



**DEPARTAMENTO DE POSGRADOS
MAESTRÍA EN GESTIÓN AMBIENTAL**

LA DIVERSIDAD DE ALGAS DIATOMEAS COMO HERRAMIENTAS DE
MONITOREO PARA LA GESTIÓN DE LA CALIDAD DE RECURSOS
HÍDRICOS, EN LOS PÁRAMOS DEL MACIZO DEL CAJAS

TRABAJO DE GRADUACIÓN PREVIO A LA OBTENCIÓN DE TÍTULO
DE MAGISTER EN GESTIÓN AMBIENTAL

AUTORA:

BLGA. CRISTINA SARDI BARZALLO

DIRECTOR:

MGST. EDWIN ZÁRATE

CUENCA, ECUADOR

2018

DEDICATORIA

A mi querido esposo Javier, mis hijos Daniel y Giulia,
y a mis padres José y Lucía por su incondicional
apoyo durante la realización de mi maestría.

AGRADECIMIENTOS

Quiero agradecer en primer lugar a Dios, por la oportunidad que me dio de graduarme. A Mgs. Edwin Zárate que me ha brindado la guía y orientación para realizar el trabajo de tesis. A mi apoyo en el laboratorio las señoritas Mayra Barzallo y Paulina Sacoto. Además, agradezco al personal del Laboratorio de Química de la Universidad del Azuay, la Ing. Jimena Orellana, Tec. Diego Vidal por su colaboración en el trabajo de laboratorio. A mi esposo Javier Carrión por su apoyo en la realización de este trabajo.

ÍNDICE

RESUMEN	6
ABSTRACT	7
INTRODUCCIÓN.....	8
Objetivo General.....	9
Objetivos Específicos	10
CAPÍTULO I.....	11
1.1. Contaminación en el agua	11
1.1.1. Problemas de contaminación en los cursos de agua	11
1.2. Algas microscópicas	11
1.2.1. Importancia de los indicadores biológicos	11
1.2.2. Generalidades de las algas microscópicas	11
1.2.3. Algas microscópicas diatomeas.....	12
CAPÍTULO II.....	14
MATERIALES Y MÉTODOS.....	14
2.1 Área de estudio	14
2.2 Trabajo de campo	15
2.2.1 Toma de muestras	15
2.2.2 Conservación de muestras: protocolo de conservación de muestras de algas.....	16
2.2.3 Trabajo de laboratorio	16
2.3 Análisis de datos.....	17
2.3.1 Composición de especies y abundancia absoluta:	17
2.3.2 Índice de Shannon - Wiener	18
2.3.3 Estimación de la riqueza.....	18
2.3.4 Modelo de regresión lineal simple	18
CAPÍTULO III	20
RESULTADOS	20
3.1 Riqueza de especies	20
3.2 Abundancia de especies.....	22
3.3 Índice de Shannon-Wiener (Índice de diversidad alfa)	23
CAPÍTULO IV	25
DISCUSIÓN.....	25
CONCLUSIONES.....	29

RECOMENDACIONES	30
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	31
ANEXOS	41
Anexo 1	41
Anexo 2	45

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Ubicación de puntos de muestreo RB, RN, RT y RY.....	16
Figura 2. Estimación de la riqueza por río aplicando un estimador	21
Figura 3. Estimación de la riqueza de especies por estación.....	22
Figura 4. Número de especies por género identificadas por estación.	22
Figura 5. Variación de la riqueza de especies en las estaciones de muestreo	23
Figura 6. Abundancia en cada estación de muestreo.....	23
Figura 7. Curva rango – abundancia por estación de muestreo.....	24
Figura 8. Índice de Shannon-Wiener por estación de muestreo.....	24
Figura 9. Modelo de regresión lineal.....	25
Figura 10. Trabajo de campo.....	46
Figura 11. Trabajo de laboratorio.....	46
Figura 12. Tratamiento de muestras.....	46
Figura 13. Observación al microscopio de Cymbella, Fragilaria, Tabellaria.....	47
Figura 14. Observación al microscopio de Navícula, Cymbella, Fragilaria, Tabellaria.	47
Figura 15. Observación al microscopio de Achnanthisdium y Cymbella.....	47

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Códigos por estación de muestreo y coordenadas.....	15
Tabla 2. Especies encontradas en los sitios de estudio.....	42

RESUMEN

Se analizó la diversidad de algas diatomeas en función de la calidad de agua en cuatro ríos del Macizo del Cajas. Se evaluó el desempeño de las algas como bioindicadores de calidad y potencialidad para programas de monitoreo. Se ubicaron dos puntos de muestreo en cada río, en cada punto se realizó el raspado de piedras para obtener muestras y se midieron parámetros ambientales in-situ; se identificaron en el laboratorio y se determinó variaciones significativas de algas, en los puntos de muestreo. Se observaron un total de 115. 955 individuos de algas diatomeas, pertenecientes a 127 especies, dentro de 64 géneros. La riqueza y abundancia, fueron diferentes en cada río, relacionadas significativamente con OD, conductividad y caudal.

Palabras clave: algas, diatomeas, bioindicadoras, calidad de agua

Dr. Gustavo Chacón

Director de la Maestría

Mgs. Edwin Zárate

Director de Tesis

Blga. Cristina Sardi Barzallo

Autora

ABSTRACT

The diversity of diatom algae was analyzed in terms of water quality in four rivers of Cajas massif. The performance of algae as quality and potential bio-indicators to monitor programs was evaluated. Two sampling points were located in each river, at each point stone scraping was carried out to obtain samples. In-situ environmental parameters were also measured. The samples were analyzed in the laboratory and significant variations of algae were determined in the sampling points. A total of 115,955 individuals of diatom algae, belonging to 127 species, were observed within 64 species. The study concluded that wealth and abundance were different in each river. These factors were significantly related to OD, conductivity and flow.

Translate by

A handwritten signature in blue ink, reading 'Magali Arteaga', is positioned to the right of the logo. Below the signature, the text 'Mgt. Magali Arteaga' is printed.

Mgt. Magali Arteaga

Key words: algae, diatoms, bioindicators, water quality

INTRODUCCIÓN

Los páramos poseen ríos que lo recorren en extensas zonas, los cuales están afectados por contaminación procedente de las actividades antrópicas. Cuando existe contaminación del agua, se puede perturbar a los seres vivos, por los cambios físicos y químicos en éstos (Valencia, Alarcón, Ortiz y Gómez, 2014). Los tipos de contaminación varían según las actividades que se realicen en las cercanías de los cursos de agua; en el área considerada para el estudio, la contaminación del agua es causada principalmente por actividades agropecuarias que pueden incluir organismos patógenos o metales pesados y turísticas que desechan diferentes tipos de materiales. Es por esta razón que se presenta un sistema heterogéneo de contaminación en los diferentes tramos de los ríos.

Uno de los problemas que afectan a los ecosistemas acuáticos es la gran cantidad de actividades antrópicas como el aumento de la frontera agrícola y ganadera, lo que causa efectos negativos como el arrastre de desechos por los ríos o fuentes de agua, lo que ocasiona la alteración en la comunidad de especies de microalgas, y su medio lóxico provocando así la desintegración, muerte, y desplazamiento de algunas especies, que dependen de otras.

Debido a la contaminación orgánica e inorgánica, existe presión sobre los ríos (Giordano, 2012), esto puede ocasionar cambios en la cadena trófica puesto que produce efectos en el medio acuático, que origina alteración en la dominancia y composición de especies bioindicadores, que son sensibles (Hernández y Guerrero, 1999). Generalmente para los programas de monitoreo se usan análisis fisicoquímicos en muestras de agua, lo cual solo permite reflejar resultados para el momento exacto de la toma de estas (Calizaya, Avendaño, Delgado, 2012). Además, estos análisis tienen costos elevados (Barreto, 2010).

Es por esto que es importante los programas de biomonitoreo ya que permiten complementar las falencias de los monitoreos tradicionales a través de controlar afecciones de periodos prolongados y de determinar la calidad del agua a partir de estos. La presencia o ausencia de ciertas especies, constituyen los indicadores biológicos, que permiten medir las condiciones cualitativas del río debido a que la identificación de

individuos determina de manera directa y precisa las sustancias contaminantes (Ospina, Peña, 2004).

La Directiva Marco del Agua de la Unión Europea, recomienda el uso de microalgas, como herramientas para evaluar el estado ecológico de aguas superficiales (Cambra, Ector y Sabater, 2005). La alta sensibilidad de las microalgas a los contaminantes les permite determinar los cambios ambientales (Calizaya, *et. al.* 2012). Las diatomeas, son las más extendidas dentro de las especies de microalgas en ecosistemas lóticos, debido a que tienen ciclos de vida rápido y colonizan los sustratos de forma eficiente, tienen una alta sensibilidad ante los cambios de la calidad del agua (Licursi y Gómez, 2003) y además brindan información sobre la integridad biológica de un sistema acuático (Hernández, 2012).

Por ello la presente tesis propone el uso de la diversidad de diatomeas como indicadoras de monitoreo para la gestión de los páramos del Macizo del Cajas, debido a que esto permite determinar la salud de los ecosistemas con y sin disturbio en los cuatro ríos analizados. En cada uno se realizó el raspado de piedras para obtener las muestras de algas, luego de la limpieza de estas, por un proceso de laboratorio, se determinó la diversidad y abundancia de algas, a través de la observación directa en el microscopio y se estableció su relación con los parámetros físico químicos, esto permitió aportar al conocimiento local, regional y nacional.

No existen estudios previos sobre la estructura y composición de algas en función de la calidad de agua en los ríos del sur del Ecuador. Por esta razón se requiere saber cuál es la diversidad de algas existente y cómo esta puede variar en función de las actividades humanas que a su vez influencia la calidad del agua en los ríos de páramo. El presente estudio permitió determinar la calidad del agua de los ríos propuestos, a partir de los tipos de algas diatomeas y planificar el establecimiento de una nueva alternativa de monitoreo en la región, que podría utilizarse como una propuesta de apoyo para la Gestión Ambiental. La determinación de la calidad de agua, de las zonas de muestreo, permite generar información valiosa para que ETAPA, realice acciones dirigidas a la gestión adecuada de este recurso, indispensable para todos.

Objetivo General

- Evaluar el desempeño de las algas diatomeas como bioindicadoras de calidad y potencialidad para programas de monitoreo de la salud de los cursos de agua en el sur del Ecuador.

Objetivos Específicos

- Determinar la diversidad alfa y beta en el páramo del sur del Ecuador.
- Definir la calidad del agua a través de los índices de calidad, de acuerdo a la diversidad de taxas de algas diatomeas, en cada uno de los puntos.
- Identificar la calidad de agua en cada uno de los puntos de monitoreo, con y sin disturbio.

CAPÍTULO I

REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

En este capítulo se buscaron sustentos relacionados con el área de estudio de la presente investigación. Se abordan generalidades sobre las algas microscópicas y especificaciones dentro de las algas diatomeas. Posteriormente se desarrolla una revisión de aspectos relacionados con la diversidad de algas, para determinar la calidad del agua específica en los sitios de muestreo.

1.1 Contaminación en el agua

1.1.1 Problemas de contaminación en los cursos de agua

Los medios acuáticos, permiten la eliminación de vertidos de forma fácil, debido a que estos se diluyen en los sistemas lóticos (Vélez, Lozano y Cáceres. 2016). Las microalgas son productores primarios (Vargas 2014), base de la cadena alimenticia debido a que es el alimento de invertebrados, peces y anfibios, realiza servicios ecosistémicos como la captura de CO₂ y liberación de O₂; limpian y utilizan la materia orgánica, para producir biomasa, permitiendo la formación de los pigmentos, antioxidantes, vitaminas, limpian los ecosistemas eutrofizados ricos en materia orgánica; eliminan metales pesados, etc. (Figuroa, Mogollón, Encarnación, Ramos, Ferrara, 2015). Dentro de los contaminantes de mayor preocupación están los sedimentos, materiales tóxicos, algunos nutrientes orgánicos, entre otros (Valencia, Sánchez, Ortiz, Gómez, 2014)

1.2 Algas microscópicas

1.2.1. Importancia de los indicadores biológicos

Además de que las microalgas son sensibles a los cambios, también acumulan información intermitente en las poblaciones de animales y plantas, permiten disminuir la toma de parámetros físico químicos, puesto que sintetizan muchas variables y determinan la aparición de nuevos contaminantes, los contaminantes ambientales pueden acumularse en el cuerpo de ciertos organismos, las especies indicadoras reducen los costos de valoración, puesto que se analizan dentro de las muestras, con información pertinente, se pueden desechar los datos no importantes (Pinilla, 1998).

1.2.2. Generalidades de las algas microscópicas

Las algas microscópicas del fitoplancton presentan ciertas preferencias ambientales, algunas son tolerantes a ecosistemas contaminados y otras en ecosistemas

de buena calidad de agua, también hay preferencias por compuestos (Vázquez, Castro, González, Pérez, Castro, 2006). Permiten simplificar el trabajo de campo y laboratorio.

1.2.3. Algas microscópicas diatomeas

Las mayores indicadoras de contaminación orgánica y eutrofización a nivel mundial son las diatomeas (Lobo, Wetzel, Ector, Katoh, Blanco, Mayama, 2010, Céspedes, Umaña, Silva. 2015, Díaz – Quirós, 2004), debido a que coloniza diversos hábitats (Céspedes, *et.al.* 2015) y tienen una alta tasa reproductiva (Schneck, Torgan, Schwarzbald, 2007). La presencia en su exoesqueleto de sílice, le permite tolerar un proceso de limpieza de materia orgánica y son las más representativas del ambiente fluvial (Moschini, 1996); hay resistencia de la pared de sílice por los daños causados cuando se utilizan herramientas de extracción del sustrato (Céspedes, *et.al.* 2015). Evidencian sensibilidad a los cambios biológicos, físicos y químicos del entorno (López, Siqueiros, 2011)

Son muy usadas como alternativa de monitoreo por las siguientes características:

1. Las algas requieren de condiciones favorables para su colonización y desarrollo, los factores ecológicos limitantes son: el caudal de los ríos, pH, concentración de nutrientes, disponibilidad de O₂, radiación luminosa (Gómez 2015).
2. La presencia de productos químicos se puede evidenciar con la presencia de ciertas microalgas en los cuerpos de agua (Medina, Piña, Nieves, Arzola, Guerrero, 2012), como *Euglena*, *Nitichia*, *Navícula*, entre otras, han sido registradas en aguas residuales de distintas procedencia (Borowitzka 1999, Rawat *et. al.* 2011, Abdel-Raouf, *et.al.* 2012, Hernández y Labeé, 2014)
3. Las diatomeas son parte del plancton o perifiton, están adheridas sobre rocas o plantas acuáticas (Medina, *et.al.* 2012), por lo que pueden extraerse con el raspado del sustrato.
4. Los índices de diversidad a partir de la identificación y abundancia de organismos simplifican las actividades de campo, así como las del laboratorio (Oscóz, Goma, Ector, Cambra, Pardos y Durán. 2007), porque son muy sensibles a los cambios, en el ecosistema. Cuando existen concentraciones altas de nitratos, nitritos,

amonio y cromo, existen especies tolerantes a la contaminación (Velázquez, Israde, Mendoza, 2006), como los géneros *Chlorella*, *Ankistrodesmus*, *Scenedesmus*, *Oscillatoria*, *Spirulina* y *Stigeoclonium*, existen en aguas residuales de diferentes procedencias (Borowitzka 1999, Rawat *et. al*, 2011, Abdel-Raouf, *et.al*. 2012, Hernández y Labeé, 2014).

CAPÍTULO II

MATERIALES Y MÉTODOS

2.1 Área de estudio

El estudio fue realizado en el Macizo del Cajas, específicamente alrededor del Parque Nacional Cajas (PNC) que se ubica en el sur de los Andes del Ecuador, en la Cordillera Occidental, en el Cantón Cuenca de la Provincia del Azuay; este se encuentra entre los 3150 y 4445 m s.n.m. con una extensión de 28.544 ha; presenta una temperatura promedio anual de 7°C, que oscila entre un promedio mínimo de 4,6 °C y un promedio máximo de 13,2 °C (Guzmán, 2005). Este lugar tiene precipitaciones con una media anual de 1072 mm, en el cual el valor mínimo es de 829 mm y alcanza como máximo 1343 mm (Buytaert, 2004).

Dentro del PNC existe un total de 232 lagunas, las cuales son de origen glacial con una topografía irregular con la formación de valles en forma de U, pudiendo encontrar grandes elevaciones que separan los sistemas lacustres (Navarrete, 2003). El estudio se realizó en la zona occidental del Macizo del Cajas en la parroquia de Molleturo del cantón Cuenca; se determinaron cuatro ríos de interés; los puntos de monitoreo se establecieron considerando zonas en donde exista intervención (partes bajas) y zonas donde no esté intervención (zonas altas). Se ubicaron 8 estaciones de muestreo ubicadas en los ríos Angas (RB), Quinuas (RT), Migüir (RN) y Yanuncay (RY), cuyos códigos corresponden a la tabla 1.

Tabla 1. Códigos por estación de muestreo y coordenadas

Río	Código	x	y
Angas (zona alta)	RB1	688234	9680652
Angas (zona baja)	RB2	688101	9680621
Migüir (zona alta)	RN1	691640	9690593
Migüir (zona baja)	RN2	688318	9690146
Quinuas (zona alta)	RT1	700009	9692175
Quinuas (zona baja)	RT2	701967	9692595
Yanuncay (zona alta)	RY1	695698	9673413
Yanuncay (zona baja)	RY2	693474	9677575

Ubicación de puntos de muestreo

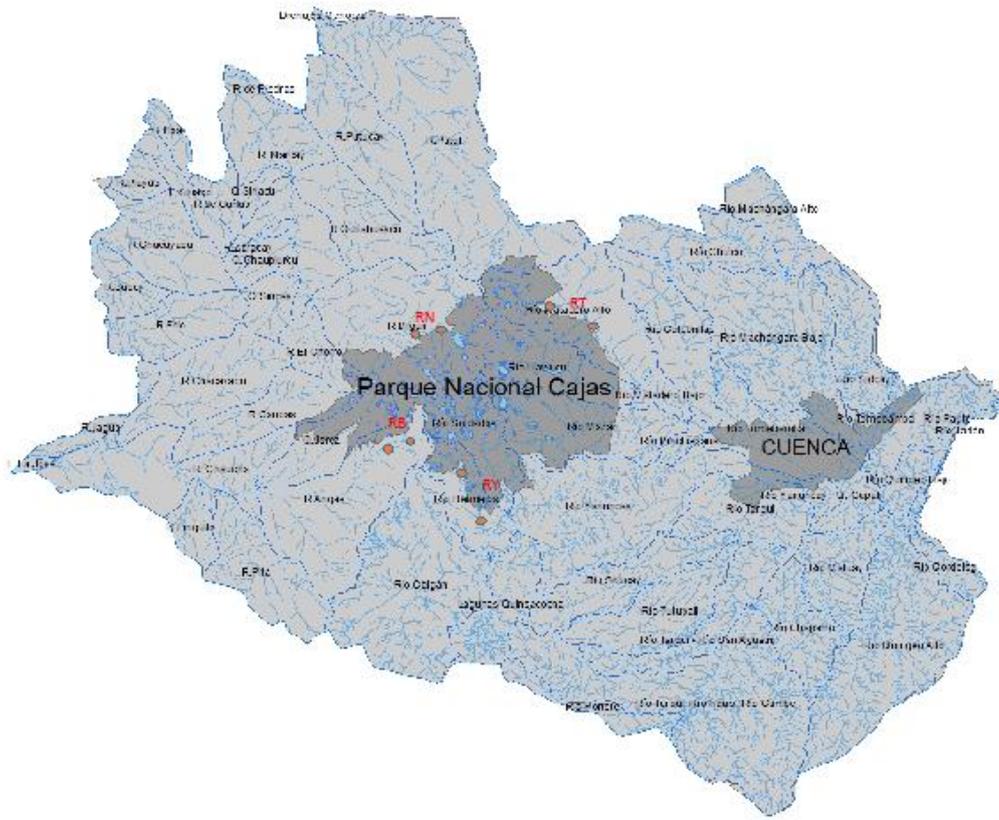


Figura 1. Ubicación de puntos de muestreo RB, RN, RT y RY.

En algunos lugares del área de estudio se desarrollan actividades antrópicas como pastoreo, piscicultura, senderismo, investigación científica, entre otras (Hurtado, Aguilar, 2016).

2.2 Trabajo de campo

2.2.1 Toma de muestras

Para la toma de muestras en los 4 ríos se consideraron los siguientes aspectos:

Se evitó muestrear sustratos procedentes de zonas muy sombreadas, se evitó tomar muestras de sustratos de zonas emergidas, se evitó tomar muestras de áreas demasiado cercanas a las orillas, se obtuvo las muestras de las zonas medias del río, en zona de corriente (Cambra, Ector, Sabater, 2005).

Se siguió el siguiente procedimiento, se seleccionaron 3 piedras, inundadas permanentemente, en zonas soleadas y con aguas corrientes, limpiando el sitio que rodea a la muestra, se efectuó la extracción de la muestra mediante el método del raspado de

piedras con la ayuda de un cepillo, en una superficie conocida de 44 cm², en forma de círculo, para tener el mismo diámetro de raspado en cada submuestra. En cada estación se rasparon 3 piedras o sustratos. Las muestras de un sitio se colocaron en el mismo frasco de plástico de 125 ml con 100ml de agua del río, este frasco se etiquetó con un código en cada muestra. Para medir la temperatura, conductividad, O₂ y pH del agua se utilizó equipos portátiles. Para la manipulación de las muestras y para el análisis cuantitativo se utilizó agua del río y placas de portaobjetos y cubreobjetos, las muestras se observaron por medio de un microscopio (OLYMPUS CX21 y OLYMPUS CX 22 LED) y finalmente se tomaron fotos en caso de ser necesario para la identificación, para determinar su tamaño en micras, véase en Anexo 2.

2.2.2 Protocolo de conservación de muestras de algas

Las muestras fueron colectadas y conservadas en el agua del río, con 4 gotas de Lugol al 1%, por cada 100ml de muestra (Lemly, Dimmick, 1982); y se trasladaron al laboratorio en hielera, luego se colocaron en el refrigerador, hasta su tratamiento de limpieza.

2.2.3 Trabajo de laboratorio

Tratamiento de muestras

La identificación de fitoplancton se realizó a nivel de género, diferenciando cada morfotipo, para esto se utilizaron las claves reportadas en *Fundamentos de Ficología* (Gallo y Apolo, 2012), *Catálogo de microalgas y cianobacterias de agua dulce del Ecuador* (Guamán y González, 2016), *trattato di Botanica* (Pirola y Lausi 1979), *Atlas de los microorganismos de Agua Dulce* (Salazar, 1987), *Benthic diatoms fluvial tufas of the Distrito Federal, México* (Beraldi, Arenas, Auque, Vázquez, Pardo. 2016), de los que fue posible se llegó a nivel de especie.

Para la identificación adecuada de las diatomeas, es necesario eliminar todo el contenido celular, esto se realizó exponiendo la muestra a agentes oxidantes fuertes, siendo el recomendado según Cambra, et. al (2005) el peróxido de hidrógeno (110 vol.), véase en e Anexo 2.

En el laboratorio se realizó el siguiente método según Cambra, et.al. (2005):

- Se homogenizó la muestra agitando y se transfirió 10ml a un erlenmeyer

- Se añadió 20ml de peróxido de hidrógeno, se calentó en estufa en una placa calefactora en la estufa a 90° C, durante 3 horas para la oxidación de la materia orgánica, en la campana de extracción.
- Se colocó 5 gotas de ácido clorhídrico y se esperó por 30 minutos para eliminar el carbonato cálcico.
- Se limpió con agua destilada o desmineralizada.
- Se transfirió el contenido del erlenmeyer al tubo de centrífuga añadiendo la misma cantidad de agua destilada que de muestra.
- Se colocaron por 5 minutos en la centrífuga a una velocidad de 2000 rpm ($v=2$), durante 3 veces, para decantar las microalgas.
- Se colocó una gota en el porta objetos, se colocó el cubre objetos.
- Se observó con el lente de 40x y 100x.

El recuento de algas se utilizó el método directo que fue descrito por Villafañe y Reid (1995), en el cual se toma con una pipeta pasteur una alícuota y se coloca entre el portaobjetos y cubreobjetos y se observó al microscopio. Para la cuantificación de los individuos se elaboró diferentes unidades de recuento dependiendo de la forma de las especies registradas (Paesky, 2013; Merchán, Sparer, 2015):

- **Organismos unicelulares o cenobiales:** cada célula o cenobio se consideró como un individuo.

2.3 Análisis de datos

2.3.1 Composición de especies y abundancia absoluta: Se identificaron y cuantificaron los organismos para obtener una población de manera significativa, se contó el número de algas en 16 placas por réplica de muestreo (48 placas por estación), estimándose la riqueza y abundancia absoluta de cada taxón en la muestra.

Para comparar la estructura de la comunidad de algas diatomeas en cada estación, se construyeron curvas de rango abundancia usando la abundancia relativa de las 127 especies, las cuales representan el 100% de la abundancia total de cada muestra. Estas figuras permiten visualizar la composición de fitoplancton y los cambios más importantes en proporción. Además, se calculó el índice de diversidad de Shannon para corroborar la información que muestran las curvas de acuerdo al rango abundancia.

2.3.2 Índice de Shannon - Wiener

El índice permite medir la equidad, según la diversidad de especies de un determinado hábitat, por lo cual el muestreo debe ser aleatorio (Fredericksen, 2000). En este índice permitió, el análisis de datos, se consideró el número de especies y el número de individuos de cada especie, de acuerdo a las estaciones, este índice sugiere el uso de una escala de valores de diversidad para los diferentes niveles de contaminación, desde 0 - 4 donde de 0 - 1 existe una contaminación severa y de 3 - 4 una contaminación imperceptible (Calizaya, *et.al.* 2012).

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \log_2 p_i$$

Dónde:

S= número de especies (la riqueza de especies)

H = Índice de Shannon – Wiener

Pi= proporción de individuos de la especie y respecto al total de individuos, es decir la Abundancia relativa de la especie (n_i / N)

n_i = número de individuos de la especie

N= número total de individuos de todas las especies.

2.3.3 Estimación de la riqueza

Se realizó una estimación de la riqueza de algas diatomeas por río aplicando un estimador Chao 1, con la finalidad de evaluar si el muestreo realizado fue representativo de los riachuelos estudiados (Chao, 2013).

2.3.4 Modelo de regresión lineal simple

Para tratar de identificar las variables independientes que explicarían las variables dependientes como son la riqueza y abundancia, y sus índices derivados, se aplicó un modelo de regresión lineal simple. Pero previamente se realizó un análisis de relación lineal de variables independientes (variables ambientales y fisicoquímicas de las muestras de agua) mediante el cálculo de correlación de Pearson debido a que esta prueba no

considera la escala de las variables mientras sean cuantitativas y continuas (Milton, 2001) de esta forma eliminé las variables que no explican las variaciones de riqueza y abundancia de las algas diatomeas.

Los análisis estadísticos fueron realizados mediante el paquete BiodiversityR Versión 2.10-1) bajo la plataforma de Rstudio (Version 3.5.1)

CAPÍTULO III

RESULTADOS

3.1 Riqueza de especies

Se observaron un total de 115.955 individuos de algas diatomeas, pertenecientes a 127 especies, dentro de 64 géneros (Anexo 1). En la Figura 2, se puede observar la riqueza de especies por río, en donde el río Angas (RB) tiene mayor cantidad de especies, seguido por el río Migüir (RN), seguido del río Quinquas (RT), mientras que el río Yanuncay presentó la menor cantidad de especies.

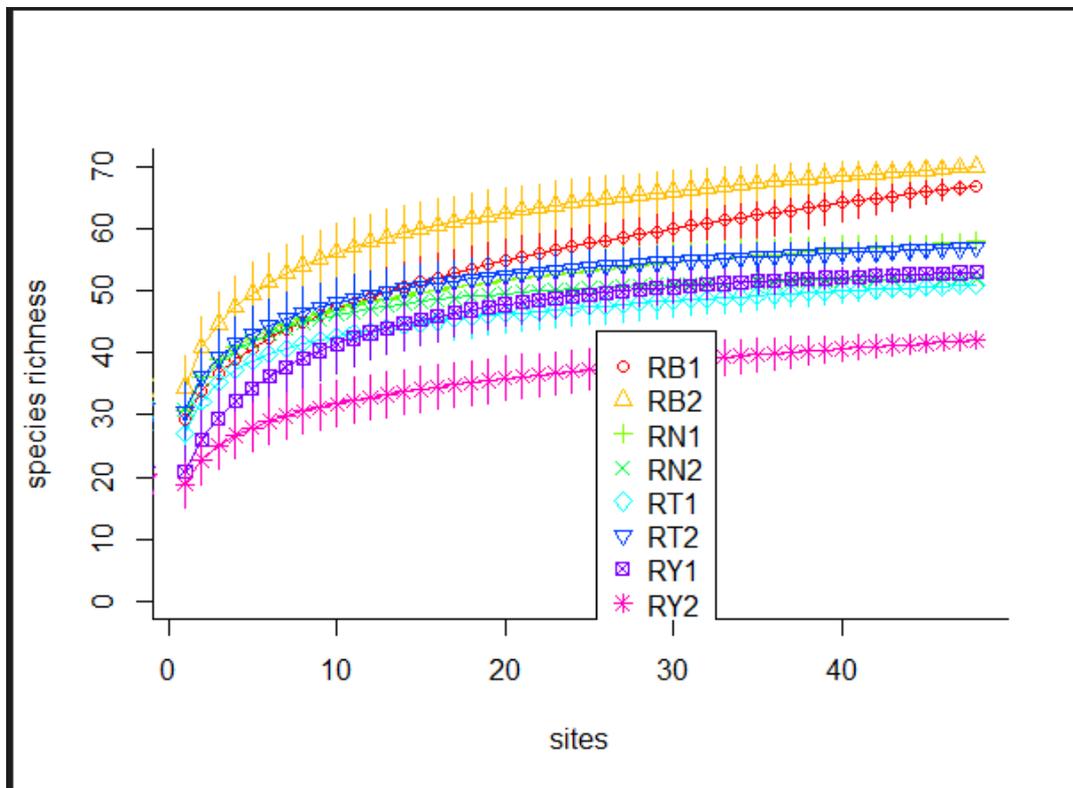


Figura 2. Estimación de la riqueza por río aplicando un estimador Chao 1.

De acuerdo al muestreo la estación con mayor cantidad de taxos es RB_2 con 70 especies, seguido de RB_1 con 67 especies y RN_1 con 58 especies, seguido por RT_2 con 57 especies y con menor cantidad de taxos esta RY_2 con 42 especies, como se muestra en la figura 3.

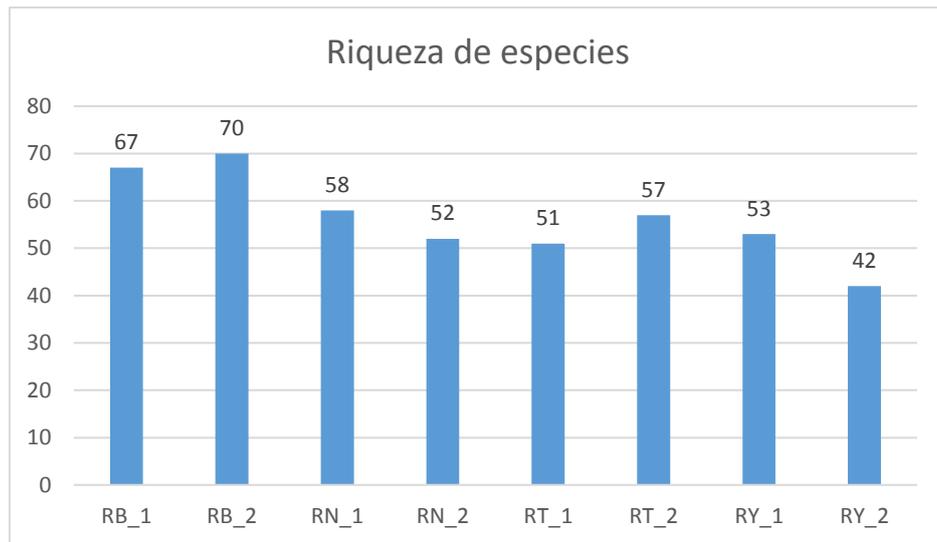


Figura 3. Estimación de la riqueza de especies por estación. Autoría Propia

En la figura 4 se observa los géneros con mayor riqueza de especies por estación de muestreo, siendo los géneros *Nitzschia*, *Gomphonema*, *Cymbella*, *Navícula* y *Melosira*, las que predominan.

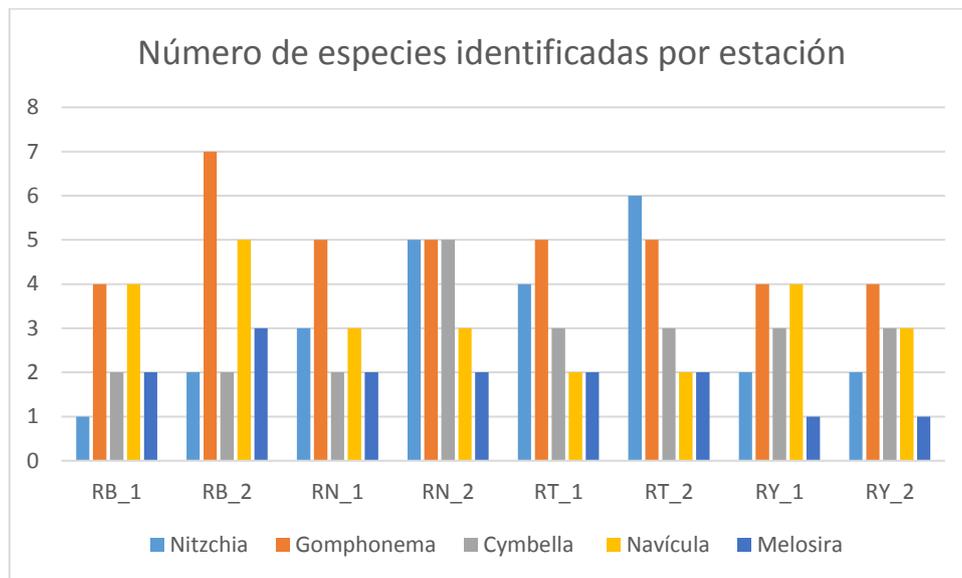


Figura 4. Número de especies por género identificadas por estación. Autoría Propia

En la figura 5 se observa que en RB_1 existe una riqueza menor, hay una diferencia significativa con RB_2, en las otras estaciones debido a que existe una riqueza parecida a la que se muestra en la Figura 3. La dispersión está en su mayoría bajo el 25% de los datos y hay mayor concentración de especies sobre el 75% de los datos.

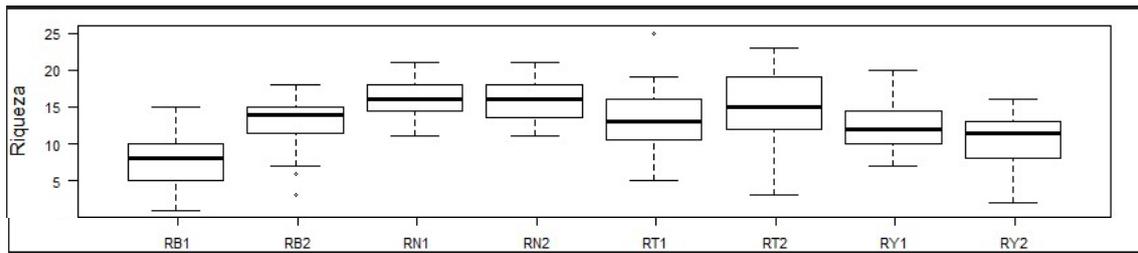


Figura 5. Diferenciación de la riqueza de especies en las estaciones de muestreo. Autoría Propia .

3.2 Abundancia de especies

El río Migüir, es el que tiene mayor abundancia de individuos (38746), seguido del río Angas (34781), el río Quinuas (33718) y el río con menor cantidad de individuos es el Yanuncay (8710).

La abundancia de especies es similar en todos los sitios, excepto en RY_1 y RY_2, que es menor. En RB_1 - RB_2 y en RN_1 - RN_2, hay abundancia similar, sin embargo, los datos tienen diferente distribución de especies, bajo la mediana. Hay una diferencia significativa en RT_1 y RT_2 en la abundancia de especies. La figura 6 indica que hay mayor dispersión sobre el 75% de los datos (bigotes) en la abundancia.

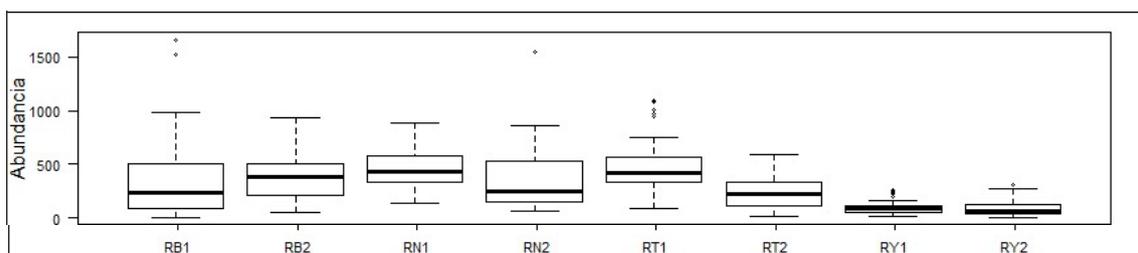


Figura 6. Número de individuos en cada estación de muestreo. Autoría Propia

En la figura 7, relacionados a las curvas de rango abundancia, se observa dominancia de *Tabellaria sp.1* con 30 de proporción y *Surivella sp. 1* con 20 de proporción en RB_1. En RB_2 en cambio hay dominancia de una sola especie *Tabellaria sp. 1*, con el 25 de proporción. En RN_1 y RN_ 2 hay dominancia de *Tabellaria sp. 1* con una proporción de 40. En RT_1 y RT_2 hay diferentes especies en proporción entre el 15 y 20 de *Melosira sp.1* y *Achnantheidium sp.* respectivamente. En RY_1 hay diferentes especies en

proporción entre 14-17 y en RY_2 está *Achnanthydium sp.* con una proporción de más de 30, con respecto a *Navícula sp.1*, que tiene el 12 de proporción.

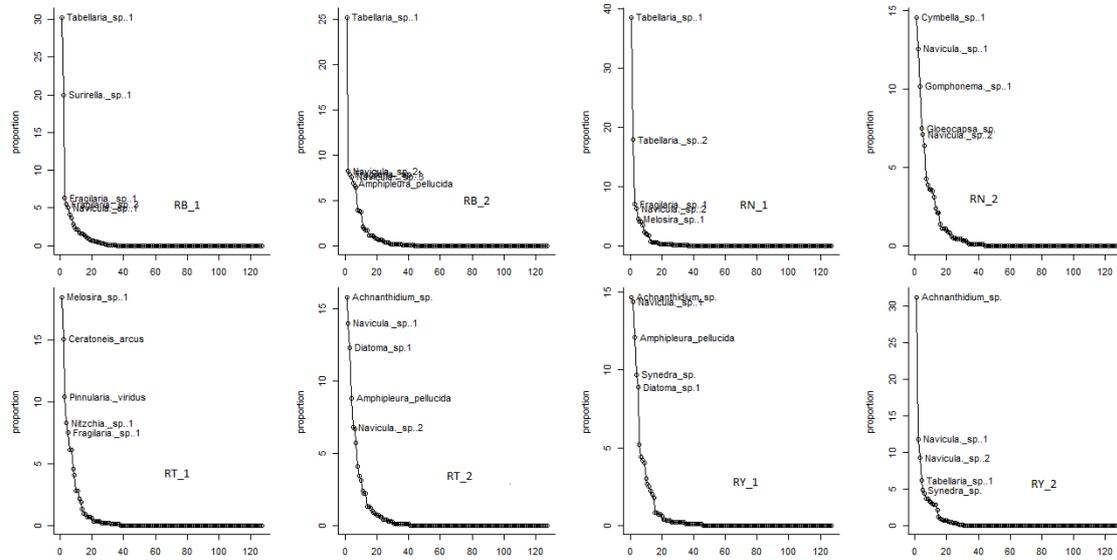


Figura 7. Curva rango – abundancia por estación de muestreo. Autoría Propia

3.3 Índice de Shannon-Wiener (Índice de diversidad alfa)

El número de especies bajo, determina mayor equidad en las muestras como se muestra en la Figura 7. En la imagen se observa poca equidad de especies entre RB_1 y RB_2 y entre RT_1 y RT2, debido a que existe una o pocas especies que tienen gran abundancia. En RN_1-RN_2 y RY_1 -RY_2 hay mayor homogeneidad de las muestras dentro del mismo río. Esta es una forma indirecta de medir las características de los ríos, puesto que se evidencia diferencias en la equidad de las algas.

Las estaciones RB_1 y RT_1, son las más dispersas de los datos, como se observa en la figura 8.

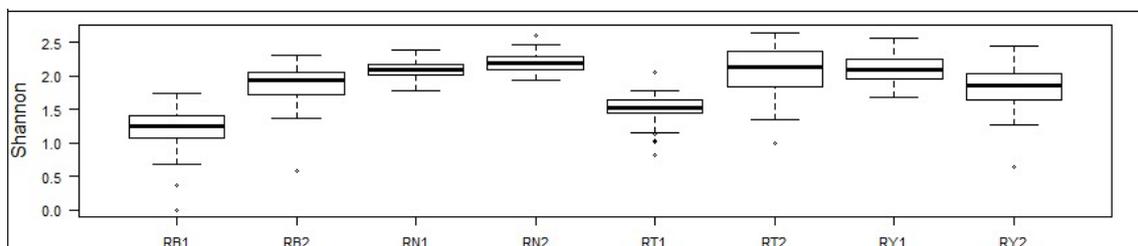


Figura 8. Cálculo del Índice de Shannon-Wiener en cada estación de muestreo. Autoría Propia

En la Figura 8 podemos ver que las variables que más explican la riqueza, abundancia e índices Shannon y Evenness en cada una de los ríos esta mayormente explicado por el oxígeno disuelto, conductividad y caudal. El análisis de correlación de Pearson nos permitió identificar que otras variables fisicoquímicas presentaron correlaciones mayores a 70 % entre ellas por lo que fueron consideradas en el modelo

La riqueza presentó una relación significativa positiva con el OD, es decir mayor OD en los cursos de agua presentarían mayor riqueza de especies. Para la abundancia ninguno de los tres parámetros incluidos en el modelo fueron significativos. Al igual que para la riqueza el índice Shannon presentó una relación positiva significativa con el OD. El índice Evenness presentó una relación negativa significativa con la conductividad es decir si aumenta el valor de conductividad disminuye el valor de este índice de diversidad.

Modelo de regresión lineal

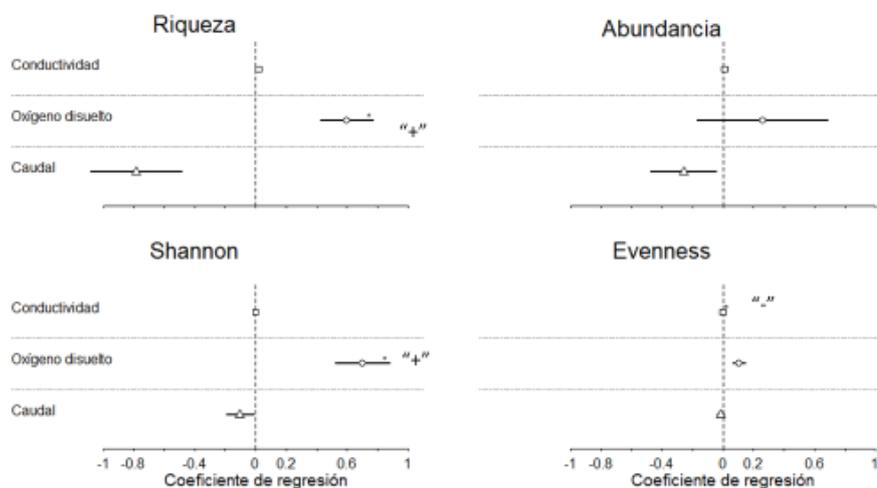


Figura 9. Modelo de regresión lineal

CAPÍTULO IV

DISCUSIÓN

Existen varios trabajos previos acerca de la diversidad de algas en ecosistemas lóticos, que comparan la diversidad de algas que se basa en la tolerancia a la contaminación, en tramos de ríos con disturbios (Mengo, 2017; Hurtado y Morales, 2014; Céspedes *et.al.*, 2015; Calizaya, 2012). En la zona de estudio, sin embargo, se requiere de estudios debido a que no existen investigaciones de este tipo, que permitan utilizar a las algas como herramientas de monitoreo, para la gestión del recurso hídrico de una forma más eficiente.

Las condiciones ecológicas cambiantes en sistemas lóticos, han sido evaluadas con diatomeas por varios autores (Tang, Cai, Liu, 2006; Salomoni, Rocha, Callegaro, E. Lobo, 2006; Zampella, 2007). Permiten evaluar de forma rápida factores como temperatura, luz, velocidad de corriente, nutrientes, conductividad, polución orgánica e inorgánica, acidificación y herbivoría (Turner, Howell, Summerby, Hesslein, Findlay, Jackson, 1991; Oliveira, Torgan, Lobo, Scharzbold, 2001; Licursi, Sierra, Gómez, 2006.; Tall, Cloutier, Cattaneo, 2006; Esquiús, Escalante, Solari, 2008). Su amplia distribución, con un gran número de especies permiten aplicar índices biológicos (Soler, Pérez, Aguilar, Villarreal, 2012) por las distintas sensibilidades frente a la contaminación (Ciutti, 2005).

La riqueza específica de los grupos estudiados, se muestra de forma descendente, como se indica a continuación: *Nitzchia* (9) , seguido de *Gomphonema* (8), *Fragilaria* (6), *Cymbella* (5), *Navícula* (5), *Melosira* (5), *Amphora* (2), *Microspora* (2), *Oedogonium* (1), esto fue reportado en el mismo sistema por Moschini (1996) que dice que en ambientes más eutróficos comúnmente se encuentran algunas especies de los géneros *Navícula*, *Amphora*, *Nitzchia*, *Melosira*, *Microspora*, *Scenedesmus*, *Oedogonium* y *Gomphonema*. El género *Oscillatoria* también fue encontrada en este estudio lo que coincide con Hurtado y Morales (2016), que determinan que es tolerante este género a la contaminación. Estos géneros tienen mayor cantidad de especies en la parte baja de los ríos, lo que coincide con Moschini (1996). En contraste, se encontraron también algas del género *Ceratoneis*, *Diatoma*, *Cosmarium*, *Fragillaria* y *Achnanthes* lo que coincide con Hurtado y Morales (2016), que menciona que se desarrollan bien en medios oligotróficos

y oxigenados. En este estudio solo *Fragilaria* tiene cantidad similar de especies en la parte alta de los ríos con la parte baja de los ríos, lo que coincide con Hurtado y Morales (2016), excepto en RB_2 que aumenta en 1 especie con respecto a RB_1.

Según Hurtado y Morales (2016), se ha sugerido “que los métodos de evaluación de calidad del agua utilizando las diatomeas se fundamentan en las identificaciones a nivel de género, porque existe una considerable similitud en las características ecológicas de las especies dentro de un mismo género”, de esta manera el *Achnantheidium* mostró que posee un amplio rango para tolerar las diferentes condiciones ambientales, por lo que se explica su mayor abundancia y presencia en los ríos Ishcayrumi-Yanuncay, y en el Matadero. Ponader y Potapova (2007) indican en su estudio “que varias especies del género *Achnantheidium* que habitan en aguas de una misma zona geográfica (los Apalaches Americanos) son diferentes en algunos aspectos de su ecología”. En este estudio este género se encuentra en RN_2, RT_1 y RT_2, lo que indica tolerancia a diferentes condiciones ambientales.

El aumento de materia orgánica en el curso de agua, puede estar relacionada con la presencia de diatomeas (Pinilla, 1998), esto ha generado que exista un aumento de población de microalgas, lo que ha provocado igualmente el aumento de la diversidad, composición y abundancia (Arcos, Gómez, 2006; Yucra, Tapia, 2008; Vélez, Lozano, Cáceres, 2016), esto podría explicar las diferencias en la homogeneidad según el índice de Shannon-Wiener, en RB_1 - RB_2 y en RT_1 - RT_2, que en el caso de RB_2 y RT_2 son lugares influenciados por actividades antrópicas agropecuarias. Según Peña, Palacios, Ospina (2005) y Vélez *et.al.* (2016) “mencionan que la riqueza específica puede aumentar o disminuir en respuesta a cambios moderados en la calidad de agua, todo depende si estos representan tensión en las especies”; se podría esto relacionar con la mayor riqueza de especies en RB_2 (70) y la menor riqueza en RY_2 (42). La mayor cantidad de especies en RB_2 después del disturbio puede estar relacionado con el aumento de caudal del curso que ocasiona dilución de los componentes orgánicos. Las actividades humanas como la agricultura, urbanismo, desarrollos residenciales aceleran la eutrofización denominada cultural, que se traduce en el incremento del crecimiento algal, estimulado por los nutrientes (Comisión Nacional de Agua de México, 2004), esto podría determinar las características de esta estación. El sitio RY_2 se asoció a influencia antropogénica, por encontrarse en la parte baja después del río, lo que determina un cambio en la riqueza de especies que se realizó en la evaluación de la calidad de agua de ríos con diatomeas de

Calizaya *et.al.* (2012) y Vélez *et.al.* (2016), en donde se evidencia una menor diversidad de diatomeas en sitios con características similares a RY_2.

Los valores de homogeneidad entre RN_1 y RN_2 indican que la composición de especies de microalgas, varía a medida que aumenta la distancia entre los puntos de muestreo. Esta variación se puede presentar por la influencia de puntos contaminantes (Calizaya, *et al.*, 2013) o las distancia entre las estaciones de muestreo. Así, en los sitios con disturbio, se presentaron especies tolerantes a la alta polución orgánica tal como *Navicula sp.* (Licursi, Gómez, 2003; Hurtado y Morales, 2016), *Fragilaria crotonensis*, *Melosira sp.* y *Gomphonema sp.* (Licursi y Gómez, 2003, Velázquez, *et al.*, 2006). Por otro lado, también se registraron tanto especies tolerantes a metales pesados como: *Gomphonema parvulum* y *Navicula sp.* (Velázquez *et al.*, 2006). Especies indicadoras de eutrofización: *Fragilaria crotonensis*, *Melosira sp.*, *Gomphonema sp.* (Licursi, Gómez, 2003; Velázquez *et al.*, 2006, Vélez *et. al.* 2016), entre otros. La especie *Cocones placentera*, es considerada cosmopolita y se encuentra presente en aguas de buena calidad o con pocos nutrientes (Riggs, Kilo, 2000), esta se encontró en RB_2, RN_1, RN_2, RT_1 y RT_2, lo que es contrario con los demás resultados.

Según Iannacone, Albariño, Jiménez y Argote (2013) y Vélez, *et. al.* (2016), “describen a *Navicula* como un género dominante en la cuenca baja del río Lurín, Lima Perú”, señalando que este género es considerado muy tolerante y por esto domina en sitios con mucha contaminación. También Gómez, Larduet, Abrahantes (2001), Bellinger y Sigee (2015), Segura, Cantoral, Uriza, Israde, Maidana (2012) y Molina (2013) coinciden con los anteriores puesto que “afirman que este género es tolerante a la contaminación y su dominancia indica sitios altamente contaminados”. En RB_2 y RY_2 hay presencia considerable de esta especie según la curva de rango abundancia, esto es consecuencia de una sostenida actividad agropecuaria en los niveles inferiores del río Angas (RB_2) y río Yanuncay (RY_2). Esto se contrasta con Vouilloud, Sala, Sabbatini (2005) y Cuesta, Olofsson, Sánchez (2007) afirman que este género posee dominación en ambientes de agua dulce.

La especie *Tabellaria flocculosa*, según AELS (2018), se considera como un especie que se encuentra con baja concentración de nutrientes y muy sensible a la contaminación, sin embargo esta se encuentra antes y después del disturbio en los ríos RB, RN y RT en cantidades pequeñas, lo que podría indicar que las actividades antrópicas no tienen mucha influencia, los contaminantes están diluidos o que la distancia entre las

estaciones de muestreo no fueron suficientes para demostrar las condiciones reales de la calidad de agua. La especie no estaba presente en RY.

CONCLUSIONES

Con la información generada se puede considerar que se tienen datos que pueden ser estimados como una línea base para la determinación de especies en este tipo de ecosistemas, se pueda elaborar un Índice de Diatomeas para la determinación de calidad de agua en ecosistemas de montaña que permite realizar diagnósticos rápidos y económicos de calidad de agua en el sur del Ecuador, como lo hicieron Gómez y Licursi (2001), que establecieron el Índice de Diatomeas Pampeano (IDP) y con esto se permitió determinar que en el Río de la Plata, las diatomeas permiten evaluar y monitorear la calidad de agua de ríos (Licursi y Gómez, 2003), y establecer referencias adecuadas para su conservación.

Se presentaron variaciones significativas en las comunidades de algas, en todos los puntos de muestreo, con cambios en riqueza y abundancias, cada río tiene sus propias características, que podría deberse a las actividades antrópicas en cada lugar. Se observaron un total de 115. 955 individuos de algas diatomeas, pertenecientes a 127 especies, dentro de 64 géneros. Los géneros más frecuentes son: *Nitzschia* (9), seguido de *Gomphonema* (8), *Fragilaria* (6), *Cymbella* (5), *Navícula* (5), *Melosira* (5). En las partes altas existen géneros no tolerantes a la contaminación como *Tabellaria*, con mayor abundancia además de *Ceratoneis*, *Diatoma*, *Cosmarium*, *Fragillaria* y *Achnanthes*.

Se intensifican en las partes bajas, los aportes de materia orgánica, provenientes de actividades agropecuarias, lo que se traduce en la presencia de especies tolerantes a la contaminación, esto se confirma con la presencia de algunos géneros de *Nitzschia*, *Gomphonema*, *Cymbella*, *Navícula* y *Melosira* que tienen mayor riqueza de especies.

El aumento de la riqueza de especies en los ríos RB_2 y en RT_2, se debe a que aumentan los individuos de géneros tolerantes a la contaminación, los resultados sugieren que existen comunidades de diatomeas que son sensibles a las actividades antrópicas y otras tolerantes, lo que permite utilizar a estos para el diseño de índices de bioindicadores.

RECOMENDACIONES

De acuerdo a las características encontradas en este estudio se requiere un programa de monitoreo que permita la implementación de un plan de gestión ambiental.

En el aspecto biológico es necesario aumentar el número de puntos a valorar por río y realizar más repeticiones en épocas de invierno y verano, con el fin de proporcionar mayor número de datos y poder realizar correlaciones con la información generada.

Sería conveniente identificar las diferentes fuentes de contaminación puntual que existan en el área, para poder tomar medidas correctivas de gestión ambiental.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abdel-Raouf N. AAAI-Homaidan, IBM Ibraheem. (2012). Microalgae and wastewater treatment. *Saudi Journal of Biological Sciences*. 19. 257-275. Recuperado de: <https://doi.org/10.1016/j.sjbs.2012.04.005>
- Arcos, M., y Gómez, A. (2006). Microalgas perifíticas como indicadoras del estado de las aguas de la humedal urbano: Jaboque, Bogotá D.C., Colombia. *Nova*. 4(6). 60-79. Recuperado de http://unicolmayor.edu.co/invest_nova/NOVA/NOVA6_ARTORIG6.pdf
- AELS. (2018). Autoecología del género *Tabellaria*. Recuperado de <https://aulaestudiolagosanabria.info/genero-tabellaria/>
- Barreto, P. (2010). Protocolo de monitoreo de agua. Recuperado de http://biorem.univie.ac.at/fileadmin/user_upload/p_biorem/education/research/protocols/Protocolo_Agua.pdf
- Bellinger, E., y Sigeo D. (2015). *Freshwater algae Identification and use as bioindicators*. New Delhi, India: Wiley Blackwell. Recuperado de https://books.google.com.ec/books?hl=es&lr=&id=rhMmBgAAQBAJ&oi=fnd&pg=PR9&dq=Freshwater+algae+Identification+and+use+as+bioindicators.+Oxford:+Wiley-Blackwell.&ots=0hn8YPPfc8h&sig=4F4RYNt-hDVnMuATHqSgA_RX1TA#v=onepage&q=Freshwater%20algae%20Identification%20and%20use%20as%20bioindicators.%20Oxford%3A%20Wiley-Blackwell.&f=false
- Beraldi, H., Arenas C., Auque L., Vázquez, M., y Pardo, G. (2016). Benthic diatoms on fluvial tufas of the Mesa River, Iberian Range, Spain. *Hidrobiológica*. 26(2). 1-15. Recuperado de <http://www.scielo.org.mx/pdf/hbio/v26n2/0188-8897-hbio-26-02-00283.pdf>
- Biggs, B., y Kilroy, C. (2000). *Stream Periphyton Monitoring Manual*. The New Zealand Ministry for the Environment. Christchurch, New Zealand. Recuperado de https://www.niwa.co.nz/sites/niwa.co.nz/files/import/attachments/peri_complete.pdf
- Borowitzka, M. 1999. Commercial production of microalgae: ponds, tanks, tubes and fermenters. *Journal of Biotechnology* 70: 313-332. Recuperado de: [https://doi.org/10.1016/S0079-6352\(99\)80123-4](https://doi.org/10.1016/S0079-6352(99)80123-4)

- Buyaert, W. (2004). The properties of the soils of the south Ecuadorian paramo and the impacto of land use changes on their hidrology. (Tesis de doctorado). Universidad Católica de Lovaina, Bélgica.
- Céspedes, E., Umaña, G., y Silva, A. (2015). Tolerancia de diez especies de diatomeas (Bacillariophyceae) a los factores físico-químicos del agua en el Río Sarapiquí, Costa Rica. *Biología Tropical*, 64(1), 1-13. Recuperado de <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=44943437011>
- Calizaya, J., Avendaño, M., y Delgado, I. (2012). Evaluación de la calidad de agua fluvial con diatomeas (Bacillariophyceae), una experiencia en Tacna, Perú. *Peruana de Medicina*, 30 (1), 1. Recuperado de <http://www.rpmesp.ins.gob.pe/index.php/rpmesp/article/view/158/2377>
- Cambra, J., Ector, L., y Sabater, S. (2005). Metodología para el establecimiento el Estado Ecológico según la Directiva del MARCO del Agua. Protocolos de muestreo y análisis para Fitobentos Microalgas Bentónicas. Confederación Hidrológica de EBRO, URS. Recuperado de: http://195.55.247.234/webcalidad/estudios/indicadoresbiologicos/Manual_fitobentos.pdf
- Comisión Nacional del Agua. (2004). *Guía para la Colecta, Manejo y las Observaciones de Campo para Bioindicadores de la Calidad Del Agua*. México D.F., México. Recuperado de <http://biblioteca.semarnat.gob.mx/janium/Documentos/Ciga/Libros2014/229011.pdf>
- Cuesta, J., Olofsson L., y Sánchez, P. (2007). Comunidades de diatomeas epipélicas en las lagunas de alta montaña de Sierra Nevada (Granada, España). *Limnética*. 26 (1), 99-113. Recuperado de <http://www.limnetica.com/documentos/limnetica/limnetica-26-1-p-99.pdf>
- Cuitti, F. (2005). Il monitoraggio dei corsi d'acqua con indicatori algali (diatomee). *Annali dell'Istituto Superiore di Sanità. Ann Ist Super Sanita*, 41 (3), 393-397. Recuperado de <http://old.iss.it/binary/publ/cont/15%20Ciutti%20.1139579343.pdf>

- Chao, A. (2013). Nonparametric Estimation of the Number of Classes in a Population. National Tsing Hua University. *Scand J Statist.* 11, 265-270. Recuperado de [http://dns2.asia.edu.tw/~ysho/YSHO-English/1000%20Taiwan%20\(Independent\)/PDF/Sca%20J%20Sta11,%20265.pdf](http://dns2.asia.edu.tw/~ysho/YSHO-English/1000%20Taiwan%20(Independent)/PDF/Sca%20J%20Sta11,%20265.pdf)
- Díaz, C. (2004). Diatomeas de pequeños ríos andinos y su utilización como indicadoras de condiciones ambientales. *Limnología Caldasia* 26 (2), 381- 394. Recuperado de <https://revistas.unal.edu.co/index.php/cal/article/view/39327/41211>
- Ellenrieder, N. (2007). Composition and structure of aquatic insect assemblages of Yungas Mountain cloud forest streams in NW Argentina. *Rev. Soc. Entomol. Argent.* 66 (3-4). 57-76. Recuperado de <http://www.scielo.org.ar/pdf/rsea/v66n3-4/v66n3-4a08.pdf>
- Esquiús, K., Escalante, A., y Solari L. (2008). Algas Epífitas Indicadoras de Calidad del Agua en Arroyos vinculados a la laguna de Los Padres. *Biología Acuática*, 24, 95-102. Recuperado de https://www.researchgate.net/publication/260038631_ALGAS_EPIFITAS_INDICADORAS_DE_CALIDAD_DEL_AGUA_EN_ARROYOS_VINCULADOS_A_LA_LAGUNA_DE_LOS_PADRES
- Feinsinger, P. 2004. El diseño de estudios de campo para la conservación de la biodiversidad. Trad. Kattan, G., C. Murcia. Wildlife Conservation Society.
- Fredericksen, B. (2000). *Manual de Métodos Básicos de Muestreo y Análisis en Ecología Vegetal*. Santa Cruz, Bolivia. *El País*. Recuperado de <http://www.bionica.info/biblioteca/mostacedo2000ecologiavegetal.pdf>
- Figuroa, M., Mogollón, F., Encarnación, S., Ramos, M., y Ferrara, M. (2015). Microalgas del Área Natural Protegida Ejidos de Xochimilco San Gregorio Atlapulco, México. *Ciencia UAT*, 9 (2), 1. Recuperado de http://www.scielo.org.mx/scielo.php?pid=S2007-78582015000100015&script=sci_arttext
- Giordano, M. (2012). *Escritura en Ciencias. Ecosistemas Acuáticos*. Argentina. Recuperado de <http://www.bnm.me.gov.ar/giga1/documentos/EL005258.pdf>

- Gallo, N., y Apolo B. 2012. Fundamentos de Ficología. Gráficas Ortega. Quito-Ecuador. Pg. 211.
- Gómez, L., Larduet, Y., y Abrahantes, N. (2001). Contaminación y biodiversidad en ecosistemas acuáticos. *Rev. Invest. Mar.* 22 (3), 191-197. Recuperado de https://www.researchgate.net/publication/237494417_CONTAMINACION_Y_BIODIVERSIDAD_EN_ECOSISTEMAS_ACUATICOS_EL_FITOPLANCTON_DE_LA_BAHIA_DE_SANTIAGO_DE_CUBA
- Gómez, N., y Licursi, M. (2001). The Pampean Diatom Index (IDP) for assessment of rivers and streams in Argentina. *Aquatic Ecology*, 35, 173-181. Recuperado de https://www.researchgate.net/publication/226773887_The_Pampean_Diatom_Index_IDP_for_assessment_of_rivers_and_streams_in_Argentina
- Gómez, L. (2015). Microalgas: Aspectos Ecológicos y Biotecnológicos. *Cuban de Química*, XIX (2), 4-20. Recuperado de <https://www.researchgate.net/publication/268424391>
- Guamán, M., y González, N. (2016). *Catálogo de microalgas y cianobacterias de agua dulce del Ecuador. Biodiversidad de los principales géneros de Microalgas y cianobacterias encontradas en sistemas lacustres de áreas protegidas de los Andes y Amazonía del Ecuador*. Quito – Ecuador. QUIK PRINT. Recuperado de: <http://energia.org.ec/cie/wp-content/uploads/2017/09/Catlogo-de-Microalgas-y-Cianobacterias-del-Ecuador.pdf>
- Guzmán, P. (2005). Análisis de la dinámica lluvia escorrentía en microcuencas de páramo. (Tesis de Maestría). PROMAS – Universidad de Cuenca, Ecuador.
- Hernández, A., Labbé J. (2014). Microalgas, cultivo y beneficios. *Revista Biología Marina y Oceanografía*. 49 (2). 157-163. Recuperado de: <https://scielo.conicyt.cl/pdf/revbiolmar/v49n2/art01.pdf>
- Hernández, S., y Guerrero M. (1999). Diatomeas como indicadores biológicos de la calidad del agua en el Lago Cocibolca. Recuperado de <http://repositorio.unan.edu.ni/2549/1/354.pdf>
- Hernández, S. (2012). Indicadores biológicos de calidad de las aguas superficiales de la subcuenca del Río Viejo, utilizando Fitobentos (Diatomeas). Centro para la Investigación en Recursos Acuáticos de Nicaragua, CIRA/UNAN-Managua. Recuperado de: <https://www.lamjol.info/index.php/UYC/article/view/1952/1748>

- Hutchinson, G. (1961). The Paradox of the Plankton. *The American Naturalist*. XCV (882), 137-145. Recuperado de https://www.jstor.org/stable/2458386?seq=1#page_scan_tab_contents
- Hurtado, M., y Morales, L. (2016). Influencia de las variables físico-químicas sobre la estructura de la comunidad de algas perifíticas en las cuencas altas de los ríos Ishcayrumi-Yanuncay y Matadero del Parque Nacional Cajas. Tesis Biólogo con mención en Ecología y Gestión. Cuenca – Ecuador.
- Iannacone, J., Alvaríño, L., Jiménez, R., y Argota, G. (2013). Diversidad del plancton y macrozoobentos como indicador alternativo de calidad de agua del río Lurín en el distrito de Cieneguilla, Lima-Perú. *The Biologist (Lima)*, 11(1), 79-95. Recuperado de http://sisbib.unmsm.edu.pe/bvrevistas/biologist/v11_n1/pdf/a7v11n1.pdf
- Jacobsen, D., Rostgaard, S., y Vasconez, J. (2003). Are macroinvertebrates in high altitude streams affected by oxygen deficiency? *Freshwater Biology*, 48 (11), 2025-2032. Recuperado de <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1046/j.1365-2427.2003.01140.x>
- Lemly, D., y Dimmick, J. (1982). Phytoplankton communities in the littoral zone of lakes: observations on structure and dynamics in Oligotrophic and Eutrophic systems. *Oecología*, 54 (3), 359 – 369. Recuperado de <https://link.springer.com/article/10.1007%2FBF00380005>
- Licursi, M., y Gómez, N. (2003). Aplicación de índices bióticos en la evaluación de la calidad del agua en sistemas lóticos de la llanura pampeana a partir del empleo de diatomeas. *Biología Acuática*, 21, 31-49. Recuperado de: https://www.researchgate.net/publication/230596509_Aplicacion_de_Indices_bi_oticos_en_la_evaluacion_de_la_calidad_del_agua_en_sistemas_loticos_de_la_llanura_pampeana_a_partir_del_empleo_de_diatomeas
- Licursi, M., Sierra, M., y Gómez, N. (2006). Diatom assemblages from a turbid coastal plain estuary: Río de la Plata (South America). *Journal of Marine Systems*, 62 (1-2), 35-45. Recuperado de <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0924796306000698>

- López, F., y B. Siqueiros. (2011). Diatomeas como indicadores de la calidad ecológica de los oasis de Baja California Sur. Recuperado de: <http://www.biodiversidad.gob.mx/Biodiversitas/Articulos/biodiv99art2.pdf>
- Lobo, E., Wetzel, C., Ector, L., Katoh, K., Blanco, S., y Mayama, S. (2010). Response of epilithic diatom communities to environmental gradients in sub-tropical temperate Brazilian rivers. *Limnetica*, 29 (2), 323-340. Recuperado de <http://www.limnetica.net/documentos/limnetica/limnetica-29-2-p-323.pdf>
- Medina, A., Piña, P., Nieves, M., Arzola, J., y Guerrero, M. (2012). La importancia de las microalgas. *Conabio Biodiversitas*, 103, 1-5. Recuperado de http://sistemanodalsinaloa.gob.mx/archivoscomprobatorios/_11_articulosrevistas_indexadas/486.pdf
- Merchán, D., y Sparer, P. (2015). Variación temporal de fitoplancton de seis lagunas altoandinas en relación a las características físico – químicas del medio. Universidad del Azuay. (Tesis: Biólogo con mención en Ecología y Gestión). Cuenca-Ecuador.
- Mengo, L. (2017). Composición taxonómica y riqueza de diatomeas en el Río Suquía, Córdoba (Argentina). *FCEFYN*, 4 (2), 55-62. Recuperado de: <https://revistas.unc.edu.ar/index.php/FCEFYN/article/viewFile/16626/17864>
- Milton, S. (2001). *Estadística para Biología y Ciencias de la Salud*. Madrid, España: McGraw-Hill. Recuperado de: <http://www.x.edu.uy/libros/Estadistica%20para%20Biologia%20y%20Ciencias%20de%20la%20Salud%203a%20Ed.pdf>
- Molina, M. (2013). Efectos del derrame de petróleo sobre la comunidad fitoplanctónica de la laguna de Papallacta y sus principales afluentes (Tesis de Licenciatura). Quito-Ecuador. Recuperado de <http://repositorio.uide.edu.ec/bitstream/37000/301/1/T-UIDE-0280.pdf>
- Moschini, C. (1996). Importancia, Estructura e Dinámica da Comunidade Perifítica nos Ecosistemas Aquáticos Continentais. Sao Luís, Maranhao, Brasil. Recuperado de <http://www.ib.usp.br/limnologia/Perspectivas/arquivo%20pdf/Capitulo%206.pdf>
- Navarrete, E. (2003). Huellas de un “Frío Pasado” Patrimonio Geológico del Parque Nacional “El Cajas”. *El patrimonio geomiero en el contexto de la ordenación territorial*, 12, 181-197. Recuperado de

https://www.researchgate.net/publication/264895054_HUELLAS_DE_UN_FRI_O_PASADO_PATRIMONIO_GEOLOGICO_DEL_PARQUE_NACIONAL_E_L_CAJAS

- Oliveira, M., Torgan, L., Lobo, E., y Scharzbold, A. (2001). Association of Periphytic Diatom Species of Artificial Substrate in Lotic Environments in the Arroio Sampaio Basin, RS, Brazil: relationships with abiotic variables. *Brazilian Journal of Biology*, 61 (4), 523-540. Recuperado de <http://www.scielo.br/pdf/bjb/v61n4/a02v61n4.pdf>
- Oscosz, J., Goma, J., Ector, L. Cambra, J., Pardos, M., y Durán C. (2007). Estudio comparativo del estado ecológico de los ríos de la cuenca del Ebro mediante macroinvertebrados y diatomeas. *Limnetica*, 26 (1), 143-158. Recuperado de https://www.researchgate.net/publication/28222103_Estudio_comparativo_del_estado_ecologico_de_los_rios_de_la_cuenca_del_Ebro_mediante_macroinvertebrados_y_diatomeas
- Ospina, N., Peña, E. (2004). Alternativas de Monitoreo de Calidad de Aguas: Algas como Bioindicadores. Universidad de Santiago de Cali. Recuperado de: ucbconocimiento.ucbca.edu.bo/index.php/ran/article/download/87/84
- Peña, E., Palacios, M., y Ospina, N. (2005). *Algas como indicadoras de contaminación*. Universidad del Valle. Cali, Colombia. Recuperado de <https://books.google.com.ec/books?id=l4QBTq77BsIC&pg=PA148&lpg=PA148&dq>
- Paesky, L. (2013). Métodos de cuantificación del Fitoplancton. Ventajas y Desventajas. Recuperado de http://www.cofes.org.ar/descargas/relas/2_jornada/5_Aguas_CORDOBESAS_Corrientes_2013.pdf
- Pinilla, G. (1998). *Indicadores biológicos en ecosistemas acuáticos continentales de Colombia*. Compilación bibliográfica. Fundación Universidad de Bogotá: Jorge Tadeo Lozano. Recuperado de: https://books.google.com.ec/books?hl=es&lr=&id=tvTBgUT4YM4C&oi=fnd&pg=PA7&dq=algas+diatomeas+bioindicadores&ots=JiRRLObrGv&sig=MrONaaUkXlnlk6eM_p-SoNzX7sc&redir_esc=y#v=onepage&q&f=false

- Ponader, K., y Potapova, M. (2007). Sciencedirect. Diatoms from the genus *Achnantheidium* in flowing waters of the Appalachian Mountains (North America): Ecology, distribution and taxonomic notes. *Limnologica – Ecology and Management of Inland Waters*. 37 (3), 227 – 241. Recuperado de <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0075951107000205>
- Rawat, I., Ranjith – Kumar, Mutanda, T., Bux, F. 2011. Dual role of microalgae: phycoremediation of domestic wastewater and biomass production for sustainable biofuels production, *Applied Energy* 88. 3411-3424. Recuperado de: <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2010.11.025>
- Rosero, K. (2016). Establecimiento de un índice biótico para determinar la calidad de aguas de los ríos andinos presentes en el Ecuador basado en poblaciones de Diatomeas epilíticas. Universidad Internacional SEK. Recuperado de <http://7labs.uisek.edu.ec/bitstream/123456789/2377/3/TESIS%20FINALIZADA%20DEFINITIVA.pdf>
- Salazar, L. 1987. Atlas de los microorganismos de Agua Dulce. Ediciones Omega. Barcelona.
- Salomoni, S., Rocha, O., Callegaro, V., y Lobo, E. (2006). Epilithic diatoms as indicators of water quality in the Gravataí river, Rio Grande do Sul, Brazil. *Hydrobiologia, Springer*, 559, 233-246. DOI: 10.1007/s10750-005-9012-3.
- Segura, V., Cantonal, E., Israde, I., y Maidana, N. (2012). Diatomeas epilíticas como indicadores de la calidad del agua en la cuenca alta del río Lerma, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 86 (4), 1024-1040. Recuperado de <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1870345315001220>
- Schneck, F., Torgan, L., Schwarzbald, A. (2007). Epilithic diatom community in a high-altitude stream impacted by fish farming in southern Brazil. Study area Epilithic diatom sampling. *Acta Limnologica Brasiliensia*. 19 (3). 341 – 355. Recuperado de http://www.ablimno.org.br/acta/pdf/acta19_vol3_09.pdf
- Soler, A., Pérez, M., Aguilar, E., Villarreal, I. (2012). *Diatomeas del Canal de Panamá: Bioindicadores y otros estudios pioneros*. Panamá: Universidad de Panamá. Recuperado de <http://www.micanaldepanama.com/wp-content/uploads/2012/06/DIATOMEAS-low.pdf>

- Tang, T., Cai, Q., Lui, J. (2006). Using epilithic diatom communities to assess ecological condition of Xiangxi river system. *Environmental Monitoring and Assessment*, 112, 347-361. Recuperado de https://s3.amazonaws.com/academia.edu.documents/44345592/Using_Epilithic_Diatom_Communities_to_As20160402-22139-1orp5rv.pdf?AWSAccessKeyId=AKIAIWOWYYGZ2Y53UL3A&Expires=1531710185&Signature=hCjm73n2ML3N0WWRxEQtDrv%2FJz8%3D&response-content-disposition=inline%3B%20filename%3DUsing_Epilithic_Diatom_Communities_to_As.pdf
- Tall, L., Cloutier L., Cattaneo A. (2006). Grazer-diatom size relationships in an epiphytic community. *Limnology and Oceanography*, 51 (2), 1211-1216. Recuperado de <https://aslopubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.4319/lo.2006.51.2.1211>
- Turner, M., Howell, E., Summerby, M., Hesslein, R., Findlay, D., Jackson, M. (1991). Changes in epilithon and epiphyton associated with experimental acidification of lake to pH 5. *Limnology and Oceanography*, 36 (7), 1390-1405. Recuperado de <https://aslopubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.4319/lo.1991.36.7.1390>
- Universidad de Pamplona. (2010). Capítulo I: La Calidad del Agua. Valoración y Monitoreo. Recuperado de http://www.unipamplona.edu.co/unipamplona/portallIG/home_10/recursos/general/pag_contenido/libros/06082010/icatest_capitulo1.pdf
- Valencia, R., Sánchez, J., Ortiz, E., J. Gómez. (2014). La contaminación de los ríos, otro punto de vista. Primera parte. *V* (1), 35-49. Recuperado de <https://www.researchgate.net/publication/235997290>
- Vargas, E. (2014). Análisis taxonómico de las principales especies de diatomeas (Bacillariophyceae) en seis sitios en la cuenca del río Sarapiquí, Heredia, Costa Rica. (Tesis de pregrado). Ciudad Universitario Rodrigo Facio. Recuperado de <http://www.biologia.ucr.ac.cr/TesisLic/EdwinCespedesVargas.pdf>
- Vázquez, G., Castro, G., González, I., Pérez, R., Castro, T. (2006). Bioindicadores como herramientas para determinar la calidad del agua. Departamento El Hombre y su Ambiente, 41-47. Recuperado de <https://agua.org.mx/wp->

content/uploads/2017/11/Bioindicadores-como-herramientas-para-determinar-la-calidad-del-agua.pdf

- Vélez, A., Lozano, S., y Cáceres, K. (2016). Diversidad de fitoplancton como indicador de calidad de agua en la cuenca baja del río Lurín, Lima, Perú. *Ecología Aplicada*, 15 (2), 69-79. Recuperado de <http://dx.doi.org/10.21704/rea.v15i2.745>.
- Velázquez, M., Israde, I., y Mendoza, M. (2006). Uso de Diatomeas para la evaluación de la calidad del agua del río turbio, afluente del Río Lerma, México. *Ecología Aplicada*, 15 (2), 1. Recuperado de http://www.scielo.org.pe/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1726-22162016000200002
- Villafañe, V., y Reid, F. (1995). *Métodos de Microscopia para la cuantificación de fitoplancton. Manual de Métodos Ficológicos*. Concepción.
- Vouilloud A., Sala, S., Sabbatini, M. (2005). Diatomeas perifíticas de la cuenca del Río Sauce Grande (Buenos Aires, Argentina). *Iheringia*, 60 (1), 77-89. Recuperado de <https://isb.emnuvens.com.br/iheringia/article/view/207/214>
- Yucra, H., Tapia, P. (2008). El uso de microalgas como bioindicadoras de polución orgánica en Brisas de Oquendo, Callao, Perú. *The Biologist (Lima)*. 6 (1), 41-47. Recuperado de http://sisbib.unmsm.edu.pe/BVRevistas/biologist/v06_n1/pdf/a06v6n1.pdf
- Zampella, R., Laidig, K., Lowe, R. (2007). Distribution of diatoms in relation to land use and pH in blackwater coastal plain streams. *Environmental Management*, 39 (3), 369-384. Recuperado de <https://link.springer.com/article/10.1007/s00267-006-0041-0>

ANEXOS

Anexo 1

Tabla 2. Especies encontradas en los sitios de estudio.

Géneros	Especies
<i>Achnanthes</i>	<i>clevel</i>
<i>Achnanthidium</i>	<i>sp.</i>
<i>Amphipleura</i>	<i>pellucida</i>
<i>Amphipleura</i>	<i>sp. 1</i>
<i>Amphora</i>	<i>ovalis</i>
<i>Amphora</i>	<i>sp. 1</i>
<i>Anabaena</i>	<i>sp.</i>
<i>Anomoeoneis</i>	<i>sp. 1</i>
<i>Anomoeoneis</i>	<i>sphaerophora</i>
<i>Aphanothece</i>	<i>sp. 1</i>
<i>Aphanothece</i>	<i>sp. 2</i>
<i>Aulacoseria</i>	<i>sp.</i>
<i>Bulbochaete</i>	<i>sp.</i>
<i>Cavinula</i>	<i>sp.</i>
<i>Ceratoneis</i>	<i>arcus</i>
<i>Cerotoneis</i>	<i>sp. 1</i>
<i>Chlamydomales</i>	<i>sp.</i>
<i>Chroococcus</i>	<i>sp. 1</i>
<i>Cocconeis</i>	<i>placentula</i>
<i>Cocconeis</i>	<i>sp. 1</i>
<i>Coelastrum</i>	<i>sp.</i>
<i>Coleneis</i>	<i>silicula</i>
<i>Cosccinodiscus</i>	<i>pantocseki</i>
<i>Coscinodiscus</i>	<i>sp. 1</i>
<i>Cosmarium</i>	<i>sp.</i>
<i>Cyclotella</i>	<i>sp.</i>
<i>Cymatopleura</i>	<i>elliptica</i>
<i>Cymbella</i>	<i>helvetica</i>
<i>Cymatopleura</i>	<i>solea</i>
<i>Cymbella</i>	<i>sp. 1</i>
<i>Cymbella</i>	<i>sp.2</i>
<i>Cymbella</i>	<i>sp. 3</i>
<i>Cymbella</i>	<i>sp. 4</i>
<i>Denticula</i>	<i>tenuis</i>
<i>Denticulada</i>	<i>sp.</i>
<i>Desmodesmus</i>	<i>sp.</i>
<i>Diatoma</i>	<i>sp. 1</i>
<i>Diatoma</i>	<i>sp.2</i>
<i>Diatoma</i>	<i>sp. 3</i>

<i>Diatomea</i>	<i>sp.</i>
<i>Diatomella</i>	<i>sp.</i>
<i>Diploneis</i>	<i>ovalis</i>
<i>Diploneis</i>	<i>sp.</i>
<i>Ephithemia</i>	<i>sp.</i>
<i>Euastrum</i>	<i>sp.</i>
<i>Eunotia</i>	<i>arcus</i>
<i>Eunotia</i>	<i>sp. 1</i>
<i>Eutonia</i>	<i>sp. 2</i>
<i>Eutonia</i>	<i>sp. 3</i>
<i>Fragilaria</i>	<i>capuccina</i>
<i>Fragilaria</i>	<i>construens</i>
<i>Fragilaria</i>	<i>crotonensis</i>
<i>Fragilaria</i>	<i>sp. 1</i>
<i>Fragilaria</i>	<i>sp. 2</i>
<i>Fragilaria</i>	<i>sp. 3</i>
<i>Girosigma</i>	<i>sp.</i>
<i>Gloeocapsa</i>	<i>sp.</i>
<i>Gloeothece</i>	<i>sp.</i>
<i>Gomphoneis</i>	<i>sp. 1</i>
<i>Gomphoneis</i>	<i>sp. 2</i>
<i>Gomphonema</i>	<i>acuminatum</i>
<i>Gomphonema</i>	<i>olivaceum</i>
<i>Gomphonema</i>	<i>sp. 1</i>
<i>Gomphonema</i>	<i>sp. 2</i>
<i>Gomphonema</i>	<i>sp. 3</i>
<i>Gomphonema</i>	<i>sp. 4</i>
<i>Gomphonema</i>	<i>sp. 5</i>
<i>Gomphonema</i>	<i>sp. 6</i>
<i>Gracilaria</i>	<i>verrugosa</i>
<i>Hantzschia</i>	<i>amphioxys</i>
<i>Hantzschia</i>	<i>sp. 1</i>
<i>Hyalotheca</i>	<i>sp.</i>
<i>Melosira</i>	<i>amphioxys</i>
<i>Melosira</i>	<i>granulata</i>
<i>Melosira</i>	<i>sp. 1</i>
<i>Melosira</i>	<i>sp. 2</i>
<i>Melosira</i>	<i>sp. 3</i>
<i>Microspora</i>	<i>sp.</i>
<i>Microspora</i>	<i>confervicola</i>
<i>Mougeotia</i>	<i>sp.</i>
<i>Navicula</i>	<i>granulata</i>
<i>Navicula</i>	<i>pupula</i>
<i>Navicula</i>	<i>sp. 1</i>
<i>Navicula</i>	<i>sp. 2</i>

<i>Navicula</i>	<i>sp. 3</i>
<i>Neidium</i>	<i>iridis</i>
<i>Neidium</i>	<i>sp. 1</i>
<i>Neidium</i>	<i>sp. 2</i>
<i>Nitzchia</i>	<i>amphibia</i>
<i>Nitzchia</i>	<i>amphioxys</i>
<i>Nitzchia</i>	<i>angustada</i>
<i>Nitzchia</i>	<i>fonticola</i>
<i>Nitzchia</i>	<i>liniaris</i>
<i>Nitzchia</i>	<i>palea</i>
<i>Nitzchia</i>	<i>sigmoidea</i>
<i>Nitzchia</i>	<i>sp. 1</i>
<i>Nitzchia</i>	<i>sp. 2</i>
<i>Oedogonium</i>	<i>sp.</i>
<i>Oscillatoria</i>	<i>sp.</i>
<i>Piatoma</i>	<i>sp.</i>
<i>Pinnularia</i>	<i>gibba</i>
<i>Pinnularia</i>	<i>sp. 1</i>
<i>Pinnularia</i>	<i>viridis</i>
<i>Placoneis</i>	<i>sp.</i>
<i>Planktosphaeria</i>	<i>sp. 1</i>
<i>Planktosphaeria</i>	<i>sp. 2</i>
<i>Pseudobaena</i>	<i>sp.</i>
<i>Rhoicosphenia</i>	<i>sp.</i>
<i>Rhopalodia</i>	<i>sp.</i>
<i>Staurastrum</i>	<i>sp. 1</i>
<i>Staurastrum</i>	<i>sp. 2</i>
<i>Stauroneis</i>	<i>anceps</i>
<i>Stauroneis</i>	<i>sp. 1</i>
<i>Stauroneis</i>	<i>sp. 2</i>
<i>Stephanodiscus</i>	<i>sp.</i>
<i>Surirella</i>	<i>angustata</i>
<i>Surirella</i>	<i>biseriata</i>
<i>Surirella</i>	<i>ovata</i>
<i>Surirella</i>	<i>robusta</i>
<i>Surirella</i>	<i>sp. 1</i>
<i>Synedra</i>	<i>sp.</i>
<i>Tabelaria</i>	<i>floculosa</i>
<i>Tabellaria</i>	<i>sp. 1</i>
<i>Tabellaria</i>	<i>sp. 2</i>
<i>Triceratium</i>	<i>sp. 1</i>
<i>Triseratium</i>	<i>sp. 2</i>
<i>Zygnema</i>	<i>sp.</i>

En esta tabla se encuentra la diversidad de especies encontradas en el estudio realizado. Algunos géneros observados véase en el Anexo 2 (Figuras 13, 14, 15). Autoría Propia.

Anexo 2



Figura 10. Trabajo de campo. Autoría propia



Figura 11. Trabajo de laboratorio. Autoría propia



Figura 12. Tratamiento de muestras. Autoría propia



Figura 13. Observación al microscopio de *Cymbella*, *Fragilaria*, *Tabellaria*. Autoría propia

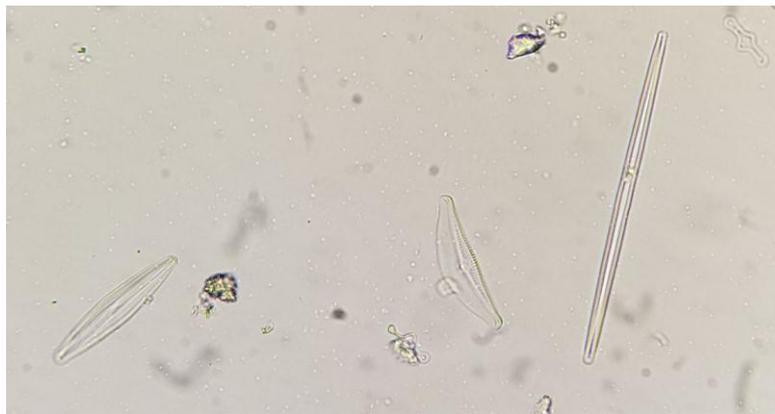


Figura 14. Observación al microscopio de *Navicula*, *Cymbella*, *Fragilaria*, *Tabellaria*. Autoría propia

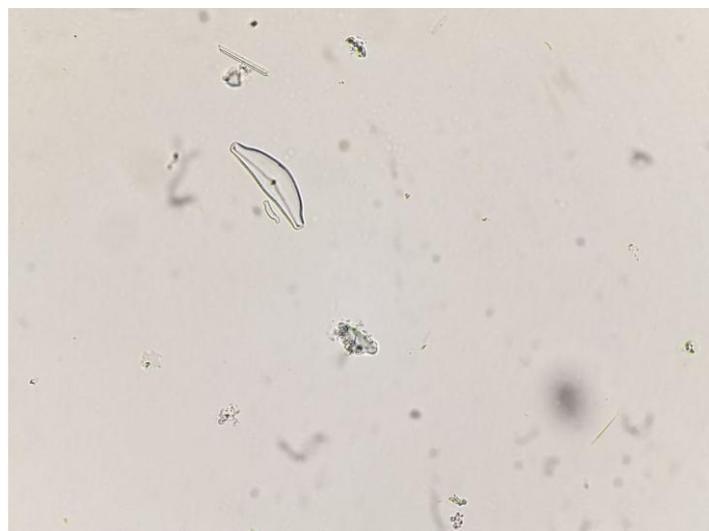


Figura 15. Observación al microscopio de *Achnantheidium* y *Cymbella*. Autoría propia