gibberellic acid and temperature on seed germination in Chilgoza pine (*Pinus gerardiana* Wall.). *Indian Journal of Plant Physiology*, 19(4), 363-367.

L

- Lashof, D. A. & Ahuja, D. R. (1990). Relative contributions of greenhouse gas emissions to global warming. *Nature*, 344(6266), 529-531.
- Laegaard, S. (1992). Influence of fire in the grass páramo vegetation of Ecuador. In: Balslev, H. & Luteyn, J. L. (eds) *Páramo: an Andean ecosystem under human influence*, (pp. 151-170). Academic Press.
- Leibold, M. A. & Norberg, J. (2004). Biodiversity in metacommunities: plankton as complex adaptive systems?. *Limnology and oceanography*, 49(4), 1278-1289.
- León-Yáñez, S., Valencia, R., Pitman, N., Endara, L., Ulloa-Ulloa, C. & Navarrete, H. (Eds). (2019). *Libro Rojo de Plantas Endémicas del Ecuador*. Publicaciones del Herbario QCA, Pontificia Universidad Católica del Ecuador, Quito. <https://bioweb.bio/floraweb/librorojo>
- Liñero-Arana, I., Balarezzo, V. H., Eraso, H., Pacheco, F., Ramos, C. E., Muzo, R. G. & Calva, C. J. (2016). Calidad del agua de un río andino ecuatoriano a través del uso de macroinvertebrados. *Cuadernos de investigación UNED*, 8(1), 68-75.

- Llambí, L. D. & Cuesta, F. (2014). *La diversidad de los páramos andinos en el espacio y en el tiempo. Avances en investigación para la conservación de los páramos andinos*, 37. Quito, Ecuador: CONDESAN.
- Lobo, J. M., Jiménez-Valverde, A. & Real, R. (2008). AUC: a misleading measure of the performance of predictive distribution models. *Global ecology and Biogeography*, 17(2), 145-151.
- Los macizos, a. E. (2009). Capítulo 5 modelos predictivos de la distribución de anfibios en los macizos montañosos de la región oriental de cuba. *Distribución y conservación de los anfibios*, 73.
- Lowe, S. (2009). Guides to the Freshwater Invertebrates of Southern Africa. Volume 8: Insecta II. Hemiptera, Megaloptera, Neuroptera, Trichoptera and Lepidoptera. *African Journal of Aquatic Science*, 34:2, 203-204.
- Luteyn, J. L., Churchill, S. P., Griffin, D., Gradstein, S. R., Sipman, H. J. & Gavilanes A. M. R. (1999). *Páramos: a checklist of plant diversity, geographical distribution, and botanical literature*. Memoirs of the New York Botanical Garden 84. New York.

M

- Macías, F., Calvo de Anta, R., Rodríguez, L., Verde, R., Pena, X. & Camps, M. (2004). El sumidero de carbono de los suelos de Galicia. *Edafología*, 11(3), 341-376.
- Macías, F., Camps, M. & Rodríguez, L. (2005). Alternativas de secuestro de carbono orgánico en suelos y biomasa de Galicia. *Recursos rurales*, (1), 71-85.
- Madrinán, S., Cortés, A. J. & Richardson, J. E. (2013). Páramo is the world's fastest evolving and coolest biodiversity hotspot. *Frontiers in genetics*, 4, 192.
- Maldonado-Jimenez, I., & Aparicio-Saavedra, M. E. (2021). Estimación del almacenamiento de carbono en la biomasa de macrófitas en la Bahía interior de Puno, lago Titicaca. *Ecosistemas y recursos agropecuarios*, 8(2).
- Mancera-Rodríguez, N. J., Urdanigo, J. P., Díaz Ponce, M., Tay-Hing Cajas, C., Sánchez Fonseca, C., Yong Benitez, R., ... & Guerrero Chúez, N. (2019). Diversidad de macroinvertebrados acuáticos en quebradas con diferente cobertura ribereña en el bosque Protector Murocomba, cantón Valencia, Ecuador. *Revista de Biología Tropical*, 67(4), 861-878.
- Mandahl-Barth, G. (1954). *The freshwater mollusks of Uganda and adjacent territories*. Tervuren. Musée royal du Congo belge.

- Marengo, J., Chou, S., Torres, R., Giarolla, A., Alves, L. & Lyra, A. (2014). *Cambio climático en América Central y del Sur: Tendencias recientes, proyecciones futuras e impactos en la agricultura regional*. Documento de trabajo CCAFS no. 73. Copenhague: Dinamarca.
- Matteucci, S. D. & Colma, A. (1982). *Metodología para el estudio de la vegetación (Vol. 22)*. Washington, DC: Secretaria General de la Organización de los Estados Americanos.
- McCormick, M. K., & Jacquemyn, H. (2014). What constrains the distribution of orchid populations?.
- McLaren, B. E., MacNearney, D. & Siavichay, C. A. (2018). Livestock and the functional habitat of vicuñas in Ecuador: a new puzzle. *Ecosphere*, 9(1), e02066.
- M. E. A. (2005). *Ecosystems and Human Well-Being: wetlands and water synthesis*. Millenium Ecosystem Assessment Series. Washington, D.C.: Island Press
- Medrano Meraz, M. D. J., Hernández, F. J., Corral Rivas, S., & Nájera Luna, J. A. (2017). Diversidad arbórea a diferentes niveles de altitud en la región de El Salto, Durango. *Revista mexicana de ciencias forestales*, 8(40), 57-68.
- Medina, C. E., Medina, Y. K. & Bocardo, E. F. (2020). Valoración económica del secuestro y almacenamiento de carbono en la puna seca del suroeste del Perú. *Bosque (Valdivia)*, 41(2), 165-172.
- Mendoza-González, G., Martínez, M. L., Soto, R. O., Vázquez, G. & Gallego, F. J. (2013). Ecological niche modeling of coastal dune plants and future potential distribution in response to climate change and sea level rise. *Global Change Biology*, 19, 2524–2535.
- Merow, C., Smith, M. J. & Silander Jr, J. A. (2013). A practical guide to MaxEnt for modeling species' distributions: what it does, and why inputs and settings matter. *Ecography*, 36(10), 1058-1069.
- Merritt, R. W. & Cummins, K. W. (Eds.). (1996). *An introduction to the aquatic insects of North America*. Kendall Hunt.
- Minga, D., Ansaloni, R., Verdugo, A. & Ulloa-Ulloa, C. (2016). *Flora del páramo del Cajas, Ecuador*. Bachelor's thesis, Universidad del Azuay.
- Ministerio del Ambiente, Agua y Transición Ecológica - MAATE (2014). Áreas Protegidas. Recuperado de: <https://www.ambiente.gob.ec/areas-protegidas-3/>
- Miserere, L., Montacchini, F. & Buffa, G. (2003). Ecology of some mire and bog plant communities in the Western Italian Alps. *Journal of Limnology*, 62(1), 88-96.

- Miserendino, M.L., Brand, C. & Di Prinzio, C. (2008). Assessing urban impacts on water quality, benthic communities and fish in streams of the Andes mountains, Patagonia (Argentina). *Water Air and Soil Pollution*, 194(1):91-110.
- Mita, M. A. (2020). *Evaluación de la captura de carbono en los bofedales de la laguna de Conococha en base a la especie de flora predominante del área de estudio-provincia de Recuay-departamento de Ancash*. Universidad Nacional Santiago Antúnez de Mayolo. Tesis de grado.
- Mitsch, W. J. & Gosselink, J. G. (2000). The value of wetlands: importance of scale and landscape setting. *Ecological economics*, 35(1), 25-33.
- Montgomery, D. R., Balco, G. & Willett, S. D. (2001). Climate, tectonics, and the morphology of the Andes. *Geology*, 29(7), 579-582.
- Moreno-Mateos, D., Power, M. E., Comín, F. A. & Yockteng, R. (2012). Structural and functional loss in restored wetland ecosystems. *PLoS biology*, 10(1), e1001247.
- Muhati, G. L., Olago, D. & Olaka, L. (2018). Quantification of carbon stocks in Mount Marsabit Forest Reserve, a sub-humid montane forest in northern Kenya under anthropogenic disturbance. *Global Ecology and Conservation*, 14, e00383.
- Munné, A. & Prat, N. (2009). Use of macroinvertebrate-based multimetric indices for water quality evaluation in Spanish Mediterranean rivers: an intercalibration approach with the IBMWP index. *Hydrobiologia*, 628, 203-225.
- Munné, A., Prat, N., Solà, C., Bonada, N. & Rieradevall, M. J. A. C. M. (2003). A simple field method for assessing the ecological quality of riparian habitat in rivers and streams: QBR index. *Aquatic conservation: marine and freshwater ecosystems*, 13(2), 147-163.
- Muriithi, F. K. & Yu, D. (2015). Understanding the impact of intensive horticulture land-use practices on surface water quality in Central Kenya. *Environments*, 2(4), 521-545.

N

- Naiman, R. J. & Latterell, J. J. (2005). Principles for linking fish habitat to fisheries management and conservation. *Journal of Fish Biology*, 67, 166-185.
- Navarro, E., Gonzáles, P., Cano, A., Valencia, N. (2014). Avances en el conocimiento florístico de los humedales altoandinos del centro y sur del Perú. En XXIII Reunión Anual del Instituto de investigaciones de Ciencias Biológicas Antonio Raimondi (ICBAR). Lima: UNMSM.

Nazeri, M., Jusoff, K., Madani, N., Mahmud, A. R., Bahman, A. R. & Kumar, L. (2012). Predictive modeling and mapping of Malayan Sun Bear (*Helarctos malayanus*) distribution using maximum entropy. *PloS one*, 7(10), e48104.

Nicia, P., Bejger, R., Zadrożny, P. & Sterzyńska, M. (2018). The impact of restoration processes on the selected soil properties and organic matter transformation of mountain fens under Caltho-Alnetum community in the Babiogórski National Park in Outer Flysch Carpathians, Poland. *Journal of Soils and Sediments*, 18(8), 2770-2776.

Nieto, C., Malizia, A., Carilla, J., Izquierdo, A., Rodríguez, J., Cuello, S., ... & Grau, H. R. (2016). Patrones espaciales en comunidades de macroinvertebrados acuáticos de la Puna Argentina. *Revista de Biología Tropical*, 64(2), 747-762.

O

Oksanen, J., Blanchet, F.G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlenn, D., Minchin, P., O'Hara, R., Simpson, G. & Solymos, P. (2017). *Vegan: Community Ecology Package*. Ordination methods, diversity analysis and other functions for community and vegetation ecologists. Version 2.4-5. URL <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>.

Organización Mundial De La Salud - OMS (2019). *Agua*. [en línea]. Disponible en: <http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs391/es/>.

Orozco, C., Perez, A., Gonzalez, M. N., Rodríguez, F. J. & Alfayate, J. M. (2002). *Contaminación Ambiental: una visión desde la Química*. Madrid. Paraninfo.

Oscoz, J., Campos, F. & Escala, M. D. C. (2006). Variación de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos en relación con la calidad de las aguas. *Limnetica*, 25(3), 683-692.

Oyague Passuni, E. J., & Maldonado Fonkén, M. S. (2015). Relationships between aquatic invertebrates, water quality and vegetation in an Andean peatland system. *Mires and Peat, Volume 15 (2014/15), Article 14, 1-2*.

P

Palmer, M.A., Bernhardt, E.S., Allan, J.D., Lake, P.S., Alexander, G., Brooks, S., ... & Sudduth, E. (2005). Estándares para la restauración fluvial ecológicamente exitosa. *Revista de ecología aplicada*, 42 (2), 208-217.

Pant, H. K., Rechcigl, J. E. & Adjei, M. B. (2003). Carbon sequestration in wetlands: concept and estimation. *Food, Agriculture and Environment*, 1(2), 308-313.

- Paraense, W. L. (1981). Gastropoda. In S. H. Hurlbert, G. Rodríguez & N. D. Dos Santos (Eds.), *Aquatic Biota of Tropical South America. Part 2: Arthropoda* (pp. 200-207). California: San Diego State University.
- Pardo, I., Álvarez, M., Casas, J., Moreno, J. L., Vivas, S., Bonada, N., ... & Vidal-Abarca, M. R. (2002). El hábitat de los ríos mediterráneos. Diseño de un índice de diversidad de hábitat. *Limnetica*, 21(3-4), 115-133.
- Peco, B., Navarro, E., Carmona, C. P., Medina, N. G. & Marques, M. J. (2017). Effects of grazing abandonment on soil multifunctionality: The role of plant functional traits. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 249, 215-225.
- Pennak, R. W. (1955). Fresh-water invertebrates of the United States. *Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery (Formerly Journal of Aquatic Ecosystem Health)*, 7(1), 126-126.
- Peterson, A. T., Papeş, M. & Soberón, J. (2008). Rethinking receiver operating characteristic analysis applications in ecological niche modeling. *Ecological modelling*, 213(1), 63-72.
- Phillips, S. J., Anderson, R. P. & Schapire, R. E. (2006). Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological modelling*, 190(3-4), 231-259.
- Ponce-Reyes, R., Reynoso, G. V. H., Watason, J. E. M., Wandelwar J., Fuller, R. A., Pressey R. L. & Possingham, H. (2012). Vulnerability of cloud forest reserves in Mexico to climate change. *Nature Climate Change* 2(6), 448-452.
- Posada, J. A., Roldán, G., & Ramírez, J. J. (2000). Caracterización fisicoquímica y biológica de la calidad de aguas de la cuenca de la quebrada Piedras Blancas, Antioquia, Colombia. *Revista de Biología Tropical*, 48(1), 59-70.
- Prat, N., Ríos, B., Acosta, R., & Rieradevall, M. (2009). Los macroinvertebrados como indicadores de calidad de las aguas. En: E. Domínguez, & H. Fernández (Eds.), *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos*, Primera ed. San miguel de Tucumán Fundación Miguel Lillo. pp 631–654.
- Pringle, C. M., Scatena, F. N., Paaby-Hansen, P. & Núñez-Ferrera, M. (2000). River conservation in Latin America and the Caribbean. In P. J. Boon, B. R. Davies & G. E. Petts (Eds.), *Global perspectives on river conservation: science, policy and practice* (pp. 41-77). New York: John Wiley and Sons Ltd.
- Pulgarín, N. (2011). *Desarrollo de un modelo de gestión sostenible del agua: Microcuenca la Bermejala, Medellín (Colombia)*. Master's thesis, Universitat Politècnica de Catalunya.

Q

Quesada, Q. M., Acosta, V. L. M., Arias, A. D. & Rodríguez, G. A. (2017). Modelación de nichos ecológicos basado en tres escenarios de cambio climático para cinco especies de plantas en zonas altas de Costa Rica. *Revista Forestal Mesoamericana Kurú*, 34, 1–12.

Quintana, J. L. M., Guevara, K. A. M., Escalante, W. B. & Espinoza, S. T. L. (2018). Inventario de macroinvertebrados bentónicos en la cuenca del río Utcubamba, región Amazonas (Perú). *INDES Revista de Investigación para el Desarrollo Sustentable*, 2(2), 39-48.

Quintero, I. & Jetz, W. (2018). Global elevational diversity and diversification of birds. *Nature*, 555(7695), 246-250.

R

R Core Team (2020). R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.r-project.org/>

Ramírez, M. (1990). *Toma de muestras de suelos*. San José (Costa Rica). Unidad de Suelos. Ministerio de Agricultura y Ganadería, Boletín divulgativo N. 74.

Ramos-Montaño, C., Cárdenas-Avella, N. M. & Herrera, Y. (2013). Characterization of the Community of Aquatic Macrophytes in Lakes of La Rusia Paramo (Boyacá-Colombia). *Ciencia en Desarrollo*, 4(2), 73-82.

Rangel, C. (2000). *La región de vida paramuna*. Colombia Diversidad Biótica III. Universidad Nacional de Colombia.

Rawson, H. M. & Macpherson, H. G. (2001). *Trigo regado: manejo del cultivo* (No. Sirsi) i9789253044887). FAO.

Rebelo, A. J., Scheunders, P., Esler, K. J. & Meire, P. (2017). Detecting, mapping and classifying wetland fragments at a landscape scale. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, 8, 212-223.

Red de Laboratorios de Suelos del Ecuador (RELEASE). (2001). *Manual para Análisis de Suelo*. Ecuador.

Refaeilzadeh, P., Tang, L. & Liu, H. (2009). Cross-validation. *Encyclopedia of database systems*, 5, 532-538.

Reid, A. J., Carlson, A. K., Creed, I. F., Eliason, E. J., Gell, P. A., Johnson, P. T., ... & Cooke, S. J. (2019). Emerging threats and persistent conservation challenges for freshwater biodiversity. *Biological Reviews*, 94(3), 849-873.

- Reynolds, T. B., Strachan, S. & Bailey, J. L. (2014). A tiered method for discriminant function analysis models for the Reference Condition Approach: model performance and assessment. *Freshwater Science*, 33(4), 1238-1248.
- Ríos-Touma, B., Acosta, R. & Prat, N. (2014). The Andean Biotic Index (ABI): revised tolerance to pollution values for macroinvertebrate families and index performance evaluation. *Revista de biología tropical*, 62, 249-273.
- Ríos-Touma, B. P. (2004). Las comunidades de macroinvertebrados bentónicos de dos cuencas altoandinas del Ecuador. *Trabajo de Investigación del programa de Doctorado y Diplomado en Estudios Avanzados en Ecología*. Universitat de Barcelona, Barcelona, España.
- Rivas, C. R. A. (2009). *Estudio de la cuenca altoandina del río Cañete (Perú): distribución altitudinal de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos y caracterización hidroquímica de sus cabeceras cársticas*. Doctoral dissertation, Universitat de Barcelona.
- Roback, S. S. & Coffman, W. P. (1983). Results of the Catherwood Bolivian-Peruvian Altiplano Expedition Part II. Aquatic Diptera including Montane Diamesinae and Orthocladiinae (Chironomidae) from Venezuela. *Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia*, 9-79.
- Rodríguez-Barrios, J., Ospina-Tórres, R. & Turizo-Correa, R. (2011). Grupos funcionales alimentarios de macroinvertebrados acuáticos en el río Gaira, Colombia. *Revista de Biología Tropical*, 59(4), 1537-1552.
- Rojas, N.B., Barboza, E., Gamarra, O.A., Oliva, M., Leiva, D., Barrena, M. Á., ... & Rascón, J. (2018). Priorización morfométrica, clasificación fluvial y calidad hidrogeomorfológica en microcuencas ganaderas altoandinas del norte del Perú. *ISPRS International Journal of Geo-Information*, 9(5), 305.
- Roldán, G. (1980). *Estudios limnológicos de cuatro ecosistemas neotropicales diferentes con especial referencia a su fauna de efemerópteros*. *Actualidades Biológicas*, 9(34), 103-117.
- Roldán, G. (1996). *Guía para el estudio de macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia*. Bogotá, Colombia: Impreades Prescencia S.A.
- Roldán, G. (1999). *Los macroinvertebrados y su valor como indicadores de la calidad del agua*. *Academia Colombiana de Ciencia*, 23(88), 375-387.

- Roldán, G. (2003). *La bioindicación de la calidad del agua en Colombia, propuesta para el uso del método BMWP-COL*. Colección ciencia y tecnología. Editorial Universidad de Antioquia, Medellín.
- Roldán, G. (2012). *Los macroinvertebrados como bioindicadores de la calidad del agua*. Bogotá D.C, Colombia: Imprenta Nacional de Colombia.
- Roldán-Pérez, G. (2016). *Los macroinvertebrados como bioindicadores de la calidad del agua: cuatro décadas de desarrollo en Colombia y Latinoamérica*. Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, 40(155), 254-274.
- Romoleroux, K. (2004). The genus *Lachemilla* (Rosaceae) in the northern Andes of South America. *Lyonia*, 7(1), 21-32.
- Romoleroux, K., Cárate-Tandalla, D., Erler, R., & Navarrete, H. (2019). *Polystichum orbiculatum* In: *Plantas vasculares de los bosques de Polylepis en los páramos de Oyacachi*. Version 2019.0
<https://bioweb.bio/floraweb/polylepis/FichaEspecie/Polystichum%20orbiculatum>
- Rosenberg, D. M. & Wiens, A. P. (1976). Community and species responses of Chironomidae (Diptera) to contamination of fresh waters by crude oil and petroleum products, with special reference to the Trail River, Northwest Territories. *Journal of the Fisheries Board of Canada*, 33(9), 1955-1963.
- Rosenzweig, C., Karoly, D., Vicarelli, M., Neofotis, P., Wu, Q., Casassa, G., ... & Imeson, A. (2008). Attributing physical and biological impacts to anthropogenic climate change. *Nature*, 453(7193), 353-357.

S

- Sala, O. E., Stuart Chapin, F. I. I., Armesto, J. J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., ... & Wall, D. H. (2000). Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*, 287(5459), 1770-1774.
- Samboni, N. E., Carvajal, Y. & Escobar, J. C. (2007). Revisión de parámetros fisicoquímicos como indicadores de calidad y contaminación del agua. *Ingeniería e investigación*, 27(3), 172-181.
- Saunders, S. & Easley, T. (2007). Losing ground: western national parks endangered by climate disruption. *The George Wright Forum*, 24, 41–81.

Scheffer, M. (1998). *Ecology of shallow lakes* (Vol. 1). London: Chapman & Hall.

- Secaira Alava, S. K. (2018). *Modelo de compensación para la conservación de los bofedales en la Reserva de Producción de Fauna Chimborazo, basado en el carbono orgánico almacenado en suelo y vegetación* (Tesis para optar el título de Ingeniero en Ecoturismo). Escuela Superior Politécnica de Chimborazo.
- Sieben, E. J., Khubeka, S. P., Sithole, S., Job, N. M. & Kotze, D. C. (2018). The classification of wetlands: Integration of top-down, bottom-up approaches, and their significance for ecosystem service determination. *Wetlands Ecology and Management*, 26(3), 441-458.
- Sklenář, P., Dušková, E. & Balslev, H. (2011). Tropical and temperate: evolutionary history of páramo flora. *The Botanical Review*, 77(2), 71-108.
- Sklenář, P. & Ramsay, P. M. (2001). Diversity of zonal páramo plant communities in Ecuador. *Diversity and Distributions*, 7(3), 113-124.
- Skov, F. & Borchsenius, F. (1997). Predicting plant species distribution patterns using simple climatic parameters: a case study of Ecuadorian palms. *Ecography*, 20(4), 347-355.
- Smith, J. M. B. & Cleef, A. M. (1988). Composition and origins of the world's tropicalpine floras. *Journal of Biogeography*, 631-645.
- Smith, A. P. & Young, T. P. (1987). Tropical alpine plant ecology. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 18(1), 137-158.
- Sottocornola, M., Laine, A., Kiely, G., Byrne, K. A. & Tuittila, E. S. (2009). Vegetation and environmental variation in an Atlantic blanket bog in South-western Ireland. *Plant Ecology*, 203(1), 69-81.
- Sponseller, R. A., Benfield, E. F. & Valett, H. M. (2001). Relationships between land use, spatial scale and stream macroinvertebrate communities. *Freshwater biology*, 46(10), 1409-1424.
- Squeo, F., Warner, B., Aravena, R. & Espinoza, D. (2006). Bofedales: high altitude peatlands of the central Andes. *Revista Chilena de Historia Natural*, 79, 245-255.
- Suárez, D., Acurio, C., Chimbolema, S. & Aguirre, X. (2016). Análisis del carbono secuestrado en humedales Altoandinos de dos áreas protegidas del Ecuador. *Ecología Aplicada*, 15(2), 171-177.

T

- Ter Braak, C. J. & Verdonschot, P. F. (1995). Canonical correspondence analysis and related multivariate methods in aquatic ecology. *Aquatic sciences*, 57(3), 255-289.

Thomas, C. D., Cameron, A., Green, R. E., Bakkenes, M., Beaumont, L. J., Collingham, Y. C., ... & Williams, S. E. (2004). Extinction risk from climate change. *Nature*, 427(6970), 145-148.

Tobias, J. A., Ottenburghs, J. & Pigot, A. L. (2020). Avian diversity: Speciation, macroevolution, and ecological function. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 51, 533-560.

Toledo, V. (2005). Repensar la conservación: ¿áreas naturales protegidas o estrategia bioregional? *Gaceta Ecológica*, núm. 77, pp. 67-83 Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales Distrito Federal, México

Torres, A., Conty, A. & Relaño, C. (2010). *Atlas de macroinvertebrados de la cuenca del Tajo*. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. Confederación Hidrográfica del Tajo.

TOVAR, S. (1973). Comunidades vegetales de la Reserva Nacional de Vicuñas de Pampa Galeras, Ayacucho, Perú.

U

UNEP-WCMC, IUCN & NGS (2018). *Protected Planet Report 2018*. UNEP-WCMC, IUCN and NGS: Cambridge UK; Gland, Switzerland; and Washington, D.C., USA.

V

Van der Hammen, T. & Cleef, A. M. (1986). Development of the high Andean páramo flora and vegetation. In: Vuilleumier F, Monasterio M (eds) *High altitude tropical biogeography*, (pp 153–201). Oxford University Press, New York, New York.

Van der Wal, J. E., Dorenbosch, M., Immers, A. K., Vidal Forteza, C., Geurts, J. J., Peeters, E. T., ... & Bakker, E. S. (2013). Invasive crayfish threaten the development of submerged macrophytes in lake restoration. *PloS one*, 8(10), e78579.

Van Donk, E. & van de Bund, W. J. (2002). Impact of submerged macrophytes including charophytes on phyto- and zooplankton communities: allelopathy versus other mechanisms. *Aquatic botany*, 72(3-4), 261-274.

Vásquez, S., Carvajal-Hernández, C. & Zapata, A. (2010). Áreas naturales protegidas. In: Florescano, E. & Escamilla, J. O. (coords). *Atlas del patrimonio natural, histórico y cultural de Veracruz*. (pp. 251-274). Gobierno del Estado de Veracruz. México.

Juan Carlos Carrasco Baquero

Vera, C. S. & Vigliarolo, P. K. (2000). A diagnostic study of cold-air outbreaks over South America. *Monthly Weather Review*, 128(1), 3-24.

Verhoeven, J. T., Maltby, E. & Schmitz, M. B. (1990). Nitrogen and phosphorus mineralization in fens and bogs. *Journal of Ecology*, 78(3): 713-726.

Vidal, L. (2012). Agua nuestra de cada día. *Revista de la Sociedad Venezolana de Microbiología*, 32(1), 3-3.

Vila, I., Veloso, A., Schlatter, R. & Ramírez, C. (2006). *Macrófitas y vertebrados de los sistemas límnicos de Chile*. Editorial Universitaria.

Villamarín, C., Rieradevall, M., Paul, M. J., Barbour, M. T. & Prat, N. (2013). A tool to assess the ecological condition of tropical high Andean streams in Ecuador and Peru: The IMEERA index. *Ecological indicators*, 29, 79-92.

Villegas, J. C. (2004). Análisis del conocimiento en la relación agua-suelo-vegetación para el Departamento de Antioquia. *Revista EIA*, (1), 73-79.

Vimeux, F., Ginot, P., Schwikowski, M., Vuille, M., Hoffmann, G., Thompson, L. G. & Schotterer, U. (2009). Climate variability during the last 1000 years inferred from Andean ice cores: A review of methodology and recent results. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 281(3-4), 229-241.

Viña-Vizcaíno, G., & Ramírez-González, A. (1997). Criterios de calidad del agua y su relación con el bentos en el área de influencia del Oleoducto Cusiana (Bases para un programa de monitoreo a largo plazo). *Memorias Seminario Internacional sobre Macro-Invertebrados Bentónicos como Bioindicadores de Calidad del Agua*. Universidad del Valle, Cali-Colombia.

W

Walther, G. R., Post, E., Convey, P., Menzel, A., Parmesan, C., Beebee, T. J., ... & Bairlein, F. (2002). Ecological responses to recent climate change. *Nature*, 416(6879), 389-395.

Water Framework Directive (WFD). (2000). *Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy*.

Weberbauer, A. (1945). *El mundo vegetal de los Andes peruanos, estudio fitogeográfico*. Lumen, Lima.

- Wen, Z., Zheng, H., Smith, J. R., Zhao, H., Liu, L. & Ouyang, Z. (2019). Functional diversity overrides community-weighted mean traits in linking land-use intensity to hydrological ecosystem services. *Science of the Total Environment*, 682, 583-590.
- Wetzel, R. G. & Hough, R. A. (1972). *Productivity and role of aquatic macrophytes in lakes: an assessment*. (No. COO-1599-54; CONF-720620-1). Michigan State Univ., Hickory Corners. WK Kellogg Biological Station.
- Wickham, H. (2011). ggplot2. *Wiley interdisciplinary reviews: computational statistics*, 3(2), 180-185.
- Withey, P. & van Kooten, G. C. (2011). The effect of climate change on optimal wetlands and waterfowl management in Western Canada. *Ecological Economics*, 70(4), 798-805.
- Wold, S., Esbensen, K. & Geladi, P. (1987). Principal component analysis. *Chemometrics and intelligent laboratory systems*, 2(1-3), 37-52.
- Wood, K. A., O'Hare, M. T., McDonald, C., Searle, K. R., Daunt, F. & Stillman, R. A. (2017). Herbivore regulation of plant abundance in aquatic ecosystems. *Biological Reviews*, 92(2), 1128-1141.
- Wu, H. B. & Zheng, B. H. (2020). Wetland area identification and waterbird protection management in consideration of lake topography and water level change. *Global Ecology and Conservation*, 23, e01056.

X

- Xia, S., Liu, Y., Chen, B., Jia, Y., Zhang, H., Liu, G. & Yu, X. (2017). Effect of water level fluctuations on wintering goose abundance in Poyang Lake wetlands of China. *Chinese Geographical Science*, 27(2), 248-258.
- Xu, X., Chen, M., Yang, G., Jiang, B. & Zhang, J. (2020). Wetland ecosystem services research: A critical review. *Global Ecology and Conservation*, 22, e01027.

Y

- Yamada, K., Tanaka, Y., Era, T. & Nakaoka, M. (2014). Environmental and spatial controls of macroinvertebrate functional assemblages in seagrass ecosystems along the Pacific coast of northern Japan. *Global Ecology and Conservation*, 2, 47-61.
- Yerena, J. I., Jiménez, J., Aguirre, O. A. & Treviño, E. J. (2012). Contenido de carbono total en los componentes de especies arbóreas y arbustivas en áreas con diferente uso, en el matorral espinoso tamaulipeco, en México. *Bosque (Valdivia)*, 33(2), 145-152

Juan Carlos Carrasco Baquero

Yerena, E. (1993). El oso andino (*Tremarctos ornatus*), especie clave para la conservación de la biodiversidad de la Cordillera de los Andes. *Revista Flora, fauna y áreas silvestres*, 7(8), 33-37.

Young, K. R. (2011). Introduction to Andean geographies. *Climate change and biodiversity in the tropical Andes*. Inter-American Institute for Global Change Research, 128-140.

Z

Zedler, J. B. & Kercher, S. (2005). Wetland resources: status, trends, ecosystem services, and restorability. *Annu. Rev. Environ. Resour.*, 15 (30), 39-74

Zhang, Y., Jeppesen, E., Liu, X., Qin, B., Shi, K., Zhou, Y., Thomaz, S.M. & Deng, J. (2017). Global loss of aquatic vegetation in lakes. *Earth-Science Reviews*, 173, 259-265.



ANEXOS











12. ANEXOS






Anexo 1. Diversidad taxonómica y abundancia de las familias de macroinvertebrados en los bofedales de la Reserva de Producción de Fauna Chimborazo y sus contribuciones a las puntuaciones para los índices BMWP/Col y EPT (✓ = puntuado y ● = no puntuado).






FAMILIA	Río Blanco AI	Pampas Salasacas BI	Mechahuasca ANI	Cruz del Arenal ANI	Cruz del Arenal BNI	Culebrillas AI	Casa Cóndor BI	Coop. Santa Teresita BNI	Panchancho	Puente Ayora BNI	Puente Ayora AI	Puente Ayora ANI	Cóndor Samana	Lazabanza	Portal Andino	Los Hieleros	TOTAL	Índice BMWP	Índice EPT	Índice Adaptado a Bofedales	
<i>DugesIIDae</i>	9	44	7	5	19	37	0	0	13	71	29	13	0	0	0	0	247	●	●	✓	
<i>Tubificidae</i>	0	0	0	0	1	0	4	0	0	0	0	0	0	0	7	0	12	✓	●	✓	
<i>Glossiphoniidae</i>	8	0	3	15	0	2	1	0	7	15	1	56	3	3	0	0	114	✓	●	✓	
<i>Lymnaeidae</i>	1	24	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	28	✓	●	✓	
<i>Sphaeriidae</i>	1	44	0	3	0	4	0	0	8	0	10	50	7	15	0	0	142	✓	●	✓	
<i>Hyalellidae</i>	418	581	268	204	286	169	273	0	752	26	742	1279	480	306	2	0	5786	✓	●	✓	
<i>Isotomidae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	●	●	✓	
<i>Baetidae</i>	8	5	1	0	0	18	0	0	0	25	0	0	17	4	0	0	78	✓	✓	✓	
<i>Gripopterygidae</i>	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	●	✓	✓	
<i>Ptilodactylidae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	8	0	0	0	9	✓	●	✓	
<i>Elmidae</i>	11	7	2	0	0	6	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	27	✓	●	✓	
<i>Scirtidae</i>	0	0	4	0	0	64	1	0	4	23	0	4	7	0	4	0	111	✓	●	✓	
<i>Leptoceridae</i>	4	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	✓	●	✓	
<i>Limnephilidae</i>	15	0	467	0	0	195	254	0	0	45	0	0	2	0	123	1	1102	●	✓	✓	
<i>Hydrobiosidae</i>	3	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	8	✓	✓	✓	
<i>Ceratopogonidae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	36	0	39	✓	●	✓	
<i>Chironomidae</i>	1	3	8	0	0	31	0	5	0	7	3	0	0	0	0	0	58	✓	●	✓	
<i>Dolichopodidae</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	●	●	✓	
<i>Muscidae</i>	0	1	3	1	0	0	0	1	0	0	0	3	0	0	0	2	11	✓	●	✓	
<i>Sciomyzidae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	3	✓	●	✓	
<i>Simuliidae</i>	28	24	1	9	239	37	0	0	0	0	64	25	119	307	0	9	862	✓	●	✓	
<i>Tabanidae</i>	2	0	1	0	0	0	0	4	1	0	0	0	0	0	0	0	8	✓	●	✓	
<i>Tipulidae</i>	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	5	✓	●	✓	
TOTAL																		8664			






Anexo 2. Inventario general de las familias de macroinvertebrados en los bofedales de la RPFCH




CLASE	ORDEN	FAMILIA	LUGARES DE REGISTRO	REGISTRO FOTOGRÁFICO
Turbellaria	Tricladida	<i>DugesIIDae</i>	Río Blanco AI Pampas Salasacas BI Mechahuasca ANI Cruz del Arenal ANI Cruz del Arenal BNI Culebrillas AI Pachancho BI Puente Ayora BNI, Puente Ayora AI, Puente Ayora ANI	
Nematoda	Gordioidea	<i>Chordodidae</i>	Portal Andino AI	
Oligochaeta	Haplotaxidae	<i>Tubificidae</i>	Cruz del Arenal BNI Casa Cóndor BI Puente Ayora AI	
Oligochaeta	Haplotaxidae	<i>Naididae</i>	Río Blanco AI	

<p>Hirudinea</p>	<p>Glossiphoniiformes</p>	<p><i>Glossiphoniidae</i></p>	<p>Río Blanco AI Mechahuasca ANI Cruz del Arenal ANI Culebrillas AI Casa Cóndor BI Pachancho BI, Puente Ayora BNI, Puente Ayora AI, Puente Ayora, ANI, Cóndor Samana BI Lazabanza BNI</p>	
<p>Gastropoda</p>	<p>Basommatophora</p>	<p><i>Lymnaeidae</i></p>	<p>Río Blanco AI Pampas Salasacas BI Lazabanza BNI</p>	
<p>Bivalvia</p>	<p>Veneroidea</p>	<p><i>Sphaeriidae</i></p>	<p>Río Blanco AI Pampas Salasacas BI Cruz del Arenal ANI Culebrillas AI Pachancho BI, Puente Ayora AI, Puente Ayora ANI Condor Samana BI, Lazabanza BNI</p>	
<p>Malacostraca</p>	<p>Amphipoda</p>	<p><i>Hyaellidae</i></p>	<p>Río Blanco AI Pampas Salasacas BI Mechahuasca ANI Cruz del Arenal ANI Cruz del Arenal BNI Culebrillas AI Casa Cóndor BI Pachancho BI, Puente Ayora BNI Puente Ayora AI Puente Ayora ANI, Cóndor Samana BI, Lazabanza BNI Portal Andino AI</p>	

Insecta	Collembola	<i>Isotomidae</i>	Los hieleros ANI	
Insecta	Ephemeroptera	<i>Baetidae</i>	Río Blanco AI Pampas Salasacas BI Mechahuasca ANI Culebrillas AI Puente Ayora BNI Cóndor Samana BI Lazabanza BNI	
Insecta	Plecoptera	<i>Gripopterygidae</i>	Culebrillas AI	
Insecta	Coleoptera	<i>Ptilodactylidae</i>	Pachancho BI Puente Ayora ANI Puente Ayora AI Puente Ayora BNI Lazabanza BNI Cóndor Samana BI Portal Andino AI Los Hieleros ANI	
Insecta	Coleoptera	<i>Elmidae</i>	Río Blanco AI Pampas Salasacas BI Mechahuasca ANI Culebrillas AI Casa Cóndor BI	

Insecta	Coleoptera	<i>Scirtidae</i>	Mechahuasca ANI Culebrillas AI Casa Cóndor BI Pachancho BI Puente Ayora BNI, Cóndor Samana BI Puente Ayora ANI Portal Andino AI	
Insecta	Trichoptera	<i>Leptoceridae</i>	Río Blanco AI Culebrillas AI	
Insecta	Trichoptera	<i>Limnephilidae</i>	Río Blanco AI Pampas Salasacas BI Mechahuasca ANI Culebrillas AI Casa Cóndor BI Puente Ayora BNI. Cóndor Samana BI Portal Andino AI y Hieleros ANI	
Insecta	Trichoptera	<i>Polycentropodidae</i>	Río Blanco AI Mechahuasca ANI Culebrillas AI	
Insecta	Diptera	<i>Ceratopogonidae</i>	Pachancho BI Puente Ayora ANI Puente Ayora BNI, Puente Ayora AI Lazabanza BNI Cóndor Samana BI Portal Andino AI Los Hieleros ANI	

Insecta	Diptera	<i>Chironomidae</i>	Río Blanco AI Pampas Salasacas BI Mechahuasca ANI Culebrillas AI Coop. Santa Teresita BNI Puente Ayora BNI, Puente Ayora AI	
Insecta	Diptera	<i>Dolichopodidae</i>	Mechahuasca ANI	
Insecta	Diptera	<i>Empididae</i>	Culebrillas AI	
Insecta	Diptera	<i>Muscidae</i>	Pampas Salasacas BI Mechahuasca ANI Cruz del Arenal ANI Coop. Santa Teresita BNI	
Insecta	Diptera	<i>Sciomyzidae</i>	Cruz del Arenal ANI Cruz del Arenal BNI Culebrillas AI Puente Ayora ANI Puente Ayora AI Cóndor Samana BI	

<p>Insecta</p>	<p>Diptera</p>	<p><i>Simuliidae</i></p>	<p>Río Blanco AI Pampas Salasacas BI Mechahuasca ANI Cruz del Arenal ANI Cruz del Arenal BNI Culebrillas AI Puente Ayora ANI Puente Ayora AI Cóndor Samana BI Lazabanza BNI Hieleros ANI</p>	
<p>Insecta</p>	<p>Diptera</p>	<p><i>Tabanidae</i></p>	<p>Río Blanco AI Mechahuasca ANI Coop. Santa Teresita BNI Pachancho BI</p>	
<p>Insecta</p>	<p>Diptera</p>	<p><i>Tipulidae</i></p>	<p>Culebrillas AI Portal Andino AI</p>	

Anexo 3. Puntuación de los índices BMWP/Col y EPT en base a los datos de presencia - ausencia y al valor de cada familia según su sensibilidad a la contaminación. [Bofedales: A: Pachancho. B: Cruz del Arenal ANI. C: Puente Ayora ANI. D: Puente Ayora AI. E: Puente Ayora BNI. F: Cruz del Arenal BNI. G: Culebrillas. H: Casa Cóndor. I: Coop. Santa Teresita BNI. J: Los Hieleros ANI. K: Portal Andino AI. L: Cóndor Samana. M: Mechahuasca ANI. O: Pampas Salasacas BI. P: Río Blanco. Q: Lazabanza BNI].

FAMILIA	A	BMWP	EPT	B	BMWP	EPT	C	BMWP	EPT	D	BMWP	EPT	E	BMWP	EPT	F	BMWP	EPT	G	BMWP	EPT	H	BMWP	EPT
Dugesidae	13			5			13			29			71			19			37			0		
Tubificidae	0			0			0			0			0		1	1			0			4	1	
Glossiphoniidae	7	2		15	2		56	2		1	2		15	2	0				2	2		1	2	
Lymnaeidae	0			0			0			0			0		0				0			0		
Sphaeriidae	8	4		3	4		50	4		10	4		0		0				4	4		0		
Hyalellidae	752	7		204	7		1279	7		742	7		26	7	286	7			169	7		273	7	
Isotomidae	0			0			0			0			0		0				0			0		
Baetidae	0			0			0			0			25	7	25	0			18	7		18	0	
Gripopterygidae	0			0			0			0			0		0				2			2	0	
Ptilodactylidae	0			0			0			0			1	10	0				0			0		
Elmidae	0			0			0			0			0		0				6	6		1	6	
Scirtidae	4	7		0			4	7		0			23	7	0				64	7		1	7	
Leptoceridae	0			0			0			0			0		0				6	8		6	0	
Limnephilidae	0			0			0			0			45		45	0			195			195	254	254
Ceratopogonidae	0			0			0			0			3	3	0				0			0		
Chironomidae	0			0			0			3	2		7	2	0				31	2		0		
Dolichopodidae	0			0			0			0			0		0				0			0		
Muscidae	0			1	2		3	2		0			0		0				0			0		
Sciomyzidae	0			0			0			0			3	2	0				0			0		
Simuliidae	0			9	8		25	8		64	8		0		239	8			37	8		0		
Tabanidae	1	5		0			0			0			0		0				0			0		
Tipulidae	0			0			0			0			0		0				2	3		0		
BMWP	785	25	0	237	23	0	1430	30	0	849	23	0	219	40	70	545	16	0	573	54	221	534	23	254
ETP			0%			0			0			0			32			0			39%			48%

Continuación Anexo 3. Puntuación de los índices BMWP/Col y EPT en base a los datos de presencia - ausencia y al valor de cada familia según su sensibilidad a la contaminación. [Bofedales: A: Pachancho. B: Cruz del Arenal ANI. C: Puente Ayora ANI. D: Puente Ayora AI. E: Puente Ayora BNI. F: Cruz del Arenal BNI. G: Culebrillas. H: Casa Cóndor. I: Coop. Santa Teresita BNI. J: Los Hieleros ANI. K: Portal Andino AI. L: Cóndor Samana. M: Mechahuasca ANI. O: Pampas Salasaca BI. P: Río Blanco. Q: Lazabanza BNI].

FAMILIA	I	BMWP	EPT	J	BMWP	EPT	K	BMWP	EPT	L	BMWP	EPT	M	BMWP	EPT	O	BMWP	EPT	P	BMWP	EPT	Q	BMWP	EPT
Dugesidae	0			0			0			0			7		44				9			0		
Tubificidae	0			0			7	1		0			0		0				0			0		
Glossiphoniidae	0			0			0			3	2		3	2	0				8	2		3	2	
Lymnaeidae	0			0			0			0			0		24	4			1	4		3	4	
Sphaeriidae	0			0			0			7	4		0		44	4			1	4		15	4	
Hyaellidae	0			0			2	7		480	7		268	7	581	7			418	7		306	7	
Isotomidae	0			1			0			0			0		0				0			0		
Baetidae	0			0			0			17	7	17	1	7	1	5	7	5	8	7	7	4	7	4
Gripopterygidae	0			0			0			0			0		0				0			0		
Ptilodactylidae	0			0			0			8	10		0		0				0			0		
Elmidae	0			0			0			0			2	6	7	6			11	6		0		
Scirtidae	0			0			4	7		7	7		4	7	0				0			0		
Leptoceridae	0			0			0			0			0		0				4	8	4	0		
Limnephilidae	0			1		1	123		123	2		2	467		467	0			15		15	0		
Ceratopogonidae	0			0			36	3		0			0		0				0			0		
Chironomidae	5	2		0			0			0			8	2	3	2			1	2		0		
Dolichopodidae	0			0			0			0			1		0				0			0		
Muscidae	1	2		2	2		0			0			3	2	1	2			0			0		
Sciomyzidae	0			0			0			0			0		0				0			0		
Simuliidae	0			9	8		0			119	8		1	8	24	8			28	8		307	8	
Tabanidae	4	5		0			0			0			1	5	0				2	5		0		
Tipulidae	0			0			3	3		0			0		0				0			0		
BMWP	10	9	0	13	10	1	175	21	123	643	45	19	766	46	468	733	40	5	506	53	26	638	32	4
ETP			0				8%			70%			3%		61%				1%			5%		1%

Anexo 4. Valores de las variables físicoquímicas y microbiológicas del agua analizadas en los bofedales de la RPFCH. [Parámetros: Temperatura (Temp.); Amonio (NH₄), Coliformes fecales (Col.F), Calcio (Ca), Conductividad eléctrica (Cond.), Demanda biológica de oxígeno (B.D.O.), Demanda química de oxígeno (D.Q.O.), Dureza, Fósforo (P), Magnesio (Mg), Nitratos, Nitritos, Oxígeno disuelto (O₂), Solidos totales suspendidos (T.S.S.) y sulfatos]. [Bofedales: A: Pachancho. B: Cruz del Arenal ANI. C: Puente Ayora ANI. D: Puente Ayora AI. E: Puente Ayora BNI. F: Cruz del Arenal BNI. G: Culebrillas. H: Casa Cóndor. I: Coop. Santa Teresita BNI. J: Los Hieleros ANI. K: Portal Andino AI. L: Cóndor Samana. M: Mechahuasca ANI. O: Pampas Salasacas BI. P: Río Blanco. Q: Lazabanza BNI].

Bofedales	pH	Temp (°C)	NH ₄ (mg/l)	Col.F NMP/100 mL	Ca (mg/l)	Cond. (uS/cm)	D.B.O (mg/l)	D.Q.O (mg/l)	Dureza (mg CaCO ₃ /l)	P (mg/l)	Mg (mg/l)	Nitratos (mg/l)	Nitritos (mg/l)	O ₂ (mg/l)	O ₂ (%)	T.S.S. (mg/l)	Sulfatos (mg/l)
A	7.1	9.1	0.95	1.80	15.00	178.50	3.00	76.43	85.40	0.000	11.66	0.50	0.000	6.34	99.10	4.00	0.10
B	7.4	9.7	0.08	0.90	6.31	94.50	0.74	6.11	36.08	0.008	4.94	0.30	0.003	6.49	100.70	7.00	1.10
C	7.1	8.6	0.18	1.90	9.54	97.90	0.26	3.05	41.84	0.220	4.39	0.40	0.000	6.11	93.09	7.00	0.30
D	7.6	8.5	0.05	0.00	6.15	63.40	0.74	3.05	23.41	0.006	1.96	0.30	0.001	6.51	101.20	2.00	3.30
E	6.9	8.7	0.48	0.80	4.00	45.10	0.62	3.05	18.42	0.000	2.05	0.40	0.001	6.00	92.30	36.00	0.60
F	6.9	10.2	0.05	0.00	5.64	75.60	13	85.60	28.13	0.004	3.42	0.40	0.001	6.47	100.20	29.00	1.10
G	7.4	11.2	0.00	3.70	5.18	67.60	1.56	3.05	22.81	0.170	2.40	0.10	0.000	6.42	98.70	66.00	3.60
H	7.4	7.9	0.08	1.80	20.95	209.00	5.15	21.40	101.70	0.001	12.01	0.50	0.006	6.27	96.30	19.00	11.50
I	7.6	8.0	0.21	0.00	1.22	14.32	3.70	21.40	5.70	0.003	0.65	0.70	0.001	6.69	103.30	37.00	0.00
J	7.6	8.8	2.17	1.90	2.36	16.57	1.48	17.31	7.98	0.310	0.51	0.00	0.013	7.00	108.00	215.00	0.00
K	7.4	8.9	0.30	1.90	1.98	25.40	1.50	6.92	10.27	0.001	1.30	0.40	0.007	7.26	112.30	66.00	0.00
L	7.4	11.3	0.0	1.90	8.76	143.50	1.80	27.69	69.39	0.001	11.55	0.70	0.001	6.65	102.80	36.00	0.90
M	7.3	7.7	0.17	1.80	8.23	87.00	8.85	79.48	37.26	0.005	4.08	0.40	0.001	6.36	97.60	25.00	0.60
O	7.7	9.7	0.30	0.00	8.69	91.60	3.80	27.69	40.68	0.025	4.62	0.00	0.005	6.45	99.70	60.00	9.60
P	6.9	9.9	0.33	3.60	14.48	109.70	10.05	70.31	48.48	0.002	3.00	0.40	0.001	6.70	103.10	22.00	0.70
Q	7.7	10.7	0.35	1.20	5.49	49.30	10.05	67.26	20.53	0.005	1.66	0.10	0.000	6.34	97.8	19.00	0.10

Anexo 5. Diversidad taxonómica y abundancia de las familias de macroinvertebrados en las localidades de muestreo de la cuenca del Río Chambo [Ejemplares recolectados sobre sustratos no rocosos (Sust.) o rocosos (Rocas)].

Clase	Orden	Familia	Casa Cóndor		Cemento Chimborazo		Parque Lineal Chibunga		Quimiag		Puente Penipe		Puente Chambo	
			Sust.	Rocas	Sust.	Rocas	Sust.	Rocas	Sust.	Rocas	Sust.	Rocas	Sust.	Rocas
Insecta	Coleoptera	Elmidae	39	19	0	0	0	0	0	1	0	8	6	22
		Dryopidae	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
		Scirtidae	35	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Díptera	Chironomidae	8	13	8	12	47	63	12	70	62	42	95	133
		Ceratopogonidae	0	0	15	4	2	3	3	0	0	0	0	0
		Dolichopodidae	1	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	1
		Empididae	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0
		Muscidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
		Psychodidae	0	0	3	0	6	7	0	0	0	0	2	0
		Simuliidae	29	8	0	0	0	0	1	0	131	53	11	60
	Ephemeroptera	Tipulidae	10	7	4	2	0	0	0	0	0	0	1	0
		Baetidae	64	25	7	4	0	0	39	71	157	4	70	7
	Hemiptera	Hebridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	
	Plecoptera	Gripopterygidae	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Trichoptera	Hydrobiosidae	17	16	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		Hydroptilidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
		Limnephilidae	11	4	0	7	0	0	0	0	0	0	0	41
Bivalvia	Veneroidea	Sphaeriidae	3	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0	
Gastropoda	Pulmonata	Physidae	0	0	8	16	0	0	0	2	2	10	1	14
Hirudinea	Rhynchobdellida	Glossiphoniidae	0	3	0	0	0	0	1	1	1	2	0	2
Malacostraca	Amphipoda	Hyalellidae	484	76	3	0	11	11	2	0	9	39	47	20
Oligochaeta	Haplotaxida	Tubificidae	3	0	7	3	9	16	2	0	28	1	1	0
Clitellata	Crassiclitellata	Lumbricidae	0	0	0	0	3	1	0	0	0	0	3	0
Total de individuos recolectados													2476	

Anexo 6. Diversidad taxonómica y abundancia de las familias de macroinvertebrados en las localidades de muestreo de la cuenca del Río Chimbo. [Ejemplares recolectados sobre sustratos no rocosos (Sust.) o rocosos (Rocas)].

Clase	Orden	Familia	Guaranda		Chimbo		Cumanda		Cascajal		La victoria	
			Sust	Rocas	Sust	Rocas	Sust	Rocas	Sust	Rocas	Sust	Rocas
Gastropoda	Pulmonata	Physidae	38	99	33	21	0	10	0	1	15	113
Hydrozoa	Hydroida	Hydriidae	0	0	1	6	0	0	0	0	0	0
Hirudinea	Rhynchobdellida	Glossiphoniidae	2	6	5	3	0	4	0	0	0	0
Insecta	Coleoptera	Elmidae	0	0	3	0	1	9	4	10	4	46
		Psephenidae	0	0	1	1	0	9	0	23	0	8
	Diptera	Blephariceridae	0	0	0	0	2	3	1	8	0	0
		Chironomidae	57	7	28	46	0	6	0	12	79	14
		Dolichopodidae	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		Muscidae	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		Psychodidae	0	0	0	0	10	1	0	8	0	5
		Simuliidae	6	0	18	6	1	0	15	43	4	1
		Tipulidae	2	0	0	0	1	0	0	0	0	0
		Ephemeroptera	Baetidae	472	3	4	1	8	33	56	32	8
	Leptophlebiidae		0	0	0	0	26	167	16	46	1	30
	Tricorythidae		0	0	0	0	0	0	0	18	2	71
	Hemiptera	Naucoridae	0	0	0	0	1	0	0	0	4	3
	Megaloptera	Corydalidae	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0
	Tricoptera	Glossosomatidae	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0
		Hydrobiosidae	1	0	0	0	0	2	0	0	0	0
		Hydropsychidae	9	0	2	3	5	111	10	28	4	226
		Hydroptilidae	0	0	0	0	0	0	0	4	0	129
		Leptoceridae	0	0	0	6	0	4	1	2	0	0
Oligochaeta		Crassiclitellata	Lumbricidae	7	0	0	0	0	0	0	0	0
	Haplotaxidae	tubificidae	104	9	246	4	1	0	0	0	0	
Malacostra	Amphipoda	Hyalellidae	0	0	172	5	0	0	0	0	0	
Rhabditophora	Tricladida	Dugesidae	0	0	2	10	0	2	0	0	0	
TOTAL											2981	

Anexo 7. Diversidad taxonómica y abundancia de las familias de macroinvertebrados en las localidades de muestreo de la cuenca del Río Ambato. [Ejemplares recolectados sobre sustratos no rocosos (Sust.) o rocosos (Rocas)].

Clase	Orden	Familia	La Esperanza		El Salado		Los Molinos		La Delicia		Viñas		Puente Baños	
			Sust	Rocas	Sust	Rocas	Sust	Rocas	Sust	Rocas	Sust	Rocas	Sust	Rocas
Insecta	Coleoptera	Elmidae	68	12	30	13	0	5	0	0	0	0	12	10
		Scirtidae	24	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Diptera	Blephariceridae	0	0	1	64	0	1	1	0	1	0	0	0
		Ceratopogonidae	2	1	0	1	8	1	0	0	0	0	0	0
		Chironomidae	30	123	20	28	138	66	6	3	203	902	166	93
		Empididae	3	1	0	1	1	1	0	2	0	0	4	1
		Muscidae	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1
		Psychodidae	0	0	0	0	0	0	0	6	24	0	1	0
		Simuliidae	3	11	14	43	5	18	22	12	0	0	66	86
		Tabanidae	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		Tipulidae	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	2	0
		Ephemeroptera	Baetidae	46	19	124	157	119	68	96	94	0	6	35
	Tricorythidae		0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
	Hemiptera	Hebridae	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Plecoptera	Gripopterygidae	13	1	3	1	0	0	0	0	0	0	0	0
	Trichoptera	Glossosomatidae	0	0	0	3	0	16	33	55	1	1	0	0
		Hydrobiosidae	2	1	3	8	5	1	0	1	0	0	0	0
		Hydroptilidae	4	374	14	324	5	16	9	2	0	0	0	0
		Anomalopsychidae	4	3	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0
		Leptoceridae	15	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Limnephilidae		8	12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Arachnida		Acarina	1	0	0	0	2	0	0	0	0	0	1	0
Bivalvia		Veneroidea	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Gastropoda	Pulmonata	0	0	0	0	0	0	5	7	4	28	3	39	
Hirudinea	Rhynchobdellida	1	0	0	0	0	0	0	0	1	9	0	0	
Malacostraca	Amphipoda	311	68	25	9	2	1	0	0	0	0	57	17	
Nematomorpha	Gordioidea	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	
Oligochaeta	Haplotaxidae	0	0	0	2	30	28	1	1	603	51	1	8	
Clitellata	Crassiclitellata	5	2	5	0	0	2	0	0	5	0	0	0	
Turbellaria	Tricladia	20	35	9	30	5	28	1	2	0	0	0	0	
TOTAL													5551	

Anexo 8. Resultados de la determinación del Carbono almacenado por las especies de flora de ribera y macrófitas identificadas en los bofedales según el método de combustión directa (C.D.). (R1: Repetición 1; R2: Repetición 2; R3: Repetición 3).

Nombre científico	Muestra (gr)	R1	R2	R3	Promedio (10 gr)	Biomasa (%)	Carbono (%)	Biomasa(fr)	Carbono (fr)	Total
<i>Azorella pedunculata</i> (Spreng.) Mathias & Constance	30	1.49	1.32	1.15	1.32	86.80	13.20	0.868	0.132	1.00
<i>Eryngium humile</i> Cav	30	1.42	1.98	1.76	1.72	82.80	17.20	0.828	0.172	1.00
<i>Oreomyrrhis andicola</i> (Kunth) Hook. f.	30	1.56	1.92	1.72	1.73	82.65	17.35	0.827	0.173	1.00
<i>Azorella biloba</i> (Schltdl.) Wedd.	30	2.03	2.11	3.02	2.39	76.13	23.87	0.761	0.239	1.00
<i>Azorella aretioides</i> (Spreng.) Willd. ex DC.	30	1.26	1.72	1.95	1.64	83.57	16.43	0.836	0.164	1.00
<i>Elodea canadensis</i> Rich.	30	3.19	3.34	3.52	3.35	66.50	33.50	0.665	0.335	1.00
<i>Potamogeton filiformis</i> Pers.	10	2.33			2.33	76.68	23.32	0.767	0.233	1.00
<i>Baccharis caespitosa</i> (Ruiz yPaul) Pers.	30	1.66	1.35	1.97	1.66	83.40	16.60	0.834	0.166	1.00
<i>Bidens andicola</i> Kunth	30	1.45	1.97	2.15	1.86	81.43	18.57	0.814	0.186	1.00
<i>Achyrocline alata</i> (Kunth) DC	30	0.80	0.74	0.69	0.74	92.57	7.43	0.926	0.074	1.00
<i>Gamochaeta americana</i> (Mill.) Wedd	10	1.27			1.27	87.33	12.67	0.873	0.127	1.00
<i>Gnaphalium spicatum</i> (Forssk.) Vahl	10	2.19			2.19	78.06	21.94	0.781	0.219	1.00
<i>Hypochaeris sessiliflora</i> Kunth	30	1.32	1.68	2.29	1.76	82.37	17.63	0.824	0.176	1.00
<i>Monticalia arbutifolia</i> (Kunth) C. Jeffrey	10	0.68			0.68	93.15	6.85	0.932	0.068	1.00
<i>Oritrophium peruvianum</i> (Lam.) Cuatrec.	10	1.65			1.65	83.47	16.53	0.835	0.165	1.00
<i>Werneria nubigena</i> Kunth	30	1.78	2.88	2.18	2.28	77.20	22.80	0.772	0.228	1.00
<i>Xenophyllum humile</i> (Kunth).	30	1.20	1.05	1.32	1.19	88.10	11.90	0.881	0.119	1.00
<i>Erigeron ecuadoriensis</i> Hieron.	30	2.01	2.06	2.19	2.09	79.13	20.87	0.791	0.209	1.00

Nombre científico	Muestra (gr)	R1	R2	R3	Promedio (10 gr)	Biomasa (%)	Carbono (%)	Biomasa(fr)	Carbono (fr)	Total
<i>Erigeron L.</i>	30	3.24	3.26	4.14	3.55	64.53	35.47	0.645	0.355	1.00
<i>Culcitium Bonpl.</i>	10	1.22			1.22	87.82	12.18	0.878	0.122	1.00
<i>Gnaphalium purpureum L.</i>	10	3.77			3.77	62.30	37.70	0.623	0.377	1.00
<i>Gnaphalium chimborazense Hieron.</i>	10	2.81			2.81	71.85	28.15	0.719	0.281	1.00
<i>Rorippa pinnata (Sessé & Moc.) Rollins.</i>	30	3.79	3.82	3.06	3.56	64.43	35.57	0.644	0.356	1.00
<i>Breutelia chrysea (Müll. Hal.) A. Jaeger</i>	30	1.76	1.65	2.3	1.90	80.97	19.03	0.810	0.190	1.00
<i>Bartramia potosica Mont.</i>	30	8.02	7.39	7.87	7.76	22.40	77.60	0.224	0.776	1.00
<i>Rhodobryum (Schimp.) Limpr.</i>	10	3.88			3.88	61.20	38.80	0.612	0.388	1.00
<i>Plagiomnium rhynchophorum (Hook.) T.J. Kop.</i>	10	1.59			1.59	84.14	15.86	0.841	0.159	1.00
<i>Alsophila R. Br.</i>	20	1.13	1.49		1.31	86.91	13.09	0.869	0.131	1.00
<i>Valeriana microphylla Kunth</i>	30	1.33	1.16	1.48	1.32	86.77	13.23	0.868	0.132	1.00
<i>Valeriana rigida Ruiz & Pav.</i>	30	1.30	2.38	1.03	1.57	84.30	15.70	0.843	0.157	1.00
<i>Ephedra rupestris Benth.</i>	30	1.48	1.55	1.52	1.52	84.83	15.17	0.848	0.152	1.00
<i>Equisetum bogotense Kunth</i>	10	2.09			2.09	79.14	20.86	0.791	0.209	1.00
<i>Disterigma empetrifolium (Kunth) Drude</i>	30	1.02	0.72	0.66	0.80	92.00	8.00	0.920	0.080	1.00
<i>Pernettya prostrata (Cav.) Sleumer</i>	30	0.73	1.16	1.17	1.02	89.80	10.20	0.898	0.102	1.00
<i>Vaccinium floribundum Kunth.</i>	30	0.89	1.02	1.41	1.11	88.93	11.07	0.889	0.111	1.00
<i>Drymaria ovata Humb. & Bonpl. ex Schult.</i>	20	2.87	3.39		3.13	68.69	31.31	0.687	0.313	1.00
<i>Rumex acetosella L.</i>	30	0.67	1.02	1.28	0.99	90.10	9.90	0.901	0.099	1.00
<i>Lupinus microphyllus Desr.</i>	10	2.09			2.09	79.10	20.90	0.791	0.209	1.00

Nombre científico	Muestra (gr)	R1	R2	R3	Promedio (10 gr)	Biomasa (%)	Carbono (%)	Biomasa(fr)	Carbono (fr)	Total
<i>Lupinus pubescens</i> Benth	30	0.39	0.52	0.36	0.42	95.78	4.22	0.958	0.042	1.00
<i>Trifolium repens</i> Walter	30	1.83	1.09	1.23	1.38	86.17	13.83	0.862	0.138	1.00
<i>Gentiana cerastioides</i> Kunth	30	2.84	2.46	2.48	2.59	74.07	25.93	0.741	0.259	1.00
<i>Gentiana sedifolia</i> Kunth	30	1.43	2.16	2.31	1.97	80.33	19.67	0.803	0.197	1.00
<i>Gentianella corymbosa</i> (Kunth) Weaver & Ruedenberg	10	2.92			2.92	70.76	29.24	0.708	0.292	1.00
<i>Halenia pulchella</i> Gilg.	20	1.74	1.72		1.73	82.70	17.30	0.827	0.173	1.00
<i>Galium hypocarpium</i> (L.) Endl. ex Griseb	20	2.08	2.50		2.29	77.10	22.90	0.771	0.229	1.00
<i>Galium pumilio</i> Standl.	30	3.19	3.60	2.72	3.17	68.30	31.70	0.683	0.317	1.00
<i>Nertera granadensis</i> (Mutis ex L. f.) Druce	10	1.89			1.89	81.06	18.94	0.811	0.189	1.00
<i>Geranium diffusum</i> Kunth	30	1.83	2.64	2.03	2.17	78.33	21.67	0.783	0.217	1.00
<i>Cyclodictyon roridum</i> (Hampe) Kuntze	30	1.88	1.59	1.38	1.62	83.83	16.17	0.838	0.162	1.00
<i>Hypericum laricifolium</i> Juss.	30	0.57	0.79	0.39	0.58	94.16	5.84	0.942	0.058	1.00
<i>Thuidium peruvianum</i> Mitt.	30	1.65	1.72	1.55	1.64	83.60	16.40	0.836	0.164	1.00
<i>Brachytheceium austroglareosum</i> (Müll. Hal.) Kindb.	10	2.68			2.68	73.25	26.75	0.732	0.268	1.00
<i>Bartsia laticrenata</i> Benth.	20	3.02	3.45		3.24	67.65	32.35	0.676	0.324	1.00
<i>Castilleja fissifolia</i> L. f.	10	2.06			2.06	79.39	20.61	0.794	0.206	1.00
<i>Sibthorpia repens</i> (L.) Kuntze	10	1.51			1.51	84.87	15.13	0.849	0.151	1.00
<i>Plantago australis</i> Lam	30	2.91	2.37	2.02	2.43	75.67	24.33	0.757	0.243	1.00
<i>Plantago rigida</i> Kunth.	30	1.60	1.66	1.2	1.49	85.13	14.87	0.851	0.149	1.00

Nombre científico	Muestra (gr)	R1	R2	R3	Promedio (10 gr)	Biomasa (%)	Carbono (%)	Biomasa(fr)	Carbono (fr)	Total
<i>Bunodophoron melanocarpum</i> (Sw.) Wedin	10	2.30			2.30	76.99	23.01	0.770	0.230	1.00
<i>Huperzia crassa</i> (Humb. & Bonpl. ex Willd.)	30	1.08	0.88	1.09	1.02	89.83	10.17	0.898	0.102	1.00
<i>Marchantia</i> L.	30	6.27	6.07	6.95	6.43	35.70	64.30	0.357	0.643	1.00
<i>Nototriche hartwegii</i> A.W. Hill	30	2.37	2.71	2.47	2.52	74.83	25.17	0.748	0.252	1.00
<i>Epilobium denticulatum</i> Ruiz & Pav.	30	1.79	1.67	1.02	1.49	85.07	14.93	0.851	0.149	1.00
<i>Elaphoglossum engelii</i> (H. Karst.) Christ	30	2.79	2.20	2.77	2.59	74.13	25.87	0.741	0.259	1.00
<i>Polystichum orbiculatum</i> (Desv.) J. Rémy & Fée	30	0.86	0.86	0.82	0.85	91.53	8.47	0.915	0.085	1.00
<i>Melpomene moniliformis</i> (Lag. ex Sw.) A.R. Sm. & R.C. Moran	30	0.80	1.01	0.57	0.79	92.07	7.93	0.921	0.079	1.00
<i>Distichia muscoides</i> Nees & Meyen	30	1.34	2.69	1.29	1.77	82.27	17.73	0.823	0.177	1.00
<i>Carex bonplandii</i> Kunth.	30	2.19	1.90	1.94	2.01	79.90	20.10	0.799	0.201	1.00
<i>Eleocharis albibracteata</i> Nees & Meyen ex Kunth.	30	1.56	2.96	2.2	2.24	77.60	22.40	0.776	0.224	1.00
<i>Eleocharis dombeyana</i> Kunth.	10	2.45			2.45	75.51	24.49	0.755	0.245	1.00
<i>Agrostis foliata</i> Hook.	30	6.52	6.08	6.82	6.47	35.27	64.73	0.353	0.647	1.00
<i>Agrostis breviculmis</i> (J.Presl) Hitchc	30	3.75	3.04	2.73	3.17	68.27	31.73	0.683	0.317	1.00
<i>Bromus pitensis</i> Kunth	30	3.54	4.18	4.75	4.16	58.43	41.57	0.584	0.416	1.00
<i>Cortaderia sericantha</i> (Steud.) Hitchc	10	2.50			2.50	75.00	25.00	0.750	0.250	1.00
<i>Eragrostis nigricans</i> (Kunth) Steud	30	2.21	3.65	2.54	2.80	72.00	28.00	0.720	0.280	1.00
<i>Muhlenbergia angustata</i> (J. Presl) Kunth	10	1.18			1.18	88.17	11.83	0.882	0.118	1.00

Nombre científico	Muestra (gr)	R1	R2	R3	Promedio (10 gr)	Biomasa (%)	Carbono (%)	Biomasa(fr)	Carbono (fr)	Total
<i>Phalaris minor</i> Retz.	30	4.51	4.57	4.48	4.52	54.80	45.20	0.548	0.452	1.00
<i>Leptodontium longicaule</i> Mitt.	30	1.20	1.98	0.83	1.34	86.63	13.37	0.866	0.134	1.00
<i>Leptodontium ulocalyx</i> (Müll. Hal.) Mitt	30	1.65	1.36	1.07	1.36	86.40	13.60	0.864	0.136	1.00
<i>Leptodontium wallisii</i> (Müll. Hal.) Kindb.	20	3.72	2.06		2.89	71.10	28.90	0.711	0.289	1.00
<i>Lejeunea</i> Lib.	10	2.50			2.50	75.00	25.00	0.750	0.250	1.00
<i>Ranunculus flagelliformis</i> Sm	10	2.54			2.54	74.63	25.37	0.746	0.254	1.00
<i>Ranunculus peruvianus</i> Pers.	10	2.22			2.22	77.78	22.22	0.778	0.222	1.00
<i>Lachemilla andina</i> (L.M. Perry) Rothm	30	1.46	1.50	1.15	1.37	86.30	13.70	0.863	0.137	1.00
<i>Lachemilla galioides</i> (Benth.) Rothm	20	4.21	4.18		4.20	58.03	41.97	0.580	0.420	1.00
<i>Lachemilla orbiculata</i> (Ruiz & Pav.)	30	1.13	1.48	1.24	1.28	87.17	12.83	0.872	0.128	1.00
<i>Myriophyllum quitense</i> Kunth	30	3.25	3.11	2.49	2.95	70.50	29.50	0.705	0.295	1.00

Nota: Los cuadros con fondo amarillo representan especies para las que no se logró realizar las tres repeticiones debido al bajo peso y número limitado de individuos colectados.

Anexo 9. Resultados del cálculo del índice Índice IMEERA en los diferentes bofedales estudiados.

Pachancho BI

Cruz del Arenal ANI

Puente Ayora ANI

Puente Ayora AI

Puente Ayora BNI

RESULTADO IMEERA P:

30 Pésimo

MÉTRICAS CALCULADAS:

Abundancia	765,00
(*)Riqueza (S)	4
Colectores (% ind.)	98,30
Depredadores (% ind.)	0,13
Trituradores (% ind.)	98,30
Filtradores (% ind.)	1,05
Raspadores (% ind.)	0,52
Trepadores (% ind.)	0,52
Fijadores (% ind.)	0,00
(*)Taxa Tolerantes (%S)	25,00
(*)Taxa Intolerante	0,00
Taxa EPT	0,00
(*)ABI	18
Divers. Shannon-Wiener (H')	0,10
Diversidad de Margalef	0,45
Equitatividad (J)	0,07

RESULTADO IMEERA P:

18 Pésimo

MÉTRICAS CALCULADAS:

Abundancia	217,00
(*)Riqueza (S)	4
Colectores (% ind.)	94,01
Depredadores (% ind.)	0,46
Trituradores (% ind.)	94,01
Filtradores (% ind.)	5,53
Raspadores (% ind.)	0,00
Trepadores (% ind.)	0,00
Fijadores (% ind.)	4,15
(*)Taxa Tolerantes (%S)	50,00
(*)Taxa Intolerante	0,00
Taxa EPT	0,00
(*)ABI	16
Divers. Shannon-Wiener (H')	0,27
Diversidad de Margalef	0,56
Equitatividad (J)	0,20

RESULTADO IMEERA P:

25 Pésimo

MÉTRICAS CALCULADAS:

Abundancia	1.361,00
(*)Riqueza (S)	5
Colectores (% ind.)	93,98
Depredadores (% ind.)	0,22
Trituradores (% ind.)	93,98
Filtradores (% ind.)	5,51
Raspadores (% ind.)	0,29
Trepadores (% ind.)	0,29
Fijadores (% ind.)	1,84
(*)Taxa Tolerantes (%S)	40,00
(*)Taxa Intolerante	0,00
Taxa EPT	0,00
(*)ABI	21
Divers. Shannon-Wiener (H')	0,28
Diversidad de Margalef	0,55
Equitatividad (J)	0,18

RESULTADO IMEERA P:

18 Pésimo

MÉTRICAS CALCULADAS:

Abundancia	819,00
(*)Riqueza (S)	4
Colectores (% ind.)	90,96
Depredadores (% ind.)	0,00
Trituradores (% ind.)	90,60
Filtradores (% ind.)	9,04
Raspadores (% ind.)	0,00
Trepadores (% ind.)	0,00
Fijadores (% ind.)	7,81
(*)Taxa Tolerantes (%S)	50,00
(*)Taxa Intolerante	0,00
Taxa EPT	0,00
(*)ABI	16
Divers. Shannon-Wiener (H')	0,36
Diversidad de Margalef	0,45
Equitatividad (J)	0,26

RESULTADO IMEERA P:

44 Pésimo

MÉTRICAS CALCULADAS:

Abundancia	130,00
(*)Riqueza (S)	7
Colectores (% ind.)	44,62
Depredadores (% ind.)	2,31
Trituradores (% ind.)	20,77
Filtradores (% ind.)	0,00
Raspadores (% ind.)	52,31
Trepadores (% ind.)	71,54
Fijadores (% ind.)	0,77
(*)Taxa Tolerantes (%S)	14,29
(*)Taxa Intolerante	0,00
Taxa EPT	2,00
(*)ABI	33
Divers. Shannon-Wiener (H')	1,59
Diversidad de Margalef	1,23
Equitatividad (J)	0,82

Cruz del Arenal BNI

Culebrillas AI

Casa Cóndor BI

Coop Santa Teresita BNI

Los Hieleros ANI

RESULTADO IMEERA P:

38 Pésimo

MÉTRICAS CALCULADAS:

Abundancia	525,00
(*)Riqueza (S)	2
Colectores (% ind.)	54,48
Depredadores (% ind.)	0,00
Trituradores (% ind.)	54,48
Filtradores (% ind.)	45,52
Raspadores (% ind.)	0,00
Trepadores (% ind.)	0,00
Fijadores (% ind.)	45,52
(*)Taxa Tolerantes (%S)	0,00
(*)Taxa Intolerante	0,00
Taxa EPT	0,00
(*)ABI	11
Divers. Shannon-Wiener (H')	0,69
Diversidad de Margalef	0,16
Equitatividad (J)	0,99

RESULTADO IMEERA P:

55 Malo

MÉTRICAS CALCULADAS:

Abundancia	532,00
(*)Riqueza (S)	10
Colectores (% ind.)	43,23
Depredadores (% ind.)	0,00
Trituradores (% ind.)	32,14
Filtradores (% ind.)	7,71
Raspadores (% ind.)	48,68
Trepadores (% ind.)	53,20
Fijadores (% ind.)	8,08
(*)Taxa Tolerantes (%S)	20,00
(*)Taxa Intolerante	1,00
Taxa EPT	3,00
(*)ABI	50
Divers. Shannon-Wiener (H')	1,61
Diversidad de Margalef	1,43
Equitatividad (J)	0,70

RESULTADO IMEERA P:

44 Pésimo

MÉTRICAS CALCULADAS:

Abundancia	529,00
(*)Riqueza (S)	4
Colectores (% ind.)	51,80
Depredadores (% ind.)	0,00
Trituradores (% ind.)	51,61
Filtradores (% ind.)	0,00
Raspadores (% ind.)	48,20
Trepadores (% ind.)	48,20
Fijadores (% ind.)	0,19
(*)Taxa Tolerantes (%S)	0,00
(*)Taxa Intolerante	0,00
Taxa EPT	1,00
(*)ABI	23
Divers. Shannon-Wiener (H')	0,72
Diversidad de Margalef	0,48
Equitatividad (J)	0,52

RESULTADO IMEERA P:

6 Pésimo

MÉTRICAS CALCULADAS:

Abundancia	10,00
(*)Riqueza (S)	3
Colectores (% ind.)	50,00
Depredadores (% ind.)	50,00
Trituradores (% ind.)	0,00
Filtradores (% ind.)	0,00
Raspadores (% ind.)	0,00
Trepadores (% ind.)	0,00
Fijadores (% ind.)	0,00
(*)Taxa Tolerantes (%S)	66,67
(*)Taxa Intolerante	0,00
Taxa EPT	0,00
(*)ABI	8
Divers. Shannon-Wiener (H')	0,94
Diversidad de Margalef	0,87
Equitatividad (J)	0,86

RESULTADO IMEERA P:

24 Pésimo

MÉTRICAS CALCULADAS:

Abundancia	12,00
(*)Riqueza (S)	3
Colectores (% ind.)	0,00
Depredadores (% ind.)	16,67
Trituradores (% ind.)	0,00
Filtradores (% ind.)	75,00
Raspadores (% ind.)	8,33
Trepadores (% ind.)	8,33
Fijadores (% ind.)	75,00
(*)Taxa Tolerantes (%S)	33,33
(*)Taxa Intolerante	0,00
Taxa EPT	1,00
(*)ABI	14
Divers. Shannon-Wiener (H')	0,72
Diversidad de Margalef	0,80
Equitatividad (J)	0,66

Anexo 9. Resultados del cálculo del índice Índice IMEERA en los diferentes bofedales estudiados.

Portal Andino AI

RESULTADO IMEERA P:	
46 Pésimo	
MÉTRICAS CALCULADAS:	
Abundancia	168,00
(*)Riqueza (S)	5
Colectores (% ind.)	1,19
Depredadores (% ind.)	21,43
Trituradores (% ind.)	2,98
Filtradores (% ind.)	0,00
Raspadores (% ind.)	75,60
Trepadores (% ind.)	75,60
Fijadores (% ind.)	0,00
(*)Taxa Tolerantes (%S)	0,00
(*)Taxa Intolerante	0,00
Taxa EPT	1,00
(*)ABI	27
Divers. Shannon-Wiener (H')	0,77
Diversidad de Margalef	0,78
Equitatividad (J)	0,48

Cóndor Samana BI

RESULTADO IMEERA P:	
44 Pésimo	
MÉTRICAS CALCULADAS:	
Abundancia	640,00
(*)Riqueza (S)	7
Colectores (% ind.)	77,66
Depredadores (% ind.)	0,00
Trituradores (% ind.)	76,25
Filtradores (% ind.)	19,69
Raspadores (% ind.)	1,41
Trepadores (% ind.)	4,06
Fijadores (% ind.)	19,84
(*)Taxa Tolerantes (%S)	14,29
(*)Taxa Intolerante	0,00
Taxa EPT	2,00
(*)ABI	35
Divers. Shannon-Wiener (H')	0,80
Diversidad de Margalef	0,93
Equitatividad (J)	0,41

Mechahuasca ANI

RESULTADO IMEERA P:	
48 Malo	
MÉTRICAS CALCULADAS:	
Abundancia	756,00
(*)Riqueza (S)	10
Colectores (% ind.)	36,90
Depredadores (% ind.)	0,66
Trituradores (% ind.)	35,45
Filtradores (% ind.)	0,13
Raspadores (% ind.)	62,30
Trepadores (% ind.)	62,43
Fijadores (% ind.)	0,40
(*)Taxa Tolerantes (%S)	20,00
(*)Taxa Intolerante	0,00
Taxa EPT	2,00
(*)ABI	44
Divers. Shannon-Wiener (H')	0,81
Diversidad de Margalef	1,36
Equitatividad (J)	0,35

Pampas Salasacas BI

RESULTADO IMEERA P:	
28 Pésimo	
MÉTRICAS CALCULADAS:	
Abundancia	665,00
(*)Riqueza (S)	7
Colectores (% ind.)	89,62
Depredadores (% ind.)	0,15
Trituradores (% ind.)	87,37
Filtradores (% ind.)	10,23
Raspadores (% ind.)	0,00
Trepadores (% ind.)	0,75
Fijadores (% ind.)	4,66
(*)Taxa Tolerantes (%S)	42,86
(*)Taxa Intolerante	0,00
Taxa EPT	1,00
(*)ABI	27
Divers. Shannon-Wiener (H')	0,54
Diversidad de Margalef	0,92
Equitatividad (J)	0,28

Río Blanco AI

RESULTADO IMEERA P:	
51 Malo	
MÉTRICAS CALCULADAS:	
Abundancia	488,00
(*)Riqueza (S)	9
Colectores (% ind.)	90,57
Depredadores (% ind.)	0,41
Trituradores (% ind.)	85,66
Filtradores (% ind.)	5,94
Raspadores (% ind.)	3,07
Trepadores (% ind.)	5,53
Fijadores (% ind.)	7,99
(*)Taxa Tolerantes (%S)	22,22
(*)Taxa Intolerante	1,00
Taxa EPT	3,00
(*)ABI	44
Divers. Shannon-Wiener (H')	0,64
Diversidad de Margalef	1,29
Equitatividad (J)	0,29

Lazabanza BNI

RESULTADO IMEERA P:	
30 Pésimo	
MÉTRICAS CALCULADAS:	
Abundancia	632,00
(*)Riqueza (S)	4
Colectores (% ind.)	49,05
Depredadores (% ind.)	0,00
Trituradores (% ind.)	48,42
Filtradores (% ind.)	50,95
Raspadores (% ind.)	0,00
Trepadores (% ind.)	0,63
Fijadores (% ind.)	48,58
(*)Taxa Tolerantes (%S)	25,00
(*)Taxa Intolerante	0,00
Taxa EPT	1,00
(*)ABI	18
Divers. Shannon-Wiener (H')	0,82
Diversidad de Margalef	0,47
Equitatividad (J)	0,59

13. LISTA DE PUBLICACIONES: DECLARACIONES, CONFLICTO DE INTERESES Y CONTENIDO PUBLICADO

CONFLICTO DE INTERESES:

El doctorando declara no tener ningún conflicto de interés en relación con la tesis doctoral.

CONTENIDO PUBLICADO:

Una parte del contenido de esta tesis es una reproducción de publicaciones derivadas de la investigación predoctoral del doctorando. A continuación, se especifican las secciones publicadas, junto con los criterios de calidad de las publicaciones:

Lista de publicaciones:

1. Capítulo 7. Incluye los resultados publicados en un libro y un artículo de investigación en una revista revisada por pares, los cuales se detallan a continuación:

INFORMACIÓN LIBRO

Título: Biodiversidad asociada a humedales altoandinos: macrófitas, vegetación de ribera y familias de macroinvertebrados

Año: 2021

Editorial: La Caracola Editores

ISBN: 978-9942-40-316-2

Número de páginas: 198 páginas

Contribución del doctorando a la publicación: Conceptualización, Investigación, Preparación del borrador original, escritura, revisión, edición, supervisión y adquisición de financiamiento.

Permisos: N/A (preprint con revisión por pares) Impreso en Ecuador

INFORMACIÓN ARTÍCULO CIENTÍFICO

Título: Water Quality Determination Using Soil and Vegetation Communities in the Wetlands of the Andes of Ecuador

Año: 2023

Revista: Land



DOI, Volumen, páginas y número de artículo: <https://doi.org/10.3390/land12081586>, volumen 12, número de artículo 1586.

Contribución del doctorando a la publicación: Conceptualización, Análisis formal, Investigación, Recursos, Preparación del borrador original, escritura, revisión, edición, supervisión y adquisición de financiamiento.

Índices de Calidad: La revista donde fue publicado parte del Capítulo 7 presenta actualmente un índice de impacto de 3.9 (2022); un índice CiteScore de 4.025 (calculado por SJR: Scientific Journal Rankings el 18 de diciembre de 2023) y las posiciones en las siguientes categorías: cuartil 2(Q2) e indexada dentro de Scopus, SSCI (Web of Science), PubAg, AGRIS, GeoRef, RePEc y < a i=14>otras bases de datos.

Permisos:



Article Water Quality Determination Using Soil and Vegetation Communities in the Wetlands of the Andes of Ecuador

Juan Carlos Carrasco Baquero ^{1,2,*}, Verónica Lucía Caballero Serrano ¹, Fernando Romero Cañizares ³, Daisy Carolina Carrasco López ⁴, David Alejandro León Gualán ⁵, Rufino Vieira Lanero ² and Fernando Cobo-Gradián ²



Water Quality Determination Using Soil and Vegetation Communities in the Wetlands of the Andes of Ecuador

Juan Carlos Carrasco Baquero ^{1,2,*}, Verónica Lucía Caballero Serrano ¹, Fernando Romero Cañizares ³, Daisy Carolina Carrasco López ⁴, David Alejandro León Gualán ⁵, Rufino Vieira Lanero ² and Fernando Cobo-Gradián ²

¹ Faculty of Natural Resources, Escuela Superior Politécnica de Chimborazo (ESPOCH), Chimborazo, Ecuador; ² Institute of Water and Environmental Studies, Department of Zoology, University of Zaragoza, Zaragoza, Spain; ³ Institute of Water and Environmental Studies, Department of Zoology, University of Zaragoza, Zaragoza, Spain; ⁴ Department of Zoology, University of Zaragoza, Zaragoza, Spain; ⁵ Department of Zoology, University of Zaragoza, Zaragoza, Spain; ⁶ Department of Zoology, University of Zaragoza, Zaragoza, Spain

Abstract: The high Andean ecosystems of great socioeconomic and ecological importance. The Chimborazo Forest Production Reserve has 13 hydro-lake in its jurisdiction, located in the province of Chimborazo, Bolívar, and Imbabura. The objective of this study was to establish the relationship between plant species composition and the physicochemical characteristics of water and soil. To determine the floristic composition, systematic sampling of species was applied, and three sampling points of 1 m² were established every 100 m per wetland. At each sampling point, physicochemical variables were recorded in situ and in the laboratory for water and soil. The floristic analysis identified 79 species of aquatic plants (61 vascular, 12 bryophytes, 4 pteridophytes) and 1 lichen. In the aquatic environment, seven vascular plants, recognized as macrophytes, were recorded. The results show great heterogeneity in the soil, water, and vegetation characters because they respond to a mineralization gradient (as indicated by the high values of electrical conductivity and dissolved ions). Additionally, it was observed that the total amount of soluble solids that characterize the Los Halcnes wetland (PH) is independent of hardness and electrical oxygen demand, which correlates with each other and, in turn, better describe the Pichincha wetland (PI). The highest degree of turbidity corresponds to the Cordero Somero (SO) and Peral de Alcaide (PA) wetlands. The Cabello (CB), Puma, Ayacucho (AY), and Fungueño (FU) wetlands are characterized by the presence of dissolved oxygen, so it is assumed that these are the wetlands with the best water quality. Consequently, it is imperative to double efforts to describe the ecology and status of these high Andean wetlands in order to preserve their conservation.

Keywords: floristic inventory; Hg-Ripid; soil sampling; vegetation communities; water quality

1. Introduction
There is an urgent need to identify strategies for the preservation, restoration, and management of ecosystems [1]. Population growth, expansion of the agricultural and livestock frontiers, and industrial development worldwide are exerting strong pressures on natural ecosystems, especially aquatic ecosystems [2,3].
Wetlands are highly productive ecosystems [4,5] and comprise 8.5% of the Earth's land surface [6]. They cover a total area of 12 million km² and account for 40.8% of the total value of ecosystem services (ES) [7–9].



Citation: Carrasco Baquero, J.C.; Caballero Serrano, V.L.; Romero Cañizares, F.; Carrasco López, D.C.; León Gualán, D.A.; Vieira Lanero, R.; Cobo-Gradián, F. Water Quality Determination Using Soil and Vegetation Communities in the Wetlands of the Andes of Ecuador. *Land* **2023**, *12*, 1586. <https://doi.org/10.3390/land12081586>

Academic Editor: Richard Smardon
Received: 11 June 2023
Revised: 31 July 2023
Accepted: 8 August 2023
Published: 11 August 2023



Copyright: © 2023 by the authors. Licensee MDPI, Basel, Switzerland. This article is an open access article distributed under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution (CC BY) license (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

Copyrights

Copyright and Licensing

For all articles published in MDPI journals, copyright is retained by the authors. Articles are licensed under an open access Creative Commons CC BY 4.0 license, meaning that anyone may download and read the paper for free. In addition, the article may be reused and quoted provided that the original published version is cited. These conditions allow for maximum use and exposure of the work, while ensuring that the authors receive proper credit.

In exceptional circumstances articles may be licensed differently. If you have specific condition (such as one linked to funding) that does not allow this license, please mention this to the editorial office of the journal at submission. Exceptions will be granted at the discretion of the publisher.





Los bofedales son turberas de altitud (3800 m.s.n.m.) que se nutren del agua procedente de la lluvia y del deshielo del nevado Chimborazo en el centro del Ecuador.

En el presente estudio se evaluó el estado ecológico de los 16 bofedales presentes en la Reserva de Producción de Fauna Chimborazo, una de las mas importantes áreas protegidas que cuenta el Ecuador continental; para ello se analizaron parámetros físicos, químicos y biológicos (macroinvertebrados, macrófitas y vegetación de ribera) que determinaron la calidad ecológica de estos ecosistemas acuáticos altoandinos. Se determinó que 9 de los 16 bofedales presentan condiciones de alteración y baja calidad ecológica debido a actividades de origen antrópico. Se debe considerar el presente estudio a fin de garantizar la conservación de estos bofedales.