

**UNIVERSIDAD NACIONAL DE SAN
CRISTÓBAL DE HUAMANGA**

FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS

ESCUELA DE FORMACIÓN PROFESIONAL DE BIOLOGÍA



**Análisis comparativo de Índices bióticos y de diversidad en
base a la comunidad macroinvertebrada bentónica en el río
*Alameda, Ayacucho 2009-2010***

**TESIS PARA OPTAR EL TÍTULO DE
BIÓLOGO**

Con mención en la especialidad de Ecología y Recursos Naturales

Presentado por

RUDY MEDINA PARIONA

AYACUCHO – PERÚ

2011

DEDICATORIA

A todos los seres que más quiero, en especial a mis padres, tíos Juan, Mirian y hermanos, quienes son los verdaderos forjadores de mi futuro.

A G R A D E C I M I E N T O

A mi Alma Mater, Universidad Nacional San Cristóbal de Huamanga y sus docentes que con su enseñanza y guía contribuyeron en mi formación personal y profesional. Con singular reconocimiento a la Especialidad de Ecología y Recursos Naturales.

Mi reconocimiento a la Empresa Prestadora de Servicios de Agua y Saneamiento (EPSASA) por el apoyo recibido para realizar los análisis fisicoquímicos de las muestras de agua.

A mi asesor y maestro MCs. Carlos Emilio Carrasco Badajoz por su orientación académica y contribución durante su constante asesoramiento del presente trabajo de investigación.

A todos los amigos, por su apoyo físico y moral que me inculcaron a iniciar con el proyecto que ahora lo veo culminado.

ÍNDICE

DEDICATORIA.....	II
A G R A D E C I M I E N T O.....	III
ÍNDICE.....	IV
RESUMEN	V
I. INTRODUCCIÓN.....	6
II. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA.....	9
1. ANTECEDENTES.....	9
2. GENERALIDADES.....	15
III. MATERIALES Y MÉTODOS	38
1. UBICACIÓN DE LA ZONA DE ESTUDIO	38
2. POBLACIÓN Y MUESTRA:.....	39
3. MATERIALES Y PROCEDIMIENTOS	39
4. ANÁLISIS ESTADÍSTICO	41
IV. RESULTADOS	42
V. DISCUSIÓN.....	52
VI. CONCLUSIONES.....	61
VII. RECOMENDACIONES.....	63
REFERENCIA BIBLIOGRÁFICA	65
ANEXO	68

**Análisis comparativo de Índices bióticos y de diversidad en base a la
comunidad macroinvertebrada bentónica en el río Alameda, Ayacucho
2009-2010.**

Autor : Rudy Medina Pariona.

Asesor : Carlos Carrasco Badajoz.

RESUMEN

El uso de macroinvertebrados bentónicos como indicadores ambientales de la calidad de ecosistemas lóticos, es de larga tradición en los países considerados desarrollados y por lo tanto están incorporados en las evaluaciones ambientales. En América Latina, en países como el nuestro, estos estudios son menos frecuentes y no están incorporados a las normativas para la protección de los recursos acuáticos. La investigación desarrollada tuvo como principal objetivo comparar los índices de diversidad (Simpson, Shannon-Weaver y Pielou) con los bióticos (IBF, BMWP y SIGNAL) en su capacidad de diagnóstico de la calidad ambiental o biológica del río Alameda, para el cual se realizaron muestreos de agua y de la comunidad macroinvertebrada bentónica en seis zonas de muestreo ubicadas en su curso, que se llevaron a cabo entre los meses de mayo a setiembre de 2010.

Los índices de diversidad determinados muestran valores que son semejantes ($p > 0.05$) entre las zonas de muestreo, catalogando a las mismas de regular a baja calidad, que sin embargo no reflejan las condiciones de las zonas observadas; mientras que los tres índices bióticos mostraron significancia estadística ($p < 0.05$) catalogando a las zonas de muestreo desde regular calidad (antes de su paso por la ciudad de Ayacucho) hasta de muy baja calidad (luego de su paso por la ciudad de Ayacucho). Las aguas del río Alameda presenta valores fisicoquímicos como de dureza, conductividad, cloruros y de nitrógeno amoniacal que se incrementan ostensiblemente hacia la parte baja. Al ser correlacionados los índices aplicados, entre sí y con las características fisicoquímicas del agua, se halló significancia ($p < 0.05$) solo a nivel de los índices bióticos, por lo que estos pueden ser considerados como los más sensibles para el diagnóstico de la calidad ambiental de las aguas del río Alameda.

Palabras claves: Índices calidad ambiental, ríos, macroinvertebrados

I. INTRODUCCIÓN

El uso de la comunidad macroinvertebrada bentónica como indicador biológico de la calidad de agua de ecosistemas lóticos, es de larga aplicación en los países desarrollados (Comunidad Europea y Estados Unidos de Norteamérica) y han sido incorporados en la normativa como metodologías válidas para determinar la calidad biológica de dichos ecosistemas

Los métodos desarrollados para la evaluación de la calidad de las aguas son diversos y tradicionalmente han sido agrupados en índices bióticos e índices de diversidad, incluyendo dentro de éste último a los índices que tienen la capacidad de comparar la diversidad en diferentes espacios y tiempos que en forma general son denominados como índices de diversidad beta (β), los que son importantes ya que nos permite valorar diferencias entre localidades de muestreos y definir grupos de estaciones o localidades con similitud faunística, lo cual es de utilidad cuando se ha definido *a priori* un área en buen estado ecológico y que puede ser considerada como de referencia para comparar con las localidades restantes.

Así mismo, cuando se selecciona un índice para evaluarla calidad de las aguas como un índice biótico, es imprescindible tener dos consideraciones, lo primero es la precisión del método para entregar resultados que se ajusten a una

condición lo más real posible y lo segundo, que el método seleccionado sea simple de aplicar para obtener resultados rápidos que permitan en determinados casos asumir medidas correctivas frente por ejemplo a casos de contaminación.

En América Latina, especialmente nuestro país, se maneja otra realidad respecto a este tema, en principio estos estudios son menos frecuentes, por lo mismo no se dispone de información suficiente que permita que las evaluaciones de la calidad del agua de los ríos utilizando índices bióticos basados en la comunidad macroinvertebrada bentónica, sea aplicada e incorporada a la normativa ambiental. Otros países latinoamericanos como Chile, Argentina y Colombia, aunque en forma general tienen la misma realidad que la nuestra, han avanzado mucho en cuanto a validación de los métodos que comúnmente son empleados en los países desarrollados. Tal es el caso del vecino país de Chile que han realizado adaptaciones de los índices bióticos BMWP (Biological Monitoring Working Party), IBF (Índice Biótico de Familia) y de SIGNAL(StreamInvertebrates Grade Number-AverageLevel).

Frente a lo enunciado, esta investigación pretende comparar el comportamiento de los índices bióticos BMWP, IBF y SIGNAL adaptados para Chile, y de los índices de biodiversidad de Shannon-Weaver, Pielou y Simpson, en el diagnóstico de la calidad de las aguas del río Alameda, con la finalidad de discriminar entre ellos los que mejor o peor comportamiento tenga.

OBJETIVO GENERAL

Evaluar el comportamiento de los índices bióticos BMWP (Biological Monitoring Working Party), IBF (Índice Biótico de Familia) y de SIGNAL(Stream

Invertebrates Grade Number-AverageLevel); y de los índices de biodiversidad de Shannon-Weaver, Pielou y Simpson en la determinación de la calidad biológica del río Alameda durante los meses de mayo a setiembre del 2010.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS:

- a. Determinar los valores de los índices de biodiversidad de Shannon-Weaver, Pielou y Simpson en seis zonas ubicadas a lo largo del curso del río Alameda.
- b. Determinar los valores de los índices BMWP (Biological Monitoring Working Party), IBF (Índice Biótico de Familia) y de SIGNAL (Stream Invertebrates Grade Number-Average Level) en las seis zonas ubicadas a lo largo del curso del río Alameda.
- c. Determinar las principales características fisicoquímicas de las aguas del río Alameda en las seis zonas evaluadas.
- d. Comparar los índices bióticos BMWP (Biological Monitoring Working Party), IBF (Índice Biótico de Familia) y de SIGNAL (Stream Invertebrates Grade Number-AverageLevel); y de los índices de biodiversidad de Shannon-Weaver, Pielou y Simpson e identificar entre ellos el que mejores características presenta.

II. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

1. ANTECEDENTES

Figueroa y col. (2007), en un estudio realizado en el río Chillán de la VIII Región de Chile en cuyo curso ubicaron 8 estaciones de muestreo, hallaron que la riqueza macroinvertebrada encontrada en el área de estudio estuvo compuesta por 83 taxas, la mayoría de los cuales son estados inmaduros de insectos que alcanzan un 79,5 % del total, donde los órdenes más diversos fueron Ephemeroptera con 16 taxa (19,3 %), Plecoptera con 13 taxa (15,7 %), Diptera con 12 taxa (14,5 %) y Trichoptera también con 12 taxa (14,5 %) que en conjunto alcanzan una representatividad del 64 % del total de las taxas. Con respecto a los índices de diversidad halladas, muestran que las estaciones de muestreo de “río arriba” tienen mayores valores en los índices de Shannon-Weaver y de Pielou (índices de diversidad y equidad), la misma que disminuyen a medida que el río discurre hacia zonas de “aguas abajo” debido al efecto negativo que ejerce las aglomeraciones humanas; la tendencia es inversa con respecto al índice de Simpson, siendo menor “aguas arriba” y mayor “aguas abajo”, debido que este índice es sensible a la dominancia. Los índices bióticos que probaron, en este caso IBF (Índice Biótico de Familia), IBE (Índice Biótico Extendido), Biological

Monitoring Working Party (BMWP) y Stream Invertebrates Grade Number-Average Level (SIGNAL), todos adecuados para su uso en Chile; muestran en general una tendencia a la disminución de la calidad del agua a medida que se sigue el curso del río, destacando el hecho de que los índices BMWP y el SIGNAL muestran prácticamente las mismas clases de calidad, con un paso gradual de una muy buena o buena calidad en la parte alta de la cuenca, una calidad regular en la parte media de la cuenca y el empeoramiento aguas abajo y que se acentúa después de la aglomeración urbana de la ciudad de Chillán, así mismo el IBF mostró peores clases de calidad que los índices anteriores e incluso, en la parte alta de la cuenca, donde prácticamente no reconoce aguas de buena calidad biológica, de modo que el IBF, en términos medios muestra un sistema de calidad regular a malo. Los análisis de correlación realizados entre los índices muestran que existe una alta correlación entre el IBE y el BMWP ($r = 0,83$) y la riqueza específica ($r = 0,81$ y $0,89$, respectivamente) y secundariamente estos tres con el SIGNAL ($r = 0,79$, $0,78$ y $0,61$ respectivamente). Estos mismos índices bióticos no se correlacionan bien con Shannon-Weaner (H') y Pielou, para los cuales sí lo hace el IBF ($-0,82$ y $-0,61$, respectivamente) con valores de r negativos puesto que mayores valores del IBF indican una peor condición biológica. Por otro lado, aunque en menor grado, también se aprecia una buena correlación entre el SIGNAL con el IBE y H' ($-0,66$ y $0,57$, respectivamente). Los resultados son consistentes puesto que en todos los casos son altamente significativos ($P < 0,001$, $n = 74$).

Figuroa (2003), en la investigación titulada "Macroinvertebrados bentónicos como indicadores de calidad de agua en ríos del sur de Chile" estableció 14 estaciones distribuidas en el curso principal de la cuenca del río Damas y sus tributarios, en los cuales halló un total de 77 taxa, siendo los grupos más

diversos Plecoptera (16%), Trichoptera (16%), Diptera (14%) y Ephemeroptera (12%). Así mismo se observó una marcada tendencia a la disminución de riqueza específica desde la cabecera de la cuenca hacia aguas abajo. Las abundancias, biomásas y el IBF, presentaron una tendencia inversa a la riqueza específica. IBF se correlacionó significativa y positivamente con el fósforo total ($r^2 = 0,71$), temperatura ($r^2 = 0,66$), nitrito ($r^2 = 0,56$), conductividad eléctrica ($r^2 = 0,50$), demanda biológica de oxígeno ($r^2 = 0,46$) y nitrógeno total ($r^2 = 0,46$), y negativamente con oxígeno disuelto ($r^2 = 0,53$), variables estrechamente asociadas al uso intensivo de fertilizantes en la cuenca. Los resultados sugieren que el IBF es un buen indicador de la calidad de las aguas de los ríos de cuencas agrícolas y ganaderas del sur de Chile.

Carrasco (2005), en la investigación titulada "Comunidad macroinvertebrada bentónica y su relación con la calidad de agua en cinco ríos de la provincia de Huamanga. Ayacucho 2003–2004", halló que la comunidad macroinvertebrada bentónica estuvo compuesta por 3 phylums, 4 clases, 25 familias y 34 géneros (especies) para los cinco ríos, siendo muchos de los taxas exclusivos para algunas zonas, habiéndose encontrado el mayor número de taxas en las zonas catalogadas como "aguas arriba" ya que estas zonas se hallan poco perturbadas en comparación con las zonas "aguas abajo" que se hallan muy perturbadas como consecuencias de los desechos que se agrega a los ríos generados por la ciudad de Ayacucho. Con respecto al IBF hallado, catalogó las zonas de muestreo ubicadas en los ríos estudiados, desde regulares (cabeceras) hasta muy malos (los que reciben impacto directo de la ciudad); así mismo el IBF, Riqueza Específica y Shannon-Weaver, mostraron correlaciones significativas ($p < 0,05$) con la mayoría de variables ambientales sugiriendo ser buenos indicadores de la calidad de agua. Al realizar la correlación entre los índices de

diversidad (Riqueza específica, Shannon-Weaver, Pielou) y el IBF; se halló significancia ($P < 0.05$) solo a nivel de la Riqueza Específica y el IBF, siendo la correlación de naturaleza negativa (inversa), confirmando que existe asociación entre ellas como índices sensibles para evaluar calidad ambiental de los ríos, así mismo se halló significancia ($P < 0.05$) entre los índices de Shannon-Weaver y Simpson, confirmando que son índices poco o nada sensibles para los fines de evaluación de la calidad de las aguas de los ríos. Así mismo el investigador señala que mediante el análisis de conglomerados (clusters) en función de los índices, se determinó que existe una mayor similitud entre los índices de Shannon-Weaver, Simpson y Pielou, grupo que puede ser catalogado como poco o nada sensibles para la evaluación de la calidad ambiental, confirmando lo sostenido en líneas anteriores; mientras que los índices de Riqueza Específica y el IBF, lo que podría interpretarse que tienen semejante sensibilidad por lo tanto adecuados para evaluar las perturbaciones que sufren los ríos. Con respecto a las características fisicoquímicas determinadas en las aguas de los ríos estudiados, resalta el hecho que los valores de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) muestra valores promedios tan bajos como 0.44 mg/L y tan altos como 49.67 mg/L, siendo los valores bajos correspondiente a zonas de "río arriba" y los más altos a zonas del río Alameda que está siendo afectada directamente por la ciudad de Ayacucho, que agrega a su curso contaminantes como aguas servidas. Respecto a las concentraciones de nitrógeno amoniacal, los valores hallados muestran la misma tendencia con promedios comprendidos entre 0.78 mg/L hasta 6.9 mg/L correspondiendo el primero a una zona del río Huatatas donde no existe aglomeración humana mientras que la segunda a una zona donde existe una intensa actividad humana en sus riberas. Los niveles de cloruros hallados fluctúan en promedio entre 7.5 mg/L y 26.5 mg/L indicando que existe zonas con elevada influencia humana como son las zonas donde se

hallaron los mayores valores (aguas abajo), donde posiblemente se agregan en grandes cantidades orina de mamíferos (principal fuente de cloruros) tal como lo señala Roldan (1992).

Guerrero-Bolaño, et. Al (2003), en un trabajo de investigación realizado en cuenca del río Gaira, Colombia, hallaron que la comunidad macroinvertebrada bentónica estuvo compuesta por 11 órdenes y 38 familias, siendo los órdenes más representativos Trichoptera, Coleoptera, Diptera y Ephemeroptera, siendo el último el más abundante. Las familias más representativas fueron Baetidae, Simuliidae, Perlidae, Chironomidae y Hydropsychidae, en ese mismo orden de abundancia. Con respecto a los valores del índice BMWPE, hallados para el sector Pozo Azul, es de 192, equivalente a la clase I, que corresponde a aguas muy limpias de buena calidad. Hace hincapié que se hallaron familias que pueden tolerar un elevado grado de contaminación como Physidae, Gyridinidae, Dysticidae, Hydrophilidae y Chironomidae; y aquellas que son intolerantes con la contaminación, como Perlidae, Oligoneuridae, Calmoceratidae y Blepharoceridae. Por otro lado recomiendan que la interpretación del índice probado se deba realizar con cautela pues, al estar basado en un criterio de presencia-ausencia, si se soslayan las características ecológicas globales del sistema en estudio, puede inducir a conclusiones erradas. En este caso, la presencia de solo dos individuos de la familia Oligoneuridae permitió la obtención de un puntaje de 10, en tanto que la importante presencia de 49 individuos de la familia Chironomidae contribuyó una sola vez con un puntaje de 2. Si hubiera tenido abundancia podría decirse que las características del sistema favorecen a la segunda familia y no a la primera, como podría pensarse por el del índice. Sería de gran utilidad el hallazgo de un método que permitiera calcular puntajes ponderados respecto a la abundancia de cada grupo. Respecto a algunos

indicadores de contaminación en el agua, los investigadores hallaron que la cantidad de cloruros en promedio fue de 6 mg/L, reflejando la existencia de contaminación mínima o inexistente, sin embargo se resalta el hecho de que su concentración aumenta desde las zonas altas hasta las zonas costeras, donde las concentraciones son elevadas. La alcalinidad promedio hallada fue de 50 mg/l de CaCO₃, mayor la dureza, 18mg/l de CaCO₃, lo cual es indicativo de dureza de tipo carbonácea, el valor de dureza obtenido permite catalogar el agua como blanda mientras que el de la alcalinidad como relativamente alto. Los valores para nitrógeno amoniacal hallados fue de 0 mg/l, los que nos estaría indicando que la contaminación orgánica es mínima o inexistente, ya que la principal fuente de este compuesto es la descomposición de la materia orgánica.

Leiva (2004), en su investigación titulada "Macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores de calidad de agua en la cuenca del estero PeuPeu comuna de Lautaro IX Región de la Araucanía", halló que la biota en la cuenca del Estero PeuPeu, ésta constituida por 25 familias y once órdenes: Diptera, Ephemeroptera, Plecóptera, Trichoptera, Coleóptera, Megaloptera, Odonata, Decápoda, Amphipoda, Basommatophora y Prosopora. Las Familias más abundantes corresponden a: Chironomidae, Simuliidae, Leptophlebiidae y Tubificidae. Con respecto a los índices bióticos, se halló que para los índices IBF y BMWP, las calidades ecológicas fueron semejantes, las cuales varían de Regular a Relativamente mala. Mientras que los índices bióticos EPT y BMWP' con respecto al IBF, presentaron variaciones en una estación, cuya calidad ecológica varía de Buena (BMWP, EPT) a Regular (IBF, BMWP), estas variaciones según dicha investigadora se debería, por lo mencionado por Chaves *et. al.*, (2001), sobre el índice BMWP', el cual incorpora nuevas familias de macroinvertebrados que no se encontraban en el BMWP, existiendo

modificaciones en algunas puntuaciones, por lo que generalmente los valores obtenidos de la aplicación del BMWP' suelen ser superiores a los de BMWP, aunque ambos tienen fuertes correlaciones. Otro aspecto que tendría determinante influencia en lo hallado sería lo mencionado por Roldán (1999) del índice Biological Monitoring Working Party (BMWP) establecido en Inglaterra en 1970 y modificado por Armitage *et. al.*,(1983), el cual es un método simple de puntaje de tolerancia para algunas familias de macroinvertebrados bentónicos, requiriendo sólo datos cualitativos(presencia/ausencia), mientras que el IBF, considera la riqueza específica y la abundancia, presentando por ende una mayor sensibilidad para el análisis de la calidad del agua.

2. GENERALIDADES

La vida surgió en el agua y ella es esencial para el mantenimiento de todo tipo de vida en nuestro planeta. Ningún proceso metabólico ocurre sin su acción directa o indirecta. El agua disuelve las rocas, erosiona el terreno y arrastra sedimentos a lagos, ríos y el océano. El agua constituye el 70% de nuestro planeta, el cual se halla distribuido en diferentes formas: en el océano, ríos, lagos, en los polos bajo la forma sólida, en el subsuelo. Siendo las más utilizadas aquellas que se encuentran en la parte superficial del planeta constituyendo lo que llamamos como cuerpos de agua dulce y aquellos que se hallan en el subsuelo. Por lo mismo son las más propensas a sufrir graves cambios por la acción del hombre sobre estas, si es que ya no están contaminadas (Roldan 1992, Margalef 1983).

La contaminación es la adición de cualquier sustancia al medio ambiente, en cantidades tales, que causen efectos adversos a los seres humanos, animales, vegetales o materiales que se encuentren dispuestos a dosis (concentración por

tiempo) que sobrepasen los niveles que se encuentran regularmente en la naturaleza (Odum y Barrett 2006). La contaminación del agua es un problema global, que seguramente generará en el futuro conflictos graves, por un lado por la tenencia de aquella que aun no ha perdido su calidad y por la preservación de otras.

La cordillera de los Andes, columna vertebral del Perú, atraviesa el país en dirección sureste-noreste, dando origen a tres vertientes hidrográficas: la del Pacífico, la del Atlántico (río Amazonas) y la del Titicaca. La vertiente del Pacífico, con un extensión de 279,689km², o sea el 21.7% del área total del país, está constituida aproximadamente por 53 ríos. La vertiente del Atlántico, denominada así por los cursos de agua que la constituyen vierten al río Amazonas y éste a su vez en el océano Atlántico, abarca un área de 956,751km², o sea el 74.5% de la extensión total del país. La vertiente del Titicaca está constituida aproximadamente por 12 ríos principalmente dispuestos en forma radial, ocupa parte de los territorios del Perú y Bolivia (ONER 1998).

2.1. PRINCIPIOS DE BIOINDICACIÓN

En general, todo organismo es bioindicador de las condiciones del medio en que se desarrolla, ya que de cualquier forma su existencia en un espacio y momentos determinados responden a su capacidad de adaptarse a los distintos factores ambientales. Sin embargo, en términos más estrictos, un indicador biológico acuático se ha considerado como aquel cuya presencia y abundancia señalan algún proceso o estado del sistema en el cual habita. Los indicadores biológicos se han asociado directamente con la calidad del agua más que con procesos ecológicos o con su distribución geográfica. Es pertinente aclarar que más que a un organismo, el indicador biológico se refiere a la población de individuos de la especie indicadora, y en el mejor de los casos al conjunto de

especies que conforman una comunidad indicadora.

El concepto de organismo indicador se refiere a especies seleccionadas por su sensibilidad o tolerancia (normalmente es la sensibilidad) a varios parámetros. Usualmente los biólogos emplean bioindicadores de contaminación debido a su especificidad y fácil monitoreo (Washington, 1984). Margalef (1983) y Roldan (1992), define a los organismos indicadores como la presencia de una especie en particular, que demuestra la existencia de ciertas condiciones en el medio, mientras que su ausencia es la consecuencia de la alteración de tales condiciones.

Según Alba-Tercedor (1996), el uso de especies para detectar procesos y factores en los ecosistemas acuáticos tiene varias ventajas:

- Las poblaciones de animales y plantas acumulan información que los análisis fisicoquímicos no detectan, es decir, las especies y comunidades bióticas responden a efectos acumuladores intermitentes que en determinado momento un muestreo de variables químicas o físicas pasan por alto.
- La vigilancia biológica evita la determinación regular de un número excesivo de parámetros químicos y físicos, ya que en los organismos se sintetizan o confluyen muchas de estas variables.
- Los indicadores biológicos permiten detectar la aparición de elementos contaminantes nuevos o insospechados.
- Puesto que muchas sustancias se acumulan en el cuerpo de ciertos organismos, su concentración en esos indicadores puede reflejar el nivel de contaminación ambiental.
- Como no es posible tomar muestras de toda la biota acuática, la selección de algunas pocas especies indicadoras simplifica y reduce los costos de la

valoración sobre el estado del ecosistema, a la vez que se obtiene solo la información pertinente, desechando un cúmulo de datos difícil de manejar e interpretar.

2.1.1. CARACTERÍSTICAS DE UN BUEN INDICADOR:

La tolerancia o nivel de respuesta de los organismos que componen el bentos, difiere según el tipo de contaminante a que han sido expuestos, lo que determina que ciertos organismos sean utilizados como bioindicadores (Figuroa et. Al., 2003), permitiendo estimar el efecto de las intervenciones antrópicas en los cuerpos de agua.

El uso de bioindicadores presenta ciertas ventajas entre las cuales están:

- Son de validez taxonómica y de fácil reconocimiento.
- Presentan baja variabilidad genética y ecológica.
- Son de tamaño corporal grande y movilidad limitada
- Es posible realizar integraciones espaciales y temporales.
- Son útiles y sensibles a la variabilidad ambiental.
- Sus patrones de distribución se pueden estimar cuantitativamente.
- Se obtiene información del estado del hábitat y los datos pueden ser transformados a expresiones numéricas.
- Incorporan información biológica que pueden proveer información más robusta que otros descriptores para cierto tipo de contaminación.
- Es posible realizar estudios de bioacumulación en especial en los grupos de alto nivel de organización biológica.
- Pueden dar conocimiento de las contaminaciones crónicas y puntuales, sin embargo a veces tienen baja sensibilidad temporal y dificultades de cuantificación y estandarización (De Zwart, 1995).

- Algunos poseen ciclo de vida manejable.

La mayoría de los organismos acuáticos son potencialmente posibles de utilizar para estos estudios, pero en la literatura se señala que los más indicados son los macroinvertebrados bentónicos, entre los cuales se citan a los moluscos, crustáceos, anélidos e insectos, entre otros (Alba-Tercedor, 1996). Los insectos acuáticos, al ser uno de los componentes más abundantes de la comunidad bentónica, serían adecuados para realizar monitoreos biológicos, su tolerancia a diferentes calidades del agua ha sido ampliamente estudiada sobre todo en el hemisferio norte; en la Unión Europea 11 países ya utilizan los macroinvertebrados, la mayoría a nivel de familia, son considerados buenos indicadores por sus características tales como (Roldán, 2003):

- Son organismos abundantes.
- Son ubicuos de amplia distribución y fáciles de recolectar.
- Por lo general son sedentarios lo que facilita el poder reflejar condiciones locales.
- Es posible su identificación taxonómica.
- Son de distribución cosmopolita o distribución que involucre una analogía ecológica, así se distribuyen en forma similar en zonas altas, medias y bajas de diferentes ríos.
- Son longevos, acumulando los efectos de la contaminación a lo largo del tiempo.
- Sensibles a perturbaciones.
- Presentan largos ciclos de vida.
- Se pueden cultivar en laboratorio y poseen baja variabilidad genética.
- Presentan una alta diversidad de especies.
- En algunos países se cuenta con muestreos y análisis bien desarrollados, la

taxonomía de muchos grupos es bien conocida y las respuestas de varias especies a distintos contaminantes están bien documentada.

El uso de la composición de las comunidades de macroinvertebrados en los países de la Unión Europea, les ha permitido un conocimiento del estado ecológico de sus ríos y lagos, lo cual les sirvió de base para elaborar planes de manejo para sus ríos en los últimos veinte años. Para usar a estos organismos en la evaluación de la calidad del agua, se han usado distintos niveles de precisión. En Alemania, el sistema de evaluación se ha basado en el método saprobio que usa el nivel taxonómico de especie. En Bélgica, Francia, Gran Bretaña, Italia, Portugal, Dinamarca, Holanda e Irlanda, se han adoptado sistemas que llegan al nivel de orden, familia y en algunos casos a género. Una de las ventajas del método, es el poder realizar una evaluación rápida del ecosistema a bajo costo (Roldán, 2003), en general en Latinoamérica no es posible un sistema de evaluación refinado por el desconocimiento taxonómico de la fauna (exceptuando a Colombia), pero es posible comenzar a construir los primeros mapas de calidad del agua por regiones, para elaborar planes de recuperación de ecosistemas acuáticos deteriorados. En Colombia hay un mayor conocimiento de esta metodología porque se aplica hace unos 25 años, han comprobado que bajo el criterio cualitativo de ausencia y presencia a nivel de familia ha sido suficiente para conocer el estado ecológico del sistema (Roldán, 2003).

Los hábitats acuáticos de los macroinvertebrados son muy variados y a cada uno de ellos corresponde una comunidad determinada. Así por ejemplo, unos viven adheridos a la superficie de las rocas, pequeñas piedras, troncos sumergidos o restos de vegetación; otros habitan en las orillas, adheridos a la vegetación emergente o sumergida. Unos viven sobre la superficie del agua, en tanto que

otros nadan en ella como los peces. Otros se entierran en sustratos arenosos, fangosos o pedregosos. Unos prefieren corrientes rápidas.

2.1.2. MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS

Son aquellos organismos que pueden observarse a simple vista, que habitan en el fondo de los lagos y ríos adheridos a sustratos tales como rocas, piedras, plantas acuáticas o enterradas en el sustrato. (Roldan 1992); es decir aquellos que tienen un tamaño mayor a 0.5mm, dentro de esta categoría tenemos representantes de varias taxas: poríferos, hidrozoo, turbelarios, oligoquetos, hirudíneas, insectos, crustáceos, gasterópodos y bivalvos. Debido a que estos organismos ocupan hábitat con las características ambientales a las que están adaptadas, las comunidades que conforman, tienen una composición y estructura característica, pero si varía esas condiciones, se refleja en el cambio de la composición y estructura. Por lo que muchos de sus integrantes se comportan como indicadores ecológicos (Roldan 1992; Wetzel 1981).

En cualquier cuerpo de agua que haya sufrido procesos de contaminación, se observa una simplificación en las estructuras de las comunidades, las cuales cambian de complejas y diversas a comunidades bastante simples y poco diversas. En ese proceso se altera la cantidad de oxígeno disuelto, el pH, cantidad de iones disueltos y estos afectan gravemente a estos organismos. Es necesario conocer detalladamente la ecología de los diversos taxones de organismos acuáticos para poder determinar cuáles son los más afectados por los cambios o cuáles son los más tolerantes. La variación de las condiciones naturales del medio ambiente en sus aspectos físicos, químicos, causan variaciones en la estructura cuantitativa y cualitativa de las comunidades que habitan dichos lugares, siendo erradicadas las especies sensibles, manteniéndose las especies resistentes a los cambios ambientales, los que son

denominados como indicadores, los que ocupan los nichos inalterados o los nichos creados por la contaminación. Pero sin embargo se puede afirmar que los efemerópteros, plecópteros y tricópteros son indicadores de aguas limpias y que los anélidos y ciertos dípteros son indicadores de aguas contaminadas (Nevel y Wright 1999; Roldan 1992).

2.2. HISTORIA DE LA BIOINDICACIÓN

La historia en el uso de sistemas de bioindicación para definir la calidad de las aguas superficiales comenzaron hace más de un siglo con los trabajos de Kolenati (1848) and Cohn (1852)(citado por Liebmann,1962),que observaron que las especies y sus abundancias encontrados en aguas contaminadas diferían de aquellos encontrados en aguas limpias. En Europa han sido usados desde principios de siglo pasado sin embargo, sólo en la década de los 50 se tuvo mayor consideración en las respuestas que ofrecían plantas y animales como evidencia directa de la contaminación. Es así como sólo después de los años 80 los monitoreos biológicos comienzan a ser utilizados de manera extensiva en Estados Unidos. Paralelamente en Europa continuaba el desarrollo índices, siendo incorporados a todas las normativas individuales a nivel país, como a nivel de la Comunidad Europea, siendo los más difundidos el Índice Biotic Esteso (IBE) (Ghetti1986,2000),que es una modificación del Trent Biotic Index y que es aplicado por normativa en Italia. El Biological Monitoring Working Party (BMWP)(Armitage et al. 1983) del Reino Unido y modificado posteriormente para España (SBMWP)(Alba-Tercedor&Jiménez,1987). Paralelamente, Hilsenhoff (1977) adaptó el IB de Chutter (Chutter1972) desarrollado para ríos de Sudáfrica a ríos de Norteamérica, que con nuevas modificaciones entorno a la asignación de puntajes de tolerancia de la biota, da origen al BF, siendo en la actualidad uno

de los más utilizados.

Para Australia también existe un buen desarrollo iniciado en 1995 con los trabajos de (Norris and Norris,1995) sobre valoración de comunidades acuáticas, que va dando sustento al índice de macroinvertebrados SIGNAL(Chessman,2003) además del desarrollo de modelos predictivos, conjuntamente elaborados por parte del National River Health Program en la búsqueda de establecer PBR (Tiller&Metzelling2002), adaptando el RIVPACS a aguas australianas, llamado AUSRIVAS (AUStralian RIVER Assessment System). El índice SIGNAL es la media aritmética de valores asignados a las diversas familias de macroinvertebrados, como respuesta a la contaminación y es utilizado como herramienta de evaluación del AUSRIVAS, el cual es un modelo predictivo que se basa en la estructura comunitaria de familias de macroinvertebrados que debiera existir en un río con ciertas variables ambientales conocidas y sin impacto humano. Este índice ha mostrado una alta correlación con muchas variables físico-químicas de calidad de agua y tiene la capacidad de diferenciar entre sitios con diferentes grados y variedades de exposición antrópica.

Así, los índices numéricos para expresar el estado de calidad del agua de un río, utilizando macroinvertebrados bentónicos son numerosos y generalmente, han sido agrupados en tres tipos: bióticos, de diversidad y de similaridad. Los índices bióticos(IB),básicamente trabajan sobre la premisa de que la tolerancia a nivel de respuesta de los organismos, difiere según el tipo o concentración del contaminante al que han sido expuestos (Figueroaetal.2003). Si bien el grado de tolerancia es una condición individual de un taxon, esta suele evaluarse a nivel de comunidad en términos de presencia y ausencia de algunos de ellos, el número o proporción respecto al total de los taxa, o alguna otra medida de abundancia que permita asignar un puntaje individual, las

cuales indicarían si las condiciones físicas y/o químicas están fuera de sus límites naturales. La calidad biológica puede ser evaluada utilizando diferentes tipos de organismos: diatomeas, vegetación acuática y ribereña, invertebrados y peces, individualmente o todos ellos, pero la experiencia a nivel mundial ha mostrado que los macroinvertebrados bentónicos ofrecen innumerables ventajas sobre otros grupos biológicos (Cao et al. 1997).

2.3. ÍNDICES BIOLÓGICOS PARA DETERMINAR LA CALIDAD DEL AGUA DE LOS RÍOS

2.3.1. ÍNDICES DE DIVERSIDAD

Los índices de diversidad son expresiones matemáticas que usan tres componentes de la estructura de la comunidad: riqueza (número de especies presentes), equitatividad (uniformidad en la distribución de los individuos entre las especies) y abundancia (número total de organismos presentes), para describir la respuesta de una comunidad a la calidad de su ambiente. La suposición del uso de los índices de diversidad para el diagnóstico de ecosistemas es que los ambientes no alterados se caracterizan por tener una alta diversidad o riqueza, una distribución uniforme de individuos entre las especies y una moderada a alta cantidad de individuos. En ambientes contaminados con desechos orgánicos degradables, la comunidad generalmente responde con un descenso de la diversidad con pérdida de organismos sensibles, aumento en la abundancia de los organismos tolerantes las cuales ahora tienen una fuente enriquecida de alimentos, y por supuesto un descenso de la equitatividad. En contraste, la respuesta a tóxicos no degradables o polución acida, se traduce en un descenso tanto de la diversidad como de la abundancia así como en la eliminación de organismos sensibles, además que no hay fuentes adicionales de alimento para las formas tolerantes (Metcalf, 1989).

A pesar de la claridad del concepto sus resultados pueden variar dependiendo del método de muestreo, naturaleza del sustrato, época del año, por lo mismo para que los resultados puedan ser comparados es necesario estandarizar las variables que se consideran que puedan hacer variar los resultados. Se han desarrollado muchos índices para medir la diversidad dentro de ellos los más comúnmente empleados son:

- a. **ÍNDICE DE RIQUEZA DE ESPECIES (s):** Es la forma más sencilla de medir la biodiversidad, ya que toma en cuenta solamente el número de especies presentes, sin tomar en cuenta el valor de importancia de la misma. Para su cálculo es necesario tener el inventario de la comunidad. La mayoría de las veces se recurre a muestreo a fin de obtener los índices de riqueza específica.
- b. **ÍNDICE DE SIMPSON (λ):** Es considerado como una medida de dominancia, ya que se pondera según la abundancia de las especies más comunes, más que a partir de una medida de riqueza de especies (Magurran, 1988). Expresa la probabilidad de que dos individuos tomados al azar sean de la misma especie (Moreno, 2001), si dicha probabilidad es alta, la comunidad es poco diversa:

$$\lambda = \sum P_i^2$$

Siendo $p_i = n_i/N$, donde n_i es el número de individuos de la especie "i" y N es la abundancia total de las especies. Con otras palabras, p_i es la abundancia proporcional de la especie "i".

Este índice está fuertemente influido por la importancia de la especie más abundante y es menos sensible a la riqueza de especies, teniendo la

característica de que a medida que se incrementa, la diversidad decrece. El índice puede tomar valores comprendidos entre 0 y 1, valores inferiores al 0.2 indican una calidad muy buena del agua, mientras que si la valoración supera 0.6 la calidad del agua será deficiente o mala, se considera que es un indicador de polución orgánica, degradación en la morfología del río y degradación general (Magurran, 1988).

- c. **ÍNDICE DE SHANNON-WIENER (H')**: A veces incorrectamente denominado Índice de Shannon-Weaver (Krebs, 1985). Mide el grado promedio de incertidumbre en predecir a que especie pertenecerá un individuo escogido al azar de una colección, procede de la Teoría de la Información. Este índice relaciona el número de especies con la proporción de individuos pertenecientes a cada especie presente en la muestra. Sin embargo, ha sido criticado debido a que no considera aspectos importantes como la periodicidad y el tipo de muestreo, el nivel de la resolución taxonómica y porque responde de manera irregular a los cambios naturales del medio acuático. Matemáticamente se expresa como:

$$H' = -\sum p_i \ln_2 p_i$$

Siendo p_i la proporción de individuos de la especie i , es decir, $p_i = n_i/N$.

Para el cálculo de éste índice, se considera que los individuos deben ser muestreados al azar a partir de una población infinitamente grande, así como que todas las especies estén representadas en la muestra. Adquiere valor cero cuando hay una sola especie y el logaritmo de S cuando todas las especies están representadas por el mismo número de individuos. El valor máximo que adquiere en los ríos para las comunidades de invertebrados bénticos es de 4,5. Valores inferiores a 2,4-2,5 indican que el sistema está

sometido a tensión (vertidos, dragados, canalizaciones, regulación por embalses, etc.). Es un índice que disminuye mucho en aguas muy contaminadas. Por tanto, cuanto mayor valor tome el índice de Shannon-Wiener, mayor calidad tendrá el agua objeto de estudio.

- d. **ÍNDICE DE PIELOU (J):** Mide la proporción de la diversidad observada con relación a la máxima diversidad y está representada mediante la siguiente ecuación:

$$J = \frac{H'}{H'_{\max}}$$

Donde H' es el índice de diversidad de Shannon-Wiener y H'_{\max} es la diversidad en la que todas las especies fueran igualmente abundantes. Su valor va de 0 a 1,0, donde 1,0 representa una situación en la que todas las especies presente son igualmente abundantes (Magurran, 1988).

2.3.2. ÍNDICES BIÓTICOS

Desde el punto de vista biótico, estos índices abarcan los aspectos de saprobiedad, combinando diversidad de especies con información cualitativa sobre la sensibilidad ecológica de taxones de individuos, en una expresión numérica. El término saprobio se refiere a la capacidad que tienen ciertos organismos de vivir en determinados niveles de contaminación, se distinguieron tres zonas: Polisapróbica, Mesosapróbica y la Oligosapróbica.

En la mayoría de los índices se calcula un puntaje basado en la tolerancia de cada taxón de una comunidad de macroinvertebrados y en una medida de su abundancia. Se han usado distintos niveles de categoría taxonómica para asignar los puntajes de tolerancia. Sin embargo, se sabe que el grado de tolerancia de muchos macroinvertebrados bentónicos difiere dentro de la familia

y más aún entre géneros. Los índices bióticos ya se han incorporado en varios países en los monitoreos biológicos, algunos de ellos son BMWP (Biological Monitoring Working Party), IBF (Índice Biótico de Familia) y de SIGNAL (Stream Invertebrates Grade Number-Average Level), tal como lo señala Roldan (2003).

a. INDICE BIOTICO DE FAMILIA (IBF)

Esta metodología fue desarrollada por Chutter (1972) para ríos de Sudáfrica y levemente modificada por Hilsenhoff (1988), tal como lo señala Roldan (2003). Este índice es muy útil en el análisis de la calidad del agua y de fácil cálculo, debido a que necesita la identificación de la comunidad solo a nivel de familia, por lo que las claves que se emplean para la identificación de los macroinvertebrados capturados son mucho más fáciles de manejar y consecuentemente más fácil la identificación de los organismos.

Para aplicar esta metodología y obtener los puntajes respectivos que finalmente darán información sobre la calidad del agua se debe tener la siguiente información:

- La taxonomía de los organismos a nivel de familia
- Abundancias de los organismos capturados, y
- Puntajes de tolerancia (ya propuestas tal como se señala en la Tabla N° 01);

Una vez disponible dicha información se aplica la siguiente fórmula:

$$IBF = \frac{\sum n f_i}{N}$$

Dónde:

- N : Número total de organismos en la muestra
 n_i : Número de Individuos en una familia
 t_i : Puntaje de tolerancia de cada familia

Tabla 01. Puntajes de tolerancia de los macroinvertebrados para el IBF

ORDEN O CLASE	FAMILIA	VALOR TOLERANCIA
DIPTERA	Athericidae	2
	Blephariceridae	0
	Ceratopogonidae	6
	Chironomidae (rojos)	8
	Chironomidae (rosados)	6
	Dolichopodidae	4
	Empididae	6
	Muscidae	6
	Psychodidae	10
	Simuliidae	6
	Tabanidae	6
Tipulidae	3	
PLECOPTERA	Gripopterygiidae	1
	Perlidae	1
EPHEMEROPTERA	Baetidae	4
	Leptophlebiae	2
	Trycorythidae	4
COLEOPTERA	Helmidae	4
	Psephenidae	4
MEGALOPTERA	Corydalidae	3*
	Sialidae	4
TRYCOPTERA	Glossosomatidae	0
	Helicopsychidae	3
	Helicophidae	6
	Hydropsychidae	4
	Hidrobiosidae	0
	Hydroptilidae	4
	Leptoceridae	4
BASOMMATOPHORA	Amnicolidae	6
	Lymnaeidae	6
	Physidae	8
	Chilinae	6
HAPLOTAXIDA		10"
LUMBRICULIDA		8
HIRUDINEA		10

Luego los valores del IBF se expresan en 7 clases de calidad, tal como se

observa en la Tabla 02.

Tabla 2. Valores del Índice Biótico de Familia (IBF) expresados en 7 clases de calidad de agua.

CLASE	RANGOS DEL IBF	CALIDAD DEL AGUA	COLOR
I	< 3.75	Excelente	Celeste
II	3.76 - 4.25	Muy bueno	Azul
III	4.26 - 5.0	Buena	Verde
IV	5.01 - 5.75	Regular	Amarillo
V	5.76 - 6.50	Relativamente mala	Café
VI	6.51 - 7.25	Mala	Naranja
VII	> 7.26	Muy mala	Rojo

b. INDICE BIOLOGICAL MONITORING WORKING PARTY (BMWP):

Para la aplicación de los índices BMWP (Biological Monitoring Working Party) modificado por Zuñiga de Cardoso (1997) en Domínguez y Fernández (1998), las cuales se calculan sumando las puntuaciones de los distintos grupos faunísticos consignados en cada punto de muestreo. La mayor o menor puntuación asignada a un taxón está en función de su mayor o menor sensibilidad a la contaminación orgánica. Con los valores obtenidos se lleva a una tabla de calidad de agua para ambos índices, la diferencia de su aplicación radica en que el BMWP se incorporaron algunas familias de macroinvertebrados producto de su modificación para la adaptación a la fauna colombiana y además cambian

algunas puntuaciones de familias presentes en estos índices.

Tabla 4. Puntuaciones asignadas a las diferentes familias de macroinvertebrados acuáticos para ríos de Chile mediterráneo (ChBMWP) (modificado de Alba-Tercedor, 1996).

Familias	Puntaje
Austroperlidae, Diaphipnoidae, Eustheniidae, Gripopterygiidae, Notonemouridae, Perlidae, Leptophlebiidae, Siphonuridae, Ameletopsidae, Oligoneuridae, Anomalopsychidae, Calamoceratidae, Helicophidae, Kokriidae, Leptoceridae, Phylorhynchidae, Sericostomatidae, Stenopsychidae, Tasiimidae, Corydalidae, Athericidae, Blephariceridae, Limnichidae, Psephenidae	10
Oniscigastridae, Phylopotamidae, Glossosomatidae, Lestidae, Calopterygidae, Gomphidae, Aeshnidae, Cordulidae, Libellulidae, Parastacidae	8
Enomidae, Hydrobiosidae, Polycentropodidae, Limnephilidae	7
Hydroptilidae, Coenagrionidae, Petaluridae, Aegiidae, Hyallelidae, Ancyliidae, Chilinidae, Iridea	6
Hydropsychidae, Tipulidae, Simulidae, Dryopidae, Elmidae, Tricladia* Amnicolidae, Leptohyphidae	5
Baetidae, Caenidae, Sialidae, Tabanidae, Stratiomyidae, Empididae, Dixidae, Ceratopogonidae, Limoniidae, Psychodidae, Haliplidae, Curculionidae, Belostomatidae, Hydracarina, Muscidae	4
Hydrophilidae, Dytiscidae, Gyrinidae, Gerridae, Notonectidae, Corixidae Limnaeidae, Physidae, Planorbidae, Sphaeridae, Janiiridae, Hirudinea*	3
Chironomidae, Culicidae, Ephydriidae	2
Syrphidae, Oligochaeta	1

Tabla 5. Clases de calidad, significado de los valores BMWP y colores a utilizar en representaciones cartográficas.

CLASE	VALOR (BMWP)	SIGNIFICADO	COLOR
I	> 150	Aguas muy limpias (Muy Buena calidad)	Azul
	101-120	Aguas no contaminadas o no alteradas de modo sensible	
II	61-100	Son evidentes algunos efectos de contaminación. (Buena calidad)	Verde

III	36-60	Aguas contaminadas(Calidad Media)	Amarillo
IV	16-35	Aguas muy contaminadas(Escasa calidad)	Naranja
V	<15	Aguas fuertemente contaminadas(Calidad Mala)	Rojo

c. INDICE SIGNAL

Para el cálculo de éste índice se tiene que identificar las familias por segmento o estación de muestro, a las cuales se les ha asignado un valor de tolerancia (según Tabla 6), que ha sido adaptada para Chile por Figueroa (2004). Las tolerancias de cada familia por estación son sumadas y se obtiene un valor total el cual es dividido por el total de familias registradas, obteniendo una razón que asigna un puntaje (score) que de acuerdo a la Tabla 7, corresponde a 5 clases de calidad ambiental. Esta misma adaptación fue realizada para Australia, ajustados valores de tolerancia y denominándolo SIGNAL (Stream Invertebrates Grade Number-AverageLevel), por lo que la aplicación en Chile ha determinado que es índice sea denominado ChSIGNAL, incorporando "Ch" para diferenciarlo del resto de índices ya que ha sido adaptado a las condiciones de dicho país.

En estudios realizados en Chile reportado por CONAMA (2007) se ha podido determinar la existencia de una buena correlación entre el índice SIGNAL y la mayoría de las variables de calidad de agua consideradas en el estudio, lo que permitió validar este índice biótico como un indicador integrativo de la calidad de agua de la cuenca del río Maipo, por lo tanto con la capacidad de diferenciar entre sitios con diferentes grados y variedades de exposición antrópica, demostrado ser muy útil para evaluar la recuperación de sistemas fluviales donde se han aplicado medidas de abatimiento de efluentes industriales.

Valores de tolerancia para macroinvertebrados bentónicos dulceacuícolas para ríos de Chile (ChSIGNAL, modificado de Alba-Tercedor 1996).

	Familias Presentes	Puntuación
P	Austroperilidae, Diaphipnoidae, Eustheniidae, Notonemoundae, Perilidae	10
E	Nesameletidae, Ameletopsidae, Coloburiscidae	
T	Anomalopsychidae, Calamoceratidae, Heilicophidae, Kokriidae, Philopotamidae	
T	Sericostomatidae, Stenopsychidae,	
D	Blephariceridae	9
C	Limnichidae, Psephenidae	
E	Leptophlebiidae	
T	Glossosomatidae, Limnephilidae	8
D	Athericidae, Dixidae	
E	Oniscogastridae	
T	Phylomeytidae, Polycentropodidae, Tasiimidae	
O	Calopterygidae, Libellulidae	7
Cr	Parastacidae	
P	Gripopterygidae	
T	Ecnomidae, Hydrobiosidae, Leptoceridae	6
O	Lestidae, Gomphidae, Corduliidae, Coenagrionidae	
T	Hydroptilidae	
D	Ceratopogonidae	
O	Petaluridae, Aeshnidae	5
C	Elmidae	
Cr	Aeglidae, Hyalinelidae	
Ml	Ancyliidae, Chilinidae, Hyriidae	4
E	Baetidae	
T	Hydropsychidae	
Mg	Corydalidae	
D	Tipulidae, Simuliidae	3
C	Dryopidae, Gyrinidae	
Tu	Turbellaria *	
Ml	Amnicolidae	2
E	Caenidae	
Mg	Sialidae	
D	Tabanidae, Stratiomyidae, Empididae, Limoniidae, Psychodidae	
C	Halipidae, Curculionidae, Psephenidae	1
H	Belostomatidae	
A	Acari*	
C	Hydrophilidae, Dytiscidae, Hydroptilidae	1
H	Gerridae, Notonectidae, Corixidae	
Ml	Lymnaeidae, Physidae, Planorbidae, Sphaeriidae	
Cr	Janiidae	
Hl	Hydroneuridae	2
D	Chironomidae, Culicidae, Ephemeridae	
D	Syrphidae	
Ol	Oligochaeta	1

Se han eliminado aquellas que no se encuentran en Chile, así como incorporado otras asignando puntajes de tolerancia de acuerdo a datos de Hilsenhoff (1988), Bode (1988), Lennat (1993), Roldán (1999), Chessman (1995, 2003), Tiller & Metzeling (2002), Mackie (2004), Prat et al. (2000) y Figueroa et al. (2003). (Tabla tomada de Figueroa et al. 2007, modificada de Alba-Tercedor 1996. *: Todas las familias se consideran dentro del grupo. Las tetrasmayúsculas en la primera columna indican el orden y/o clase para facilitar la búsqueda).

Tabla 07.- Clases de calidad para SIGNAL, su relación con las características ambientales y el color para su representación cartográfica.

Clase	ChSIGNAL	Características ambientales	Color
I	>7	Muy Bueno, No perturbado	Azul
II	6-7	Bueno, Moderadamente perturbado	Verde
III	5-6	Regular, Perturbado	Amarillo
IV	4-5	Malo, Muy perturbado	Naranja
V	<4	Muy malo, fuertemente perturbado	Rojo

2.4. CARACTERÍSTICAS FISICOQUÍMICAS DEL AGUA:

2.4.1. Sólidos disueltos totales

Las corrientes transportan materiales, principalmente sólidos disueltos o sólidos suspendidos. Los primeros se refieren a la materia orgánica en forma iónica y los segundos, a la materia orgánica como detritus y de origen aluvial como restos de rocas, arcilla, arena y similares. Los sólidos suspendidos pueden verse a simple vista como pequeñas partículas y son los que dan turbiedad al agua. Desde el punto de vista ecológico, aguas con elevadas cantidades de sólidos disueltos indican alta conductividad que puede ser un factor limitante para la vida de muchas especies por estar sometidas a una presión osmótica. Por su parte un alto contenido de sólidos en suspensión o alta turbiedad, también es limitante para el ecosistema acuático ya que impide el paso de los rayos solares, daña y tapona el sistema de intercambio gaseoso en los animales acuáticos y destruye su hábitat natural (Margalef 1983; Roldan 1992).

2.4.2. Alcalinidad

Este parámetro está íntimamente ligado con las formas en la cual se encuentran el dióxido de carbono. Cuando el CO₂ penetra en el agua, rápidamente se hidrata

formando el ácido carbónico. La alcalinidad es una medida de la capacidad del agua para neutralizar ácidos (capacidad amortiguadora), esto es atribuible en gran medida a los bicarbonatos, hidróxidos y carbonatos. Es por esta característica que las aguas naturales tienen la capacidad de resistir a los cambios radicales de pH (Miller 1994; Roldan 1992).

2.4.3. Cloruros

Los cloruros ocupan un tercer lugar del porcentaje de los aniones en el agua, estos por lo general expresan la salinidad, por lo mismo es un factor importante en la distribución geográfica de los organismos. La determinación de los cloruros es una prueba relativamente sencilla: se utiliza el cromato de potasio como indicador (amarilla) y se titula con nitrato de plata hasta la obtención de un color anaranjado o rojo ladrillo, (Roldan 1992).

2.4.4. Dióxido de carbono

EL CO_2 en el agua se encuentra en equilibrio con la que se halla en la atmósfera. En el agua es el resultado de los procesos de descomposición y respiración, así como aquella que ingresa de la atmósfera. El dióxido de carbono juega dos papeles importantes en el agua: primero está relacionado con la capacidad buffer del agua, lo que permiten que no representen cambios bruscos de pH en el agua, y el segundo, es que constituye la materia prima para la fotosíntesis (Roldan 1992; Wetzel 1981).

2.4.5. Dureza cálcica

La determinación de la dureza debida únicamente al calcio se hace a pH elevado (12-13), en este rango de pH, el magnesio precipita como $\text{Mg}(\text{OH})_2$ y no interviene en la reacción; además el indicador utilizado para esta determinación solo se combina con el calcio.

El indicador murexida se emplea para determinar la dureza debida al Ca^{+2} , vira de rojo claro (cuando forma el complejo con el Ca^{+2}) a violeta (cuando está libre).

2.4.6. Dureza magnésica

La diferencia entre la dureza total y la dureza cálcica (expresada ambas como mg/L de CaCO_3), da directamente la dureza magnésica.

2.4.7. Dureza total

En las aguas continentales está determinada por la concentración de metales alcalinotérreos originados por depósitos calcáreos de la superficie terrestre. Los iones de calcio y magnesio se combinan fácilmente con los bicarbonatos y carbonatos, dando origen a la dureza temporal y con los sulfatos, cloruros, nitratos lo que se conoce como dureza permanente. Debido a que en las aguas naturales los iones más comunes son los de Ca^{++} y Mg^{++} la dureza se define como la concentración de estos iones expresados como carbonato de calcio (Cole 1988; Roldan 1992).

2.4.8. Fosfatos

Es un elemento que juega un papel importante para los seres vivos, sin embargo es el que se presenta en menor cantidad. El fósforo en las aguas se presenta principalmente bajo la forma de ortofosfato (forma disuelta) y en un porcentaje menor bajo la forma particulada (como organismos vivos, compuestos orgánicos). La forma de ortofosfato es la más importante, puesto que de esta manera puede ser absorbida por las plantas y el fitoplancton (Roldan 1992).

2.4.9. Oxígeno

La determinación del oxígeno disuelto en las aguas continentales es de mayor

interés, pues depende de un conjunto de factores ecológicos, así como determina la presencia de organismos superiores. la turbulencia actividad de los organismos autótrofos , la respiración, reducción y oxidación generada por las bacterias son los principales factores que afectan su concentración en las aguas. El método de Winckler es el más usado actualmente, la precisión de este método varia de 0.1 a 0.6%, debiéndose los errores a la presencia de sustancias que interfieren como grasas y el SH₂ (Cole 1988; Roldan 1992).

III. MATERIALES Y MÉTODOS

1. UBICACIÓN DE LA ZONA DE ESTUDIO

La presente investigación se llevó a cabo a lo largo del curso del río Alameda.

Políticamente se halla ubicado de la siguiente manera :

REGIÓN : Ayacucho
PROVINCIA : Huamanga
DISTRITOS : Carmen Alto
Jesús Nazareno
Ayacucho

A lo largo del río estudiado se ubicaron 6 puntos de muestre total como se detalla en la siguiente tabla:

Tabla 06.- Ubicación geográfica de las seis zonas de muestreo en el curso del río Alameda

Nº	DESCRIPCIÓN	ESTE (UTM)	NORTE (UTM)	ALTITUD (m.s.n.m.)
I	Altura Puente Pérez	583210	8542349	2836
II	Altura Andamarca	583700	8543341	2781
III	Luego de Alameda	583867	8544147	2740
IV	Altura Puente San Sebastián	584436	8544717	2708
V	Antes PTAR Totorá	585775	8546619	2626
VI	Luego de PTAR Totorá	586027	8547145	2615

2. POBLACIÓN Y MUESTRA:

2.1. POBLACIÓN:

Comunidad macroinvertebrada bentónica y agua del río Alameda

2.2. MUESTRA:

30 muestras de la comunidad macroinvertebrada bentónica y agua colectadas en seis zonas de muestreo durante 5 meses, con una frecuencia mensual en los meses de noviembre, diciembre del 2009 y de enero a abril del 2010.

3. MATERIALES Y PROCEDIMIENTOS

3.1. Colección del material biológico

Antes de iniciar la colección de las muestras, se ubicaron zonas de muestreo de manera determinística, determinada fundamentalmente por la magnitud de la contaminación observada. A partir de cada zona de muestreo, se colectaron muestras de puntos que se ubicaron de manera aleatoria, haciéndose las colecciones de manera mensual.

Para la recolección de muestras de organismos macroinvertebrados bentónicos se empleó una red de tipo Surber con un área de muestreo 40 x 30cm y con una luz de malla de 0.5mm.

Para la toma de una muestra se procedió de la siguiente manera: la captura de los macroinvertebrados se realizó por tres veces tratando de abarcar en la misma zona, lugares semejantes, por el tipo de sustrato y velocidad de la corriente, las que posteriormente fueron homogenizados al ser transferidos a las bolsas de polietileno.

Para la determinación de la calidad físico químico del agua se tomaron muestras representativas en frascos de 500mLde capacidad el cual se trasladó al laboratorio para su respectivo análisis.

3.2. Características físicas y químicas de agua a determinar:

Las características fisicoquímicas determinadas en las muestras de agua, se muestran en la siguiente tabla:

Tabla 07: Características fisicoquímicas determinados considerados en las muestras de agua colectadas del río Alameda, Ayacucho 2009 - 2010

CARACTERÍSTICA	UNIDAD	MÉTODO	COMENTARIO
Alcalinidad total	mg/L CaCO ₃	Volumétrico	Titulación H ₂ SO ₄
Cloruro	mg Cl/l	Volumétrico	Titulación AgNO ₃
Conductividad	uS/cm	Electrométrico	
Dióxido de carbono	mg/L	Ploteo	Indirecto
Dureza Total	mg/l CaCO ₃	Volumétrico	Titulación EDTA
pH		Peachimetro	In situ
Sólidos Disueltos Totales	mg/L	Conductímetro	
Turbidez	N.T.U	Turbidímetro	Lectura directa
Nitrógeno amoniacal	mg/L	Comparativo	

3.3. Identificación de los organismos macroinvertebrados bentónicos

Para la identificación de los organismos componentes de la comunidad macroinvertebrada bentónica colectados, se empleó las claves propuestas por Roldan (1988) y Fernández y Domínguez (2001).

3.4. Preservación de muestras

Los organismos macroinvertebrados bentónicos colectados mediante el empleo de la red tipo Surber, fueron preservados en alcohol etílico al 90% al cual se añadió una gota de glicerina para mantener blandas y flexibles las estructuras de los organismos.

Para el caso de las aguas, no se utilizó ningún preservante puesto que su análisis fue realizado dentro de las 24 luego de su colección, en todo caso para evitar posibles variaciones durante el lapso de tiempo entre la toma de muestra y el análisis del mismo, las muestras se mantuvieron en refrigeración entre 5 a 2 °C y en un ambiente oscuro.

4. ANÁLISIS ESTADÍSTICO

Los análisis estadísticos realizados fueron:

- a. Prueba de comparación de medias de Kruskal- Wallis: Con la finalidad de detectar posibles diferencias entre los índices bióticos empleados.
- b. Regresión correlación de Sperman: Para determinar la existencia de asociación lineal entre los índices bióticos empleados, así como entre los índices bióticos y las características fisicoquímicas de las aguas, con la finalidad de identificar a los más sensibles frente a la gradiente de éstos.

IV. RESULTADOS

Tabla 08.- Total de organismos hallados en la comunidad macroinvertebrada bentónica colectados de seis zonas ubicadas en el curso del río Alameda, Ayacucho 2010.

ORDEN	FAMILIA	GENERO/TAXA	Zona de muestreo						P*
			A	B	C	D	E	F	
Diptera	Psychodidae	<i>Clogniasp.</i>	0	0	0	1	92	215	0,000
	Chironomidae	<i>Sp1</i>	280	261	326	198	35	38	0,004
		<i>Sp2</i>	0	0	4	0	36	79	0,000
	Simuliidae	<i>Paraustrasimuliumsp.</i>	1664	2393	2421	655	348	493	0,009
Muscidae	<i>Lispesp.</i>	0	0	5	4	18	10	0,002	
Ephemeroptera	Baetidae	<i>Americabaetissp.</i>	349	454	262	28	16	12	0,002
		<i>Andesiopssp.</i>	72	67	109	20	5	2	0,000
	Trycorythidae	<i>Leptohyphessp.</i>	25	16	8	0	0	0	0,000
	Leptophlebiae	<i>Meridialarissp.</i>	9	8	0	0	0	0	0,001
Plecoptera	Perlidae	<i>Anacroneuriasp.</i>	3	0	0	0	0	0	0,066
Coleoptera	Helmidae	<i>Heterelmissp.</i>	93	65	75	31	26	12	0,034
Megaloptera	Corydalidae	<i>Corydalussp.</i>	28	11	5	0	0	0	0,000
Trichoptera	Hydropsychidae	<i>Smicrideasp.</i>	14	10	8	1	4	0	0,037
	Glossosomatidae	<i>Mortoniellasp.</i>	28	32	34	5	1	1	0,001
	Hydroptilidae	<i>Ochrotrichiasp.</i>	78	49	29	1	0	0	0,000
	Hidrobiosidae	<i>Atopsychesp.</i>	7	10	2	2	0	0	0,005
Basommatophora	Physidae	<i>Physasp.</i>	0	0	0	0	20	3	0,026
Aplotaxida	Tubificidae	<i>Tubifex sp.</i>	0	0	1	17	127	104	0,000
Lumbriculida	Lumbriculidae	<i>Lumbriculussp.</i>	6	3	4	0	4	8	0,438
Hirudiniformes	Hirudinea	<i>Sp1</i>	0	0	0	0	4	4	0,204

* Significancia de la Prueba de Kruskal-Wallis

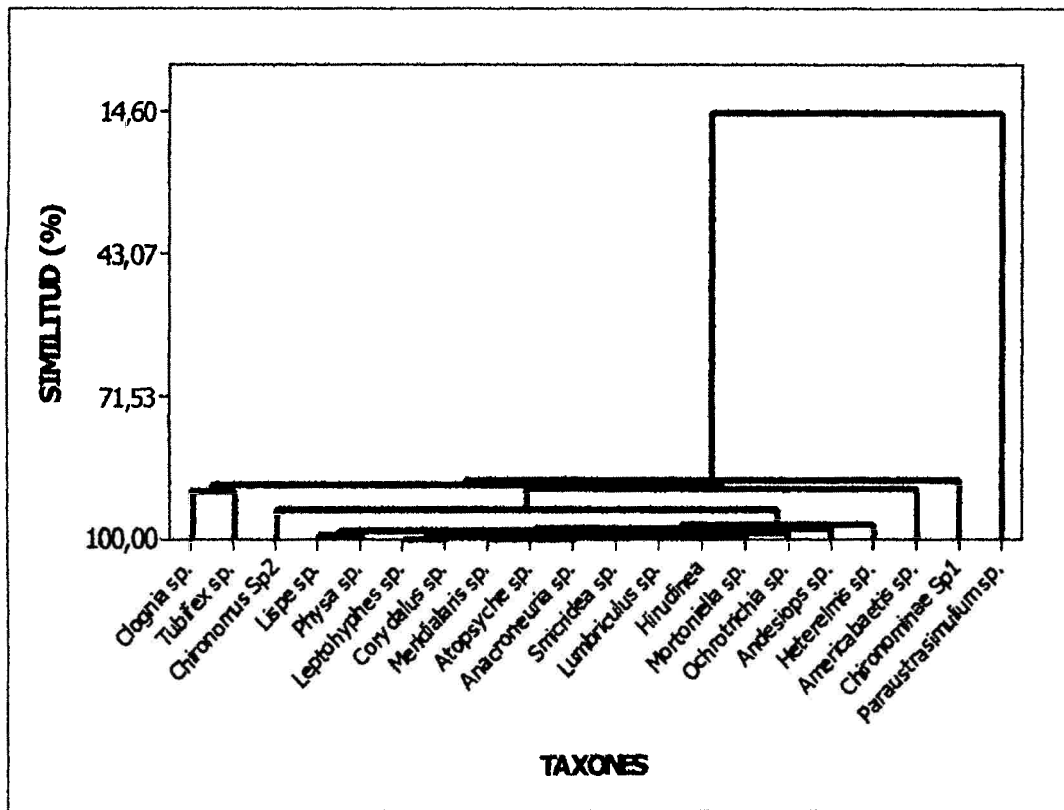


Gráfico 01.- Dendrograma de similitud de los taxones de la comunidad macroinvertebrada bentónica hallados en seis zonas de muestreo ubicados en el curso del río Alameda, Ayacucho 2010.

Tabla 09.- Estadísticos descriptivos para los índices de diversidad de la comunidad macroinvertebrada bentónica hallada en seis zonas ubicados en el curso del río Alameda, Ayacucho 2010.

INDICES DE DIVERSIDAD	ZONAS DE MUESTREO	N	Media	Desv. típica	Error típico	Intervalo de confianza (95%)		Mínimo	Máximo
						Límite inferior	Límite superior		
Índice de Simpson	A	5	0,41	0,14	0,06	0,24	0,59	0,25	0,62
	B	5	0,50	0,20	0,09	0,25	0,74	0,33	0,84
	C	5	0,53	0,10	0,05	0,40	0,65	0,44	0,69
	D	5	0,51	0,16	0,07	0,31	0,71	0,31	0,75
	E	5	0,32	0,10	0,05	0,19	0,44	0,22	0,49
	F	5	0,33	0,10	0,04	0,21	0,46	0,26	0,50
	Total	30	0,43	0,15	0,03	0,38	0,49	0,22	0,84
índice de Shannon_Weaner (bits/indiv.)	A	5	1,34	0,32	0,14	0,94	1,74	0,92	1,77
	B	5	1,12	0,42	0,19	0,60	1,64	0,41	1,51
	C	5	1,04	0,17	0,08	0,83	1,25	0,77	1,22
	D	5	1,01	0,27	0,12	0,67	1,35	0,59	1,36
	E	5	1,55	0,21	0,10	1,28	1,81	1,20	1,74
	F	5	1,44	0,18	0,08	1,22	1,67	1,13	1,59
	Total	30	1,25	0,33	0,06	1,13	1,37	0,41	1,77
Índice de Pielou	A	5	0,53	0,13	0,06	0,37	0,69	0,36	0,69
	B	5	0,46	0,18	0,08	0,24	0,69	0,17	0,61
	C	5	0,45	0,10	0,04	0,32	0,57	0,29	0,54
	D	5	0,50	0,17	0,08	0,29	0,72	0,29	0,76
	E	5	0,69	0,11	0,05	0,55	0,83	0,52	0,79
	F	5	0,65	0,11	0,05	0,51	0,78	0,47	0,74
	Total	30	0,55	0,16	0,03	0,49	0,60	0,17	0,79

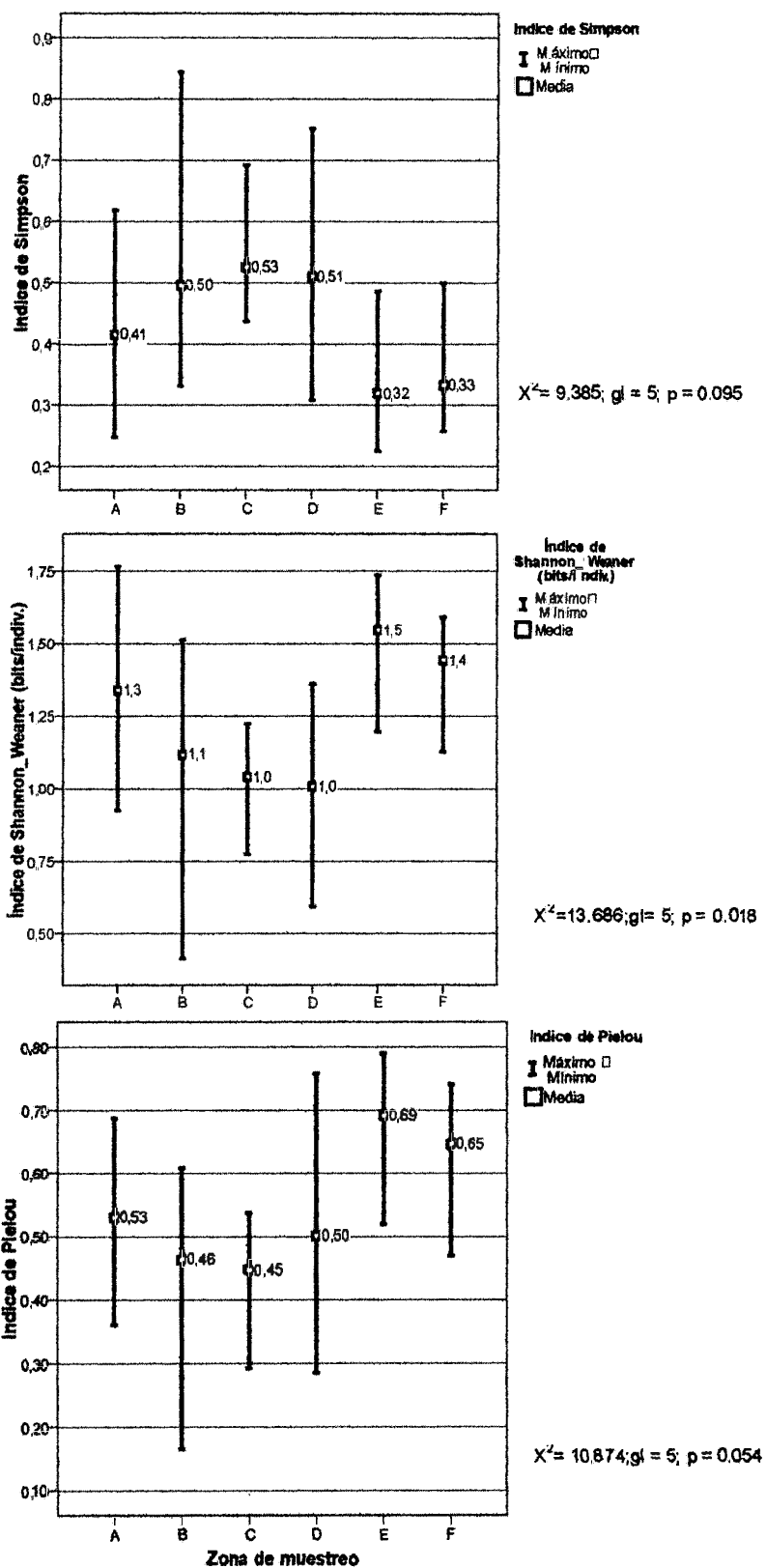


Gráfico 02.- Variación de los índices de diversidad de la comunidad macroinvertebrada bentónica hallados en seis zonas de muestreo ubicados a lo largo del curso del río Alameda, Ayacucho 2010

Tabla 10.- Valores promedios de los índices bióticos IBF, BMWP y SIGNAL y calidad de agua en seis zonas ubicadas a lo largo del curso del río Alameda, Ayacucho 2010

IBF (ÍNDICE BIÓTICO DE FAMILIA)				
ZONA DE MUESTREO	CLASE	PUNTAJE PROMEDIO	CALIDAD DEL AGUA	COLOR
A	IV	5,38	Regular	Amarillo
B	IV	5,36	Regular	Amarillo
C	IV	5,46	Regular	Amarillo
D	IV	5,69	Regular	Amarillo
E	VII	7,52	Muy mala	Rojo
F	VII	7,83	Muy mala	Rojo
BMWP (BIOLOGICAL MONITORING WORKING PARTY)				
ZONA DE MUESTREO	CLASE	PUNTAJE PROMEDIO	CALIDAD DEL AGUA	COLOR
A	II	69,20	Son evidentes algunos efectos de contaminación (buena calidad)	Verde
B	II	60,20	Son evidentes algunos efectos de contaminación (buena calidad)	Verde
C	III	50,00	Aguas contaminadas (Calidad Media)	Amarillo
D	III	30,00	Aguas muy contaminadas (Escasa calidad)	Amarillo
E	V	31,00	Aguas muy contaminadas (Escasa calidad)	Rojo
F	V	30,60	Aguas muy contaminadas (Escasa calidad)	Rojo
SIGNAL (STREAM INVERTEBRATES GRADE NUMBER-AVERAGE LEVEL)				
ZONA DE MUESTREO	CLASE	PUNTAJE PROMEDIO	CALIDAD DEL AGUA	COLOR
A	IV	5,33	Regular, perturbado	Amarillo
B	IV	5,22	Regular, perturbado	Amarillo
C	IV	4,64	Malo, muy perturbado	Naranja
D	IV	4,05	Malo, muy perturbado	Naranja
E	VII	3,37	Muy malo, fuertemente muy perturbado	Rojo
F	VII	3,41	Muy malo, fuertemente muy perturbado	Rojo

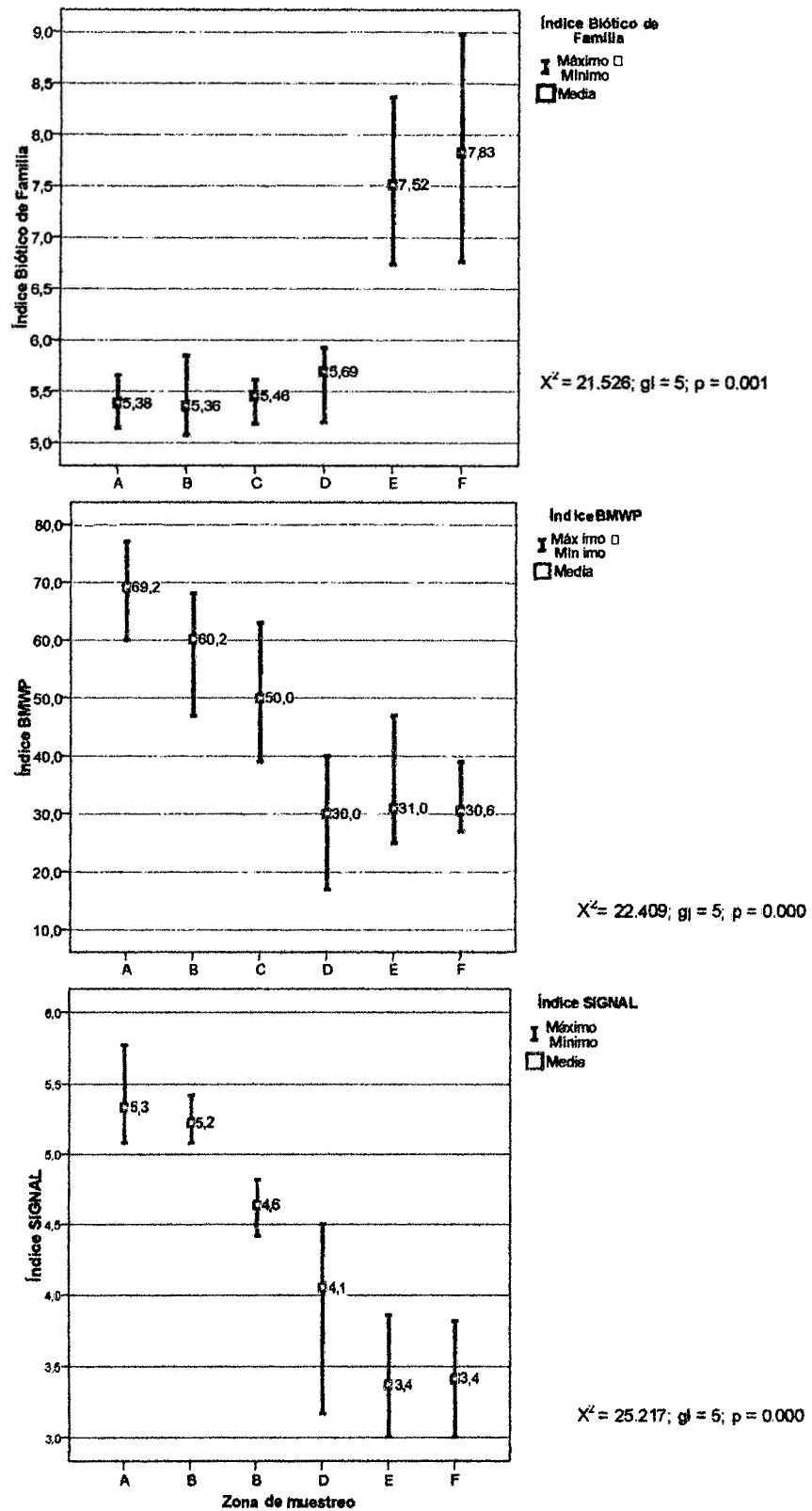


Gráfico 03.- Variación de los índices bióticos en función de la comunidad macroinvertebrada bentónica hallados en seis zonas de muestreo ubicados a lo largo del curso del río Alameda, Ayacucho 2010.

Tabla 11.- Coeficientes de correlación (Sperman) entre los índices bióticos y de diversidad basados en la comunidad macroinvertebrada bentónica, hallados en seis zonas ubicadas en el curso del río Alameda, Ayacucho 2010.

	Índice de Simpson	Índices de Shannon	Índice de Pielou	IBF	BMWP	SIGNAL
Índice de Simpson						
Índices de Shannon	-0,9334**					
Índice de Pielou	-0,8835**	0,8923**				
IBF	-0,2129	0,2436	0,3424			
BMWP	0,2917	-0,2497	-0,5748**	-0,6185**		
SIGNAL	0,2585	-0,2974	-0,4397*	-0,7538**	0,8044**	

* : Significativo

** : Altamente significativo

Tabla 12.- Características fisicoquímicas promedio de las aguas colectadas de seis puntos de muestreo ubicadas en el curso del río Alameda, Ayacucho 2010

CARACTERÍSTICAS FISICOQUÍMICAS	Zona de muestreo						P*
	A	B	C	D	E	F	
Alcalinidad Total (mg CaCO ₃ /L)	109,4	114,8	124,6	188,5	239,0	241,6	0,0002
Dureza Total (mg CaCO ₃ /L)	112,0	141,0	172,8	221,8	338,4	359,2	0,0036
Dureza Cálcica (mg CaCO ₃ /L)	66,2	70,0	78,6	139,8	233,4	152,4	0,0005
Dureza Magnésica (mg MgCO ₃ /L)	45,8	71,0	94,2	82,0	122,2	179,6	0,0259
Cloruros (Cl ⁻²)	10,9	12,7	13,9	13,3	23,4	41,7	0,0458
Nitrógeno amoniacal (mg/L)	0,8	1,2	1,1	1,7	36,6	120,0	0,0003
pH	8,4	8,3	8,2	7,5	7,7	7,8	0,0008
Conductividad Eléctrica (uMhos/cm)	244,6	270,4	286,0	311,1	446,4	664,4	0,0007
Sólidos disueltos totales (mg/L)	125,1	138,4	147,5	162,3	319,5	406,8	0,0003

* : Prueba de KruskalWallis ($\alpha=0.05$)

Tabla 13.- Coeficientes de correlación (Sperman) de los índices bióticos y de diversidad con la características fisicoquímicas del agua de seis zonas ubicadas en el curso del río Alameda, Ayacucho 2010.

CARACTERÍSTICAS FÍSICOQUÍMICAS	ÍNDICE DE SIMPSON	ÍNDICES DE SHANNON	ÍNDICE DE PIELOU	IBF	BMWP	SIGNAL
Alcalinidad Total (mg CaCO ₃ /L)	-0,3168	0,3983*	0,4728**	0,7712**	-0,7488**	-0,8800**
Dureza Total (mg CaCO ₃ /L)	0,0948	-0,0172	0,0360	0,7632**	-0,5031**	-0,7586**
Dureza Cálcica (mg CaCO ₃ /L)	-0,1978	0,1805	0,2409	0,7413**	-0,6741**	-0,8518**
Dureza Magnésica (mg MgCO ₃ /L)	0,1543	-0,0900	-0,0434	0,7288**	-0,3760*	-0,5948**
Cloruros (Cl ⁻²)	0,2091	-0,1748	-0,2270	0,4866**	-0,1233	-0,4562**
Nitrógeno amoniacal (mg/L)	-0,1135	0,1625	0,2079	0,7995**	-0,6349**	-0,8325**
pH	0,3549	-0,2456	-0,4022	-0,6049**	0,7969**	0,7282**
Conductividad Eléctrica (uMhos/cm)	-0,0848	0,1397	0,2679	0,8254**	-0,6904**	-0,7812**
Sólidos disueltos totales (mg/L)	-0,0616	0,1212	0,2351	0,8093**	-0,7054**	-0,8408**

* : Significativo

** : Altamente significativo

V. DISCUSIÓN

En la Tabla 08 se muestra la composición y la abundancia de la comunidad macroinvertebrada bentónica hallada en seis zonas de muestreo ubicadas en el curso del río Alameda, comprendida desde la altura del Puente Pérez, hasta aproximadamente luego del punto donde la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR) "La Totorá" incorpora sus efluentes al mencionado río. En todas las zonas muestreadas se halló 20 morfotipos diferentes, perteneciente a 18 familias y 10 órdenes, la mayoría de ellos estadíos inmaduros de la Clase Insecta. Es de notar que muchos de los organismos identificados no se distribuyen en todas las zonas, existiendo preferencias por algunas de ellas seguramente debido a que las características fisicoquímicas de su hábitat se halla dentro de sus rangos de tolerancia, cumpliéndose lo afirmado por Ramírez (1999), tal es el caso de taxones catalogados como exigentes con las condiciones ambientales como *Anacroneuria* sp. (Plecoptera), *Meridialarissa* sp. (Ephemeroptera), tal como lo afirma Roldan (1992), que solo han sido hallados en las zonas A y B, las que son consideradas como áreas poco o nada alteradas del río Alameda, ya que se ubican en la cabecera y donde la presencia humana y de animales domésticos es mínima; por otro lado también, es de notar la existencia de otro grupo de organismos característicos de zonas alteradas o

contaminadas, tal es el caso del taxón Sp2 perteneciente a la familia Chironomidae, *Lispesp.* (Muscidae), *Physasp.* (Physidae), *Tubifex sp.* (Tubificidae) y Sp1 de Hirudinea, que solo se presentan en las zonas D, E y F, las que se hallan ubicadas luego de que el río ha atravesado la ciudad de Ayacucho y en cuyo trayecto recibe una elevada magnitud de impacto negativo de la actividad antrópica que se desarrolla en dicha aglomeración humana, además es importante señalar que en la zona F se incorpora al río alameda los efluentes de la PTAR “La Totorá”; adicional a los dos grupos se tienen otro que se presentan en todas las zonas muestreadas a las que se podría considerar como taxones de un amplio margen de tolerancia como *Heterelmissp.* y *Paraustrasimuliumsp.* En el cuadro en referencia se muestra también que, las abundancias de los organismos varía según las zonas, los catalogados como exigentes con su hábitat muestran mayores abundancias en zonas “aguas arriba” y las que habitan áreas con condiciones extremas de contaminación sus mayores abundancias lo presentan en las zonas “aguas abajo”. Al efectuar la prueba de Kruskal Wallis, con la finalidad de comparar las zonas de muestreo de acuerdo a las abundancias de los taxones halladas en ellas, con excepción de los taxones de las familias Lumbriculidae e Hirudinea, se encontró significancia estadística, confirmando la existencia de diferencias en las abundancias según las zonas, lo que nos indicaría que existe preferencia de dichos los organismos por determinadas condiciones de su hábitat, tal como se mencionó anteriormente. Los resultados hallados coinciden con los reportados por Figueroa y col. (2007), que mencionan haber hallado una composición y estructura de la comunidad macroinvertebrada diferente según las zonas de muestreo, diferenciados claramente por su preferencia a aguas limpias o aguas contaminadas, además de la existencia de una mayor riqueza y homogeneidad en aguas del río Chillán antes de su paso por aglomeraciones humanas.

En el Gráfico 01 se muestra el dendograma de similitud de los taxones hallados en las seis zonas de muestreo expresado en porcentaje, donde a un nivel de 60% se forman dos grupos homogéneos, el primero constituido por *Parastrasimulium* sp. y el otro por el resto de taxones hallados, lo descrito se debe a que *Parastrasimulium* sp. es el taxón más abundante (dominante) y el que más amplia distribución geográfica presentó, ya que se halló forma abundante y persistente en las zonas de muestreo, lo que coincide con lo hallado por Carrasco (2004) en la investigación realizadas en los cuatro ríos de la provincia de Huamanga, donde encontró que los taxones perteneciente a la familia Simuliidae fue la más abundante conjuntamente con los pertenecientes a la familia Chironomidae. Haciendo un examen más detallado del gráfico en mención es de notar también que, *Clogniasp.*, *Tubifex sp.* y el taxón Sp2 de la familia Chironomidae (catalogado como rosado), son los más distantes dentro del segundo grupo homogéneo, lo que nos estaría indicando que presentan ciertos requerimientos con respecto a las condiciones ambientales de su hábitat y como lo afirma Roldan (1992) prefieren ambientes con abundante materia orgánica en descomposición, característica que presentan las zonas E y F donde fueron hallados con mayor persistencia y abundancia.

En la Tabla 09 se observa los estadísticos descriptivos para los índices de diversidad (Simpson, Shannon-Weaver y Pielou) hallados para las seis zonas de muestreo. Para el caso del índice de Simpson, que es considerado como un índice de dominancia, cuyo valor teóricamente va de 0 a 1 tendiendo al incremento cuando en la comunidad existe un componente que es muy abundante (Moreno, 2003), presenta valores que van desde 0.33 hasta 0.53, lo que nos estaría indicando en términos generales la presencia de comunidades donde no existe clara dominancia de un taxón, pese a que como se mencionó

anteriormente *Paraustrasimulium* sp., fue la especie que se halló con mayor abundancia y persistencia. Al observar el gráfico 03, se tiene que las zonas A y B, consideradas como poco impactadas (curso del río antes de la ciudad de Ayacucho) presenta valores de 0.41 y 0.50, para posteriormente incrementarse hacia las zonas C y D (curso del río dentro de la ciudad) con valores de 0.53 y 0.51 respectivamente, y luego disminuir en las zonas E y F (los que se hallan en el curso del río luego de atravesar la ciudad) con valores de 0.32 y 0.33 respectivamente, el hecho de haber hallado comparativamente menores valores en las zonas con fuerte impacto no coinciden con lo hallado por Figueroa y col. (2007) y Carrasco (2004), que reportar valores mayores de este índice para zonas muy alteradas y menores para zonas poco impactadas como son consideradas las caberas de los ríos. En el cuadro y gráfico referido también se muestra los valores para el índice de Shannon-Weaver, para las zonas A, B, E y F son mayores siendo estas 1.3, 1.1, 1.5 y 1.4 respectivamente, mientras que son menores para las zonas C y D con 1 en ambos casos, lo hallado nos estaría indicando de la existencia de comunidades de macroinvertebrados con mayor riqueza y equitatividad en zonas con fuerte impacto al igual que en zonas poco o nada impactadas, lo que no coincide con lo reportado por Figueroa (2007), Carrasco (2004) que sostienen que sus valores están inversamente relacionados a la magnitud del impacto que se registra en las ambientes evaluados. El comportamiento que se observa en el índice de Pielou, (Tabla y gráfico 03) es similar al índice de Shannon-Weaver, ya que es sensible a la equitatividad, característica común en ambos índices (Moreno, 2001). En términos generales, lo que de acuerdo a la teoría se podría esperar con respecto al comportamiento de los índices de diversidad probados, no coincide con lo hallado; es así que el índice de Simpson presentaría mayores valores para zonas con evidentes características de alteración como son las zonas E y F, mientras que los valores

mínimos en las zonas poco alteradas como son las zonas A y B, para el caso del índice de Shannon-Weaver, se esperaría que sus valores sean máximos en zonas donde existe poca alteración y mínimo en las zonas con alteraciones evidentes, esperándose similar comportamiento con el índice de Pielou. Este comportamiento errático de los índices en función de la calidad ambiental de las zonas donde son aplicados, ya ha sido descrito por Ramírez (1999), que menciona que los índices de diversidad no son muy confiables para el diagnóstico de la calidad ambiental de los ecosistemas en los cuales son aplicados, ya que se basan en hechos que muchas veces no ocurre en la realidad. Al efectuar la prueba de Kruskal-Wallis para comparar las zonas de muestreo en función de los índices de diversidad, solo se halló significancia estadística ($p < 0.005$) para el índice de Shannon Weaver, lo que podría interpretarse como que los índices Simpson y Pielou no tienen la capacidad de discernir zonas en diferentes categorías, la misma que podría estar en función de su calidad ambiental.

En las Tabla 10 y Gráfico 03, se muestra la catalogación de las zonas de muestreo en función de la calidad ambiental estimada mediante los índices IBF (índice biótico de familia), BMWP (Biological Monitoring Working Party) y SIGNAL (StreamInvertebrates Grade Number-AverageLevel) tomando como comunidad biótica indicadora a los macroinvertebrados bentónicos, índices que fueron adaptados para su uso en Chile. En forma general muestran una tendencia a la disminución de la calidad del agua a medida que se sigue el curso del río, con un paso gradual de la categorías de buena calidad en las zonas del río antes de su paso por la ciudad de Ayacucho, calidad media para las zonas donde el río atraviesa la ciudad, hasta de muy mala calidad para las zonas que se hallan luego de su paso la ciudad; sin embargo es de notar que los índice

BMWP y SIGNAL asignan a las zonas muestreadas a tres categorías que prácticamente son las mismas, mientras que IBF solo dos (regular y muy malo), estos resultados coinciden con los hallados por Figueroa y col. (2007) que afirman que el IBF no es capaz de discernir adecuadamente ambientes en función de su calidad ambiental. El Índice Biótico de Familia (IBF), asigna a las seis zonas de muestreo en dos categorías, desde regular (A, B, C y D) hasta muy mala (E y F). El índice BMWP (Biological Monitoring Working Party), asigna las zonas de muestreo a tres categorías: de buena calidad (A y B) donde considera que son evidentes algunos efectos de la contaminación, calidad media (C) donde las aguas son contaminadas y de escasa calidad (D, E y F) con aguas muy contaminadas; mientras que SIGNAL asigna a las zonas A y B a la categoría de regular (perturbado), C y D a malo (muy perturbado) mientras que las zonas E y F a muy malo (fuertemente muy perturbado). En forma general se aprecia que estos tres índices bióticos catalogan las zonas A y B como poco contaminadas, mientras que las zonas E y F como muy contaminadas, lo que concuerda con las observaciones realizadas, tal como se mencionó anteriormente, mientras las zonas intermedias son catalogadas de diferentes formas que van desde regular hasta muy perturbado. Las diferencias halladas se deben en primer lugar a los diferentes puntajes de tolerancia que se asignan a los componentes de la comunidad macroinvertebrada y fundamentalmente a la forma de cálculo de los valores de los índices, que para el caso del IBF es considerado como cuantitativo (considera la abundancia de los taxones) mientras que para BMWP y SIGNAL como cualitativo (solo considera la presencia del taxón mas no así sus abundancias). Al comparar las zonas de muestreo en función de los valores numéricos de los índices de diversidad, se encontró que existe diferencia estadística ($P < 0.05$), lo que nos estaría indicando

que los índices bióticos tienen la capacidad de discernir zonas en función de su calidad ambiental.

Con la finalidad de detectar asociaciones entre los valores de los índices bióticos y de diversidad que permitieron el diagnóstico de la calidad ambiental de las seis zonas muestreadas, se efectuó la prueba de correlación de Spearman, el cual es mostrado en la Tabla 11, en el cual se puede observar que los índices bióticos entre sí presentan correlación altamente significativa ($p < 0.01$), mientras que no es significativa ($p > 0.05$) con los índices de diversidad, a excepción del índice de Pielou que correlaciona significativamente con SIGNAL, adicionalmente a lo mencionado se observa que los índices de diversidad presentan correlación altamente significativa ($p < 0.001$) entre sí, estos resultados de cierta manera son similares a los hallados por Figueroa y col. (2007), que hallaron que los índices de diversidad solo correlacionan entre sí, mas no con los índices bióticos. Lo hallado nos permite afirmar que existe diferencias importantes en los resultados que puedan arrojar el empleo de los índices de diversidad con los índices bióticos para el diagnóstico de la calidad ambiental de las aguas de los ecosistemas lóticos, siendo los índices bióticos en forma general los más adecuados y confiables para el diagnóstico ambiental, ya que los primeros basan sus cálculos en la asignación de puntajes a los taxones integrantes de la comunidad macroinvertebrada bentónica según su capacidad de tolerancia a las condiciones ambientales, mientras que los índices de diversidad se basan solo en el número de componentes y su abundancia en la comunidad.

En la Tabla 12 se muestra los valores promedios de las características fisicoquímicas registradas en las seis zonas de muestreo, se observa que casi todas las características tienen la tendencia de incremento desde las zonas de la cabecera hacia río abajo, tal es el caso de la alcalinidad, dureza, cloruros,

nitrógeno amoniacal, conductividad eléctrica; mientras que solo el pH observa una tendencia contraria. Dicha tendencia general se debe a que a medida los ríos circula por su cauce tienen la oportunidad de disolver una mayor cantidad de sales y minerales, que son responsables de la mayoría de las características fisicoquímicas determinadas, hecho que es corroborado por Wetzel (1981); si consideramos que el río Alameda en su recorrido es afectado por procesos de contaminación, hacen que las variaciones mencionadas sean de mayor magnitud, como se podría mencionar en el caso de los cloruros y nitrógeno amoniacal que son indicadores de contaminación por materia orgánica de origen antrópico, el cloruro debido que se hallan en elevadas concentraciones en la orina del hombre y de los animales domésticos, mientras que el nitrógenos amoniacal que es producto de la descomposición de los componentes nitrogenados presente en la materia orgánica como podría ser las heces. Al efectuar la prueba de Kruskal Wallis, se observa que para todas las características fisicoquímicas determinadas se halló significancia estadística ($P < 0.05$), confirmándose la existencia de valores diferentes en las características fisicoquímicas según sea la zona de muestreo, con un claro incremento río abajo con excepción del pH.

Con la finalidad de determinar la sensibilidad de los índices empleados frente a las características fisicoquímicas del agua, se efectuó el análisis de correlación de Spearman ($\alpha = 0.05$), cuyos resultados son presentados en la Tabla 13, en ella se observa que los índices de diversidad no presentan correlación significativa ($p > 0.05$) con las características, a excepción de los índices de Shannon-Weaver y de Pielou con solo la alcalinidad, mientras que los índices bióticos si correlacionan significativamente ($p < 0.05$) con todas las características fisicoquímicas a excepción de BMWP con los cloruros, estos resultados

coinciden con los hallados por Figueroa (2007) quien halló que los índices de diversidad de Shannon y Pielou no presentaron buena correlación muchas características fisicoquímicas del agua. Lo hallado permite aseverar que los índices de diversidad (Simpson, Shannon-Weaver y Pielou) no son útiles para el diagnóstico de la calidad ambiental de las aguas de los ríos, específicamente del río Alameda, siendo los más indicados para dicha finalidad el empleo de los índices bióticos cuyos cálculos están basados en aspectos estrechamente relacionados con la amplitud de los rangos de tolerancia de los taxones frente a factores derivados de la contaminación tal como lo afirma Alba-Tercedor (1966), Roldan (2003) y Fernández y Domínguez (2001).

VI. CONCLUSIONES

1. Las seis zonas de muestreo en el río Alameda presentaron valores del índice de Simpson, entre 0.53 y 0.32, siendo mayores en las zonas intermedias; mientras que las zonas de río arriba, como río abajo presentaron menores valores, siendo por lo tanto catalogados como de mediana calidad. El índice de Shannon- Weaver presentó valores por debajo de 1.55 para todas las zonas muestreadas, por lo que son catalogadas como muy alteradas, siendo estas ligeramente superior río arriba y río abajo; siendo similar el comportamiento del índice de Pielou. Se considera no son sensibles para el diagnóstico ambiental, debido a que estadísticamente son iguales ($p > 0.05$) al compararse las zonas de muestreo.
2. Se considera que los índices bióticos empleados para determinar la calidad ambiental de las aguas del río Alameda, el Índice Biótico de Familia (IBF), Biological Monitoring Working Party (BMWP) y Stream Invertebrates Grade Number-Average Level (SIGNAL) son sensibles, ya que asignó puntajes a las seis zonas de muestreo que son estadísticamente diferentes, catalogándolos desde regular (río arriba), calidad media (zonas intermedias) y

muy mala (río abajo);siendo BMWP y SIGNAL los que detectaron tres categorías mientras que IBF solo dos.

3. Las características fisicoquímicas de las aguas muestran valores que son variables entre las seis zonas de muestreo, presentando en forma general menores valores hacia la parte de río arriba, para incrementarse río abajo, siendo estas diferencias significativas($P < 0.05$).
4. Los índices de diversidad al igual que los índices bióticos, solo se relacionan en formas adecuada, entre sí ($p < 0.05$). En forma general los tres índices bióticos IBF, BMWP y SIGNAL correlacionan significativamente ($p < 0.05$) con casi todas las características fisicoquímicas del agua, no ocurriendo lo mismo con los índices de diversidad (Simpson, Shannon-Weaver y Pielou), considerándose a los índices bióticos como los más sensibles para el diagnóstico de la calidad ambiental, por lo tanto los más recomendados para su uso en evaluaciones ambientales.

VII. RECOMENDACIONES

1. Realizar estudios dentro de la comunidad macroinvertebrada bentónica de los ríos de la sierra que permita definir claramente los rangos de tolerancia de sus componentes frente a tensesores como la contaminación orgánica, de modo que los puntajes asignados en los diferentes índices bióticos sean los más cercanos a nuestra realidad.
2. Determinar el comportamiento de los índices bióticos en función de eventos temporales como la presencia de lluvia y otros, con la finalidad de evaluar su influencia en la composición y estructura de la comunidad macroinvertebrada bentónica y por lo tanto de su sensibilidad para el diagnóstico ambiental en dichas situaciones.
3. Caracterizar hasta niveles taxonómicos lo más específicos posibles (especies) a los componentes de la comunidad macroinvertebrada bentónica, si no es en todos, en la mayoría de los ríos presentes en la sierra peruana; incidiendo en aquellos denominados en riesgo determinado por la posible intervención de la mano del hombre, de modo que se tenga información que nos permita comparar su características con los que se pueda obtener en años posteriores.

4. Realizar investigaciones en el que se determine muchas otras características fisicoquímicas de las aguas, principalmente aquellas son muy variables con la presencia de eventos de contaminación, lo que nos permitiría tener criterios más amplios para el diagnóstico ambiental de las aguas continentales mediante el empleo de diferentes índices.

REFERENCIA BIBLIOGRÁFICA

1. Alba-Tercedor, J. 1996. Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. IV Simposio del Agua en Andalucía (SIAGA). Almería 2:203-213.
2. Alba-Tercedor J. & A. Sánchez-Ortega (1988) Un método rápido y simple para evaluar la calidad de las aguas corrientes basado en Helawell (1978). *Limnética*, 4: 51-56
3. Armitage P; Moss, D; Wright JF & MT Furse. 1983. The performance of a new biological a water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Research* 17: 333-347
4. Besley, CH y BC Chessman (2008) Rapid biological assessment chart stherecovery of stream macroinvertebrateas semblages aftersewage dischargescease. *Ecological Indicators* 8:625-638.
5. Carrasco, C. 2005, Comunidad macroinvertebrada bentónica y su relación con la calidad de agua en cinco ríos de la provincia de Huamanga. Ayacucho 2003 – 2004. Tesis para optar el Grado Académico de Maestro en Ciencias Mención en Ecología y Economía de los Recursos Naturales. Universidad Nacional San Cristóbal de Huamanga. Ayacucho, Perú.
6. Cao Y., Bark, A. & Williams, P. 1997. Analy zing benthic macroinvertebrate community changes along a pollution gradient: a frame work for the development of biotic indices. *Water Research* 31(4):884-892.
7. Cole, G.A. 1988. Manual de Limnología. Hemisferio Sur. Buenos Aires-Argentina.
8. Comisión Nacional del Medio Ambiente CONAMA-Chile. 2007. Estandarización de especies bioindicadoras de calidad del agua en la cuenca del río Maipo. Informe final. Estudio realizado por EULA. 37 pp.
9. Chaves M.; Chainho M.; Almeida, P.; Domingos, M.; & Costa, J. 2001. Avaliacao da qualidade da agua como recurso a caracterizacao de comunidades biológicas nas bacias Do Vouga, Mondengo E Lis. Instituto de Oceanografía. Facultad de Ciencias da Universidade de Lisboa. 1- 12.
10. Chessman, B. 2003. Newsensitivity grades for Australian river macroinvertebrates. *Marine and Freshwater Research* 54:95-103.

11. Chutter FM (1972) An empirical biotic index of the quality of Water in South African streams and rivers. *Water Research* 6: 19-30.
12. Fernández, H. y Domínguez, E. 2001. Guía para Determinación de los Artrópodos Bentónicos Sudamericanos. Universidad Nacional de Tucumán. Argentina.
13. Figueroa, R., Palma A., Ruiz V. Y Niell X. Análisis comparativo de índices bióticos utilizados en la evaluación de la calidad de las aguas en un río mediterráneo de Chile: río Chillán, VIII Región. *Revista Chilena de Historia Natural*: 80: 225-242, 2007.
14. Figueroa, R.; Valdovinos, Cl.; Araya E. & Parra, O. Macroinvertebrados bentónicos como indicadores de calidad de agua den ríos del sur de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, 76: 275-285, 2003
15. Guerrero-Bolaño, F.; Manjarrés-Hernández, A. y Núñez-Padilla, N. Los macroinvertebrados bentónicos de Pozo Azul (cuenca del río Gaira, Colombia) y su relación con la calidad del agua. *Acta Biológica Colombiana*, Vol. 8 No. 2, 2003 43
16. Ghetti PF (1986) Macroinvertebrati nell'Analisi di qualità de i corsi d'acqua. Ed. Università di Parma. Italia. 105pp.
17. Hilsenhoff WL (1977) Use of arthropods to evaluate water quality of streams. *Technical Bulletin N°100, US Department of Nature Research*, 16pp. In: Welch EB (1992) *Ecological effects of wastewater*. 2ªed. Chapman & Hall. 425pp.
18. Magurran, A. 1988. *diversidad Ecológica y su medición*. Ediciones Vedral. España
19. Margalef, R. 1983. *Limnología*. Ediciones Omega, S.A. Barcelona-España.
20. Melcalfe, J. 1989 Biological Water Quality Assessment of Running Waters Based on Macroinvertebrate Communities: History and Present Status in Europe. *Environmental Pollution* 60 (1989) 101-139
21. Moreno, C. 2001. *Métodos para medir la biodiversidad*. Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el Desarrollo, Oficina Regional de Ciencia y Tecnología para América Latina y Caribe, UNESCO.
22. Nevel, B. y R. Wrigth. 1999. *Ciencias Ambientales, Ecología y Desarrollo Sostenible*. Sexta Edición. Editorial Prentice May, S.A. México.
23. Norris R. & Norris, K. 1995. The need for biological assessment of water quality: Australian perspective. *Aust. J. Ecol.* 20: 1-6.

24. Leiva, M. 2004. Macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores de calidad de agua en la cuenca del estero PeuPeu comuna de Lautaro IX Región de la Araucanía. Tesis presentada a la Facultad de Ciencias de la Universidad Católica de Temuco Para optar al Grado de Licenciado en Recursos Naturales. Chile.
25. Liebmann H (1962). In: Oldenburg, R. (Ed.), *Handbuch der Frischwasser und Abwasser- biologie*, vol. I, second ed. Munchen, 588 pp.
26. Pennak, R. 1978. *Fresh Water Invertebrates of the United State*. Estados Unidos.
27. Ramirez, A. 1999. *Ecología Aplicada: Diseño y análisis estadístico*. Fundación Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. Colombia.
28. Roldan, G. 1992. *Fundamentos de Limnología Neotropical*. Editorial Universidad de Antioquia. Colombia.
29. Roldan, G. 1988. *Guía Para el Estudio de los Macroinvertebrados Acuáticos del Departamento de Antioquia*. Editorial Universidad de Antioquia. Colombia.
30. Roldán, G. 2003. *Bioindicación de la Calidad del agua en Colombia: Una propuesta para el uso del método BMWP/col*. Editorial Universidad de Antioquia. 170 pp.
31. Tiller y Eetzelling. L.2002. *Australia-wide assessment of river health: Victorian AusRivas sampling and processing manual. Monitoring river health. Initiative Technical Report no 15, commonwealth of Australia and VI CE nvironmental Protection Authority, Canberra and Melbourne. Australia. 20pp.*
32. Washinton, H. 1984. Diversity, biotic y similarity índices. *Water res* 18(6): 653-694.
33. Wetzel, R. 1981. *Limnología*. Ediciones Omega, S.A. Barcelona – España.

ANEXO

Tabla 01.- Prueba de Kruskal Wallis para comparar las seis zonas de muestreo, en función de la abundancia de los componentes de la comunidad macroinvertebrada bentónica, ubicadas a lo largo del curso del río Alameda, Ayacucho 2010

Estadísticos de contraste(a,b)

	Chi-cuadrado	gl	Sig. asintót.
<i>Clogniasp.</i>	26,953	5	,000
<i>Chironominae (rosado)</i>	17,372	5	,004
<i>Chironomus (rojo)</i>	22,936	5	,000
<i>Parastrasimuliumsp.</i>	15,232	5	,009
<i>Lispe sp.</i>	19,539	5	,002
<i>Americabaetis sp.</i>	19,435	5	,002
<i>Andesiop sp.</i>	24,032	5	,000
<i>Leptohyphessp.</i>	24,178	5	,000
<i>Meridialarissp.</i>	20,963	5	,001
<i>Anacroneuriasp.</i>	10,345	5	,066
<i>Heterelmissp.</i>	12,070	5	,034
<i>Corydalussp.</i>	23,141	5	,000
<i>Smicrideasp.</i>	11,812	5	,037
<i>Mortoniellasp.</i>	20,174	5	,001
<i>Ochrotrichiasp.</i>	23,524	5	,000
<i>Atopsychesp.</i>	16,649	5	,005
<i>Physasp.</i>	12,709	5	,026
<i>Tubifex sp.</i>	25,292	5	,000
<i>Lumbriculussp.</i>	4,820	5	,438
<i>Hirudinea</i>	7,227	5	,204

a Prueba de Kruskal-Wallis

b Variable de agrupación: Zona de muestreo

Tabla 02.- Estadísticos descriptivos para los índices bióticos (IBF, BMWP y SIGNAL), que determinan la calidad del agua en el curso del río Alameda, Ayacucho 2010.

INDICE BIOTICO	ZONAS DE MUESTREO	N	Media	Desviación típica	Error típico	Intervalo de confianza (95%)		Mínimo	Máximo
						Límite inferior	Límite superior		
Índice Biótico de Familia	I	5	5,4	0,2	0,1	5,1	5,7	5,1	5,7
	II	5	5,4	0,3	0,1	5,0	5,7	5,1	5,8
	III	5	5,5	0,2	0,1	5,3	5,7	5,2	5,6
	IV	5	5,7	0,3	0,1	5,3	6,0	5,2	5,9
	V	5	7,5	0,7	0,3	6,6	8,4	6,7	8,4
	VI	5	7,8	0,9	0,4	6,7	9,0	6,8	9,0
	Total	30	6,2	1,2	0,2	5,8	6,6	5,1	9,0
Índice BMWP	I	5	69,2	6,4	2,9	61,3	77,1	60,0	77,0
	II	5	60,2	9,9	4,4	47,9	72,5	47,0	68,0
	III	5	50,0	9,1	4,1	38,7	61,3	39,0	63,0
	IV	5	30,0	10,1	4,5	17,5	42,5	17,0	40,0
	V	5	31,0	9,1	4,1	19,7	42,3	25,0	47,0
	VI	5	30,6	5,0	2,2	24,4	36,8	27,0	39,0
	Total	30	45,2	17,7	3,2	38,6	51,8	17,0	77,0
Índice SIGNAL	I	5	5,3	0,3	0,1	5,0	5,7	5,1	5,8
	II	5	5,2	0,2	0,1	5,0	5,4	5,1	5,4
	III	5	4,6	0,2	0,1	4,4	4,9	4,4	4,8
	IV	5	4,1	0,5	0,2	3,4	4,7	3,2	4,5
	V	5	3,4	0,3	0,2	2,9	3,8	3,0	3,9
	VI	5	3,4	0,4	0,2	2,9	3,9	3,0	3,8
	Total	30	4,3	0,9	0,2	4,0	4,7	3,0	5,8

Tabla 03.- Prueba de Kruskal Wallis para comparar las seis zonas de muestreo, en función de tres índices bióticos calculados en para la comunidad macroinvertebrada bentónica, ubicadas a lo largo del curso del río Alameda, Ayacucho 2010

Estadísticos de contraste(a,b)

	Chi-cuadrado	gl	Sig. asintót.
Índice Biótico de Familia	21,526	5	,001
Índice BMWP	22,409	5	,000
Índice SIGNAL	25,217	5	,000

a Prueba de Kruskal-Wallis

b Variable de agrupación: Zona de muestreo

Tabla 04.- Prueba de Kruskal Wallis para comparar las seis zonas de muestreo, en función de tres índices de diversidad calculados en para la comunidad macroinvertebrada bentónica, ubicadas a lo largo del curso del río Alameda, Ayacucho 2010

Estadísticos de contraste(a,b)

	Chi-cuadrado	gl	Sig. asintót.
Índice de Simpson	9,385	5	,095
Índice de Shannon_Weaner (bits/individ.)	13,686	5	,018
Índice de Pielou	10,874	5	,054

a Prueba de Kruskal-Wallis

b Variable de agrupación: Zona de muestreo



Fotografía 01.- Proceso de toma de muestra de macroinvertebrados bentónicos en la zona A ubicado en el curso del río Alameda, Ayacucho 2010



Fotografía 02.- Proceso de toma de muestra de macroinvertebrados bentónicos en la zona B ubicado en el curso del río Alameda, Ayacucho 2010

MATRIZ DE CONSISTENCIA

TÍTULO	PROBLEMA	OBJETIVOS	MARCO TEÓRICO	HIPÓTESIS	VARIABLES E INDICADORES	METODOLOGÍA
<p>Análisis comparativo de índices bióticos y de diversidad en base a la comunidad macroinvertebrada bentónica en el río Alameda, Ayacucho 2009-2010.</p>	<p>No existe estudios que nos permita determinar el comportamiento comparativo de los índices bióticos como BMWP (BiologicalMonitoringWorkingParty), IBF (Índice Biótico de Familia) y de SIGNAL (StreamInvertebrates Grade Number-AverageLevel); y de los índices de Shannon-Weaver, Pielou y Simpson, con la finalidad de identificar entre ellas la más adecuada para la evaluación de los ecosistemas lóticos de nuestra región, por lo que esta investigación se propone concretizar dicho estudio teniendo como medio el río Alameda durante los meses de diciembre del año 2009 y de enero mayo del 2010</p>	<p>GENERAL Evaluar el comportamiento de los índices bióticos BMWP (BiologicalMonitoringWorkingParty), IBF (Índice Biótico de Familia) y de SIGNAL (StreamInvertebrates Grade Number-AverageLevel); y de los índices de biodiversidad de Shannon-Weaver, Pielou y Simpson en la determinación de la calidad biológica del río Alameda durante los meses de noviembre y diciembre del año 2009 y de enero abril del 2010</p> <p>ESPECÍFICOS 1. Determinar los valores de los índices de biodiversidad de Shannon-Weaver, Pielou y Simpson en 6 zonas ubicadas a lo largo del curso del río Alameda. 2. Determinar los valores de los índices BMWP (BiologicalMonitoringWorkingParty), IBF (Índice Biótico de Familia) y de SIGNAL (StreamInvertebrates Grade Number-AverageLevel) en 6 zonas ubicadas a lo largo del curso del río Alameda. 3. Determinar las principales características fisicoquímicas de las aguas del río Alameda 4. Comparar el comportamiento de los índices bióticos BMWP (BiologicalMonitoringWorkingParty), IBF (Índice Biótico de Familia) y de SIGNAL (StreamInvertebrates Grade Number-AverageLevel); y de los índices de biodiversidad de Shannon-Weaver, Pielou y Simpson.</p>	<p>1. ANTECEDENTES 2. GENERALIDADES 2.1. Principios de bioindicación • Macroinvertebrados bentónicos • Índices biológicos para determinar la calidad de agua de los ríos • Índices de diversidad • Índices bióticos • Características fisicoquímicas de las agua</p>	<p>Debido al nivel de investigación descriptiva que tiene esta investigación, la hipótesis se halla implícita.</p>	<p>VARIABLES EN ESTUDIO 1.1. Índices bióticos Indicadores: • Biological Monitoring Working Party (BMWP). • Índice Biótico de Familia (IBF). • Shannon Invertebrates Grade Number-Average Level (SIGNAL). • Shannon-Weaver. • Pielou. • Simpson. 1.2. Calidad fisicoquímica de agua • Conductividad eléctrica (uS/cm) • Sólidos disueltos totales (mg/L) • Salinidad (%) • Demanda bioquímica de oxígeno (mg/L) • Dureza Total (mg/l CaCO₃) • Cloruros (mg Cl/L) • Nitrógeno amoniacal (mg/L) • Dióxido de carbono (mg/L) • pH</p>	<p>INVESTIGACIÓN Básica NIVEL DE INVESTIGACIÓN Descriptivo correlacional MÉTODO Descriptivo DISEÑO Descriptivo MUESTREO Aleatorio TECNICAS Observación Determinación INSTRUMENTOS Estereoscopio</p>

ACTA DE SUSTENTACIÓN DE TESIS

R. D.N° 113-2011-FCB-D

Bach. RUDY MEDINA PARIONA

En la ciudad de Ayacucho, siendo las cuatro horas con treinta minutos del día cuatro de mayo del año dos mil once, bajo la presidencia del jurado Ms Elmer Avalos Pérez, Decano de la Facultad de Ciencias Biológicas y Actuando como miembros jurados el Blgo Mg. Pedro Ayala Gómez, Blgo. Mc Carlos Carrasco Badajoz (jurado-Asesor) y el Blgo. Mc Yuri Ayala Sulca (jurado. Así mismo a merito del mem N° 252-2011-UNSCH-FCB encarga actuar como secretario del acto de sustentación al Blgo Mc Yuri Ayala Sulca, a fin de deprecionar el acto de sustentación de Tesis del Bach. Rudy Medina Pariona, de su Tesis "Análisis comparativo de índices bióticos y de diversidad en base a la comunidad macroinvertebrada bentonita en el río alameda ayacucho 2009 – 2010, con cuyo contenido pretende optar el Título Profesional de Biólogo con mención en la especialidad de Ecología y Recursos Naturales.

Iniciado el acto de sustentación, el presidente de la comisión evaluadora invito al secretario Docente (e) a dar lectura de la documentación sustentatoria resumida en la R.D. N° 113-2011-FCB-D, de fecha veintiocho de abril del dos mil once, luego del cual dio las pautas básicas al sustentante para que pueda exponer su trabajo de investigación en un tiempo no mayor de 45 minutos.

Culminado el acto de sustentación, se dio inicio a la segunda etapa del acto académico, en la que el Presidente de la Comisión, invito a los docentes miembros – jurados a iniciar con sus observaciones, aclaraciones y/o preguntas a fin de ser respondidas por el sustentante. En resumen, se realizaron observaciones al borrador de Tesis a fin de que se realicen algunas mejoras para su presentación final, así como una serie de preguntas final, así como una serie de preguntas en mejoras para su presentación final, así como una serie de preguntas en relación al trabajo de investigación, las mismas que fueron contestadas por el sustentante.

Finalizado esta etapa, el Presidente de la Comisión invito al sustentante como al público asistente a retirarse momentáneamente del auditorium a fin de que los miembros del jurado puedan deliberar en privado la calificación, obteniéndose las siguientes calificaciones:

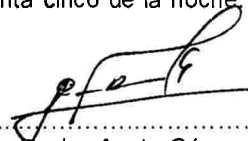
Miembro Jurado	Exposición	Rta Preguntas	Promedio
Msc. Elmer Avalos Pérez	17	14	16
Mg. Pedro Ayala Gómez	16	15	16
Mc. Carlos Carrasco Badajoz	15	16	16
Mc. Yuri Ayala Sulca	16	15	16

Finalizada la evaluación por parte de los Miembros Jurados el sustentante obtuvo la calificación promedio final de : DIECISEIS (16), de lo cual dan fé los miembros del Jurado Calificador , estampando sus firmas al final del presente en signo de conformidad.

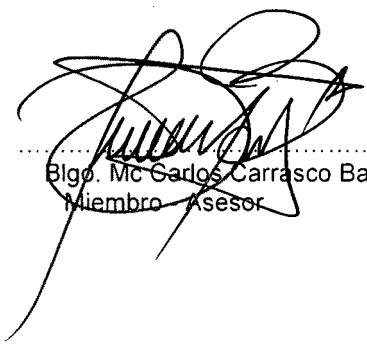
Concluyendo el acto de sustentación siendo las siete cuarenta cinco de la noche.



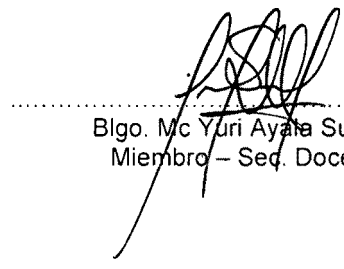
Blgo. Mc Elmer Avalos Pérez
Presidente-Jurado



Blgo. Mg Pedro Ayala Gómez
Miembro Jurado



.....
Blgo. Mc Carlos Carrasco Badajoz
Miembro - Asesor



.....
Blgo. Mc Yuri Ayala Sulca
Miembro - Sec. Docente (e)