



FACULTAD DE CIENCIAS AMBIENTALES
CARRERA PROFESIONAL DE INGENIERÍA AMBIENTAL

“BIO-INDICADORES DEL ESTADO DE CONSERVACIÓN DE
ECOSISTEMAS ACUÁTICOS: CASO HUMEDAL DE PUERTO VIEJO”

Trabajo de investigación para optar el grado académico de:
Bachiller en Ingeniería Ambiental

Presentado por:

Mauro Andrés Ríos Sánchez (<https://orcid.org/0000-0002-7653-6122>)

Asesor:

Blgo. Eduardo Sánchez Rioja (<https://orcid.org/0000-0002-7631-4220>)

Lima – Perú

2019



RESOLUCIÓN DIRECTORAL ACADÉMICA DE CARRERA N°045-2021-DACIA-DAFCA-CIENTIFICA

FACULTAD DE CIENCIAS AMBIENTALES / CARRERA DE INGENIERIA AMBIENTAL

Lima 8 de febrero de 2021

VISTO:

La revisión realizada y la aprobación de Trabajo de Investigación titulado: **Bio-indicadores del estado de conservación de ecosistemas acuáticos: caso humedal de Puerto Viejo**, presentado por:

- **Mauro Andrés Ríos Sánchez**

CONSIDERANDO:

Que, de acuerdo al Reglamento General de la Universidad Científica del Sur y los reglamentos de pregrado para obtener el grado de Bachiller de Ingeniería Ambiental en la Facultad de Ciencias Ambientales, se debe desarrollar un trabajo de investigación.

Que, de acuerdo a la normativa vigente de la Universidad Científica del Sur, en uso de las atribuciones conferidas al Director Académico de Carrera.

SE RESUELVE:

Aprobar e inscribir el trabajo de investigación titulado: **Bio-indicadores del estado de conservación de ecosistemas acuáticos: caso humedal de Puerto Viejo** con N° de registro de la carrera: **0114-FCA-IAM**.

Nombrar al docente/colaborador **Eduardo Braulio Sánchez Rioja** como asesor de dicho trabajo de investigación.

Regístrese, comuníquese y archívese,

Mg. Gonzalo Francisco Flores Roca
Director Académico de Carrera
Ingeniería Ambiental

**Bio-indicadores del estado de conservación de ecosistemas acuáticos: caso humedal de
Puerto Viejo**

Bio-indicators of the state of conservation of aquatic ecosystems: Puerto Viejo case

Mauro Andrés Ríos Sánchez¹ & Eduardo Sánchez Rioja²

¹Facultad de Ciencias Ambientales, Universidad Científica del Sur, Lima-Perú

²Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Nacional Federico Villareal, Lima-Perú

RESUMEN

Los ecosistemas acuáticos son considerados fuentes de alta diversidad tanto de fauna y de flora; además de poseer otras características intrínsecas del mismo como es el transporte de sedimentos, área promotora de variados ciclos de nutrientes y fuentes indispensables de uso humano; esta última característica ha propiciado un daño y contaminación del recurso producto de la sobre explotación y mal uso que se le da. Un claro ejemplo se suscita en el Humedal de Puerto Viejo, el cual debido a su reciente descategorización, ha sido un área altamente vulnerada, producto a las distintas actividades de índole recreativas, que realizan las empresas situadas en torno al humedal y al mal uso que brindan algunos pobladores a dicha área. A razón de esta problemática, el presente artículo indaga sobre la literatura concerniente al tema en mención informando sobre la importancia de los ecosistemas acuáticos y sus clasificaciones, para luego especificar sobre los bio indicadores de calidad existentes hasta la actualidad y sus respectivos métodos de análisis; complementando esta información con casos prácticos suscitados en distintos países que demuestran la aplicación e importancia de estos bio indicadores para determinar la calidad de agua de un ecosistema acuático.

Palabras claves

Bioindicadores, Analisis, humedal, Contaminación , especies

ABSTRACT

Aquatic ecosystems are considered sources of high diversity of both fauna and flora; In addition to having other intrinsic characteristics, such as sediment transport, an area that promotes various nutrient cycles and indispensable sources for human use; This last characteristic has led to damage and contamination of the resource as a result of the over-exploitation and misuse that it is given. A clear example arises in the Puerto Viejo Wetland, which due to its recent decategorization, has been a highly vulnerable area, as a result of the different recreational activities carried out by the companies located around the wetland and the misuse that some settlers provide to that area. Due to this problem, this article investigates the literature concerning the subject in question, informing about the importance of aquatic ecosystems and their classifications, and then specifying the bio-quality indicators existing to date and their respective analysis methods; complementing this information with practical cases raised in different countries that demonstrate the application and importance of these bio indicators to determine the water quality of an aquatic ecosystem.

Keywords

Bioindicators, analysis, wetland pollution, species

REVISIÓN TEÓRICA

1.- Ecosistemas (tipos).

Los ecosistemas son supra-organismos tangibles y base teórica del estudio de flujo de energía, materiales e información del sistema ecológico (Armenteras et al., 2016) , según su ámbito físico, pueden definirse metodológicamente como ecosistemas acuáticos continentales, ecosistemas marinos y ecosistemas terrestres(von Schiller et al., 2017) ; en conjunto pueden clasificarse según su flujo de materia, como áreas que intercambian eficientemente la materia con el entorno característica que diferencia a los ecosistemas fluviales de aquellos cuyo flujo de materia es ineficiente como por ejemplo los ecosistemas lacustres(Leonardo, Londoño Toro, & Rodríguez Barajas, 2015), estos flujos de materia pueden variar temporalmente en base a la estructura de la cadena alimentaria, la cual deriva de las fluctuaciones de la producción espacio temporal de los productores primarios, como lo es el fitoplancton (Tanentzap et al., 2017). Los ecosistemas fluviales se caracterizan por estar compuestos de cuerpos de agua loticos ,éstas son fuentes ampliamente utilizadas por el ser humano , debido a que suministran agua, alimento , fertilización de suelos y medios de transporte (Recalde Castañeda, 2016); Por otro lado, los ecosistemas lacustres se caracterizan por contener cuerpos de aguas lenticos, muchos de los cuales sirven de sostén en relación a la seguridad alimentaria y fuente de vida de muchas poblaciones, provocando de ésta forma el estrés y degradación de estos cuerpos de agua (Kafumbata, Jamu, & Chiotha, 2014) el amplio uso de éstas fuentes hídricas produce una alteración en la calidad biológica expresada en la diversidad de especies existentes en las mismas (Poma, 2018), junto con otros impactos de naturaleza física, química o microbiológica (Aguirre, Palomino, & Salazar, 2017). Por ésta razón estos ecosistemas están siendo ampliamente estudiados para lograr establecer criterios físicos , químicos y biológicos que ayuden a presentar con mayor claridad, el grado de impacto de las intervenciones humanas (Ciudad, 2017).

1.1.- Ecosistemas fluviales.

Los ecosistemas fluviales es la estructura ecológica y paisajística que rodea a un río ; en muchas ocasiones estas áreas son ampliamente usadas por los seres humanos para fines económicos tanto para el avance de la agricultura y ganadería; como para el abastecimiento local del recurso hídrico (Técnica Ricardo de Castro Maqueda Juan Gabriel Martínez Martínez & Tarragona Gómez Diseño maquetación María Castillo Arias Ramón Jiménez Jiménez Ilustraciones Hanno Sauer Esther Gutiérrez Sheehan María Castillo Arias Fotografías Juan Matutano Cuenca Ramón Jiménez Jiménez, 2012).

1.1.1 .-Ríos.

Los ríos son fuentes de agua fluctuantes que sirven como fuente receptora, transportadora y recicladora de nutrientes; que son portadoras de la diversidad biológica del ecosistema fluvial. (ARTURO ELOSEGI, 2012) ; su área se define como sector de contraste entre los ecosistemas terrestres y acuáticos, que se diferencia por gradientes en las condiciones biofísicas, ecológicas, de procesos y de la biota (Romero, Cozano, Gangas, & Naulin, 2014).; además, estos albergan una gran diversidad de microorganismos muchos de los cuales tienen una alta importancia debido a su capacidad de adaptación al ecosistema y a los cambios que ocurren, tanto sean de origen antrópico o natural (Ciudad, 2017)

2.1.- Ecosistemas Lacustres

Son ecosistemas poseedores de grandes lagos entre los cuales se encuentran los humedales cuyas características hidrológicas promueve al afloramiento de vegetación y macrofitos existentes en el área (Uzarski et al., 2017)

2.1.1-Humedales.

Los humedales son componentes importantes del paisaje, que brindan funciones hidrológicas, biogeoquímicas y biológicas (Cohen et al., 2016), además son grandes depuradores naturales debido a su composición de micrófitos, sustrato, hidrología, velocidad de carga de la superficie, modo de alimentación del afluente y temperatura.(Almuktar, Abed, & Scholz, 2018); en conjunto ayudan a reducir los riesgos a desastres, impidiendo inundaciones, por su capacidad intrínseca de absorber grandes cantidades de agua, además, otorgan lugares para esparcimiento y mejoran la calidad del aire(Ramsar, 2018) . Estos ecosistemas son considerados como frágiles debido a su amplia diversidad de especies de fauna y flora, en particular de aves migratorias, como base de categorización del sector (MINAM, 2005); según su ambiente y su geo forma se clasifican en: humedales costeros, humedales continentales y humedales artificiales (Ramsar, 2013).

- *Humedales Costeros (Definición, Impactos).*

Los humedales costeros brindan una diversa gama de bienes y servicios que aportan al bienestar económico de las comunidades locales y globales (London, 2005). Fisiológicamente son aquellas áreas que están constantemente inundadas, a causa de la poca distancia existente entre la napa freática y la superficie, siendo los lacustres los que están relacionados a lagunas naturales (Moschella, 2012). Los principales servicios brindados por estos tipos de ecosistemas son la protección de costas, tormentas, preservación de la diversidad y reciclaje de nutrientes; mismos que son seguidamente afectados por las acciones humanas directas sobre el ecosistema, o las indirectas manifestadas en el calentamiento global (Sanchez, Abdul Malak, Guelmami, & Perennou, 2015); el calentamiento global produce un aumento del nivel del mar, lo cual trae consigo un aumento de salinidad y de sedimentación en los humedales costeros (Hinkel et al., 2014), los impactos directos se puede ver reflejados en actividades como: el cambio de uso de la tierra, el crecimiento urbano exponencial , el aumento de la demanda turística y la intensificación de la agricultura (Blankespoor, Dasgupta, & Laplante, 2014).

➤ *Lagos (Definición, Métodos de medición de calidad).*

Los lagos son considerados como áreas de vinculación entre la atmosfera, biosfera, perfiles del suelo e hidrosfera terrestre que desempeña un papel clave en el funcionamiento del ecosistema en el cual se encuentran inmersos (Hilt, Brothers, Jeppesen, Veraart, & Kosten, 2017), los lagos de poca profundidad son los ecosistemas de agua dulce más abundantes en la tierra (Verpoorter, Kutser, Seekell, & Tranvik, 2014), La calidad de agua en lagos se puede determinar mediante el análisis de la pérdida de macrófitos (bentos), tomando de parámetros: el estado equilibrado del agua clara con una comunidad vegetal diversa y el estado turbio final precario de macrofitos; el ultimo estado se caracteriza por la poca diversidad de estas especies y por la alta concentración y dominación de fitoplancton (SAYER et al., 2010); esta concentración de macrofitos depende del tipo de lago y de la profundidad del mismo , debido a que los principales factores que influyen en su presencia y diversidad, tales como, la abundancia de nutrientes y de peces planctívoros y bentívoros, suelen variar en base a los parámetros antes mencionados (Bernes et al., 2015).

Según un estudio realizado por (Hilt et al., 2018) en el cual se analizó lagos ubicados en el norte templado; se obtuvo como resultado que la tendencia de variación en la concentración de macrófitos en lagos pocos profundos tienen carácter indeterminado, siendo los mayores factores determinantes los rodajes de macrofitos permanentes y las condiciones variables producidas por las acciones antrópicas.

3. Calidad de agua (Índice e indicadores).

El índice de calidad de agua es un instrumento importante que incorpora datos de múltiples parámetros físico, químico y biológico; determinados con el uso de indicadores ambientales, permitiendo de ésta forma establecer con precisión la calidad de agua en un tiempo establecido (Cheng et al., 2018). La calidad de agua incluye relevantes procesos

geomorfológicos, hidrológicos y algunos de los procesos biológicos del cuerpo de agua superficial en análisis.(Cheng et al., 2018), para medir la calidad del agua se utilizan indicadores físicos y hidro-biológicos siendo este último el más recomendable debido a la capacidad de respuesta de los organismos en relación a las fluctuaciones existentes en su ambiente y a su capacidad de informar con mayor precisión sobre las condiciones del ecosistema acuático en el que se encuentra. (José, Avendaño-Cáceres, & Delgado-Vargas, 2013)

3.1 Bioindicadores de la calidad del agua.

Los bioindicadores acuáticos son criterios estadísticos establecidos en base a mediciones discretas de variables de calidad de agua (Vilmin, Flipo, Escoffier, & Groleau, 2018), que permiten analizar el estado ecológico de un cuerpo de agua en un momento determinado y nos esclarece su variación al pasar el tiempo (García, Sarmiento, Salvador, & Sabrina, 2017) ; también se definen como los cambios bioquímicos e histológicos que éstas especies experimentan, los cuales indican las alteraciones biológicas y fisiológicas del cuerpo de agua circundante, debido a la presencia de algún agente contaminante (Scholz et al., 2011) estos cambios se suscitan en la tasa de reproducción de organismos altamente representativos del cuerpo de agua, entre los cuales se encuentran los bentos y algunas especies de algas(Nadgórska-Socha, Ptasíński, & Kita, 2013); Estos organismos tienen la capacidad intrínseca de mostrar las variaciones de un ecosistema, que se suscitan a lo largo de su ciclo de vida ; en conjunto a esto, tienen la capacidad de informar anomalías lejanas al sitio puntual de contaminación de agua; como es la variación física del cauce o ribera.(Rioja, 2012).

La interpretación de los resultados provenientes del uso de bioindicadores puede ser analizado a nivel molecular, mediante marcadores moleculares, o nivel taxonómico mediante las tendencias de especies representativas como Plancton, Bentos, Perifito y Necton (Hook,

Gallagher, & Batley, 2014); la tendencia de estas especies generalmente productoras afecta significativamente a la estabilidad de la diversidad del consumidor (Zhao et al., 2019).

3.1.1 Algas (Diatomeas).

Las algas son bioindicadores utilizados comúnmente en los monitoreos biológicos de cuerpos de agua debido a que son un grupo ecológicamente importantes, tienen una tasa de reproducción alta, poseen un ciclo de vida corto y tienen una gran diversidad de especies; entre las cuales se encuentran las diatomeas, como mayor ejemplar representativo.(Omar, 2010), también ayudan a simplificar las actividades de campo y laboratorio, debido a que su importancia reside en la identificación y cuantificación de las especies existentes utilizando índices de diversidad(Vélez-Azañero, Lozano, & Cáceres-Torres, 2016). Las diatomeas son una especie unicelular microscópica de alga caracterizada por su capacidad de mezclar sílice, proteínas y carbohidratos; además de su alto potencial fotosintético, lo cual la convierte en una fuente de consumo primario tanto terrestre como marina. (Cimarelli et al., 2015)

3.1.2 Perifitones.

Los perifitones se definen como organismos componentes de una comunidad compleja de micro biota que se encuentran adheridos a sustratos por rizoides , pedicelos , tubos y otros mecanismos; estos organismos además son un tipo de alga usado comúnmente como instrumento indicador para monitoreo biológicos de calidad del agua, debido a que muestran una gran diversidad y son un elemento importante en el flujo de energía y el ciclo de nutrientes en los ecosistemas acuáticos , en conjunto a esto tienen la característica de ser altamente sensibles a muchas condiciones ambientales, lo cual permite una evaluación integrada, tomando en cuenta los factores sociales , la integridad biológica y las condiciones tróficas(Lu et al., 2016). Su estudio es de gran relevancia, tanto desde el punto de vista ecológico (para comprender la dinámica funcional de los ecosistemas acuáticos) , como desde el punto de vista

ambiental (ya que su composición y estructura lo establece como potencial indicador de la calidad biológica del agua); este grupo de organismos pueden ser usados como índice de calidad biológica para cuerpos lenticos y loticos en base a distintos tipos de contaminación , siendo los principales ejemplares la contaminación petrolera y mineral (Moreno Rodriguez, Ines CARO CARO, Antonio PINILLA, & Paola OSORIO, 2016).

3.1.3 Bentos.

Los macro invertebrados bentónicos son manejados como bioindicadores debido a su gran estancia en medios acuáticos durante un largo periodo de su ciclo de vida; haciendo denotar que la presencia o ausencia de muchas familias o géneros pueden demostrar que un cuerpo de agua se encuentra en buen o mal estado(Vásquez Valerio & Medina Tafur, 2014). Estas especies representan un índice inequívoco del estado actual del cuerpo de agua de modo que las variaciones expresadas en fluctuaciones presentes no son lo suficientemente significativas como para provocar un cambio significativo de la misma. (Endara, 2017)

3.1.4 Necton (peces).

Son bioindicadores para la contaminación ambiental, debido a que proporcionan una visión integrada del estado del contexto durante largos periodos de tiempo (Plessl, Otachi, Körner, Avenant-Oldewage, & Jirsa, 2017). También tienen la capacidad de mostrar las características ecológicas y funcionales que le brindan la facultad de poder brindar con un alto grado de significancia la ponderación de valores que delimitan la calidad del agua (Angradi, Bartsch, Trebitz, Brady, & Launspach, 2017)

3.1.5 Índice de EPT.

El presente índice tiene como consideración el análisis de la cantidad de insectos de las especies Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera como indicadores de adecuada calidad de agua, basado en la abundancia relativa de estos grupos en una muestra determinada (Lizeyka & Barra, 2015). Los EPT son especies altamente sensibles a la presencia de contaminantes en los cuerpos de agua, razón por la cual son indicadores biológicos esenciales para la calidad de ríos y lagunas; estableciéndose que la Plecóptera, es la especie más sensible a las variaciones de la calidad del agua (Ghani, Rawi, Hamid, & Al-Shami, 2016); existen otros factores que determinan la capacidad de bioindicadores de estas especies tales como su baja motilidad y su alta heterogeneidad hacia las fluctuaciones de calidad del cuerpo hídrico (Ab Hamid & Md Rawi, 2017).

3.1.6 Índices Biológica Monitoring Working Party.

El presente índice tiene como sustento ponderativo de calidad de agua, algunas estimaciones generadas por modelos latinoamericanos de distintos autores; debido al carácter adaptativo del presente índice se considera aditivo a razón que su principio base se delimita en la suma de puntos en relación al número de familias encontradas, ponderándose en un intervalo del 1-10, variando en base al grado de sensibilidad y polución de una especie dada (Tafur, Revilla, Ruiz, Aguilar, & Guzmán, 2013); además el presente índice puede tener distintas adaptaciones en relación al ámbito en el cual se realizara el estudio y a la riqueza de especies existentes (Barrientos, 2015)

4.- Métodos de análisis de datos.

El análisis de la biodiversidad de un ecosistema es un trabajo que puede ser realizado usando distintas perspectivas entre las cuales encontramos: La variabilidad genética dentro de

poblaciones de seres vivos, diversidad de especies y complejidad en los hábitats. Para la realización del análisis de diversidad de especies dentro de un paisaje seleccionado se estima la realización de los índices de riqueza alfa, beta y gama (Farinós, 2014)

4.1.- Índice de riqueza gamma.

Es la diversidad de especies total de un sector geográfico establecido; este índice se divide en dos componentes: componente Alfa y componente Beta. El análisis de estos componentes en conjunto, permiten asentar las bases de investigación en relación a impactos antropogénicos y su efecto manifestado en las distintas taxas y especies existentes en el lugar (LAURA C. PEREYRA, 2013)

4.1.1.- Diversidad Alfa.

La diversidad alfa se conceptualiza como el número de especies existentes en un lugar (Miguel Angel Ranilla Huamantuco y Valerio Torres Salazar, 2017)

- *Riqueza específica.*

Es la manera más simple de calcular la biodiversidad, ya que su cálculo consta únicamente en la cantidad de especies existentes, sin tener en cuenta la importancia de las mismas (Diana Lucia Sandoval Arévalo, 2016); este valor depende principalmente de la extensión del hábitat de cuerpos hídricos someros (fóticos y mesofótico), persistentes a lo largo del tiempo geológico para proveer nichos y minimizar la tasa de extinción; en conjunto a esto existen otros factores que determinan la riqueza de especies como lo son el centro de origen, el área de superposición de las biotas, el área de acumulación de especies periféricas, la integración tectónica de biotas y la energía disponible expresada en temperatura promedio del lugar (Sanciango, Carpenter, Etnoyer, & Moretzsohn, 2013).

- *Índice de Abundancia relativa.*

El índice de abundancia relativa es una variable que nos ayuda a determinar la densidad real de las poblaciones de forma que, nos permite comprender como varia la población aun cuando se desconozca el verdadero tamaño de esta (Diana Zulema Quinteros Carlos, 2010); este índice se puede analizar desde dos perspectivas diferentes: Mediante el uso de patrones temporales (los cuales son poco estudiados debido a que los datos a largo plazo del propio ecosistema en comunidades enteras son escasos y raros) y patrones espaciales (los cuales analizan la abundancia de las especies en relación a las ubicaciones de estas; cuantificando su cantidad en base a la suma de sitios donde se encontraron las mismas) (Hansen & Carey, 2015).

- *Índice de diversidad.*

Corresponde a un valor que engloba la información de riqueza de especies y estructura (estableciéndose en términos generales que demuestren representatividad), ayudando de esta forma a realizar comparaciones rápidas e eficaces de especies sobre unidades de vegetación o localidades; este valor en base al propósito utilizado se divide en dos índices: Índice de dominancia y Índice de equidad (MINAM, 2015)

- *Índice de dominancia.*

La dominancia se puede definir como el grado de asimetría en las contrastaciones agonistas en el nivel diádico; siendo sus estilos mencionados de una escala despótica a igualitaria; las cuales se determinan en base a la ponderación de un conjunto de variables sociales y biológicas (variando en relación al conjunto de especies analizadas) dentro del área de estudio (Funkhouser, Mayhew, Sheeran, Mulcahy, & Li, 2018); por esta razón cuando se mide el índice de dominancia se brinda un mayor peso a especies comunes y menor peso a especies raras (MINAM, 2015)

- *Índice de Simpson.*

Es un valor el cual determina la probabilidad de que un par de individuos seleccionados arbitrariamente de una población específica sean de una misma especie; además nos ayuda a

esclarecer la relación existente entre la riqueza o número de especies y la abundancia o cantidad de individuos por especie (Campo & Duval, 2014)

- *Índice de equidad:*

Estos índices toman en cuenta la abundancia individual de cada especie y su grado de uniformidad en que se encuentran distribuidas (MINAM, 2015). Esta abundancia y grado de uniformidad de cada especie se encuentra determinada por distintos factores como la geografía local, el nivel altitudinal y el grado de asociación de las especies con complejos florísticos (Ebratt-Ravelo et al., 2019).

- *Índice de Shannon-Wiener.*

Este índice contrasta y relaciona valores de riqueza de especies y abundancia; de forma que establece la conexión proporcional entre el número de especies con la cantidad de individuos propios de cada una de ellas existentes en la muestra. Además mide la simetría de la distribución de los individuos entre las especies. (Campo & Duval, 2014)

- *Índice de Pielou.*

Este índice demuestra el nivel de uniformidad en la repartición de individuos taxonómicamente diferentes entre las distintas especies encontradas. Este valor se puede hallar contrastando la diversidad observada de una comunidad en relación con la diversidad máxima existente de una comunidad hipotética con la misma proporción numérica de especies (Campo & Duval, 2014)

- *Índice de diversidad de Margalef:*

Este índice es considerado como la forma más simple de medir y cuantificar la biodiversidad ya que genera información sobre la riqueza de especies de la vegetación. Mide la cantidad de especies por número de individuos especificados o la cantidad de especies por sección muestreada (Campo & Duval, 2014)

4.1.2. Índice de riqueza Beta.

Se denomina a una forma de recambio de especies que forman parte de diferentes comunidades diferenciadas espacialmente por espacios contiguos; estas diferencias ocurren cuando las mediciones puntuales se sitúan en diferentes localizaciones o cuando las localizaciones y los tiempos son distintos (Ricardo Sonco Suri, 2013)

- *Índice de similitud de Jaccard.*

Cuantifica la similitud, diferencia o distanciamiento entre dos estaciones de muestreo establecidas. Compara y contrasta la cantidad de especies perennes en las dos áreas muestreadas en relación con las que solo son exclusivas de un área. El rango de valores que esta índice permite va de 0 (cuando no existen similitud de especies entre los 2 ámbitos estudiados) hasta el 1 (cuando la composición taxonómica de los dos sitios se mantiene igual) (Manuel Enrique Castillo Juárez, 2015); acotando que los valores generados se obtendrán a partir de datos cualitativos (MINAM, 2015)

- *Índice cualitativo de Sorensen.*

Compara la cantidad de especies en común en relación al promedio aritmético de las especies en ambos sitios (Manuel Enrique Castillo Juárez, 2015); en términos generales mide el grado en la igualdad de abundancia de especies entre distintos hábitats y posee una medida cualitativa (Mario Alberto Soria Arredondo, 2017)

- *Índice de Morisita-Horn.*

Es un índice utilizado comúnmente en la literatura, basado en la abundancia existente de una especie, sobre el cual no influye el tamaño o riqueza de la muestra; pero si es altamente sensible a la abundancia de las especies más comunes; por lo que en su aplicación se genera utilizando transformaciones logarítmicas (MINAM, 2015).

4.2. Métodos complementarios:

4.2.1. kruskall wallis.

Es una prueba no paramétrica utilizada cuando se desea relacionar tres o más muestras independientes; que proporciona información acerca de la posible igualdad de promedios o medianas entre 3 o más grupos ; permitiendo de esta forma rechazar hipótesis de igualdad (Manuel, 2013);

4.2.2. Correlación de spearman.

Es conocido como un método estadístico, no paramétrico , cuya finalidad es la de analizar la intensidad de asociación entre dos variables cuantitativas; usualmente se tiende a utilizar cuando se desean analizar muestras pequeñas que poseen una distribución normal (Mondragón Barrera, 2014)

4.2.3. Análisis de correspondencia canónica.

Es un método aplicado en distintos muestreos biológicos utilizado para plasmar la organización de los lugares y los grupos de especies en términos de la abundancia del grupo con respecto a los factores ambientales

5.- Antecedentes de algunos estudios:

5.1. Para el análisis de Algas (plancton).

Según un estudio realizado por (Vélez-Azañero et al., 2016) el cual analizo la calidad de agua de la cuenca baja del rio Lurín en base a la diversidad de algas y cianobacterias presentes; determino, mediante el uso del Índice de Similitud de Jaccard que existe una diferencia significativa entre las especies taxonómicas encontradas en puntos de muestreo

distantes espacialmente; por lo cual denota la alta sensibilidad ante fluctuaciones leves sobre las características del ambiente y la complejidad taxonómica de este género.

5.2. Caso de análisis de bentos.

Según un estudio realizado por (Sługocki et al., 2018), el cual analizó las fluctuaciones en las comunidades de zooplancton ; producto de las actividades antropogénicas, existentes alrededor del río Corgo; tomando en cuenta 17 puntos de muestreo en el espacio físico de flujo libre pudo concluir que en base a la determinación de la riqueza y abundancia de cada grupo los cuales fueron medidos utilizando el método de Kruskal-Wallis y el análisis de correspondencia canónica en cada punto especificado; se determinó que el taxón de zooplancton predominante en el lugar fueron de rotífera bentónica (30% de abundancia); siendo el punto 17 el que poseía más de esta especie; en relación a la menor riqueza de zooplancton fue registrada en el punto 13; según el análisis de correlación de Spearman se logró identificar la relación entre la longitud de área tomada y la cantidad de especies de zooplancton (siendo esta directamente proporcional); estando las especies rotíferos bentónicos altamente relacionados con las áreas impactadas antropogénicamente. Por lo tanto se determinó finalmente que los rotíferos bentónicos tienen un alto potencial como bioindicadores debido a su corto y rápido ciclo productivo; además de su alta sensibilidad sobre los tiempos de retención de aguas.

5.3. Caso de análisis con índice EPT.

En el Departamento de Madre de Dios, ciudad de Puerto Maldonado se evaluó la calidad de agua de nueve quebradas colindantes al tramo carretero de Puerto Maldonado-Mazoku usando invertebrados acuáticos, mediante el método de paquetes de hojas, complementado con un análisis completo de diversidad y riqueza de las especies encontradas. En conjunto a esto se realizó el análisis del índice de EPT, el cual se determina analizando la cantidad de

Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera existentes en el lugar. teniéndose como resultados que cinco de las nueve quebradas se encuentran impactadas por actividad antropogénica, mediante el método de Shannon Wiener determinando una cantidad total de 10053 individuos, distribuidos en 51 familias, dentro de las cuales 32 familias son consideradas como bioindicadores por su capacidad de tolerar la contaminación (Polanco, 2015).

5.4.- Casos de análisis con índice Biological Monitoring Working Party

En el Departamento de Piura, provincia de Sullana, se caracterizó la fauna de macro invertebrados existente en el río Chira, para su futura utilización como indicadores biológicos para lograr, la determinación de la calidad de agua; se determinó que la zona estaba regularmente impactada , debido a la comparación temporal de especies realizada en el estudio; se determinó grandes cantidades de especies ligadas al consumo de macro invertebrados bentónicos , característica que demuestra la parcial eutrofización de las aguas.(Barrientos, 2015)

5.5. Casos de análisis con necton (peces).

Según un estudio realizado por (Plessl et al., 2017) el cual evaluó la calidad de agua de los lagos Turcana y Narvasha dos cuerpos de agua altamente relevantes para el continente africano por ser las fuentes de agua dulce más grandes del mismo, ubicados en el valle de rift de Kenia; para este estudio se utilizó como bioindicadores los necton (peces), analizándose principalmente las especies *Hydrocinus Forskahlii* y *Redbelli tilapia (tilapia zilli)*, y su capacidad acumulativa de elementos traza en el agua durante todo el periodo de vida de la especie. Teniéndose de resultados que el agua de la laguna Turcana en el análisis realizado en el año 2017, presenta una alta variación de elementos traza como el Cd, Pb y Ag; en relación a su estado en el año 2011. Esto es debido a las actividades industriales y poblacionales que se realizan en torno a este cuerpo de agua.

6.- Situación Problema.

Los humedales de Puerto Viejo es un ecosistema marino costero que cuenta con una gran diversidad de organismos altamente representativos de la micro flora y fauna costera (Ramirez & Aponte, 2018). Este humedal cuenta con una laguna cuyas aguas provienen del río Mala y de las irrigaciones de San Andrés y Rio Chilca (SERNANP, 2017a). La diversidad de este ecosistema consta de 77 especies de aves (Distribuidas en 21 familias), 30 especies de flora vascular. 5 especies de mamíferos, 2 especies de reptiles y 6 especies de peces (Gobierno Regional de Lima, 2016). En abril del 2017, el gobierno del Perú emitió la resolución Ministerial N 95-2017-MINAM, la cual declaraba la desafectación de la Zona reservada de Humedales de Puerto Viejo, esta misma resolución fue rechazada mediante el acuerdo de Consejo N° 070-2017-CR/GRL, tomando de base el agravio a una importante área natural. A partir de esa fecha, debido a la amplia demanda turística del lugar, muchas empresas hoteleras e inmobiliarias, han presionado al estado con la finalidad de poder abarcar más áreas dentro del humedal, logrando de esta forma englobar un sector de la laguna de Puerto Viejo, la cual inicialmente tomaba parte del humedal que lleva el mismo nombre (Ramirez & Aponte, 2018); como supuesto sustento de la descategorización dentro del comunicado expedido por la Sernanp , ellos establecen que los criterios de representatividad biológica, eficiencia, consistencia, conectividad, equilibrio, complementariedad y coherencia externa existentes en el Humedal de Puerto Viejo no son lo suficientemente significativos como para catalogarlo como una área natural protegida (Ramirez & Aponte, 2018) Este ecosistema frágil, en la actualidad, está siendo usado como área para la realización de pastoreo de ganado, extracción de totora, pesca artesanal y turismo; actividades que traen consigo un impacto al medio en forma de residuos sólidos, acumulación de desmonte, pastoreo de ganado, presión por invasiones y extracción de agua subterránea (SERFOR, 2018). En base a un análisis de actividades y sus impactos sobre ecosistemas frágiles realizado por (SERNANP, 2017b),

demuestra que la ganadería produce una pérdida de hábitat aproximado de 0,55% con una contaminación de un 0,53% el turismo de un 0,07% con un grado de contaminación de un 0,36%. Según un estudio realizado por (Aponte Ubillús & Ramírez Huaroto, 2011) El cual analiza la diversidad vegetal de los humedales de Puerto Viejo, alude en sus conclusiones que las comunidades vegetales obtenidas son generadas como producto del impacto de las actividades antrópicas en las especies naturales; además expresa que la baja riqueza y cobertura encontrada en distintas zonas del humedal se suscitan producto de las actividades de quemas y ganaderas realizadas en el mismo; siendo esta última promotora de mezcla de especies nativas con introducidas, en conjunto con la disminución de formaciones vegetales como la vega de ciperáceas y el gramadal en el humedal; esta información se complementa con lo expresado por (Iannacone, Mansilla, & Ventura, 2003) el cual realizo un estudio de la laguna del humedal de Puerto Viejo , evaluando la diversidad y la similaridad de los macro invertebrados bentónicos existentes en ella; mediante el cálculo de la diversidad alfa ; expresada en el Índice de Diversidad de Shannon-Wiener , el de Equidad de Pielou y el Índice de Dominancia de Simpsons y el cálculo de la diversidad Beta mediante la utilización de los Índices cuantitativos de Sorensen y Morisita-Horn ; los resultados obtenidos demostraron que el número de ejemplares recogidos ascienden a los 5519, los cuales se dividen en 10 especies en 9 familias, siendo las más representativas las familias Thiaridae , con la especie *Melanoides Tuberculata*; Chironomidae , con la especie *chironomus sp* y Hidrobidae, con la especie *Heleobia cumingii*; estas últimas han registrado una menor abundancia producto de las actividades antrópicas realizadas en torno al cuerpo de agua.

CONCLUSIONES

- Los bioindicadores a diferencia de los parámetros físicos ayudan a determinar la calidad de un cuerpo de agua al pasar el tiempo y no de forma puntual como lo determinan los métodos físicos
- Existen distintas formas de análisis de datos basados en la cantidad y riqueza de las especies existentes en uno o varios lugares.
- En relación a los índices de demostración directa de calidad del agua como son el índices Biológica Monitoring Working Party y el índice EPT. Pueden tener modificaciones en relación al medio donde se realiza el análisis, las cuales son comúnmente conocidas como adaptaciones de método.
- El Humedal de Puerto Viejo es un ecosistema lacustre el cual se caracteriza por poseer una cantidad considerable de especies endémicas en conjunto con una adecuada representatividad del sector; por lo que se estima que el resultado del análisis expuestos por el SERNANP, sobre el cual se basó la descategorización del presente ecosistema frágil tienen un alto grado de sesgo; por lo cual en base a la información recopilada se expide a las autoridades ligadas al tema a que se estudie con un mayor detenimiento el caso en mención

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Ab Hamid, S., & Md Rawi, C. S. (2017). Application of Aquatic Insects (Ephemeroptera, Plecoptera And Trichoptera) In Water Quality Assessment of Malaysian Headwater. *Tropical Life Sciences Research*, 28(2), 143–162. <https://doi.org/10.21315/tlsr2017.28.2.11>
- Aguirre, A., Palomino, E., & Salazar, G. (2017). *Aplicación de la lógica difusa para determinar la calidad de cuerpos de agua de la cuenca del río Rímac*. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.21754/tecnia.v27i1.128> Revista
- Almuktar, S. A. A. N., Abed, S. N., & Scholz, M. (2018). Wetlands for wastewater treatment and subsequent recycling of treated effluent: a review. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(24), 23595–23623. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-2629-3>
- Angradi, T. R., Bartsch, W. M., Trebitz, A. S., Brady, V. J., & Launspach, J. J. (2017). A depth-adjusted ambient distribution approach for setting numeric removal targets for a Great Lakes Area of Concern beneficial use impairment: degraded benthos. *Journal of Great Lakes Research*, 43(1), 108–120. <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2016.11.006>
- Aponte Ubillús, H., & Ramírez Huaroto, D. W. (2011). HUMEDALES DE LA COSTA CENTRAL DEL PERÚ: ESTRUCTURA Y AMENAZAS DE SUS COMUNIDADES VEGETALES WETLANDS OF THE CENTRAL COAST OF PERU: STRUCTURE AND MENACES OF ITS VEGETAL COMMUNITIES. *Ecología Aplicada*, 10(1), 2011. Retrieved from <http://www.scielo.org.pe/pdf/ecol/v10n1/a04v10n1>
- Armenteras, D., González, T. M., Vergara, L. K., Luque, F. J., Rodríguez, N., & Bonilla, M. A. (2016). Revisión del concepto de ecosistema como “unidad de la naturaleza” 80 años

- después de su formulación. *Ecosistemas*, 25(1), 83–89. Retrieved from <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=54045357011>
- ARTURO ELOSEGI, S. S. (2012). *Conceptos y técnicas en ecología fluvial*. Retrieved from https://www.fbbva.es/microsites/ecologia_fluvial/pdf/cap_08.pdf
- Barrientos, J. L. L. (2015). “*Macroinvertebrados acuáticos indicadores de calidad de agua en el río Chira. Piura- Perú*” Presentada. Universidad Nacional de Piura.
- Bernes, C., Carpenter, S. R., Gårdmark, A., Larsson, P., Persson, L., Skov, C., ... Van Donk, E. (2015). What is the influence of a reduction of planktivorous and benthivorous fish on water quality in temperate eutrophic lakes? A systematic review. *Environmental Evidence*, 4(1), 7. <https://doi.org/10.1186/s13750-015-0032-9>
- Blankespoor, B., Dasgupta, S., & Laplante, B. (2014). Sea-level rise and coastal wetlands. *Ambio*, 43(8), 996–1005. <https://doi.org/10.1007/s13280-014-0500-4>
- Campo, A. M., & Duval, V. S. (2014). *Diversidad y valor de importancia para la conservación de la vegetación natural. Parque Nacional Lihúé Calel (Argentina)*. 34, 25–42. https://doi.org/10.5209/rev_AGUC.2014.v34.n2.47071
- Cheng, P., Meng, F., Wang, Y., Zhang, L., Yang, Q., & Jiang, M. (2018). The Impacts of Land Use Patterns on Water Quality in a Trans-Boundary River Basin in Northeast China Based on Eco-Functional Regionalization. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 15(9). <https://doi.org/10.3390/ijerph15091872>
- Cimarelli, L., Singh, K. S., Mai, N. T. N., Dhar, B. C., Brandi, A., Brandi, L., & Spurio, R. (2015). Molecular tools for the selective detection of nine diatom species biomarkers of various water quality levels. *International Journal of Environmental Research and Public Health*,

12(5), 5485–5504. <https://doi.org/10.3390/ijerph120505485>

Ciudad, J. A. E. (2017). *Caracterización hidrobiológica y calidad de agua en la cuenca del río Acarí (Ayacucho - Arequipa)* (Universidad Mayor de San Marcos). Retrieved from http://cybertesis.unmsm.edu.pe/bitstream/handle/cybertesis/7062/Espino_cj.pdf?sequence=1&isAllowed=y

Cohen, M. J., Creed, I. F., Alexander, L., Basu, N. B., Calhoun, A. J. K., Craft, C., ... Walls, S. C. (2016). Do geographically isolated wetlands influence landscape functions? *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 113(8), 1978–1986. <https://doi.org/10.1073/pnas.1512650113>

Diana Lucia Sandoval Arévalo. (2016). *RIQUEZA ESPECÍFICA Y DESCRIPCIÓN DE MICROHÁBITATS DE ANFIBIOS DEL BOSQUE DE AYPATE, AYABACA-PIURA* (Nacional de Piura). Retrieved from <http://repositorio.unp.edu.pe/bitstream/handle/UNP/522/CIE-SAN-ARE-16.pdf?sequence=1&isAllowed=y>

Diana Zulema Quinteros Carlos. (2010). *Relación entre los Índices de abundancia relativa y la densidad real en poblaciones de aves de importancia económica en la Región Grau*. Retrieved from <http://repositorio.lamolina.edu.pe/bitstream/handle/UNALM/1659/L60.Q8-T.pdf?sequence=1&isAllowed=y>

Ebratt-Ravelo, E. E., Castro-Avila, A. P., Vaca-Uribe, J. L., Corredor-Pardo, D., Hance, T., & Goldarazena, A. (2019). Composition and Structure of Thripidae Populations in Crops of Three Geographical Regions in Colombia. *Journal of Insect Science (Online)*, 19(1). <https://doi.org/10.1093/jisesa/iez009>

- Endara, A. (2017). Identificación de macro invertebrados bentónicos en los ríos: Pindo Mirador, Alpayacu y Pindo Grande; determinación de su calidad de agua. *Enfoque UTE*, 3(2), 33. <https://doi.org/10.29019/enfoqueute.v3n2.3>
- Farinós, M. (2014). *Los componentes alfa, beta y gamma de la biodiversidad. Aplicación al estudio de comunidades vegetales*. Retrieved from [https://riunet.upv.es/bitstream/handle/10251/16285/Microsoft Word - articulo docente def.pdf?sequence=1](https://riunet.upv.es/bitstream/handle/10251/16285/Microsoft%20Word%20-%20articulo%20docente%20def.pdf?sequence=1)
- Funkhouser, J. A., Mayhew, J. A., Sheeran, L. K., Mulcahy, J. B., & Li, J.-H. (2018). Comparative Investigations of Social Context-Dependent Dominance in Captive Chimpanzees (*Pan troglodytes*) and Wild Tibetan Macaques (*Macaca thibetana*). *Scientific Reports*, 8(1), 13909. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-32243-2>
- Ghani, W. M. H. W. A., Rawi, C. S. M., Hamid, S. A., & Al-Shami, S. A. (2016). Efficiency of Different Sampling Tools for Aquatic Macroinvertebrate Collections in Malaysian Streams. *Tropical Life Sciences Research*, 27(1), 115–133. Retrieved from <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/27019685>
- Gobierno Regional de Lima. (2016). *Conservar los humedales costeros de la región Lima*.
- Hansen, G. J. A., & Carey, C. C. (2015). Fish and phytoplankton exhibit contrasting temporal species abundance patterns in a dynamic north temperate lake. *PLoS One*, 10(2), e0115414. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0115414>
- Hilt, S., Alirangues Nuñez, M. M., Bakker, E. S., Blindow, I., Davidson, T. A., Gillefalk, M., ... Sayer, C. D. (2018). Response of Submerged Macrophyte Communities to External and Internal Restoration Measures in North Temperate Shallow Lakes. *Frontiers in Plant*

Science, 9, 194. <https://doi.org/10.3389/fpls.2018.00194>

Hilt, S., Brothers, S., Jeppesen, E., Veraart, A. J., & Kosten, S. (2017). Translating Regime Shifts in Shallow Lakes into Changes in Ecosystem Functions and Services. *BioScience*, 67(10), 928–936. <https://doi.org/10.1093/biosci/bix106>

Hinkel, J., Lincke, D., Vafeidis, A. T., Perrette, M., Nicholls, R. J., Tol, R. S. J., ... Levermann, A. (2014). Coastal flood damage and adaptation costs under 21st century sea-level rise. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 111(9), 3292–3297. <https://doi.org/10.1073/pnas.1222469111>

Hook, S. E., Gallagher, E. P., & Batley, G. E. (2014). The role of biomarkers in the assessment of aquatic ecosystem health. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 10(3), 327–341. <https://doi.org/10.1002/ieam.1530>

Iannacone, J., Mansilla, J., & Ventura, K. (2003). Macroinvertebrados en las lagunas de Puerto Viejo, Lima – Perú. *Ecología Aplicada*, 2(1), 116–124. Retrieved from http://www.scielo.org.pe/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1726-22162003000100018

José, Avendaño-Cáceres, M., & Delgado-Vargas, I. (2013). Evaluación de la calidad del agua fluvial con diatomeas (Bacillariophyceae), una experiencia en Tacna, Perú. In *Revista Peruana de Medicina Experimental y Salud Pública* (Vol. 30). Retrieved from <https://rpmesp.ins.gob.pe/index.php/rpmesp/article/view/158/2377>

Kafumbata, D., Jamu, D., & Chiotha, S. (2014). Riparian ecosystem resilience and livelihood strategies under test: lessons from Lake Chilwa in Malawi and other lakes in Africa. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 369(1639).

<https://doi.org/10.1098/RSTB.2013.0052>

LAURA C. PEREYRA, C. E. M. (2013). Divide y vencerás: revisión de métodos para la partición de la diversidad regional de especies en sus componentes alfa y beta. *Revista Chilena de Historia Natural*, 86, 231–239. Retrieved from <https://scielo.conicyt.cl/pdf/rchnat/v86n3/art01.pdf>

Leonardo, Londoño Toro, B., & Rodríguez Barajas, C. D. (2015). La judicialización de los conflictos ambientales: un estudio del caso de la cuenca hidrográfica del río Bogotá (CHRB), Colombia. In *Revista internacional de contaminación ambiental* (Vol. 31). Retrieved from http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-49992015000200009

Lizeyka, B., & Barra, X. (2015). *Evaluación de la calidad del agua en nueve quebradas en el tramo carretero Puerto Maldonado-Mazuko, departamento de Madre De Dios, mediante el uso de macroinvertebrados acuáticos como indicadores biológicos*. Retrieved from <http://repositorio.unamad.edu.pe/bitstream/handle/UNAMAD/115/004-2-3-038.pdf?sequence=1&isAllowed=y>

London, W. C. (2005). *MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT*. Retrieved from www.islandpress.org

Lu, H., Feng, Y., Wang, J., Wu, Y., Shao, H., & Yang, L. (2016). Responses of periphyton morphology, structure, and function to extreme nutrient loading. *Environmental Pollution*, 214, 878–884. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.03.069>

Manuel, A. M. (2013). *pruebas no paramétricas : Prueba de Kruskal-Wallis*. 166–171.

Manuel Enrique Castillo Juárez. (2015). *Diversidad alfa y beta de aves en el distrito de*

Canchaque, Huancabamba - Piura (Universidad Nacional de Piura). Retrieved from <http://repositorio.unp.edu.pe/bitstream/handle/UNP/311/CIE-CAS-JUA-15.pdf?sequence=1&isAllowed=y>

Mario Alberto Soria Arredondo. (2017). *Determinación de la riqueza y abundancia de avifauna residente en totorales y caracterización de hábitat de* (Universidad Nacional del antiplano). Retrieved from http://repositorio.unap.edu.pe/bitstream/handle/UNAP/6363/Soria_Arredondo_Mario_Alberto.pdf?sequence=1&isAllowed=y

Miguel Angel Ranilla Huamantuco y Valerio Torres Salazar. (2017). *“EFECTO DE LA PERTURBACIÓN DEL BOSQUE EN LA DIVERSIDAD DE ROEDORES SILVESTRES EN TRES SECTORES DE TAMBOPATA, MADRE DE DIOS.”* Retrieved from <http://repositorio.unamad.edu.pe/bitstream/handle/UNAMAD/262/004-2-3-055.pdf?sequence=1&isAllowed=y>

MINAM. (2005). *Ley general del ambiente*. Retrieved from <http://www.minam.gob.pe/wp-content/uploads/2013/06/ley-general-del-ambiente.pdf?fbclid=IwAR3OzGRAQksRjYR8wqn6BbraaL6aHCr8sOWhKjCpSuXjeQ80o0jtjCUDmPY>

MINAM. (2015). *Guía de inventario de la fauna silvestre*. Retrieved from www.minam.gob.pe

Mondragón Barrera, M. A. (2014). Uso De La Correlación De Spearman En Un Estudio De Intervención En Fisioterapia. *Movimiento Científico*, 8(1), 98. <https://doi.org/10.33881/2011-7191.mct.08111>

Moreno Rodriguez, F., Ines CARO CARO, C., Antonio PINILLA, G., & Paola OSORIO, D. (2016).

ESTADO ACTUAL DEL CONOCIMIENTO SOBRE MICROALGAS DEL PERIFITON Y MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS EN EL DEPARTAMENTO DEL META, COLOMBIA
 Current Knowledge Status on Periphyton Algae and Benthic Macroinvertebrates of The Meta Region, Colombia. *Acta Biologica Colombiana*, 22(3), 274–306.
<https://doi.org/10.15446/abc.v22n3.60619>

Moschella, P. (2012). *VARIACIÓN Y PROTECCIÓN DE HUMEDALES COSTEROS FRENTE A PROCESOS DE URBANIZACIÓN: CASOS VENTANILLA Y PUERTO VIEJO* (Pontificia Universidad Católica del Perú). Retrieved from http://tesis.pucp.edu.pe/repositorio/bitstream/handle/123456789/4527/MOSCHELLA_MILOSLAVICH_PAOLA_VARIACION.pdf?sequence=1&isAllowed=y

Nadgórska-Socha, A., Ptasiński, B., & Kita, A. (2013). Heavy metal bioaccumulation and antioxidative responses in *Cardaminopsis arenosa* and *Plantago lanceolata* leaves from metalliferous and non-metalliferous sites: a field study. *Ecotoxicology*, 22(9), 1422–1434.
<https://doi.org/10.1007/s10646-013-1129-y>

Omar, W. M. W. (2010). Perspectives on the use of algae as biological indicators for monitoring and protecting aquatic environments, with special reference to Malaysian freshwater ecosystems. *Tropical Life Sciences Research*, 21(2), 51–67. Retrieved from <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/24575199>

Plessl, C., Otachi, E. O., Körner, W., Avenant-Oldewage, A., & Jirsa, F. (2017). Fish as bioindicators for trace element pollution from two contrasting lakes in the Eastern Rift Valley, Kenya: spatial and temporal aspects. *Environmental Science and Pollution Research International*, 24(24), 19767–19776. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-9518-z>

Polanco, L. X. B. (2015). *“Evaluación de la calidad del agua en nueve quebradas en el tramo carretero Puerto Maldonado-Mazuko, departamento de Madre De Dios, mediante el uso de macroinvertebrados acuáticos como indicadores biológicos.”* Universidad Nacional Amazónica de Madre de Dios.

Poma, M. A. S. (2018). *Caracterización ecológica de la fauna de macroinvertebrados acuáticos en dos quebradas altoandinas, Ayacucho, Perú.* Universidad Mayor de San Marcos.

Ramirez, D. W., & Aponte, H. (2018). Por qué los Humedales de Puerto Viejo perdieron su protección legal: analizando los motivos. *Revista Peruana de Biología*, 25(1), 049. <https://doi.org/10.15381/rpb.v25i1.14349>

Ramsar. (2013). *Manual de la Convención de Ramsar* (No. 6ta edición). Retrieved from <http://ramsar.wetlands.org>

Ramsar. (2018). *Infohumedal*. Retrieved from https://creho.org/wp-content/uploads/2018/10/2018-1_infohumedal.pdf

Recalde Castañeda, G. (2016). Equitable Access to Safe Drinking Water and Sanitation: An Opportunity for Judicial and Social Activism at Local Level. *Revista de Derecho Uninorte*, (46), 257–291. <https://doi.org/10.14482/dere.46.8818>

Ricardo Sonco Suri. (2013). *Estudio de la diversidad alfa y beta en tres localidades de un bosque montano en la región de Madidi, la Paz-Bolivia.* Retrieved from http://www.mobot.org/PDFs/research/madidi/Sonco_2013_Thesis.pdf

Rioja, L. (2012). *Los macroinvertebrados acuáticos como indicadores del estado ecológico de los ríos.* 24–29.

Romero, F. I., Cozano, M. A., Gangas, R. A., & Naulin, P. I. (2014). Zonas ribereñas: protección,

restauración y contexto legal en Chile. *Bosque (Valdivia)*, 35(1), 1–2.

<https://doi.org/10.4067/S0717-92002014000100001>

Sanchez, A., Abdul Malak, D., Guelmami, A., & Perennou, C. (2015). Development of an indicator to monitor mediterranean wetlands. *PloS One*, 10(3), e0122694.

<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0122694>

Sanciango, J. C., Carpenter, K. E., Etnoyer, P. J., & Moretzsohn, F. (2013). Habitat availability and heterogeneity and the indo-pacific warm pool as predictors of marine species richness in the tropical Indo-Pacific. *PloS One*, 8(2), e56245.

<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0056245>

SAYER, C. D., BURGESS, A., KARI, K., DAVIDSON, T. A., PEGLAR, S., YANG, H., & ROSE, N. (2010). Long-term dynamics of submerged macrophytes and algae in a small and shallow, eutrophic lake: implications for the stability of macrophyte-dominance. *Freshwater Biology*, 55(3), 565–583. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02353.x>

Scholz, N. L., Myers, M. S., McCarthy, S. G., Labenia, J. S., McIntyre, J. K., Ylitalo, G. M., ... Collier, T. K. (2011). Recurrent Die-Offs of Adult Coho Salmon Returning to Spawn in Puget Sound Lowland Urban Streams. *PLoS ONE*, 6(12), e28013.

<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0028013>

SERFOR. (2018). *Humedal Costero Puerto Viejo*. Retrieved from <https://www.serfor.gob.pe/wp-content/uploads/2018/10/01-FTC-Humedal-Puerto-Viejo.pdf>

SERNANP. (2017a). Alternativa de conservación para los Humedales de Puerto Viejo. Retrieved April 12, 2019, from [http://www.sernanp.gob.pe/noticias-leer-mas/-](http://www.sernanp.gob.pe/noticias-leer-mas/)

/publicaciones/c/alternativa-de-conservacion-para-los-humedales-de-puerto-viejo-277522

SERNANP. (2017b). *REPORTE TECNICO N 004-2017-SERNANP-DDE.pdf*.

Sługocki, Ł., Czerniawski, R., Kowalska-Górska, M., Senze, M., Reis, A., Carrola, J. S., & Teixeira, C. A. (2018). The Impact of Land Use Transformations on Zooplankton Communities in a Small Mountain River (The Corgo River, Northern Portugal). *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 16(1).
<https://doi.org/10.3390/ijerph16010020>

Tafur, C. M., Revilla, M. H., Ruiz, W. P., Aguilar, R. G., & Guzmán, I. A. (2013). El índice Biological Monitoring Working Party (BMWP), modificado y adaptado a tres microcuencas del Alto Chicama. La Libertad. Perú. 2008. *SCIENDO*, 13(2). Retrieved from <http://revistas.unitru.edu.pe/index.php/SCIENDO/article/view/280/284>

Tanentzap, A. J., Kielstra, B. W., Wilkinson, G. M., Berggren, M., Craig, N., Del Giorgio, P. A., ... Pace, M. L. (2017). Terrestrial support of lake food webs: Synthesis reveals controls over cross-ecosystem resource use. *Science Advances*, 3(3), e1601765.
<https://doi.org/10.1126/sciadv.1601765>

Técnica Ricardo de Castro Maqueda Juan Gabriel Martínez Martínez, D., & Tarragona Gómez
 Diseño maquetación María Castillo Arias Ramón Jiménez Jiménez Ilustraciones Hanno
 Sauer Esther Gutiérrez Sheehan María Castillo Arias Fotografías Juan Matutano Cuenca
 Ramón Jiménez Jiménez, F. (2012). *Guías de prácticas voluntariado ambiental*. Retrieved from
https://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/web/Bloques_Tematicos/Publicacio

nes_Divulgacion_Y_Noticias/Documentos_Tecnicos/Guia_andarrios/01-guia andarrios_resolucion.pdf

Uzarski, D. G., Brady, V. J., Cooper, M. J., Wilcox, D. A., Albert, D. A., Axler, R. P., ... Schneider, J. P. (2017). Standardized Measures of Coastal Wetland Condition: Implementation at a Laurentian Great Lakes Basin-Wide Scale. *Wetlands*, 37(1), 15–32. <https://doi.org/10.1007/s13157-016-0835-7>

Vásquez Valerio, M., & Medina Tafur, C. (2014). Calidad de agua según los macroinvertebrados bentónicos y parámetros físico-químicos en la microcuenca del río Tablachaca (Ancash , Perú), 2014. *Revista Rebiol*, 35(2), 75–89.

Vélez-Azañero, A., Lozano, S., & Cáceres-Torres, 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. <https://doi.org/10.21704/rea.v15i2.745>

Verpoorter, C., Kutser, T., Seekell, D. A., & Tranvik, L. J. (2014). A global inventory of lakes based on high-resolution satellite imagery. *Geophysical Research Letters*, 41(18), 6396–6402. <https://doi.org/10.1002/2014GL060641>

Vilmin, L., Flipo, N., Escoffier, N., & Groleau, A. (2018). Estimation of the water quality of a large urbanized river as defined by the European WFD: what is the optimal sampling frequency? *Environmental Science and Pollution Research International*, 25(24), 23485–23501. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-7109-z>

von Schiller, D., Acuña, V., Aristi, I., Arroita, M., Basaguren, A., Bellin, A., ... Elosegi, A. (2017). River ecosystem processes: A synthesis of approaches, criteria of use and sensitivity to environmental stressors. *Science of The Total Environment*, 596–597, 465–480.

<https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2017.04.081>

Zhao, Q., Van den Brink, P. J., Carpentier, C., Wang, Y. X. G., Rodríguez-Sánchez, P., Xu, C., ...

De Laender, F. (2019). Horizontal and vertical diversity jointly shape food web stability against small and large perturbations. *Ecology Letters*, ele.13282.

<https://doi.org/10.1111/ele.13282>