

UNIVERSIDAD NACIONAL DE CAJAMARCA
FACULTAD DE CIENCIAS AGRARIAS
Escuela Académico Profesional de Ingeniería Ambiental-Celendín



TESIS

Para Optar el Título Profesional de Ingeniero Ambiental

**CARACTERIZACIÓN FÍSICOQUÍMICA Y BIOLÓGICA DE LAS AGUAS DEL
RÍO GRANDE CELENDÍN - CAJAMARCA**

PRESENTADO POR

BACHILLER: Carmen Roxana Muñoz Aguilar

ASESORES: MSc. Manuel Roberto Roncal Rabanal

Ing. Jorge Silvestre Lezama Bueno

Celendín – 2016.

DEDICATORIA

A mis padres por ser mis ejemplos a seguir, por darme amor, apoyo incondicional y por ser mi mejor fuente de aprendizaje.

A mi familia por inspirarme a superar, darme felicidad y que a pesar de la distancia estuvieron conmigo durante todo momento y me apoyaron incondicionalmente.

AGRADECIMIENTOS

A Dios, que es vida, amor, sabiduría y paz.

A mis padres Lucas Salomón y Deydit, gracias por su apoyo, confianza, por haberme inculcado los valores que guían mi vida, ser mi ejemplo a seguir y brindarme su amor incondicional.

A mi hermano, Jhon Alex con el que compartí las alegrías, tristezas y travesuras de mi niñez, adolescencia y juventud. Gracias por su amor, comprensión y continuo aliento.

A mis tías, en especial a mi tía Victoria Overtilla y María; por su apoyo y alentarme siempre a seguir adelante.

A la familia Huaripata Rojas, por haberme apoyado en un momento muy importante de mi vida y abrirme las puertas de su casa, muchas gracias.

A mi asesor, Msc. Manuel Roberto Roncal Rabanal por estar al pendiente de mis avances, por su tiempo, sus conocimientos, sabiduría, amistad y su gran apoyo y deseo de cumplir con un trabajo bien elaborado, completo y valioso.

A mi asesor Ing. Jorge Lezama Bueno por todos sus consejos conocimiento, amistad y apoyo durante la realización del trabajo.

A mis primos Carlos Muñoz y Celedonio Aguilar por todo el tiempo, amistad y ayuda durante la etapa más crítica del estudio.

A la Ing. Giovanna Chávez por su amistad, comprensión y ayuda durante nuestros meses de estudio.

Al Biólogo Marco Sánchez, por su valioso conocimiento y apoyo en la etapa de recolección y análisis de datos del muestreo Biológico del presente estudio.

A la Escuela Académico Profesional de Ingeniería Ambiental – Celendín, por el apoyo con equipos y laboratorio para la ejecución de la tesis.

ÍNDICE GENERAL

RESUMEN.....	1
ABSTRACT.....	2
I. INTRODUCCIÓN.....	3
1.1.Problema de investigación.....	4
1.2.Formulación del problema.....	4
1.3.Objetivo de la investigación.....	5
1.4.Hipótesis de la investigación.....	5
II. REVISIÓN DE LITERATURA.....	6
2.1.Antecedentes	6
2.2.Calidad biológica del agua	11
2.2.1. Contaminación del ambiente acuático.....	12
2.3.Monitoreo y evaluación de calidad del agua	12
2.4.Parámetros fisicoquímicos	12
2.4.1. Potencial de hidrógeno.....	13
2.4.2. Conductividad eléctrica.....	13
2.4.3. Turbiedad.....	13
2.4.4. Oxígeno disuelto.....	13
2.4.5. Demanda bioquímica de oxígeno.....	14
2.4.6. Temperatura.....	14
2.4.7. Sólidos totales.....	14
2.5.Análisis biológicos.....	15
2.5.1. Bioindicadores.....	15
2.5.2. Macroinvertebrados bentónicos.....	16
2.5.3. Importancia ecológica de los macroinvertebrados bentónicos.....	16
2.5.4. Descripción de los principales órdenes de macroinvertebrados.....	17
2.6.Índices relacionados con la calidad de aguas.....	18
2.6.1. Índices de diversidad.....	18
2.6.2. Índices bióticos.....	22
III. MATERIALES Y MÉTODO.....	28
3.1.Ubicación geográfica del trabajo de investigación.....	28
3.1.1. Chupset.....	28
3.1.2. El Gaitán.....	28

3.1.3.	Shuitute.....	28
3.1.4.	Los Pajuros.....	28
3.1.5.	Llanguat.....	29
3.2.	Materiales	31
3.2.1.	Materiales y equipos de laboratorio para análisis fisicoquímico.....	31
3.2.2.	Materiales y equipos de laboratorio para análisis biológico.....	32
3.2.3.	Materiales de campo.....	32
3.3.	Metodología	33
3.3.1.	Trabajo de campo.....	33
3.3.2.	Trabajo de laboratorio.....	35
3.3.3.	Trabajo de gabinete.....	36
IV.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN	39
4.1.	Resultado del muestreo fisicoquímico.....	39
4.1.1.	Parámetros fisicoquímicos	39
4.2.	Resultados del muestreo biológico	47
4.2.1.	Evaluación porcentual de abundancia de organismos.....	49
4.2.2.	Análisis comparativo de clases y órdenes identificados.....	49
4.2.3.	Índices de diversidad.....	50
4.2.4.	Índices bióticos.....	56
4.2.5.	Evaluación conjunta de los índices bióticos y sus promedios ponderados por estación.....	64
4.2.6.	Evaluación conjunta de los índices bióticos y sus promedios ponderados por campaña.....	65
V.	CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.....	66
5.1.	Conclusiones.....	66
5.2.	Recomendaciones	68
VI.	BIBLIOGRAFÍA	70

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1: Resultados del análisis fisicoquímico 2007-2008.....	9
Tabla 2: Clasificación de la calidad del agua según el índice de Shannon (H').....	21
Tabla 3: Clasificación y grado de contaminación de la calidad del agua mediante el índice biótico de familia (IBF) de Hilsenhoff.....	24
Tabla 4: Escala de valores del índice EPT.....	25
Tabla 5: Clasificación de las aguas, significado ecológico de acuerdo al índice BMWP/Col y colores para representaciones cartográficas.....	26
Tabla 6: Clases de estado ecológico según ABI Perú.....	27
Tabla 7: Ubicación referenciada de las estaciones de muestreo en el río Grande, Celendín 2014-2015.....	28
Tabla 8: Valores de ponderación para el índice Biótico de Familias.....	37
Tabla 9: Valores de ponderación para el índice EPT.....	37
Tabla 10: Valores de ponderación para el índice BMWP/Col.....	37
Tabla 11: Valores de ponderación para el índice Biótico Andino.....	38
Tabla 12: Número de individuos identificados por taxones de macroinvertebrados bentónicos en el río Grande - Celendín 2015.....	48
Tabla 13: Promedio en porcentaje de macroinvertebrados bentónicos encontrados en las cinco estaciones de muestreo durante todas las campañas realizadas en el río Grande – Celendín 2015.....	49
Tabla 14: Promedios por estación y por campaña para el índice de Shannon-Weaver (H).....	51
Tabla 15: Promedios por estación de muestreo y por campaña para el índice de diversidad de Margalef.....	53
Tabla 16: Promedios por estación de muestreo y por campaña para el índice de Simpson.....	54
Tabla 17: Promedios por estación de muestreo y por campaña para el índice biótico de familias (IBF).....	57
Tabla 18: Promedios por estación de muestreo y por campaña para el índice EPT.....	59

Tabla 19: Promedios por estación de muestreo y por campaña para el índice BMWP/Col.....	60
Tabla 20: Promedios por estación de muestreo y por campaña para el índice ABI.....	62
Tabla 21: Resultados de los promedios ponderados asignados a cada valor para los índices bióticos de calidad ambiental en las cinco estaciones de muestreo.....	64
Tabla 22: Resultados de los promedios ponderados asignados a cada valor para los índices bióticos de calidad ambiental en las cuatro campañas de muestreo.....	65
Tabla 23: Resultados del muestreo fisicoquímico en la época de estiaje en el río Grande – Celendín 2014 – 2015.....	83
Tabla 24: Resultados del muestreo fisicoquímico en la época de avenidas en el río Grande – Celendín 2015.....	83
Tabla 25: Relación total de macroinvertebrados bentónicos encontrados por estación y campaña de muestreo en el río Grande - Celendín 2015.....	84
Tabla 26: Tolerancia de contaminación para el índice IBF (Hilsenhoff) (Hauer & Lamberti).....	85
Tabla 27: Puntajes de las familias de macroinvertebrados acuáticos para el índice BMWP/Col de acuerdo a los valores originales del BMWP, ajustados por Roldán (2003) para Colombia, Alba-Tercedor y Sanchez-Ortega (1988).....	87
Tabla 28: Puntuaciones del Andean Biotic Index (ABI) (Rios, 2009) para las familias de macroinvertebrados bentónicos de los Andes Tropicales distribuidos desde los 2000 m.s.n.m hasta el límite con las nieves perpetuas.....	88

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1: Ubicación del río Grande y sus estaciones de muestreo.....	30
Figura 2: Valores de pH del río Grande – Celendín.....	39
Figura 3: Valores de CE ($\mu\text{S}/\text{cm}$) del río Grande – Celendín.....	41
Figura 4: Valores de turbiedad (UNT) del río Grande – Celendín.....	42
Figura 5: Valores de oxígeno disuelto (mg/L) del río Grande – Celendín.....	43
Figura 6: Valores de demanda bioquímica de oxígeno (mg/L) del río Grande – Celendín.....	44
Figura 7: Valores de temperatura ($^{\circ}\text{C}$) del río Grande – Celendín.....	45
Figura 8: Valores de Sólidos Totales (mg/L) del Río Grande – Celendín.....	46
Figura 9: Porcentaje de individuos encontrados en las cinco estaciones de muestreo durante todas las campañas realizadas en el río Grande – Celendín, 2015.....	49
Figura 10: Número de clases y órdenes de macroinvertebrados bentónicos presentes en las cinco estaciones de muestreo durante todas las campañas realizadas en el río Grande - Celendín 2015.....	50
Figura 11: Resultados de los promedios por estación de muestreo para el índice de Shannon- Weaver(H).....	51
Figura 12: Resultados de los promedios por campaña para el índice de Shannon-Weaver (H).....	52
Figura 13: Resultados de los promedios por estación de muestreo para el índice de diversidad de Margalef (D_{Mg}).....	53
Figura 14: Resultados de los promedios de las campañas realizadas para el índice de diversidad de Margalef (D_{Mg}).....	54
Figura 15: Resultados de los promedios por estación de muestreo para el índice de Simpson.....	55
Figura 16: Resultados de los promedios de las campañas realizadas para el índice de Simpson.....	56
Figura 17: Resultados de los promedios por estación de muestreo para el índice biótico de familias (IBF).....	57

Figura 18: Resultados de los promedios de las campañas realizadas para el índice biótico de familias (IBF).....	58
Figura 19: Resultados de los promedios por estación de muestreo para el índice EPT.....	59
Figura 20: Resultados de los promedios de las campañas realizadas para el índice EPT.....	60
Figura 21: Resultados de los promedios por estación de muestreo para el índice BMWP/Col.....	61
Figura 22: Resultados de los promedios de las campañas realizadas para el índice BMWP/Col.....	62
Figura 23: Resultados de los promedios por estación de muestreo para el índice biótico andino.....	63
Figura 24: Resultados de los promedios de las campañas realizadas para el índice biótico andino.....	63
Figura 25: Panel fotográfico de la caracterización fisicoquímica de la calidad del agua del río Grande – Celendín 2015.....	90
Figura 26: Panel fotográfico de la caracterización biológica del río Grande - Celendín 2015.....	93
Figura 27: Panel fotográfico de todas las familias de macroinvertebrados bentónicos encontrados en el río Grande – Celendín.....	95

RESUMEN

Durante los últimos años la utilización de macroinvertebrados acuáticos o bentónicos para evaluar la calidad de agua ha venido incrementándose y es actualmente aceptada como una herramienta biológica moderna. El objetivo de este estudio fue caracterizar las aguas del río Grande en Celendín Cajamarca Perú, en cinco estaciones de muestreo ubicadas en los sectores de Chupset, el Gaitán, Shuitute, los Pajuros y Llanguat; en el cauce principal del río Grande durante los meses de octubre y noviembre de 2014 así como en enero y febrero de 2015, correspondiendo a periodos de estiaje y avenidas respectivamente.

En cada estación de muestreo se midieron parámetros fisicoquímicos como demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5), oxígeno disuelto (OD), conductividad eléctrica (CE), pH, turbiedad, temperatura (T°) y sólidos totales (ST). Asimismo se recolectaron macroinvertebrados bentónicos para determinar la diversidad por medio del índice de Shannon-Weaver (H'), diversidad de Simpson (1-D), diversidad de Margalef (D_{Mg}) y los índices bióticos como; el índice biótico de familias (IBF, Hilsenhoff 1988), el biological monitoring working party (BMWP/Col), utilizando la adaptación de este índice para Colombia, el índice biótico andino (ABI) y el EPT (Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera), para determinar la calidad del agua en general se asignaron valores de ponderación a los índices bióticos, los mismos que establecieron un valor de ponderación (2) correspondiente a una calidad del agua “Regular” en el río Grande en su valoración por estaciones de muestreo. El número total de individuos que se obtuvieron del estudio en el río Grande corresponde a 9 713 individuos pertenecientes a 9 clases, 14 órdenes y 37 familias. En época de avenidas se registraron valores de OD superiores que oscilaron entre 6,24 a 10,19 mg/L esto favoreció al incremento de diversidad de familias y el índice de Simpson lo confirmó debido a que registró valores de 0,68 – 0,59; estos valores tienen una mayor aproximación a 1 ($\rightarrow 1$) y evidenciaron una comunidad más diversa en comparación con las épocas de estiaje que presentaron baja diversidad de familias. Las tendencias de calidad del agua mostradas por ambos métodos fueron similares.

ABSTRACT

The utilization of aquatic macroinvertebrate or bentonics to evaluate the quality of water has over the past years come increasing and is accepted at present like a biological modern tool. The objective of this study was to characterize the waters of the Big river in Celendín Cajamarca Peru, at five stations of sampling located at Chupset's sectors, the Gaitán, Shuitute, the Pajuros and Llanguat; In the principal river bed of the Big river during the months of October and November 2014, reciprocating to periods of low water and avenues respectively.

Physicochemical parameters like biochemical request of oxygen (DBO_5), dissolved oxygen (OD), electric conductivity (CE), pH, turbidity, temperature (T°) and solid totals measured themselves at each station of sampling (ST). In like manner bentónicos to determine the diversity by means of Shannon Weaver's index (H'), Simpson's diversity (1-D), Margalef's diversity recollected macroinvertebrados themselves (D_{Mg}) and index them biotic I eat ; The biotic index of families (IBF, Hilsenhoff 1988), the biological monitoring working party (BMWP/Col), utilizing the adaptation of this index for Colombia, the biotic Andean index (ABI) and the EPT (Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera), in order to determine the quality of water in general assigned moral values of pondering themselves to index them biotic, the same that they established a value of pondering (2) corresponding to a quality of the Not Too Bad Not Too Good water at the Big river in his assessment for stations of sampling. Individuals' total number that were obtained of the study at the Big river corresponds to 9 713 individuals pertenecientes to 9 classrooms, 14 orders and 37 families. Superior moral values of OD registered themselves in time of avenues than oscillated enter 6,24 to 10,19 mg/L this favored the increment of families' diversity and Simpson's index confirmed him because you registered moral values of 0,68 – 0,59; These moral values have a bigger approximation to 1 ($\rightarrow 1$) and evidenced a most diverse community as compared with the epoches of low water that they presented reduces families' diversity. The tendencies of quality of the water shown by both methods were similar.

I. INTRODUCCIÓN

Los ríos representan un componente esencial de nuestro patrimonio natural y cultural, sin embargo, han sufrido un importante deterioro ecológico desde mediados del siglo pasado, debido fundamentalmente a la regulación de los caudales, los encauzamientos, la ocupación de las riberas, la agricultura, la industria y la urbanización (González del Tánago & García de Jalón 2007).

(Figuroa et al. 1999), afirman que desde el siglo pasado, los métodos biológicos para determinar la calidad del agua han ganado aceptación, desarrollándose ampliamente en Europa. Esto debido a que durante la década de los 50 se aceleró el avance de estos estudios y se identificaron las respuestas que ofrecían plantas y animales como evidencia directa de la contaminación. Por medio de la utilización de bioindicadores se puede conocer, monitorear y evaluar un cambio en la calidad del agua, la salud del ambiente natural y los usos apropiados de este recurso. De acuerdo a Mohammad et al. (2005) la bioevaluación o biomonitoreo puede revelar impactos o efectos futuros y presentes que están enmascarados, tales como nuevas sustancias tóxicas que han ingresado al ambiente o posibles cambios en las propiedades físicas. Por estas razones es importante la inclusión de los indicadores biológicos para complementar a los métodos tradicionales en la evaluación de la calidad ambiental y de la integridad de los ecosistemas.

El uso de los índices de diversidad como el de los índices bióticos, constituyó una evolución conceptual importante en la bioindicación. El concepto organismo indicador fue sustituido por el de comunidad indicadora. Tal como señala Alba-Tercedor (1996), “al tener en cuenta a toda una comunidad se minimizan los errores y se multiplica la capacidad de detección de alteraciones”. Las ventajas de usar la comunidad biológica en la bioevaluación de los cuerpos de agua resultan, entre otros factores, de su capacidad de reflejar la condición ecológica de un sitio, de integrar los efectos de los impactos de diferentes factores de perturbación, de acumular en el tiempo el efecto de las tensiones que le han afectado y de ser sensibles al impacto de factores difusos, no puntuales que no pueden ser detectados por otros métodos (Barbour et al. 1996).

Los macroinvertebrados acuáticos, se consideran indicadores de las condiciones del medio en el cual se desarrollan, ya que cualquier forma de supervivencia responde a su capacidad de adaptarse a los diferentes factores ambientales. Los indicadores se refieren a la población de individuos de las especies que conforman una comunidad de muestreo indicadora. Un

tensor ambiental, como por ejemplo derrame de aguas residuales domésticas, provocará una serie de cambios en la comunidad biótica de muestreo, cuya magnitud dependerá del tiempo que dure la perturbación, su intensidad y naturaleza (Instituto Mi Río – Universidad de Antioquia 2001).

Desde el punto de vista ecológico, conceptúa Roldan (1992), la calidad del agua tiene una connotación diferente a la requerida para usos domésticos. La calidad del agua de un ecosistema acuático natural puede ser muy diversa; ciertos ecosistemas a pesar de tener concentraciones elevadas de sales, durezas y alcalinidades y valores de pH muy ácidos o muy básicos, pueden tener comunidades estables y adaptadas a vivir en dichos medios. En estos casos, la calidad del agua depende fundamentalmente de los aportes naturales dados por las lluvias y por la naturaleza geoquímica del terreno.

De conformidad con Alba-Tercedor (1996) las razones fundamentales para el empleo de macro-invertebrados acuáticos para determinar la calidad del agua, radican en su tamaño relativamente grande (visibles a simple vista), que su muestreo no es difícil y que existen técnicas de muestreo muy estandarizadas que no requieren equipos costosos. Además, presentan ciclos de desarrollo lo suficientemente largos, que les hace permanecer en los cursos de agua el tiempo suficiente para detectar cualquier alteración y la diversidad que presentan es tal que hay una casi infinita gama de tolerancia frente a diferentes parámetros de contaminación (Hellowell 1986).

1.1 Problema de la investigación

La degradación existente del agua en el río Grande (Celendín – Cajamarca) es principalmente de causa antrópica además de los factores ambientales que predominan en el cauce.

La diversidad de macroinvertebrados bentónicos en el río Grande, se encuentra amenazada principalmente por el vertimiento inadecuado de aguas residuales; además los cambios en el uso del suelo, la producción agrícola ganadera y factores climáticos que determinan la cantidad de agua que fluye por el río determinando su capacidad de purificación.

1.2 Formulación del problema

¿Cuáles son las características fisicoquímicas y biológicas de las aguas del río Grande Celendín – Cajamarca?

1.3 Objetivo de la investigación

Determinar las características fisicoquímicas y biológicas de las aguas del río Grande Celendín - Cajamarca.

1.3.1. Objetivos específicos

- Determinar los parámetros de pH, conductividad eléctrica, turbiedad, oxígeno disuelto, demanda bioquímica de oxígeno, temperatura y sólidos totales de las aguas del río Grande Celendín.
- Identificar las familias de macroinvertebrados bentónicos presentes en el río Grande Celendín.
- Determinar los índices de Diversidad y Bióticos.

1.4 Hipótesis de la investigación

Las aguas del río Grande Celendín – Cajamarca, cumplen con los Estándares Nacionales de Calidad Ambiental para Agua en la Categoría 3, establecidas en el Decreto Supremo N° 015–2015–MINAM, y las comunidades de macroinvertebrados bentónicos presentes son indicadores biológicos del agua del río Grande Celendín – Cajamarca.

II. REVISIÓN DE LITERATURA

2.1. Antecedentes

Los trabajos de caracterización fisicoquímica y biológica con el uso de macroinvertebrados bentónicos para determinar de la calidad del agua, son diversos, los países que más experiencia han tenido trabajando con bioindicadores son Chile, Colombia, Costa Rica; además existen estudios recientes en nuestro país, aunque este campo aún es muy reducido pero cuenta con un gran potencial y oportunidades de crecimiento. Algunas de las experiencias de trabajo con macroinvertebrados bentónicos en Perú, fueron registradas en la guía elaborada por Flores (2014), con el apoyo de la Universidad Nacional de Cajamarca, Universidad Nacional Mayor de San Marcos, Ingeniería Sin Fronteras, Asociación para la Cooperación en el Sur- Las Segovias, Grupo de Formación e Intervención para el Desarrollo Sostenible y otras pocas instituciones están trabajando con bioindicadores (macroinvertebrados) como herramienta para la evaluación de la calidad de agua dentro del país, logrando en Cajamarca la elaboración de la denominada “Guía de vigilancia ambiental con macroinvertebrados bentónicos en Cajamarca”.

Cruz, R (2014) con el proyecto denominado “Macroinvertebrados acuáticos como bioindicadores de calidad de las aguas del río Santa” en Huaraz, llegó a la conclusión que la contaminación por metales tiene una fuerte capacidad para organizar las comunidades de macroinvertebrados bentónicos, y que existen familias que se desarrollan bajo condiciones extremas para la vida como los Chironomidae.

Andrea, F y Mejía J. (2013), tesis denominada “Biodiversidad de macroinvertebrados bentónicos en el sistema de cultivo de arroz en el sector Muñuela margen derecho en Piura, Perú”, los datos de este estudio indicaron que el sistema de riego-drenaje en el sector Muñuela Margen Derecha afectó negativamente a las comunidades de macroinvertebrados en el punto P2 en comparación con P1. Esto se pudo evidenciar en: 1) el punto P1 tuvo siempre mayores valores de riqueza de familias y taxa, tanto total como media, 2) un índice de Shannon Weiner mayor en el punto P1 que en P2, 3) la presencia de especies sensibles de macroinvertebrados en P1 (*Tricorythodes sp.*, *Macrelmis sp.*, *Limnocois sp.*, *Pyraustinae sp.*, *Glossosomatidae sp.*, *Neotrichia sp.*, *Nectopsyche sp.1*, *Macronema sp.*, *Oecetis sp.*) y 4) una abundancia mayor en general para la mayoría de los órdenes en el agua de riego en comparación con el drenaje general. Por otro lado, la comunidad de macroinvertebrados en el punto P3 estaría influenciada

por la dilución de los contaminantes y un cambio en las condiciones fisicoquímicas producto de la confluencia de las aguas de drenaje de los cultivos con otras aguas provenientes del río Piura y posiblemente por efectos de las mareas provenientes del estuario del Manglar de San Pedro de Vice. Algunos de los parámetros fisicoquímicos (conductividad eléctrica, salinidad y oxígeno disuelto) y nutrientes evaluados (fósforo y fuentes de nitrógeno inorgánico total) explicaron las respuestas observadas en la variación de la estructura y composición de las comunidades de macroinvertebrados entre los diferentes puntos de muestreo evaluados.

Además existen trabajos de caracterización fisicoquímica registrados en la tesis de Ríos, N. (2013) “El estudio químico de sedimentos de la represa de Gallito Ciego como contribución al estudio de calidad ambiental del reservorio” en Lima. El mismo que concluyó con que la posibilidad de utilizar los sedimentos como fertilizante natural en los cultivos de la zona es descartada hasta el momento debido al bajo contenido de nutrientes, tanto de materia orgánica, fósforo disponible y total y nitrógeno en las estaciones de muestreo en la represa (S4 y S5). Conclusión similar es reportada en la literatura en un muestreo en mayo 2009.

Ojeda, M (2012), con la tesis denominada “Caracterización fisicoquímica y parámetros de la calidad del agua de la planta de tratamiento de agua potable de Barrancabermeja” en Colombia. Concluyó que todos los promedios mensuales de los parámetros, a excepción del aluminio en algunos puntos de agua tratada y la turbiedad en el punto de red de distribución, estuvieron dentro de los límites permitidos, todo esto al tratamiento de agua cruda en la planta.

Román, G (2012) con la tesis denominada “Evaluación de la calidad fisicoquímica y microbiológica de agua de riego procedente de efluentes en la comunidad campesina de San José - Lambayeque”, realizada en la Escuela de Posgrado de la Universidad Nacional de Cajamarca. El concluyó que el agua de riego procedente de los sistemas de tratamiento de aguas residuales de las lagunas de estabilización “San José”, debe utilizarse en cultivos semitolerantes a la salinidad, cultivos de tallo alto (frutales, algodón, pastos, maíz,) y en suelos con texturas ligeras a medianas sin peligro de sodicidad, así mismo no debe usarse en suelos cuyo drenaje sea deficiente y cultivos como las hortalizas u otros que tengan contacto directo con las aguas y se debe aplicar prácticas especiales de control de sodicidad a los suelos.

Sánchez, M et al. (2012) La revista denominada “Propuesta de monitoreo ambiental multidisciplinar en cuencas andinas con impactos mineros”, en la que llevaron a cabo una investigación con el objetivo de desarrollar una metodología para la evaluación de la calidad del agua. Se basó en una evaluación ambiental integral en relación a la problemática referente a la posible contaminación por minería incorporando componentes físico-químicas, biológicas y eco-toxicológicas. Para ello se monitorearon sedimentos de río y evaluaron la presencia y movilidad de elementos traza en 15 puntos de la cuenca del Jequetepeque durante cuatro campañas, así como la ecotoxicidad de estos 15 puntos. Adicionalmente, incorporaron el protocolo CERA de evaluación ecológica de 7 puntos, ubicados en la parte alta de la cuenca. Los ensayos sobre los elementos traza y la ecotoxicidad asociada, diferencian entre las zonas altas, cercanas a los distritos mineros, y la zona baja de la cuenca. Se resaltó, por tanto, la afectación en la parte alta de la cuenca, que representa un riesgo ambiental por causa de Cd y Zn principalmente, y también de As, Pb, Cu y Fe.

Valcárcel, D (2011), con la tesis denominada “Evaluación de la degradación de ecosistemas dulceacuícolas en la cuenca baja del río Utcubamba (Amazonas - Perú) mediante el uso de macroinvertebrados bentónicos” en Perú. En el que se identificaron diferentes grados de degradación en los ambientes acuáticos de la cuenca baja del río Utcubamba a partir del análisis de estructura comunitaria del macrobentos y las diferentes medidas bioindicadoras de calidad de agua. La estación de muestreo E6 (quebrada Honda) presentó el mejor estado de conservación en el área de estudio (RCE: muy buena; % EPT: 68,6; H': 3,52; BMWP/Col.: Buena; IBF: Buena), mientras que E3 (quebrada Alenguía) fue la menos conservada (RCE: regular; % EPT: 1,77; H': 1,43; BMWP/Col: Aceptable; IBF: moderada).

Aliaga, M (2010), con la tesis denominada “Situación ambiental del recurso hídrico en la cuenca baja del río Chillón y su factibilidad de recuperación para el desarrollo sostenible”. Llegó a la conclusión que los resultados de análisis físico químico y microbiológico indicaron que la calidad de las aguas superficiales del río Chillón presentó factores de riesgo alto por coliformes fecales o termotolerantes, coliformes totales, demanda bioquímica de oxígeno, plomo, hierro comparando con la normativa peruana (Ley General de Aguas), debido a la contaminación por descargas industriales, aguas residuales domésticas, botaderos de residuos sólidos y por la actividad porcina. La alta carga bacteriana que se registró en las aguas de la cuenca baja del río Chillón, se debe a que se vierten las aguas cloacales y los residuos sólidos generados por los

pobladores que se ubican en las márgenes del río al carecer de servicios básicos y tratamiento de los efluentes. El único parámetro físico químico que se mantuvo estable y se ajustó a los requisitos de calidad del agua durante los últimos 3 monitoreos fue el pH. Al analizarse que el agua superficial evidenciaba una concentración de metales en algunos casos por debajo del VMP y otros altos y moderados, se procedió a investigar la acumulación de metales en los lodos del lecho del río. Para ello se analizó cromo, plomo, hierro, cobre encontrándose altos niveles de concentración de metales sobre todo en la zona de Puente Piedra y Comas.

Acosta, C (2009), con la tesis doctoral “Estudio de la cuenca altoandina del río Cañete (Perú): distribución altitudinal de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos y caracterización hidroquímica de sus cabeceras cársticas” en Barcelona. Concluyó que, en el gradiente altitudinal estudiado, la comunidad de macroinvertebrados de la cuenca del río Cañete presentó un patrón de distribución determinado en primer término por factores a gran escala como la altitud y el orden del río; sin embargo, en algunos casos, dicho patrón estuvo fuertemente modificado por factores locales como la calidad del hábitat fluvial, la vegetación de ribera y los usos de tierra.

Perales. N, (2008). Desarrolló un estudio de análisis fisicoquímicos para determinar la calidad del agua en la cuenca del río Grande – Celendín, durante este estudio se concluyó que la mayor contaminación que presenta las aguas de la cuenca del río Grande se debió a la presencia de desagües que se localizan en los márgenes de las quebradas Dungul, Itihuagana y Chacarume; seguido por los botaderos de basura y los criaderos de animales.

Tabla 1: Resultados del análisis fisicoquímico 2007-2008.

Parámetros	Puntos de Monitoreo				
	Chupset Celendín (CHCEL)	Río Grande antes de Celendín (RGACEL)	Descarga Celendín (DCEL)	Río Grande después de Celendín (RGDCEL)	Río Grande antes de las Yangas (RGAY)
pH	7,4	7,9	7,5	7,7	8,4
T (°C)	18,03	16,6	16,2	19,9	16,7
TDS (mg/L)	154	155	468	346	362
OD (mg/L)	5,8	6,1	1,4	5,9	3
DBO (mg/L)	6,8	11,5	48,9	8,1	22,9

Fuente: Adaptado de Perales, 2008.

Villamarín, C (2008), con la tesis doctoral denominada “Estructura y composición de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos en ríos altoandinos del Ecuador y Perú. Diseño de un sistema de medida de la calidad del agua con índices multimétricos”, en Barcelona. Concluyó que en total en la región altoandina tropical de Ecuador y Perú se registró una riqueza de 178 taxones de macroinvertebrados que se distribuyen desde el norte del Ecuador al sur del Perú en las dos vertientes y desde los 2 000 msnm hasta los 4 800 msnm.

Martínez, O (2006), con la tesis denominada “Determinación de la calidad fisicoquímica del agua del canal de Chiquimulilla en la reserva natural de usos múltiples” en Monterrico. Concluyó que, el agua del canal presentó condiciones de eutrofización en época seca, recuperándose en época lluviosa; y en general conservó elevadas cantidades de material orgánico e inorgánico diluido y en suspensión, con tendencias a presentar estados reductivos con concentraciones bajas de oxígeno disuelto.

Además Yupanqui, E. (2006), con la tesis denominada “Análisis fisicoquímico de fuentes de aguas termominerales del callejón de Huaylas” en Lima. Llegó a la conclusión que las aguas termominerales estudiadas son medicamentos naturales complejos con un contenido coloidal, una evidente actividad iónica, variada presencia de componentes químicos, muchos en proporciones bajísimas pero no por eso menos importantes que obligan a estudiarlas como un todo para obtener su plena acción terapéutica. Las aguas termominerales de El Pato, La Merced, Chancos y Monterrey, no son aptas para la alimentación, ni deben ser utilizadas para regadío en la agricultura.

Paredes, C. (2005), con la revista denominada “Macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores de la calidad de agua en el río Rímac, Lima, Perú”, en la que se registraron 35 taxones: Insecta (27), Annelidae (2), Mollusca (2), Arachnidae (2), Platyhelminthes (1) y Chilopoda (1). De los 2 166 especímenes colectados, Oligochaeta (N = 597) obtuvo la mayor abundancia absoluta; seguido por Psychodidae (N = 521), Physidae (N = 442) y Chironomidae (N = 300) y Dixidae (N = 168). El índice BMWP´ modif. (29 puntos) valoró la calidad del agua del Río Rímac aguas abajo de la Atarjea como de calidad crítica o de aguas muy contaminadas. De los análisis fisicoquímicos evaluados la DBO_{5,20}, indicó efectos de perturbación en el ecosistema acuático.

Paredes C, et al. (2004), en la revista denominada “Macroinvertebrados bentónicos como indicadores biológicos de la calidad de agua en dos ríos de Cajamarca y Amazonas, Perú”. En la que se valoró la calidad del agua según el índice BMWP, catalogándose

como aguas con algunos efectos de contaminación o de calidad aceptable (67 puntos). Se obtuvo 22 taxones, con predominancia de tres órdenes de insectos: Trichoptera (40 %), Plecoptera (16 %) y Ephemeroptera (10 %). Las familias más representadas fueron: Xiphocentronidae (15 %), Odontoceridae (12 %), Baetidae (10 %), Perlidae (9 %) y Psephenidae (8 %). La segunda evaluación fue en el río Amojú (Jaén, Cajamarca; 05°15.15' S, 78°48.29' W), con ocho estaciones de muestreo. Según la BMWP, se obtuvo una categoría equivalente a entre aguas contaminadas o de calidad dudosa, a aguas muy contaminadas o de calidad crítica (38 puntos). Se registró 30 taxones, con predominancia de tres órdenes de insectos: Ephemeroptera (27 %), Trichoptera (25 %) y Díptera (21 %). Las familias más representadas fueron Chironomidae (19 %), Hydropsychidae (16 %), Siphonuridae (9 %), Perlidae (8 %) y Leptophlebiidae (8 %). En este segundo lugar, los análisis físico-químicos no indicaron efectos de perturbación en el ecosistema acuático. La similaridad de familias fue baja entre ambas localidades, según los índices de Jaccard ($L = 20\%$) y Sorensen ($Is = 35\%$). Finalmente, se analizó la potencialidad del empleo de los MIB para evaluar la calidad de agua en ríos del Perú.

García, A (2002), con la tesis denominada “Caracterización físico química y recomendación de sistemas de tratamiento de las aguas del canal de riego de Tumbaco” en Ecuador. concluyó tomando como base las tablas de resultados que, el pH, cloruros, nitratos, sulfatos, cadmio, cromo total, plomo; cumplieron con la ley de aguas; excepto el alto y diverso número de coliformes totales obtenidos en los diferentes muestreos.

2.2. Calidad biológica del agua

El término calidad, referido a las aguas continentales, no es un concepto absoluto ni de fácil definición. Por el contrario, es un concepto relativo que depende del destino final del recurso. De modo que, y a título de ejemplo, las aguas fecales en ningún caso se podrían considerar de calidad apropiada para la bebida, por los problemas sanitarios que conllevaría su uso. Sin embargo, por su alto contenido en materia orgánica podrían resultar excelentes para el riego de plantas ornamentales o de plantaciones forestales. Del mismo modo aguas de alta montaña, que intuitivamente se asociarían con pureza y buena calidad, podrían resultar poco apropiadas para la bebida al calmar escasamente la sed, por su bajo contenido en sales y por su bajo pH que les confiere un carácter corrosivo del esmalte dental. (Alba-Tercedor 1996). No obstante, algunos autores definen la calidad del agua como su aptitud para los usos beneficiosos a que se ha venido dedicando

en el pasado, es decir, como medio de sustento para el ser humano y los animales. (Correa 2000).

Según Chapman (1996), la calidad del ambiente acuático es definida como la composición y bienestar de la biota en un cuerpo de agua. Al mismo tiempo, ésta engloba las concentraciones, expectativas y divisiones físicas de sustancias orgánicas e inorgánicas. Al evaluar la calidad de las aguas mediante el estudio de la composición y estructura de comunidades de organismos surge el término de calidad biológica. Se considera que un medio acuático presenta una buena calidad biológica cuando tiene unas características naturales que permiten que en su seno se desarrollen las comunidades de organismos que les son propias. (Alba-Tercedor 1996).

2.2.1. Contaminación del ambiente acuático

De acuerdo a Chapman (1996), la contaminación del ambiente acuático se debe principalmente a la introducción directa o indirecta de sustancias por el hombre. Algunas de las consecuencias más relevantes son:

- a) Daño a organismos vivientes
- b) Peligros a la salud humana
- c) Interferencia a actividades acuáticas que incluyen la pesca
- d) Disminuir la calidad de agua según su uso en agricultura, industria y por lo general actividades económicas.

2.3. Monitoreo y evaluación de calidad de agua

Chapman (1996), define el monitoreo de calidad de agua como la colección actual de información en ubicaciones específicas con intervalos regulares para conseguir la información necesaria para definir condiciones actuales y establecer tendencias, entre otros. Por otro lado, la evaluación de calidad de agua está definida como el proceso completo de la evaluación de la naturaleza física, química y biológica del agua en relación a la calidad natural, efectos humanos y usos adecuados, particularmente los usos que pueden afectar la salud humana y la salud del sistema acuático.

2.4. Parámetros fisicoquímicos

Los métodos fisicoquímicos ayudan a conocer con precisión el tipo de contaminante vertido en detalle. Neumann et al, citado por Leiva (2004), afirman que las principales desventajas de determinar la calidad de agua mediante el uso de métodos fisicoquímicos radica en parte en el costo elevado, al mismo tiempo que la información proporcionada

por estos análisis es puntual y transitoria. Según Roldan (1988), los parámetros a los cuales son más sensibles los organismos son a menudo el pH, la conductividad eléctrica, el oxígeno disuelto y la temperatura.

2.4.1. Potencial de hidrógeno (pH)

Según Prieto (2004), el pH no mide el valor de la acidez o alcalinidad sino que la determinación del pH en el agua es una medida de la tendencia de su acidez o su alcalinidad. Un pH menor de 7 indica una tendencia hacia la acidez, mientras que un pH mayor de 7 muestra una tendencia hacia la alcalinidad. La mayoría de las aguas naturales tienen un pH entre 4 y 9, aunque muchas de ellas tienen un pH ligeramente básico debido a la presencia de carbonatos y bicarbonatos. Un pH muy ácido o muy alcalino puede indicar contaminación industrial. (Annual Book of Standards 1994).

2.4.2. Conductividad eléctrica

Es la capacidad de una solución acuosa de conducir una corriente eléctrica. Esta capacidad depende de la presencia de iones, su concentración total, movilidad y valencia; y la temperatura de las medidas. Las soluciones de los compuestos orgánicos por lo general son buenos conductores y las moléculas de compuestos orgánicos que no se disocian en soluciones acuosas poco o nada contribuyen con flujo de corriente. (Chapman 1996).

2.4.3. Turbiedad

Según Crites y Tchobanoglous (2000), la turbiedad como una medida de las propiedades de dispersión de la luz de las aguas es otro parámetro usado para indicar la calidad de las aguas naturales y las aguas residuales, tratadas con relación al material residual en suspensión coloidal. Los resultados de las mediciones de turbiedad se dan en unidades nefelométricas de turbiedad (UNT).

2.4.4. Oxígeno disuelto

El oxígeno disuelto (OD) es la cantidad de oxígeno en el agua el cual es esencial para los riachuelos y lagos saludables; puede ser un indicador de cuán contaminada está el agua y cuán bien puede dar soporte esta agua a la vida vegetal y animal. Generalmente, un nivel más alto de oxígeno disuelto indica agua de mejor calidad. Si los niveles de oxígeno disuelto son demasiado bajos, algunos peces y otros organismos no pueden sobrevivir. Este indicador depende de la temperatura, puesto que el agua más fría puede guardar más oxígeno en ella, que el agua más caliente. Los niveles típicamente pueden variar de 0-18 partes por millón (ppm) aunque la

mayoría de los ríos y riachuelos requieren un mínimo de 5-6 ppm para soportar una diversidad de vida acuática. (Lenntech 2007). Por otro lado, numerosos estudios científicos sugieren que 4-5ppm de oxígeno disuelto es la mínima cantidad que soportará una gran y diversa población acuática. (Stevens Institute of Technology 2006).

2.4.5. Demanda bioquímica de oxígeno

La demanda bioquímica de oxígeno (DBO) es una medida de la cantidad de oxígeno consumido en la degradación bioquímica de la materia orgánica mediante procesos biológicos aeróbicos (principalmente por bacterias y protozoarios). Representa, por lo tanto, una medida indirecta de la concentración de la materia orgánica e inorgánica degradable o transformable biológicamente. Se utiliza para determinar la contaminación de las aguas. Cuando los niveles de la DBO son altos, los niveles de oxígeno disuelto serán bajos, ya que las bacterias están consumiendo ese oxígeno en gran cantidad. (Sánchez 2007). Esto sucede debido a que la demanda de oxígeno por parte de las bacterias es alta y ellas están tomando el oxígeno del OD en el agua. Si no hay materia orgánica en el agua, no habrá muchas bacterias presentes para descomponerla y por ende, la DBO tenderá a ser menor y el nivel de OD tenderá a ser más alto. (Stevens Institute of Technology 2006). La DBO, en su medida individual puede indicar la calidad de agua en un cuerpo de agua.

2.4.6. Temperatura

La temperatura del agua tiene gran importancia por el hecho de que los organismos requieren determinadas condiciones para sobrevivir (organismos estenotérmicos y euritérmicos). Este indicador influye en el comportamiento de otros indicadores de la calidad del recurso hídrico, como el pH, el OD, la conductividad eléctrica y otras variables fisicoquímicas. (Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales de Colombia 2001).

2.4.7. Sólidos totales (ST)

La determinación de los sólidos totales permite estimar los contenidos de materias disueltas y suspendidas presentes en un agua, pero el resultado está condicionado por la temperatura y la duración de la desecación. Su determinación se basa en una medición cuantitativa del incremento de peso que experimenta una cápsula previamente tarada tras la evaporación de una muestra y secado a peso constante a 103-105 °C. (Severiche et al. 2013).

2.5. Análisis biológicos

Los ecosistemas acuáticos mantienen una gran diversidad de organismos, incluso mayor a los terrestres. Los impactos como la contaminación inducen a cambios en la estructura de las comunidades, la función biológica de los sistemas acuáticos y al propio organismo, afectando su ciclo de vida, crecimiento y su condición reproductiva. (Bartram & Ballance 1996).

2.5.1. Bioindicadores

Los organismos vivos que habitan en los cursos de agua presentan adaptaciones evolutivas a unas determinadas condiciones ambientales, y presentan unos límites de tolerancia a las diferentes alteraciones de las mismas. Estos límites de tolerancia varían, y así, frente a una determinada alteración se encuentran organismos sensibles que no soportan las nuevas condiciones impuestas, comportándose como intolerantes, mientras que otros, que son tolerantes, no se ven afectados. Si la perturbación llega a un nivel letal para los intolerantes, estos mueren y su lugar será ocupado por comunidades de organismos tolerantes. Del mismo modo, aun cuando la perturbación no sobrepase el umbral letal, los organismos intolerantes abandonan la zona alterada, con lo cual dejan espacio libre que puede ser colonizada por organismos tolerantes. De modo que, variaciones inesperadas en la composición y estructura de las comunidades de organismos vivos de los ríos pueden interpretarse como signos evidentes de algún tipo de contaminación. (Alba – Tercedor 1996). Peces, algas, protozoos y otros grupos de organismos han sido recomendados por el uso de valorar la calidad de agua, pero los macroinvertebrados son el grupo más frecuentemente usado. (Hellowell 1986).

Metcalfé (1989), enumera las principales razones para su uso como indicadores biológicos:

- a) Sensibilidad y rapidez en la reacción ante distintos contaminantes con una amplia gradación en la respuesta frente a un variado espectro de clases y grados de estrés.
- b) Ubicuidad, abundancia y facilidad de muestreo. Tamaño adecuado para su determinación en laboratorio.
- c) Carácter relativamente sedentario, reflejando las condiciones locales de un tramo fluvial.

- d) Fases del ciclo de vida suficientemente largas como para ofrecer un registro de la calidad medioambiental.
- e) Gran diversidad de grupos faunísticos con numerosas especies, entre las cuales siempre habrá alguna que reaccione ante un cambio ambiental.

2.5.2. Macroinvertebrados bentónicos

El conocimiento de las características y abundancia de los organismos bentónicos en un sistema acuático es fundamental para relacionados con las condiciones del medio. Las comunidades de macro-invertebrados bentónicos en zonas tropicales son muy similares a las comunidades de zonas templadas. El grupo más grande de los macro-invertebrados acuáticos en aguas continentales son los insectos, los cuales son valiosos indicadores, considerados los más diversos en contraste con los peces e insectos terrestres. (Thorne & Williams 1997). De todos los organismos que se encuentran dentro de un sistema acuático los macroinvertebrados bentónicos ofrecen ventajas para ser usados como indicadores de contaminación (Figueroa et al. 1999); (Figueroa et al. 2003), ya que:

- a) Se encuentran en todos los ecosistemas acuáticos, por lo que favorecen los estudios comparativos.
- b) Su naturaleza sedentaria, permite un análisis espacial efectivo de los efectos de las perturbaciones.
- c) Presenta ventajas técnicas asociadas a los muestreos cuantitativos y análisis de las muestras que pueden ser realizados con equipos simples.
- d) La taxonomía de muchos grupos es ampliamente conocida.
- e) Existen numerosos métodos para el análisis de datos, como índices bióticos y de diversidad.

2.5.3. Importancia ecológica de los macroinvertebrados bentónicos

Los macroinvertebrados son considerados un eslabón importante en la cadena trófica, especialmente para peces. Un alto número de invertebrados se alimentan de algas y bacterias, las cuales se encuentran en la parte baja de la cadena alimentaria. Algunos deshacen hojas y se las comen mientras otros comen materia orgánica presente en el agua. Debido a la abundancia de los macroinvertebrados bénticos, en la cadena alimentaria acuática, ellos juegan un papel crítico en el flujo natural de energía y nutrientes. Al morir los macroinvertebrados bénticos, se descomponen

dejando atrás nutrientes que son aprovechados por plantas acuáticas y otros organismos que pertenecen a la cadena. (Roldán 1988).

2.5.4. Descripción de los principales órdenes de macroinvertebrados comunes

- a) **Ephemeroptera** Las ninfas de Ephemeroptera viven por lo regular en aguas corrientes, limpias y bien oxigenadas; sólo algunas especies parecen resistir cierto grado de contaminación. En general se consideran indicadores de buena calidad del agua. (Roldán 1988).
- b) **Plecoptera** Las ninfas de los Plecóptera viven en aguas rápidas, bien oxigenadas, debajo de piedras, troncos, ramas y hojas. Se ha observado en ciertos casos que son especialmente abundantes en riachuelos con fondo pedregoso, de corrientes rápidas y muy limpias situadas alrededor de los 2000m de altura. Son, por tanto, indicadores de aguas muy limpias y oligotróficas. (Roldán 1988).
- c) **Trichoptera** En los ambientes acuáticos especialmente ríos y quebradas, los Trichoptera juegan un papel importante, tanto en las cadenas alimentarias como el reciclaje de nutrientes. Debido a su gran diversidad y el hecho de que las larvas poseen distintos ámbitos de tolerancia y según la familia o el género al que pertenecen, son muy útiles como bioindicadores de calidad de agua y la salud del ecosistema. (Springer 2006).
- d) **Coleoptera** La mayoría de Coleoptera acuáticos viven en aguas continentales lólicas y lénticas. En las zonas lólicas los sustratos más representativos son troncos y hojas en descomposición, grava, piedras, arena y la vegetación sumergida y emergente. Las zonas más ricas son las aguas someras en donde la velocidad de la corriente no es fuerte, aguas limpias, con concentraciones de oxígeno alto y temperaturas medias. (Roldán 1988).
- e) **Odonata** viven en pozos, pantanos, márgenes de lagos y corrientes lentas y poco profundas, por lo regular, rodeados de abundante vegetación acuática sumergida o emergente. Viven en aguas limpias o ligeramente eutrofizadas. (Roldán 1988).

2.6. Índices relacionados con la calidad de aguas

En general los índices de calidad de las aguas se han venido utilizando desde hace algún tiempo, con el propósito de simplificar en una expresión numérica las características positivas o negativas de cualquier fuente de agua, relata Arce (2006). Dichos índices tienen como objeto la estimación de un número generalmente entre 0 y 1, que define el grado de calidad de un determinado cuerpo hídrico continental. Con ello se pretende reconocer problemas de contaminación de una forma ágil, sin tener que recurrir a la observación de cada una de las numerosas variables fisicoquímicas determinadas; sus bondades resaltan cuando se evalúa una cantidad amplia de cursos hídricos, o uno sólo en forma periódica.

En general, todo organismo es indicador 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 aquél 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. (Arce 2006).

El análisis de las comunidades requiere utilizar expresiones matemáticas sencillas, empleando para ello datos taxonómicos y de tolerancia, en general se utilizan tres tipos de índices: de diversidad, sapróbicos e índices bióticos. (Magurran 2004); pero los índices que más se asemejan a las características del presente trabajo de investigación son los índices de diversidad e índices bióticos.

2.6.1. Índices de diversidad

El concepto de diversidad hace referencia a la variedad de especies que se presentan en una dimensión espacio-temporal definido, resultante de conjuntos de interacción entre especies que se integran en un proceso de selección, adaptación mutua y evolución, dentro de un marco histórico de variaciones medioambientales locales. En dicho marco, estas especies constituyen una estructura compleja, en la que cada

elemento expresa una abundancia dependiente de los elementos restantes. (Magurran 2004).

Los índices de diversidad de especies se pueden definir como el número de éstas en una unidad de área; tiene dos componentes principales, la riqueza (número de especies) y la equitatividad (número de individuos de una sola especie). (Smith & Smith 2001). Generalmente en las evaluaciones biológicas se usan índices de diversidad que responden a la riqueza de especies y a la distribución de los individuos entre las especies.

En la década de los años cincuenta comenzaron a utilizarse diferentes metodologías de evaluación de la calidad del agua mediante el uso de indicadores biológicos y se propusieron métodos biológicos para evaluar las condiciones ecológicas de las corrientes de agua. Al final de los años cincuenta y principio de los sesenta comenzó a discutirse el concepto de diversidad de especies basada en índices matemáticos derivados fundamentalmente de la teoría de la información. (Baddii et al. 2005).

Los índices de diversidad son expresiones matemáticas que usan tres componentes de la estructura de la comunidad: riqueza (número de especies presentes), equitatividad (uniformidad de 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 planteamiento de la diversidad en 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. (Arce 2006).

a) Índice de diversidad de Shannon-Weaver (H')

El índice de Shannon-Weaver está descrito para comunidades indefinidamente grandes que no se pueden estudiar en su totalidad por infraestructura, costos, tiempo, personal o imposibilidad misma y, por tal razón, su valor debe estimarse a partir de una muestra, pero su cálculo arroja un estimador sesgado por cuanto se desconoce el verdadero valor del número de especies del taxa bajo estudio. Adicionalmente, no permite el cálculo de intervalos de confianza y con ello de pruebas de hipótesis. (Magurran 2004).

Toma en cuenta tres componentes: la riqueza de especies, su abundancia y la equitabilidad. (Brower et al. 1997). Aunque el uso de los índices de diversidad como método de bioindicación ha perdido importancia en las últimas décadas, debido a su incapacidad para diferenciar las interacciones biológicas y taxonómicas que existen entre las especies (Segnini 2003), estos son utilizados puesto que aún no existen otros índices que los reemplacen.

Este índice se mide en unidades de bits/individuo cuando la escala logarítmica es base 2. En el contexto de los ecosistemas fluviales este índice adquiere un valor máximo de 4.5 bits/individuo para las comunidades de macroinvertebrados bentónicos. Valores inferiores a 2.4-2.5 bits/individuo son indicativos de que el ecosistema se encuentra sometido a tensión (vertidos, dragados, canalizaciones, regulación por embalses) (Tabla 2). Este índice disminuye mucho en aguas muy contaminadas. (Pino et al. 2003).

$$H' = - \sum (P_i \cdot \log P_i) \dots \dots \dots P_i = \frac{n_i}{N}$$

En donde:

P_i: proporción total de la muestra que pertenece a la especie “i”, con i = 1, 2....S; en donde “S” es el número total de especies presentes en la muestra, n_i es el número de individuos por especie y N es el número total de individuos en una muestra. (Brower et al. 1997).

Tabla 2: Clasificación de la calidad del agua según el índice de Shannon (H').

Esquema de Wilhm y Dorris (1968)		Esquema de Staub et al. (1970)		Ramírez y Roldán (2008)		Diversidad
H'	Condición	H'	Condición	H'	Condición	
> 3	Agua limpia	3,0 – 4,5	Contaminación débil	3,0-4,5	Aguas muy limpias	Alta diversidad
1 -3	Contaminación moderada	2,0 -3,0	Contaminación ligera	1,5-3,0	Aguas medianamente contaminadas	Mediana diversidad
< 1	Contaminación severa	1,0 – 2,0	Contaminación moderada	0,0-1,5	Aguas muy contaminadas	Poca diversidad
		0,0 – 1,0	Contaminación severa			

Fuente: Adaptado de Segnini (2003).

b) Índice de diversidad de Margalef

Margalef (1993), propuso evaluar la diversidad con base en la relación especies-individuos de acuerdo con el modelo logarítmico que se observa entre ellos.

Transforma el número de especies por muestra a una proporción a la cual las especies son añadidas por expansión de la muestra. Supone que hay una relación funcional entre el número de especies y el número total de individuos $S = \sqrt[k]{N}$, donde k es constante. (Magurran 1988). Se calcula con la fórmula:

$$DMg = \frac{S - 1}{\ln N}$$

Dónde:

S: Número de especies

N: Número total de individuos

- Zona de baja biodiversidad: Sería aquella zona con un valor inferior a 2,0. Este tipo de valores suelen ser resultado de zonas que albergan actividades humanas
- Zona de alta biodiversidad: Zona cuyo índice toma valores superiores a 5,0 Margalef (1993).

c) Índice de Simpson

Manifiesta la probabilidad de que dos individuos tomados al azar de una muestra sean de la misma especie. Está fuertemente influido por la importancia de las especies más dominantes (Magurran 1988). Como su valor es inverso a la equidad, la diversidad puede calcularse como $1-D$ (Lande 1996). Este índice discrimina

relativamente las especies poco abundantes y brinda mayor significación a las dominantes. Su rango de valores también varía entre 0 (menor dominancia) y 1 (mayor dominancia). (Moreno et al, 2001).

$$D = (\sum P_i^2) \dots \dots \dots \text{Dominancia}$$

$$1 - D = (1 - \sum P_i^2) \dots \text{Diversidad}$$

2.6.2. Índices bióticos

Suelen ser específicos para un tipo de contaminación y/o región geográfica, y se basan en el concepto de los organismos indicadores. Permiten la valoración del estado ecológico de un ecosistema acuático afectado por un proceso de contaminación. Para ello se les asigna un valor numérico a los grupos de invertebrados de una muestra en función de su tolerancia a un tipo de contaminación. Los más tolerantes reciben un valor numérico menor y los más sensibles un valor numérico mayor, la suma de todos estos valores indica la calidad de ese ecosistema. (Baddii et al. 2005).

El valor numérico obtenido expresa el efecto de la contaminación sobre una comunidad biológica y está basado en la capacidad de los organismos de reflejar las características o condiciones ambientales del medio en el que se encuentran. La presencia o ausencia de un género, una especie o familia, así como su densidad o abundancia de éstas, es lo que se va a usar como indicador de la calidad. La mayor diferencia con los índices bióticos y los índices fisicoquímicos radica en que los primeros permiten indicar el estado del agua en un periodo prolongado de tiempo definido por la duración del ciclo vital de cada individuo, o la magnitud de colonias, entre otras características, pero no permite, identificar los agentes contaminantes existentes, por lo tanto su utilización es complementaria y no sustitutiva a los índices fisicoquímicos. (Naranjo & González 2007).

Para poder implementar los índices bióticos, es necesario realizar un inventario de las especies presentes en el lugar de estudio, de la manera más específica posible, esto actualiza los conocimientos taxonómicos y de composición sobre la fauna acuática, que en algunos grupos no se conocía. (Burillo 1997). Los índices bióticos son altamente especializados para un tipo particular de contaminación del agua, que

normalmente es de origen orgánica. Cada uno de los índices está limitado al área geográfica en donde los organismos tolerantes fueron integrados de un ambiente a otro, pero aun así, éstos pueden variar. Por otro lado existen índices bióticos especializados para grupos taxonómicos específicos y para diferentes ecoregiones.

a) Índice biótico de familias (IBF)

Según Hilsenhoff (1988), este método es aplicado para el bentos. Se identifican los diferentes grupos taxonómicos hasta los niveles de familias asignando el puntaje de tolerancia de acuerdo. Los valores del Índice Biótico se expresan en 7 clases de calidad ambiental, correspondiente a una escala de condición biológica.

Hilsenhoff (1977, 1987, 1988), es un índice equivalente al BMWP y sus derivados, desarrollado y aplicado en los Estados Unidos, su valor no es otra cosa que un promedio ponderado de la abundancia de los diferentes taxa, que en éste caso se identifican hasta el nivel de familia.

$$IBF = (\sum N_i \cdot T_i) / N$$

Donde:

N_i: es el número de individuos para cada taxón

T_i: es el valor de ponderación asignado a cada taxón

N: es el total de individuos en la muestra

El valor de ponderación representa la tolerancia de cada grupo de organismos a la contaminación orgánica y varía entre 0 y 10. El valor de 0 es asignado a las familias más intolerantes a la contaminación orgánica y un valor de 10 a las familias más tolerantes. Los valores entre 0 y 10 definen tolerancias intermedias. En la Tabla 3 se presentan la clasificación de la calidad del agua en función de los valores de IBF obtenidos por Hilsenhoff (1988), los valores del índice muestran una relación inversamente proporcional a la buena calidad del agua y directamente proporcional al grado de contaminación orgánica.

Tabla 3: Clasificación y grado de contaminación de la calidad del agua mediante el índice biótico de familia (IBF) de Hilsenhoff.

Clase	IBF (Hilsenhoff, 1988) $(\sum N_i \cdot T_i)/N$	Característica Ambiental	Grado de Contaminación	Color
I	0,00 – 3,75	Excelente	Sin contaminación orgánica aparente	Celeste
II	3,76 – 4,25	Muy bueno	Contaminación orgánica ligera	Azul
III	4,26 – 5,00	Bueno	Algo de contaminación orgánica	Verde
IV	5,01 – 5,75	Regular	Contaminación orgánica regular	Amarillo
V	5,76 – 6,50	Relativamente malo	Contaminación orgánica significativa	Café
VI	6,51 – 7,25	Malo	Contaminación orgánica muy significativa	Naranja
VII	7,26 – 10	Muy malo	Contaminación orgánica severa	Rojo

Fuente: Hilsenhoff (1988).

Considera la diversidad de taxa indicadores (familias) y la abundancia de cada una de ellas. (Figuroa et al. 2003). Entre las ventajas de utilizarlo están su bajo costo, es fácil de entender, posee alta sensibilidad a la calidad de agua y además el resultado que entrega es confiable ya que por medio de un cálculo matemático (fórmula) se obtienen los datos necesarios para poder clasificar las características ambientales. (Quantitativa 2004).

b) Índice Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera (EPT):

Se refiere a la presencia o ausencia de los órdenes Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera en una comunidad biológica. En general, las especies de estos grupos de insectos son sensibles a las perturbaciones humanas (Alonso & Camargo 2005), de aquí su uso como indicadores en el cálculo del índice.

De acuerdo con el Instituto Mi Río y la Universidad de Antioquia (2001), este índice corresponde a un valor determinado por tres grupos taxonómicos muy sensibles a la contaminación y que por lo general son indicadores de aguas limpias. El análisis EPT se realizó mediante la utilización de estos tres grupos de macroinvertebrados (Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera) que son indicadores de buena calidad de agua debido a su alta sensibilidad a la contaminación. Se obtiene contando el número de taxa de estos órdenes presentes en la muestra. El valor obtenido se compara en un cuadro de calidad de agua (Klemm et al. 1990) (Tabla 4).

El resultado obtenido se compara con los siguientes valores y se determina la calidad del agua.

Tabla 4: Escala de Valores del Índice EPT.

EPT	CALIDAD DEL AGUA
>10	Sin impacto
6-10	Levemente impactado
2-5	Moderadamente impactado
0-1	Severamente impactado

EPT: Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera

Fuente: Klemm et al (1990).

c) Biological monitoring working party (BMWP/Col)

Representa un método sencillo y rápido para evaluar la calidad del agua usando los macroinvertebrados como bioindicadores. Con el apoyo del National Water Council, Armitage et al. (1983), ordenaron las familias de macro-invertebrados acuáticos en 10 grupos siguiendo un gradiente de mayor a menor tolerancia a la contaminación. A cada familia le hicieron corresponder una puntuación que oscila entre 1 y 10. Con este sistema fue posible comparar la situación relativa entre estaciones de muestreo y finalmente con esta información se creó el índice BMWP.

Se consideran macroinvertebrados bentónicos a aquellos organismos invertebrados que desarrollan alguna fase de su ciclo vital en el medio acuático, y cuyo tamaño es superior a los 2 milímetros. Abarca insectos, moluscos, crustáceos, turbelarios y anélidos principalmente. Las familias más sensibles como Perlidae (Plecoptera) y Oligoneuriidae (Ephemeroptera) reciben un puntaje de 10; en cambio, las más tolerantes a la contaminación, como Tubificidae (Clitellata), reciben una puntuación de 1. La suma de los puntajes de todas las familias proporciona el puntaje total BMWP. (Armitage 1983).

Este es un índice de fácil utilización y de aplicabilidad, las familias de los macroinvertebrados acuáticos se ordenan en 10 grupos siguiendo un gradiente de menor a mayor tolerancia a la contaminación. A cada familia se le hace corresponder una puntuación que oscila entre 10 y 1. Con este sistema de puntuación es posible comparar la situación relativa entre estaciones de muestreo. (Alba-Tercedor 1996). Sin embargo, no permite emitir juicios respecto de la situación de calidad. Es por ello que se correlacionaron los valores del BMWP con cinco grados de

contaminación, asignándoles una significación respecto de la misma. (Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega 1988).

En Latinoamérica se han hecho intentos de aplicar índices para evaluar la calidad de las aguas. El libro "Bioindicación de la calidad del agua en Colombia" de Roldan (2003), propone el uso del BMWP/Col; que no es más que una modificación del BMWP, aplicando un puntaje de 1 a 10 a las diferentes familias de macroinvertebrados comunes en el país y para las clases de calidad de agua normalmente encontradas. Esta modificación, además incluye un color significativo para representaciones cartográficas (Tabla 5).

Tabla 5: Clasificación de las aguas, significado ecológico de acuerdo al índice BMWP/Col y colores para representaciones cartográficas.

Clase	Calidad	BMWP/Col	Significado	Color
I	Buena	Mayor 150	Aguas muy limpias	Celeste
		101-120	Aguas no contaminadas poco alteradas	Azul
II	Aceptable	61-100	Se evidencian efectos de la contaminación	Verde
III	Dudosa	36-60	Aguas moderadamente contaminadas	Amarillo
IV	Critica	16-35	Aguas muy contaminadas	Naranja
V	Muy critica	Menor 15	Aguas fuertemente contaminadas situación critica	Rojo

Fuente: Roldan (2003).

d) Índice biótico andino (ABI)

El ABI Ríos-Touma et al. Acosta et al. (2009), es un índice biótico que sirve para evaluar la calidad del agua y la integridad ecológica de ecosistemas acuáticos andinos. Este índice se construye asignando valores numéricos entre 1 y 10 a cada familia registrada durante un muestreo, dependiendo de su nivel de tolerancia a la contaminación. En esta escala, el valor de 1 se asigna a las familias más tolerantes y el de 10 a las familias más sensibles. La suma de los puntajes de todas las familias encontradas en un sitio determinado equivale al puntaje ABI total, el cual es un indicador de la calidad de agua de dicho sitio.

La principal ventaja de utilizar el índice ABI es que permite utilizar a los macroinvertebrados como indicadores de calidad de agua, a partir de información taxonómica a nivel de familia y es específico para las zonas andinas (> 2 000 msnm). Además, la metodología requiere solo de datos cualitativos, (presencia o ausencia

de familias), lo que hace de ella una alternativa económica, sencilla y que requiere de poca inversión de tiempo. (Roldán 2003).

Suelen ser específicos para un tipo de contaminación y/o región geográfica, y se basan en el concepto de los organismos indicadores. Permiten la valoración del estado ecológico de un ecosistema acuático afectado por un proceso de contaminación. Para ello se les asigna un valor numérico a los grupos de invertebrados de una muestra en función de su tolerancia a un tipo de contaminación. Los más tolerantes reciben un valor numérico menor y los más sensibles un valor numérico mayor, la suma de todos estos valores indica la calidad de ese ecosistema. (Baddi et al. 2005).

El valor numérico obtenido expresa el efecto de la contaminación sobre una comunidad biológica y está basado en la capacidad de los organismos de reflejar las características o condiciones ambientales del medio en el que se encuentran. La presencia o ausencia de un género, una especie o familia, así como su densidad o abundancia de éstas, es lo que se va a usar como indicador de la calidad.

Tabla 6: Clases de estado ecológico según ABI Perú.

	Estado ecológico	
ABI	Muy Bueno	> 74
	Bueno	45-74
	Moderado	27-44
	Malo	11-26
	Pésimo	< 11

Fuente: Guía para la vigilancia ambiental Agua es Vida (2014).

III. MATERIALES Y MÉTODO

3.1. Ubicación geográfica del trabajo de investigación

El presente estudio se realizó en el curso principal del río Grande que se encuentra ubicado en la provincia de Celendín, departamento de Cajamarca. Se realizó el trabajo en cinco estaciones de muestreo: Chupset, El Gaitán, Shuitute, Los Pajuros y Llanguat, además la ubicación georeferenciada se presenta en la Tabla 7.

Tabla 7: Ubicación georeferenciada de las estaciones de muestreo en el río Grande, Celendín 2014-2015.

RÍO EVALUADO	CÓDIGO*	ESTACIÓN DE MUESTREO	UBICACIÓN GEOGRÁFICA (UTM)		ALTITUD (msnm)
			Este	Norte	
RÍO GRANDE	EM-1	Chupset	0816469	9238595	2 645
	EM-2	El Gaitán	0816557	9239596	2 618
	EM-3	Shuitute	0815819	9241303	2 607
	EM-4	Los Pajuros	0814909	9243064	2 589
	EM-5	Llanguat	0811442	9251703	1 950

UTM: Sistema Universal de Medida Transversal

* = EM: Estación de muestreo

3.1.1. Chupset (EM-1): En este lugar se encuentra la primera estación de muestreo, ubicada en el ojo de agua, lugar donde se origina el río Grande. Este cuerpo de agua es una de las fuentes de agua con mayor potencial dentro de la zona para satisfacer las necesidades de riego y uso doméstico de los pobladores aledaños, debido a su ubicación antes del ingreso a la ciudad y las aparentes condiciones aceptables que presenta.

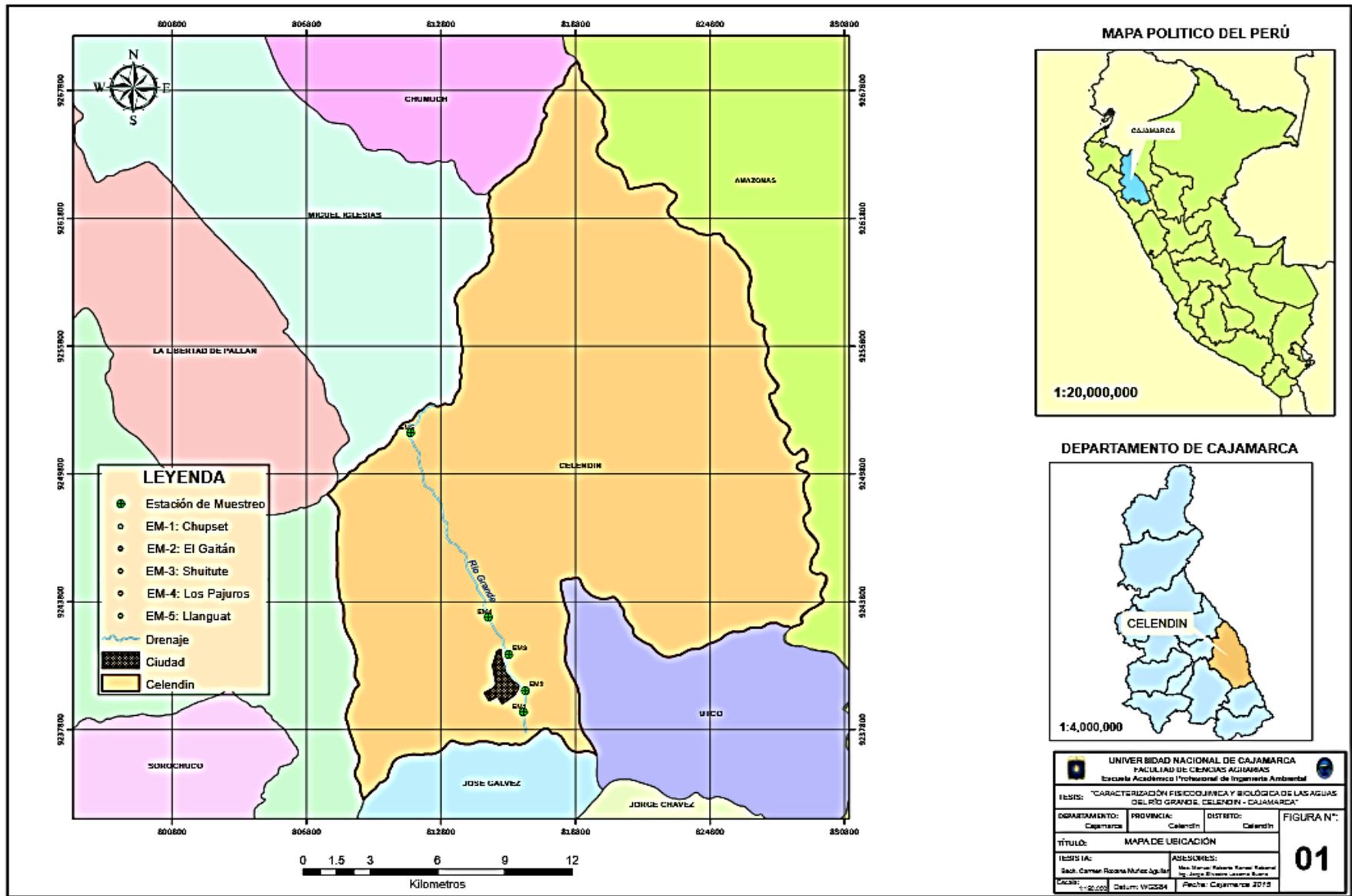
3.1.2. El Gaitán (EM-2): Lugar en el que se encuentra la segunda estación de muestreo, ubicada a 100 metros aguas abajo del puente Santa Rosa en la intersección con el jirón Arequipa, este punto muestra una característica particular puesto que se inicia las construcciones de viviendas urbanas de la ciudad de Celendín.

3.1.3. Shuitute (EM-3): Lugar en el que se ubica la tercera estación de muestreo, a 200 metros de la Escuela Académico Profesional de Ingeniería Ambiental Celendín (EAPIAC), y a 100 metros aguas abajo del río Chico afluente del río Grande.

3.1.4. Los Pajuros (EM-4): Lugar en el que se ubica la cuarta estación de monitoreo, aguas abajo de la planta de tratamiento de aguas residuales de Celendín la misma que desemboca sus aguas ya tratadas en el cauce

principal del río Grande. Este punto de monitoreo se encuentra ubicado aproximadamente a la mitad del recorrido total del río.

3.1.5. LLanguat (EM-5): En el lugar denominado Mocate se ubica la quinta estación de muestreo, en la sección final del río Grande a 300 metros aguas arriba de su desembocadura al río La Llanga,



3.2. Materiales

3.2.1. Materiales y equipos de laboratorio para análisis fisicoquímico

- Equipo multiparámetro (DELTA OHM HD 98569) para pH y conductividad eléctrica.
- Espectrofotómetro (MERK SQ 118)
- Difusores de oxígeno
- Frascos Winkler de 300 mL
- Bureta graduada de 50 mL
- Pipetas de 1 mL
- Gotero
- Solución buffer de fosfato
- Solución de sulfato magnesio
- Solución de sulfato manganoso
- Solución de cloruro de calcio
- Solución de cloruro férrico
- Ácido sulfúrico concentrado
- Solución yoduro alcalina
- Agua destilada
- Almidón al 10 %
- Tiosulfato de sodio 0,01N
- Soporte universal con pinzas para Bureta
- Incubadora “SOLFARMA”
- Termómetro de canastilla
- Balanza “SARTORIUS”
- Matraz Erlenmeyer de 50 y 100 mL
- Recipiente de vidrio pirex (beaker) de 100 mL de capacidad
- Campana Desecadora, tapa botón, marca Pobel, modelo 929220.
- Estufa “MEMMERT” entre 103-105 °C

3.2.2. Material y equipos de laboratorio para análisis biológico

- Estereo-microscopios Olympus
- Pinzas entomológicas
- Cajas petry
- Alcohol de 96°
- Lapicero de tinta indeleble
- Libro de “Macroinvertebrados Bentónicos Sudamericanos”
- Guía de vigilancia ambiental con macroinvertebrados bentónicos en Cajamarca
- Papel toalla
- Colador
- Recipientes plásticos pequeños

3.2.3. Materiales de campo

- Protección personal (guantes quirúrgicos, botas, mascarilla)
- Red Surber adaptada
- Bolsas ziploc
- Alcohol puro 96°
- Libreta de campo
- Lapicero
- Lápices
- Linterna de mano
- GPS Garmin Oregon 515
- Cámara fotográfica
- Recipientes plásticos y/o de vidrio
- Caja de tecnopor

3.3. Metodología

Se seleccionaron 5 estaciones de muestreo (EM) en base a la información levantada directamente en campo, considerando las variables: altitud, usos del agua, cobertura vegetal, las actividades antrópicas y accesibilidad a la zona.

Se realizaron 4 campañas de muestreo entre los meses de octubre y noviembre de 2014 se realizó la 1° y 2° campaña además en enero y febrero de 2015 se realizaron la 3° y 4° campaña, correspondiendo a los periodos de estiaje y lluvia respectivamente, periodos en los cuales se encontró una comunidad abundante y diversa de organismos bentónicos, además de variables fisicoquímicas más definidas que presentó el clima en el lugar de estudio durante el transcurso del año.

3.3.1. Trabajo de campo

a) Muestreo fisicoquímico

La metodología empleada para el desarrollo del trabajo de campo se basó en el protocolo nacional de monitoreo de la calidad en cuerpos naturales de agua superficial de la Autoridad Nacional del Agua, 2011.

El análisis de los parámetros en campo fueron pH y conductividad eléctrica del agua y se utilizó el multiparámetro. Adicionalmente, para la determinación de la temperatura se utilizó un termómetro de canastilla como parte la toma de datos in situ, además se registraron las características físicas del río en cada una de las estaciones muestreadas.

Cada estación se ubicó geográficamente con la ayuda de un GPS portátil.

La fase de colección de muestras de agua se realizó en base al protocolo de monitoreo seleccionado, en este caso para los parámetros como oxígeno disuelto, demanda bioquímica de oxígeno, turbiedad y sólidos totales; como se refiere a continuación:

- El procedimiento de colección fue según el protocolo y las muestras fueron analizadas en el laboratorio de la Escuela Académico Profesional de Ingeniería Ambiental Celendín, dentro de las dos horas posteriores a la toma de muestra, con la finalidad de reducir al mínimo las posibles variaciones de las características del agua, desde la toma de muestra hasta su análisis, los frascos colectores fueron completamente llenados con la

muestra de agua y cerrados herméticamente. Cada muestra recolectada fue codificada.

b) Muestreo biológico

La metodología empleada está establecida en los Métodos de Colecta, Identificación y Análisis de Comunidades Biológicas: plancton, perifiton, bentos (macroinvertebrados) y necton (peces) en aguas continentales del Perú, del Ministerio del Ambiente, 2014.

Para la colecta de macroinvertebrados, se exploraron cuidadosamente los hábitats posibles en cada lugar de muestreo, esto incluye el sustrato de fondo (piedra, arena, lodo, restos de vegetación), macrofitas acuáticas (flotantes, emergentes y sumergidas), raíces sumergidas de árboles y sustratos artificiales (restos de basura que puedan estar presentes, diques). Para obtener resultados comparables, se cubre un área entre 100 m y se realizó el muestreo durante 20 o 30 minutos.

El método de recolección seleccionado es el cuantitativo, para el cual se utilizó la red Surber adaptada de 500 μm de luz de malla. El marco se coloca sobre el fondo y en contra de la corriente y con las manos se remueve el material del fondo, quedando atrapados los organismos en la red. Esta operación se repite tres veces en cada estación de muestreo, pudiéndose calcular el número de organismos por m^2 . El material colectado se vacía luego en unas bolsas con cierre hermético (ziploc) con alcohol al 90 % para ser separado en el laboratorio.

Las bolsas utilizadas son rotuladas, etiquetados con datos de localidad, estación de muestreo, fecha, tipo de sustrato, colector; para posteriormente ser trasladados al laboratorio de ecología del Departamento de Ciencias Biológicas 2A -104 de la Universidad Nacional de Cajamarca.

3.3.2. Trabajo de laboratorio

a) Muestreo fisicoquímico

Las muestras fueron trasladadas al Laboratorio de la Escuela Académico Profesional de Ingeniería Ambiental Celendín, perteneciente a la Universidad Nacional de Cajamarca, fueron determinadas en los siguientes parámetros:

- **Oxígeno disuelto (OD)**

La determinación de oxígeno disuelto se realizó con el método del Winkler, este método es el procedimiento titulométrico más exacto y fiable para analizar OD establecido por Manahan (2007).

- **Demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅)**

La muestra o una dilución adecuada de la misma, es incubada por 5 días a 20°C en la oscuridad. Se mide la concentración de oxígeno disuelto antes y después de la incubación, y el consumo de oxígeno corresponde a la demanda bioquímica de oxígeno. Esta determinación se realizó según el manual de procedimientos analíticos para aguas y efluentes registrado por Aguinaga (1996).

- **Turbiedad**

Se determinó con el Espectrofotómetro del Laboratorio Químico de la Escuela de Ingeniería Ambiental.

- **Sólidos totales (ST)**

Esta normativa técnica se utiliza para la determinación de sólidos totales, volátiles y fijos en aguas, efluentes industriales y domésticos, se realizó según el manual de procedimientos analíticos para aguas y efluentes registrado por Aguinaga (1996).

b) Muestreo biológico

- El trabajo de laboratorio con las muestras recolectadas en campo se inició lavando la muestra y separando el material grueso, luego se seleccionó una determinada cantidad de sustrato en una caja petri grande y con un Estéreo- microscopio, se realizó la visualización de organismos teniendo en cuenta sus características de importancia taxonómica.

- Luego se procedió a la identificación de macroinvertebrados bentónicos llegando hasta la categoría de familia se empleó las claves taxonómicas de Domínguez y Fernández (2010) y Roldan (1996), Guía de Vigilancia Ambiental (Flores 2014), otros documentos como las claves para Costa Rica de Springer y Hanson, los que permitieron los cálculos.
- Se realizó la contabilización poblacional por familia de cada muestra la cual se detalla en la Tabla 12, los organismos seleccionados fueron colocados en frascos viales de plástico debidamente rotulados y finalmente una vez determinada la población se procedió a evaluar las muestras de acuerdo a los índices de Shannon Weaver, Margalef, Simpson, IBF, BMWP/Col, EPT y ABI.

3.3.3. Trabajo de gabinete

Para el procesamiento de los datos se realizaron las siguientes tareas:

Clasificación de los datos mediante la codificación y tabulación de los mismos.

a) Caracterización fisicoquímica

Para la caracterización fisicoquímica se desarrollaron las fórmulas con los cálculos correspondientes a la determinación de oxígeno disuelto, demanda bioquímica de oxígeno y sólidos totales. Los resultados están registrados en las Tablas 23 y 24.

b) Caracterización biológica

El trabajo en gabinete inició con la selección de las Tablas de valoración de especies para los índices bióticos y de diversidad utilizando el Protocolo CERA (2011), Roldán (2003), Hilsenhoff (1988), ver (Tablas 26, 27 y 28)

Además se desarrollaron cada uno de los índices con los promedios de los resultados de los índices de diversidad y bióticos por estación y campaña de muestreo.

Finalmente, para una determinación general de los índices bióticos utilizados, se diseñaron tablas con valores de ponderación con el fin de obtener resultados

más uniformes con respecto a sus rangos de valoración asignándoles valores de ponderación entre 1,- 4 siendo equivalentes para comparar los resultados entre los índices bióticos que se obtuvieron calificándose como: excelente con su valor de ponderación 4, buena con su valor de ponderación 3, regular con su valor de ponderación 2 y mala con su valor de ponderación 1. Ver (Tablas 8, 9, 10 y 11) uniendo las valoraciones:

Tabla 8: Valores de ponderación para el Índice Biótico de Familias.

IBF (Hilsenhoff, 1988) $(\sum N_i \cdot T_i)/N$	Valores de ponderación	Característica Ambiental
0,00 – 3,75	4	Excelente
3,76 – 4,25		Muy bueno
4,26 – 5,00	3	Bueno
5,01 – 5,75		Regular
5,76 – 6,50	1	Relativamente malo
6,51 – 7,25		Malo
7,26 – 10		Muy malo

Fuente: Adaptado de Hilsenhoff (1988).

N_i : Número de individuos para cada taxón

T_i : Valor de ponderación asignado a cada taxón

N : Total de individuos en la muestra

Tabla 9: Valores de ponderación para el Índice EPT.

EPT \sum de Taxas presentes	Valores de ponderación	Calidad del Agua
>10	4	Sin impacto
6-10	3	Levemente impactado
2-5	2	Moderadamente impactado
0-1	1	Severamente impactado

Fuente: Adaptado de Klemm et al. (1990).

Tabla 10: Valores de ponderación para el Índice BMWP/Col.

BMWP/Col \sum de puntajes asignados a cada familia	Valores de ponderación	Calidad
101-120	4	Buena
61-100	3	Aceptable
36-60	2	Dudosa
16-35	1	Crítica
Menor 15		Muy crítica

Fuente: Adaptado de Roldan, 2003.

Tabla 11: Valores de ponderación para el Índice Biótico Andino.

ABI Σ de puntajes asignados a cada familia	Valores de ponderación	Calidad
> 74	4	Muy Bueno
45-74	3	Bueno
27-44	2	Moderado
11-26		Malo
< 11	1	Pésimo

Fuente: Adaptado de Guía para la vigilancia ambiental Agua es Vida (2014).

IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. Resultado del muestreo fisicoquímico

4.1.1. Parámetros fisicoquímicos

Se compararon los resultados de los parámetros fisicoquímicos con los estándares de Calidad Ambiental para el Agua en nuestro país establecidos en el DS. N° 015-2015 – MINAM (figuras 2, 3, 4, 5, 6, 7 y 8), en la Categoría 3: “Riego de Vegetales (de Tallo Alto y Bajo) y Bebida de Animales”. Se asume esta categoría de conformidad con lo establecido en el DS. 023-2009-MINAM, artículo 3 numeral 3.3 para aquellos cuerpos de agua que no se les haya asignado categoría de acuerdo a su calidad, se considerará transitoriamente la categoría del recurso hídrico al que tributan debido a que el río Grande - Celendín no se encuentra registrado en la lista de clasificación de cuerpos de agua superficial (ríos), de la Resolución Jefatural N° 202-2010-ANA. Las variables fisicoquímicas a las que los macroinvertebrados tienden a ser más sensibles son el pH, la conductividad eléctrica, el oxígeno disuelto y la temperatura (Roldan 2003), por esta razón, la conductividad y el pH son dos de las medidas que más aportan acerca de la estructura y funcionamiento del ecosistema acuático.

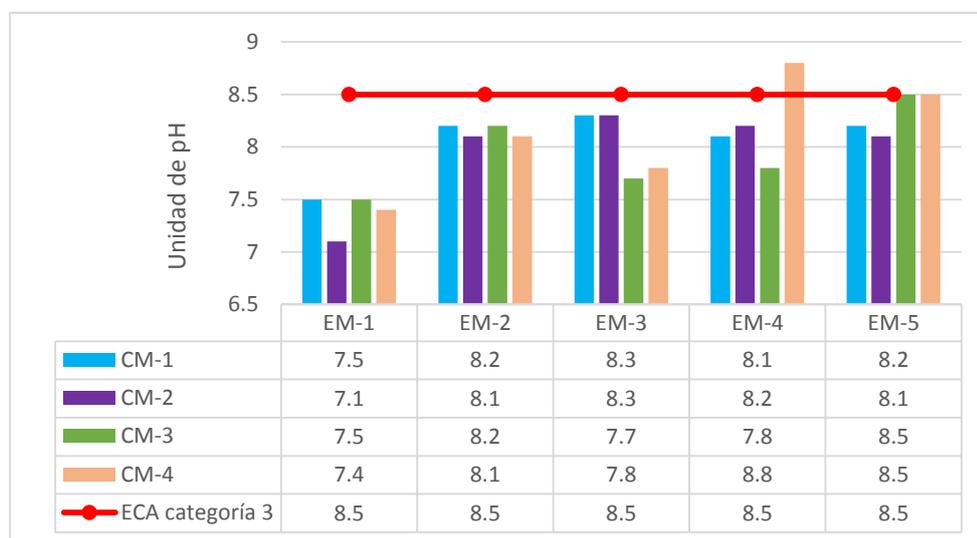


Figura 2: Valores de pH del río Grande – Celendín.

El pH de las aguas superficiales de los cuerpos de agua debe encontrarse en el intervalo de 6,5 a 8,5 unidades de pH según los Estándares de Calidad Ambiental (ECA) Categoría 3. Los valores medidos oscilaron entre 7,1 – 8,8 unidades de pH, la figura 2 muestra estos resultados, siendo la característica predominante del agua del

río Grande en las cinco estaciones de monitoreo, ligeramente alcalina. Los valores obtenidos en Los Pajuros (EM-4) de la campaña de muestreo 4, exceden los límites establecidos en la norma nacional.

Es importante señalar que el pH del agua se encuentra en relación directa con el equilibrio carbónico y la actividad de los microorganismos acuáticos. En los puntos de muestreo en los cuales la actividad antropogénica es más marcada fueron El Gaitán (EM-2), Shuitute (EM-3) y Los Pajuros (EM-4), las variaciones de pH se deben sobre todo a los posibles vertidos de aguas servidas de carácter doméstico sobre todo. Este tipo de agua se caracteriza generalmente por tener pH algunas décimas superior a los del agua de procedencia. Los valores típicos de pH en las aguas residuales se encuentran en el rango comprendido entre 7,0 y 8,0 unidades de pH (Henze et al. 2008). Dichos valores son consistentes con los valores presentados en la figura 2 comprendidos entre el rango 7,1 – 8,8 unidades de pH. Los valores de pH son básicos, lo que estaría explicado por la geología del área de estudio donde predominan suelos de naturaleza calcárea con pH mayores a 8 (Ibáñez 2007). Sobre la correlación del pH con la riqueza existen diversos estudios (Turnbull et al. 1995, Kullberg 2003, Tripole et al. 2008), todos ellos señalan una relación directa de disminución de riqueza de especies a medida que el agua se acidifique más, evaluando la respuesta de los macroinvertebrados a rangos entre 4-8 pH; en este caso las variaciones de pH fueron determinantes como para asegurar una fehaciente correlación de pH y riqueza.

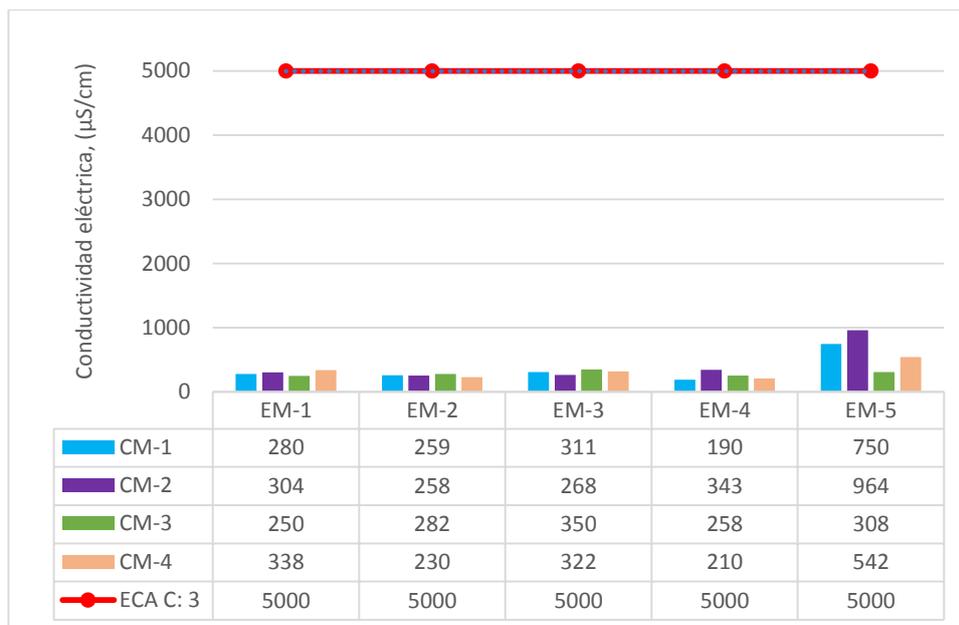


Figura 3: Valores de Conductividad Eléctrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$) del río Grande – Celendín.

Los valores medidos de conductividad eléctrica oscilaron entre 190 – 964 $\mu\text{S}/\text{cm}$, la figura 3 muestra dichos valores, determinándose según los resultados obtenidos en las cinco estaciones de monitoreo que se cumplió con los límites establecidos por los Estándares de Calidad Ambiental Categoría 3 para este parámetro. Es necesario considerar que el río Grande está sujeto a los efectos de las actividades antrópicas desarrolladas en las estaciones de muestreo 2, 3 y 4 que sufren infiltraciones de agua de descargas directas o infiltraciones producidas indirectamente. Fue difícil establecer la relación que usualmente se observa entre la conductividad y otros parámetros tales como los sólidos totales debido a la gran cantidad de materia orgánica suspendida presente en el agua en estas estaciones de muestreo. Por tanto, los valores que se obtuvieron reflejan la cantidad de electrolitos totales disponibles, los cuales no se encuentran en interacción. Los valores más altos se obtuvieron en el sector Llanguat (EM-5) en época de estiaje con valores de 750 - 964 $\mu\text{S}/\text{cm}$ de la primera y segunda campaña de muestreo, respectivamente. Estos valores de conductividad están estrechamente relacionados con el terreno que atraviesa y la posibilidad de disolución de rocas y materiales, del tipo de sales presentes, del tiempo de disolución, temperatura, pH y en general de todas las condiciones que pueden afectar la solubilidad, además que en esta estación de muestreo las aguas del río son turbulentas. En la temporada de avenidas se obtuvieron valores relativamente constantes puesto que en ambos muestreos se obtuvieron máximos de 542 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en Llanguat (EM-5) y mínimos de 210 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en el sector Los Pajuros (EM-4). En todo

caso es importante mencionar que las mediciones in situ están limitadas por las condiciones que rodeen al electrodo en el momento de introducirlo en el cuerpo de agua. Roldán (2003) señala que la conductividad en las aguas superficiales tropicales de montaña por lo regular es muy baja (aguas oligotróficas) y un aumento de sales en el agua provocado por actividades humanas aumenta la conductividad disminuyendo la diversidad de especies (Roldan 2003). Por este motivo se explica porque el sector Llanguat (EM-5) presentó poca diversidad de especies en las campañas 1 y 2 realizadas en época de estiaje (ver figura 14 y 16).

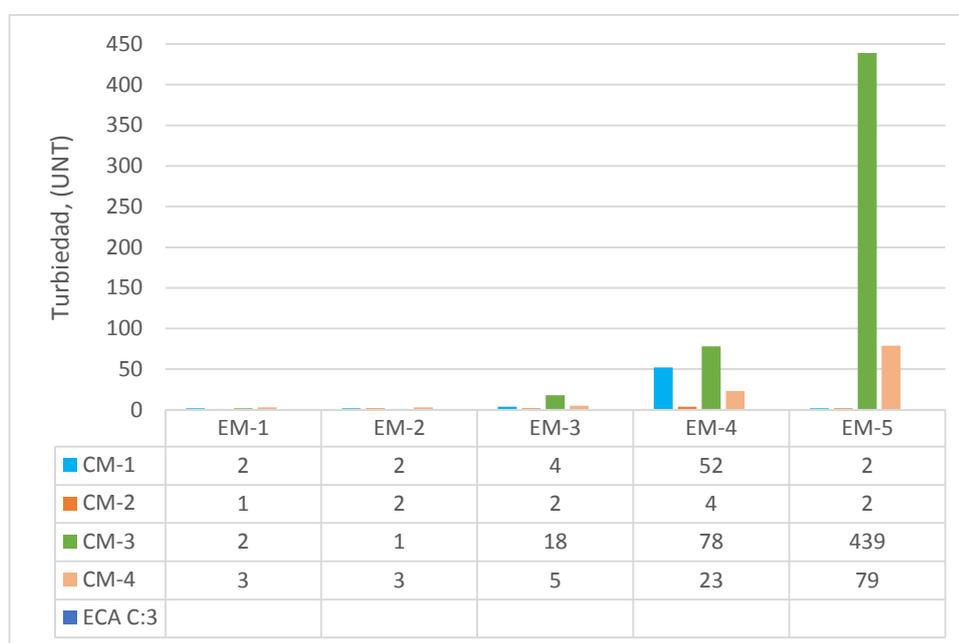


Figura 4: Valores de Turbiedad (UNT) del río Grande – Celendín

Los valores medidos de turbiedad oscilaron entre 1 – 439 UNT, es un parámetro que se midió para establecer el nivel de visibilidad imperante en el agua del río. Esto debido a que el material en suspensión puede tener un efecto directo sobre el equilibrio que mantiene el medio acuático. Un exceso de este material impide la fotosíntesis, favorece la disminución de la cantidad de oxígeno disuelto y provoca un aumento en la demanda del mismo. A partir de esto, los resultados que se presentan en la figura 4 permitieron establecer que en general en época seca se tiene niveles de turbiedad bajos debido a la poca profundidad del agua en el río. En época lluviosa por el contrario, se registró un aumento en los valores de turbiedad, esto se debe a un aumento del agua de escorrentía que trae consigo buena cantidad de material que pasa a estar en suspensión, entre el que se incluye arena, limo, material orgánico que

pasa a estado coloidal y en caso de precipitaciones torrenciales como las ocurridas previo al tercer muestreo, el aporte se incrementa y es significativo puesto que el terreno circundante sufre una mayor erosión en el caso del sector Languat (EM-5). Con esto hay un aumento de volumen tanto de agua como de material en suspensión. Los valores de turbiedad no están establecidos en los Estándares de Calidad Ambiental, Categoría 3. Los valores altos de la turbiedad pueden estar relacionados con el alto grado de erosión de las zonas aledañas, junto con las altas descargas que entran al río, que afectan la calidad del agua (Sánchez et al. 2010).

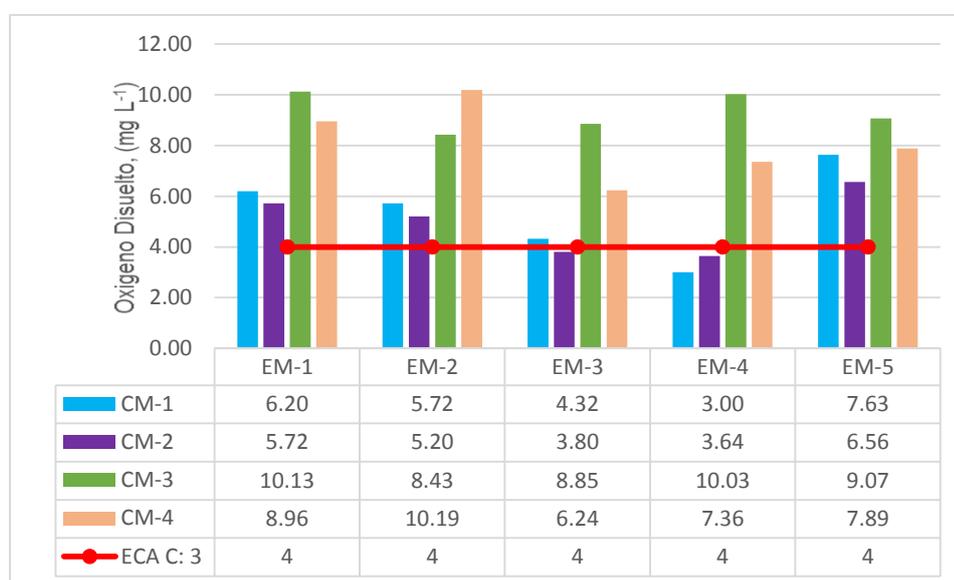


Figura 5: Valores de Oxígeno Disuelto (mg/L) del río Grande – Celendín.

Los valores medidos de oxígeno disuelto oscilaron entre 3 – 10,19 mg/L, la Figura 5 muestra estas mediciones siendo la mayor en el Gaitán (EM-2) de la CM-4.

En la época de estiaje se registraron promedios de 3 y 7,63 mg/L de oxígeno disuelto, éstas concentraciones disminuyeron debido a que los microorganismos tienen una demanda mayor de oxígeno la misma que supera la disolución del gas y se registran los valores bajos que se midieron. Y en época de avenidas se registraron valores de 6,2 y 10,19 los mismos que en esta época tendieron a aumentar debido a la turbulencia por el incremento del caudal y por ende los gases se disuelven mejor.

La normativa nacional establecida en los Estándares de Calidad Ambiental, Categoría 3 ha señalado que el oxígeno disuelto tiene un valor mínimo de 4 mg/L, es interesante notar que en lugares como Shuitute (EM-3) y los Pajuros (EM-4)

muestreados en época de estiaje los valores no cumplen con los límites establecidos por la norma debido a que presentan valores inferiores; en ambos casos los valores reflejaron el impacto que la actividad humana está teniendo sobre el ecosistema y directamente sobre un parámetro que es esencial para el mantenimiento de los procesos metabólicos básicos. Los niveles típicamente pueden variar de 0-18 partes por millón (ppm) aunque la mayoría de los ríos y riachuelos requieren un mínimo de 5-6 ppm para soportar una diversidad de vida acuática. (Lenntech 2007). Water for Life (s.f.), considera al oxígeno disuelto el factor ambiental más importante para la supervivencia, crecimiento y reproducción de los organismos acuáticos. Por ende, el oxígeno disuelto es absolutamente esencial para la supervivencia de todos los organismos acuáticos (Roldán 1988). Las concentraciones de oxígeno disuelto tan bajas afectan la vida acuática, de hecho la diversidad de los organismos es mucho mayor a altas concentraciones de oxígeno disuelto (Correa 2000).

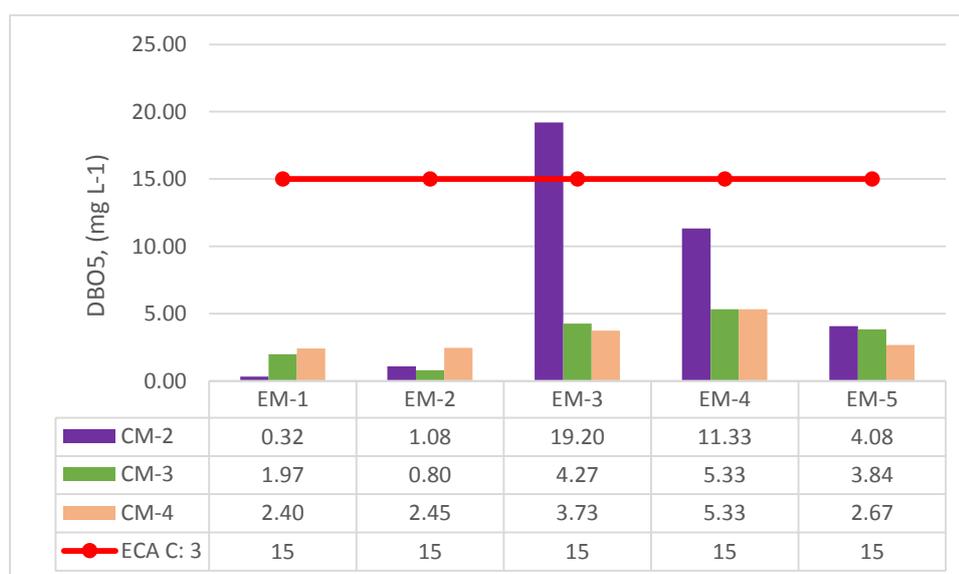


Figura 6: Valores de Demanda Bioquímica de Oxígeno (mg/L) del río Grande – Celendín.

A lo largo de los muestreos, los datos altos se reportaron en las estaciones habitadas. La normativa nacional establecida en los Estándares de Calidad Ambiental (ECA), Categoría 3 ha señalado que la cantidad que rige como normativa para la demanda bioquímica de oxígeno tiene un valor de 15 mg/L. De cualquier manera los valores máximos se encontraron en las estaciones habitadas en las que se destacó Shuitute (EM-3) y Los Pajuros (EM-4) en la segunda campaña en época de estiaje. En temporada seca se realizó un muestreo y los valores oscilaron entre 0,32 y 19,2 mg/L

este último valor se registró en Shuitute (EM-3) el mismo que sobrepasó los niveles establecidos en los ECA Categoría 3, demostrándose en este caso que no se cumplió con la normativa nacional. En temporada lluviosa los valores disminuyeron significativamente como se pudo determinar en la tercera y cuarta campaña de muestreo. Cuando los niveles de la DBO son altos, los niveles de oxígeno disuelto serán bajos, ya que las bacterias están consumiendo ese oxígeno en gran cantidad. (Sánchez 2007). Esto sucede debido a que la demanda de oxígeno por parte de las bacterias es alta y ellas están tomando el oxígeno del OD en el agua. Si no hay materia orgánica en el agua, no habrá muchas bacterias presentes para descomponerla y por ende, la DBO tenderá a ser menor y el nivel de OD tenderá a ser más alto (Stevens Institute of Technology 2006). Esta medición reflejó de mejor manera el impacto que tienen los fenómenos naturales eventuales sobre los organismos acuáticos.

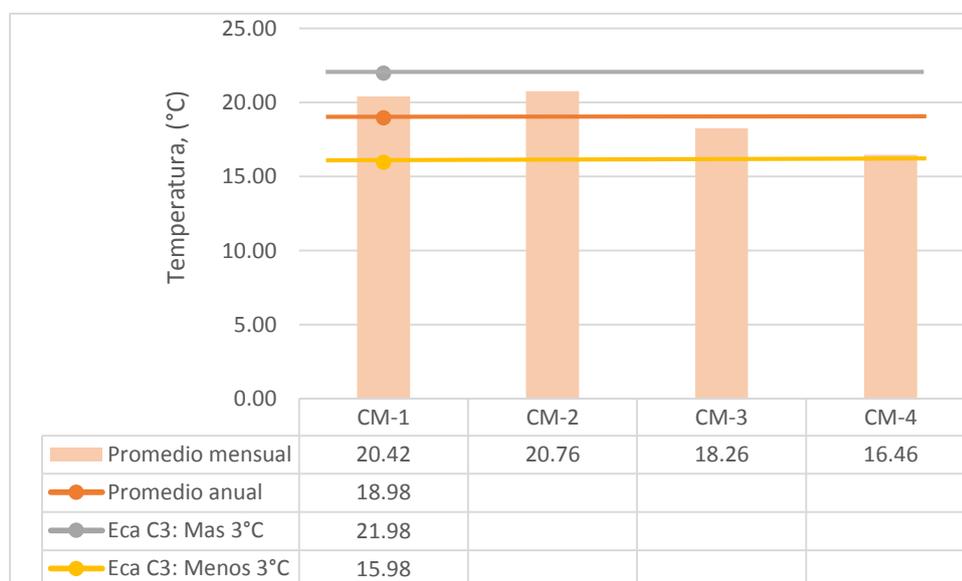


Figura 7: Valores de Temperatura (°C) del río Grande – Celendín.

En la caracterización que se efectuó con este estudio, es importante considerar que la temperatura es un factor determinante en muchos sentidos, porque es el principal factor a tomar en cuenta al realizar las mediciones in situ al tomar la muestra, puesto que puede determinar la composición de la misma en cuanto a la materia disuelta, no disuelta y su naturaleza química debido a que define las reacciones que pueden ocurrir. La medición termométrica se realizó en las cinco estaciones de monitoreo del río. Los resultados oscilaron entre 14,5 – 25 °C. En la Figura 7 se muestran los resultados de los promedios mensuales obtenidos siendo el más alto en la campaña de muestreo 2 (CM-2) y el mínimo en la (CM-4).

En este caso existieron variaciones debido a cambios estacionales que se encuentran bien marcados al existir una variación de casi 10 grados centígrados comparando la época de estiaje que presenta el valor máximo de temperatura y la época de avenidas registrando el menor valor. No puede descartarse de ninguna manera el hecho de que la temperatura fluctúa diariamente, ni tampoco que la temperatura medida dependió del momento en el cual se tomó la muestra y mientras estas temperaturas mantengan en condiciones adecuadas al ecosistema, no podrá hablarse de condiciones fuera de lo normal. Los valores de temperatura están establecidos en los Estándares de Calidad Ambiental, Categoría 3 definido como la variación de 3 grados Celsius respecto al promedio mensual multianual del área evaluada, en nuestro caso al comparar dicha variación se obtuvieron datos que se encontraron incluidos en los límites establecidos en la norma nacional. Las temperaturas arriba de los 25 °C aceleran la biodegradación, mientras que, a temperaturas más bajas la población de algas y el metabolismo de las bacterias disminuyen, por lo cual la eliminación de la DBO (demanda biológica de oxígeno) es más lenta (Martínez & Quitan s.f).

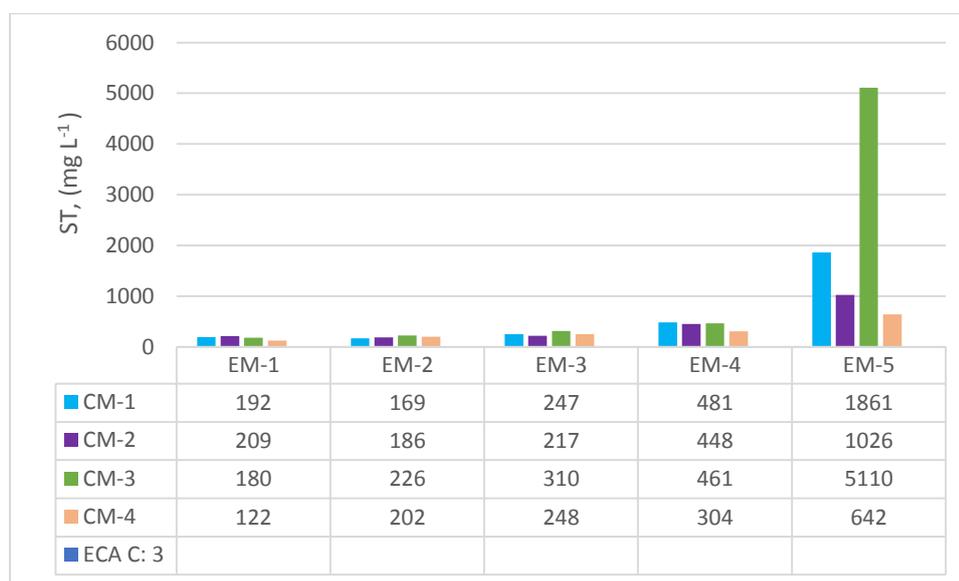


Figura 8: Valores de Sólidos totales (mg/L) del río Grande – Celendín.

Esta determinación muestra la cantidad de material soluble que está presente en el agua del río. Como puede verse en la figura 8, los valores registrados en la época de estiaje correspondiente a las campañas de muestreo 1 y 2 oscilaron entre 192 mg/L en el sector Chupset (EM-1) y 1 861 mg/L en Llanguat (EM-5). En época de avenidas se registraron valores mínimos de 122 mg/L en Chupset (EM-1) y valores máximos

de 5 110 mg/L en Llanguat (EM-5). Sin embargo el parámetro no puede distinguir entre el origen del material y la medición, al igual que en los sólidos totales, resulta ser de valores extremadamente altos, en los cuales no conviene evaluar uno por uno sino como tendencia en grupo. Los Estándares de Calidad Ambiental, Categoría 3 no registra valores para este parámetro.

4.2. Resultados del muestreo biológico

Se colectaron 9 713 individuos pertenecientes a 9 clases, 14 órdenes y 37 familias (Tabla 12). La clase Ostrácoda, no fue identificada hasta el nivel taxonómico de familia debido a que los índices aplicados en la evaluación no lo contemplan. El mayor número de familias encontradas (8) pertenecen a la clase insecta orden Díptera. Mientras que 10 órdenes representados por el menor número de familias son Ostrácoda (clase), Amphipoda, Acari, Oligochaeta, Megaloptera, Odonata, Tricladia, Veneroida, Collembola, Hirudinea, con apenas 1 familia.

Las familias identificadas durante el estudio con mayor población fueron Chironomidae (Díptera) 6 702, Hidroptilidae (Trichoptera) 749 y (Ostrácoda) 618. Chironomidae es una de las familias más tolerantes a calidad del agua, por lo que se puede encontrar en varios tipos de microhábitats dentro de los ríos (Roldan 1988). La abundancia de los quironómidos en el río Grande se relacionó con su capacidad para tolerar altos grados de contaminación del agua. Estas larvas viven en aguas estancadas o de corriente, resisten altos grados de contaminación y son indicadores de agua de mala calidad (Gamboa et al. 2008).

Adicionalmente, los quironómidos pueden tolerar altas concentraciones de carga orgánica y bajas concentraciones de oxígeno, lo que le facilita tener altas tasas de reproducción (Figuroa et al. 2007),

Por el contrario se encontraron varias familias representadas con un único individuo tales como Philopotamidae - Glossomatidae - Hidrobiosidae (Trichoptera), Hidrometridae - Vellidae (Hemiptera), Corydalidae (Megaloptera) y Gyrinidae (Coleoptera).

Tabla 12: Número de individuos identificados por taxones de Macroinvertebrados Bentónicos en el río Grande Celendín 2015.

MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS			CANTIDAD	
Clase	Orden	Familia	(N° de organismos)	
Ostracoda			618	
Malacostraca	Amphipoda	Hyaellidae	2	
Gasteropoda	Basommatophora	Physidae	230	
		Planorbidae	7	
Oligochaeta	Haplotaxida	Tubificidae	284	
Bivalvia	Veneroida	Sphaeriidae	8	
Hirudinea	Glossiphoniiformes	Glossiphoniidae	20	
		Simuliidae	490	
		Chironomidae	6 702	
	Diptera	Ceratopogonidae	16	
		Tipulidae	21	
		Limoniidae	14	
		Psychodidae	5	
		Empididae	2	
		Culicidae	11	
		Odonata	Aeshnidae	28
		Coleoptera	Elmidae	151
	Ptilodactylidae		4	
	Gyrinidae		1	
	Dytiscidae		15	
	Megaloptera	Corydalidae	1	
	Hemiptera	Gerridae	3	
		Veliidae	1	
		Hydrometridae	1	
		Mesoveliidae	3	
	Ephemeroptera	Leptohyphidae	59	
		Baetidae	160	
Leptophlebiidae		20		
Trichoptera	Glossossomatidae	1		
	Hydropsychidae	4		
	Hydrobiosidae	1		
	Helicopsychidae	14		
	Philopotamidae	1		
	Hydroptilidae	749		
Collembola	Isotomidae	26		
Turbellaria	Tricladida	Planariidae	25	
Arachnoidea		Hydracarina	13	

4.2.1. Evaluación porcentual de abundancia de organismos por estaciones de muestreo durante las cuatro campañas.

El número de individuos encontrados en cada una de las estaciones de muestreo fue muy variable (Figura N°9). Shuitute (EM-3) y Los Pajuros (EM-4) tienen los porcentajes más altos de individuos, con 42 % y 21 % respectivamente, a diferencia de Llanguat (EM-5) que tiene el porcentaje más bajo con el 3 % de individuos. Esta descripción fue de cantidades poblacionales en porcentaje.

Tabla 13: Promedio en porcentaje de Macroinvertebrados Bentónicos encontrados en las cinco estaciones de muestreo durante todas las campañas realizadas en el Río Grande – Celendín 2015.

Promedios	Estaciones de Muestreo				
	EM-1	EM-2	EM-3	EM-4	EM-5
Porcentaje, %	15	19	42	21	3

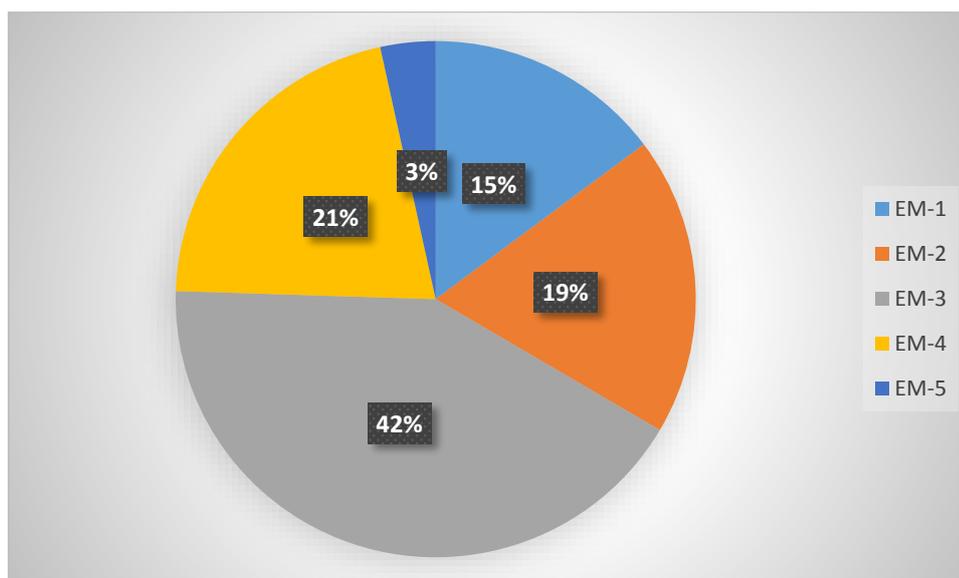


Figura 9: Porcentaje de individuos encontrados en las cinco estaciones de muestreo durante todas las campañas realizadas en el río Grande – Celendín, 2015.

4.2.2. Análisis comparativo de las clases y órdenes identificados por estación de muestreo.

De las 9 clases de Macroinvertebrados Bentónicos identificados durante todas las campañas realizadas, las estaciones de muestreo con mayor número de clases son Chupet (EM-1) y Shuitute (EM-3) con 8 y la estación de muestreo con menor número es Llanguat (EM-5) con 5 clases.

De los órdenes identificados en el estudio la estación con mayor número de órdenes con un total de 15 es el sector Chupset (EM-1) y la estación con menor número de órdenes lo tiene la estación Llanguat (EM-5) con 8 órdenes (Figura 10). Esto debido a que la estación Chupset (EM-1) es la estación control, es decir la menos impactada de todas las estaciones del río estudiadas, Por otro lado, en Llanguat (EM-5) a pesar de caracterizarse por sus aguas muy claras, es la estación que presentó las peores condiciones biológicas, por no presentar un hábitat adecuado al desarrollo de especies debido a las condiciones morfológicas del cauce y el material rocoso excedente que presenta en comparación a las demás estaciones de monitoreo, en tal sentido se logró diferenciar que a mayor diversidad de clase, orden y familias de macroinvertebrados la calidad del agua es la que presentó las mejores condiciones.

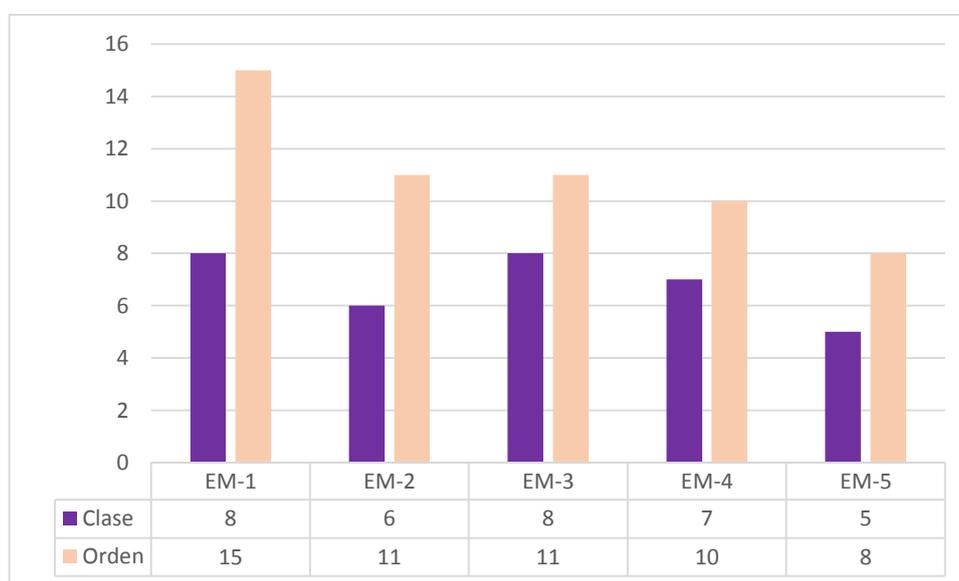


Figura 10: Número de clases y órdenes de macroinvertebrados bentónicos presentes en las cinco estaciones de muestreo durante todas las campañas realizadas en el río Grande - Celendín 2015.

4.2.3. Índices de diversidad

Los resultados que se presentan a continuación son los promedios de las evaluaciones realizadas por estación y por campaña para cada índice analizado como se observa en las siguientes Tablas y Figuras.

a) Índice de Shannon-Weaver (H')

Tabla 14: Promedios por estación y por campaña para el Índice de Shannon-Weaver (H').

SHANNON – WEAVER	CAMPAÑAS				Promedio por Estación
	Época de Estiaje		Época de Avenidas		
	Campaña 1	Campaña 2	Campaña 3	Campaña 4	
Estación de Muestreo					
EM-1	0,83	1,45	1,86	2,10	1,56
EM-2	1,30	0,96	1,90	1,00	1,29
EM-3	0,51	0,72	1,33	0,68	0,81
EM-4	0,03	0,14	1,90	1,45	0,88
EM-5	0,69	0,37	0,64	1,67	0,84
Promedio por Campaña	0,67	0,73	1,53	1,38	

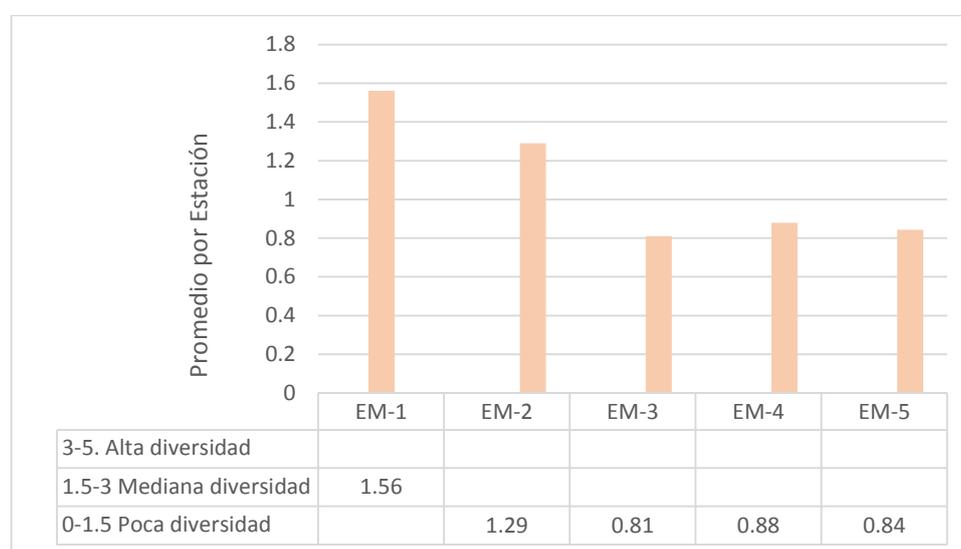


Figura 11: Resultados de los promedios por estación de muestreo del índice de Shannon-Weaver (H').

Los resultados que se obtuvieron del índice de Shannon – Weaver se encontraron en un rango de 0,81 – 1,56; podemos apreciar que la estación que presentó la mayor diversidad siendo a la vez la menos impactada es la que se ubicó en el sector Chupstet (EM-1) en el que se obtuvo la calificación de mediana diversidad, con aguas medianamente contaminadas por su valor 1,56; seguida por las estaciones El Gaitán (EM-2), Shuitute (EM-3), Los Pajuros (EM-4) y Languat (EM-5) que presentaron poca diversidad debido a que en estas estaciones se presentó aguas muy contaminadas según el cuadro de valoración de Segnini (2003) para éste índice. Aunque la estación de muestreo del sector Shuitute (EM-3) tiene la mayor población de macroinvertebrados a nivel de individuos (Figura 9) y la estación con mayor diversidad de familias es Chupset (Figura 11, 13 y 15). Según Roldán (2003) una comunidad natural se caracteriza por presentar una gran diversidad de especies y un

bajo número de individuos por especie; o un bajo número de especies y muchos individuos de éstas. Una comunidad bajo la presión de la contaminación se caracteriza por poseer un bajo número de especies con un gran número de individuos por especie (Roldan 2003). De acuerdo a la diversidad encontrada en el río Grande y a la clasificación de la calidad del agua, todas las estaciones de muestreo tienen algún grado de contaminación, que va desde aguas muy contaminadas en la EM – 2, EM-3, EM-4 y EM-5 a aguas medianamente contaminadas en la EM-1.

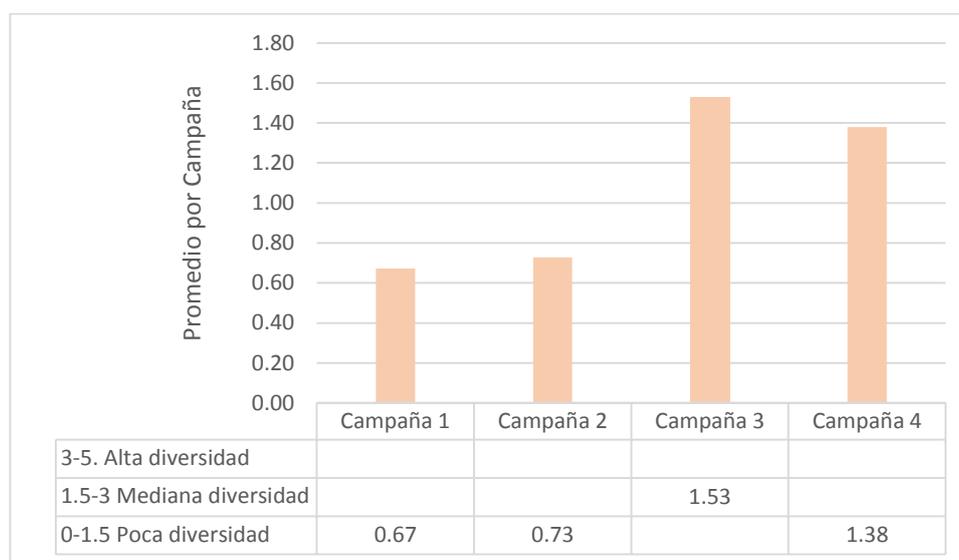


Figura 12: Resultados de los promedios por campaña para el índice de Shannon-Weaver (H').

Al analizar los resultados del índice de Shannon – Weaver que se encontraron en el rango de 0,67 – 1,53 promediado por campaña se observó una alta diferencia entre las épocas de avenida y estiaje aunque ambas están valoradas con poca diversidad, las campañas 1, 2 y 4 correspondientes a la época de estiaje y avenidas presentaron la menor diversidad a diferencia de la campaña 3 que se calificó como una campaña que presentó mediana diversidad debido a que registró un valor de 1,53. Este índice determinó a los valores que se encontraron dentro del rango 0,0 – 1,5 como aguas muy contaminadas con poca diversidad en las tres campañas según los rangos de valoración establecidos por Segnini (2003).

b) Índice de Diversidad de Margalef (D_{Mg})

Tabla 15: Cálculos de los promedios por estación de muestreo y por campaña para el Índice de Diversidad de Margalef.

MARGALEF	CAMPAÑAS				Promedio por Estación
	Época de Estiaje		Época de Avenidas		
	Campaña 1	Campaña 2	Campaña 3	Campaña 4	
Estación de Muestreo					
EM-1	1,82	1,78	3,74	3,52	2,72
EM-2	1,20	1,46	2,21	2,45	1,83
EM-3	0,55	0,58	1,35	1,24	0,93
EM-4	0,45	0,29	2,56	1,72	1,26
EM-5	1,44	0,70	0,91	2,25	1,33
Promedio por Campaña	1,09	0,96	2,15	2,24	

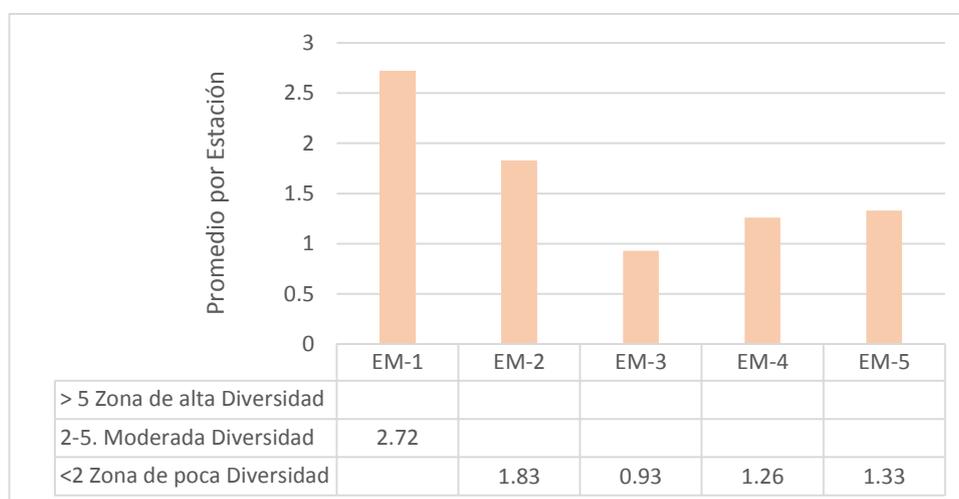


Figura 13: Resultados de los promedios por estación de muestreo para el Índice de Diversidad de Margalef (D_{Mg}).

En los promedios por estación para el índice de diversidad de Margalef se obtuvieron resultados en un rango de 0,93 – 2,72, en el cual se diferenció al sector Chupset (EM-1) calificado como una zona con moderada diversidad la cual fue la mejor en comparación a las estaciones El Gaitán (EM-2), Shuitute (EM-3), Los Pajuros (EM-4) y Lluquat (EM-5) calificadas como zonas de poca diversidad de especies debido a que los valores que se registraron son inferiores a 2, según el rango establecido por Margalef (1993). Estos datos se pueden corroborar con los datos que se obtuvieron en el índice de Shannon-Weaver, ver (Figura 11). La cantidad de los macroinvertebrados presentes en un área también dependerá de la disponibilidad de los alimentos en el medio (Muñoz et al. 2001). Por estas razones, la diversidad de los macroinvertebrados acuáticos puede dar información sobre la calidad del agua y su grado de contaminación.

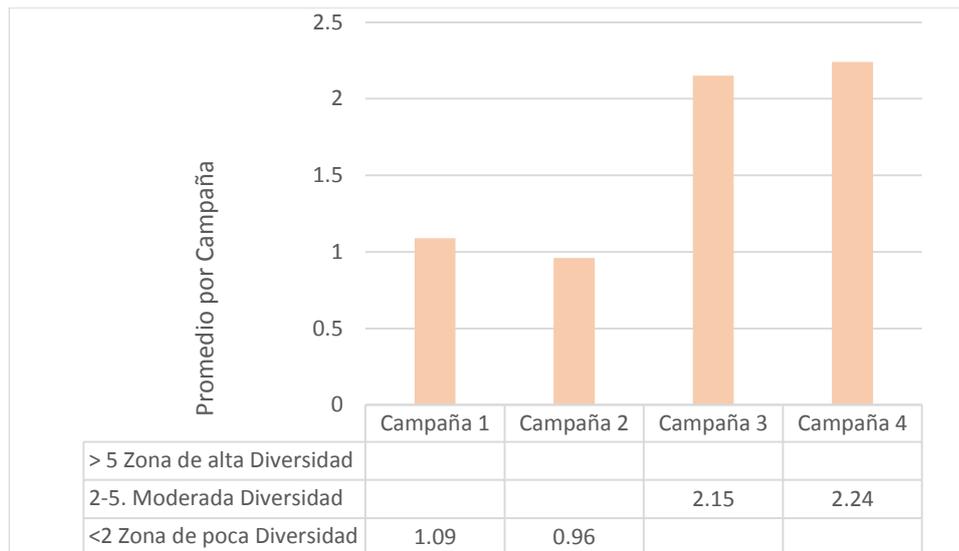


Figura 14: Resultados de los promedios de las campañas realizadas para el índice de Diversidad de Margalef (D_{Mg}).

En los promedios por campaña evaluados para el Índice de Diversidad de Margalef se obtuvieron resultados en un rango de 0,96 – 2,24; las campañas 1 y 2 correspondientes a la época de estiaje se calificaron de **poca diversidad** debido a que se registró valores de 0,96 y 1,09 y las campañas 4 y 5 correspondientes a la época de avenidas están calificadas como campañas con **moderada diversidad** según la calificación estimada por Margalef (1993), ya que registraron valores de 2,15 y 2,24. Esto se debió a la variación de caudales en el río Grande, además en las campañas de estiaje el oxígeno disuelto fue menor que en épocas de avenidas ver (Figura 5).

c) Índice de Simpson

Tabla 16: Promedios por estación de muestreo y por campaña para el Índice de Simpson.

SIMPSON	CAMPAÑAS				Promedio por Estación
	Época de Estiaje		Época de Avenidas		
Estación de Muestreo	Campaña 1	Campaña 2	Campaña 3	Campaña 4	
EM-1	0,33	0,72	0,70	0,83	0,65
EM-2	0,70	0,43	0,79	0,37	0,57
EM-3	0,28	0,34	0,68	0,27	0,39
EM-4	0,01	0,06	0,80	0,69	0,39
EM-5	0,50	0,15	0,44	0,79	0,47
Promedio por Campaña	0,36	0,34	0,68	0,59	

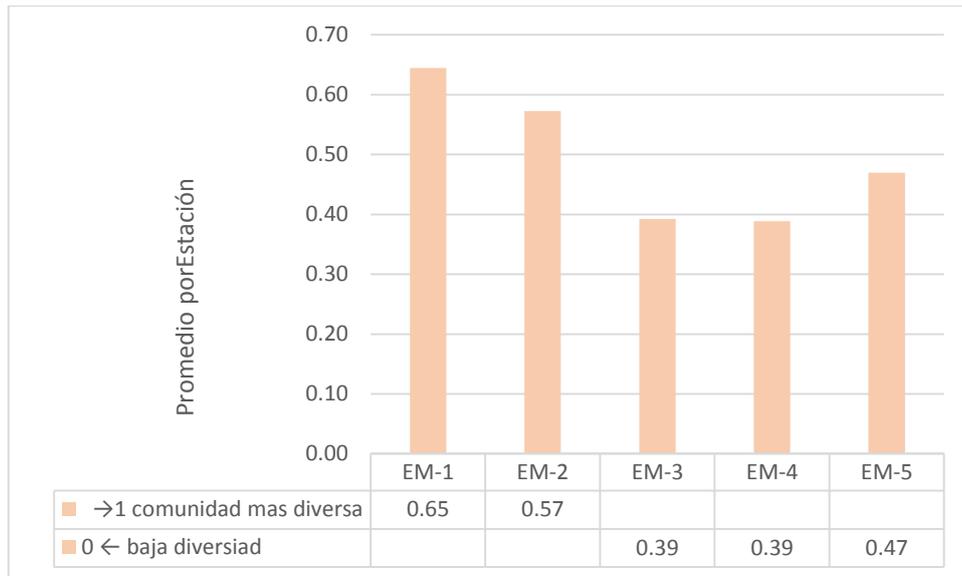


Figura 15: Resultados de los promedios por estación de muestreo para el índice de Simpson (1-D).

Según el índice de Simpson se obtuvieron resultados en un rango de 0,39 – 0,65 en promedio, se pudo diferenciar que la estación que presentó mayor diversidad en el río Grande es Chupset (EM-1) y El Gaitán (EM-2) debido a que se registraron valores de 0,65 y 0,57 los mismos que tienden a aproximarse a uno, las estaciones que presentan baja diversidad son las estaciones Shuitute (EM-3), Los Pajuros (EM-4) y Languat (EM-5), debido a que registró valores de 0,39 y 0,47 los que tienden a aproximarse a cero, según los rangos establecidos por (Moreno et al. 2001). No obstante, factores debido a cambios en las condiciones naturales del río, como las causadas por el vertido de aguas domésticas, agricultura o actividades industriales a lo largo del cauce del río pueden afectar la estructura de sus comunidades (Domínguez et al. 2010). De aquí y debido a que las condiciones de las diferentes estaciones de muestreo no sea idéntica afecta las comunidades que viven en ellos, dando, por lo tanto diferencias entre sí.

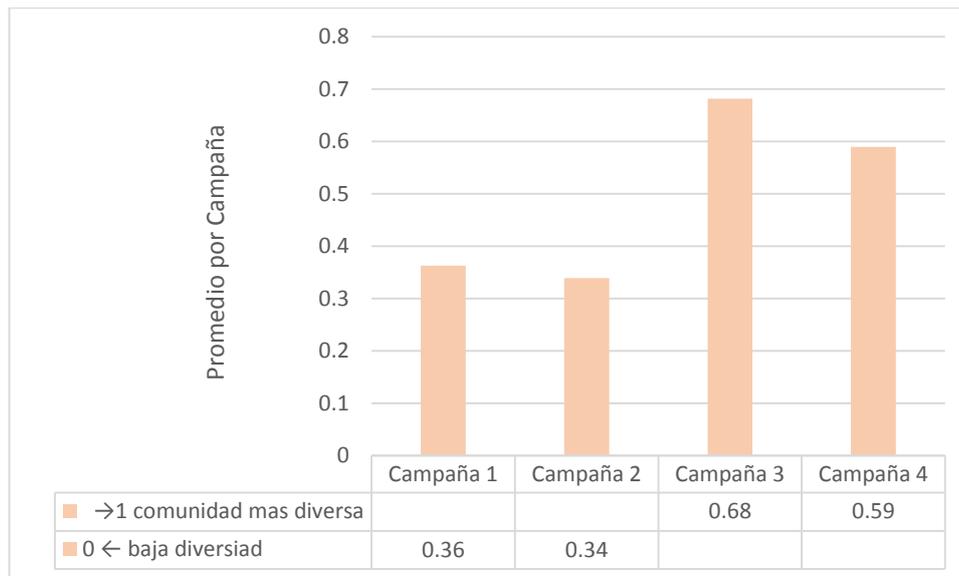


Figura 16: Resultados de los promedios de las campañas realizadas para el índice de Simpson (1-D).

El índice de Simpson, obtuvo valores de 0,36 – 0,68 y valoró a la campaña 3 y 4 realizada en época de avenidas como la campaña con mayor diversidad debido a que los valores que se registraron se aproximan a 1. Las campañas 1 y 2 correspondientes a la época de estiaje fueron valoradas con baja diversidad ya que sus valores se aproximan a 0, según la tendencia de aproximación establecida por (Moreno et al. 2001). Los cambios en la sedimentación y en la disminución del oxígeno disuelto suelen ser evidencia de una mayor presencia de la materia orgánica, lo que ocasiona una reducción de los órdenes de macroinvertebrados, lo que provoca que las familias que no son tolerantes a estos cambios vayan desapareciendo, por lo tanto la diversidad (Muñoz et al. 2001), este es un claro ejemplo de la baja diversidad de campañas realizadas en época de estiaje.

4.2.4. Índices bióticos

Estos índices se aplican para valorar la calidad del agua en función de los Macroinvertebrados Bentónicos. A continuación se describen las valoraciones obtenidas por cada índice en promedio por estación y campaña.

a) Índice biótico de familias (IBF)

Tabla 17: Promedios por estación de muestreo y por campaña para el Índice Biótico de Familias (IBF).

IBF	CAMPAÑAS				Promedio por Estación
	Época de Estiaje		Época de Avenidas		
Estación de Muestreo	Campaña 1	Campaña 2	Campaña 3	Campaña 4	
EM-1	4,03	2,73	1,78	4,17	3,18
EM-2	5,14	5,72	3,40	6,25	5,13
EM-3	6,70	6,71	7,27	6,78	6,87
EM-4	6,90	6,98	5,98	5,85	6,43
EM-5	7,00	6,80	2,33	5,46	5,40
Promedio por Campaña	5,95	5,79	4,15	5,70	

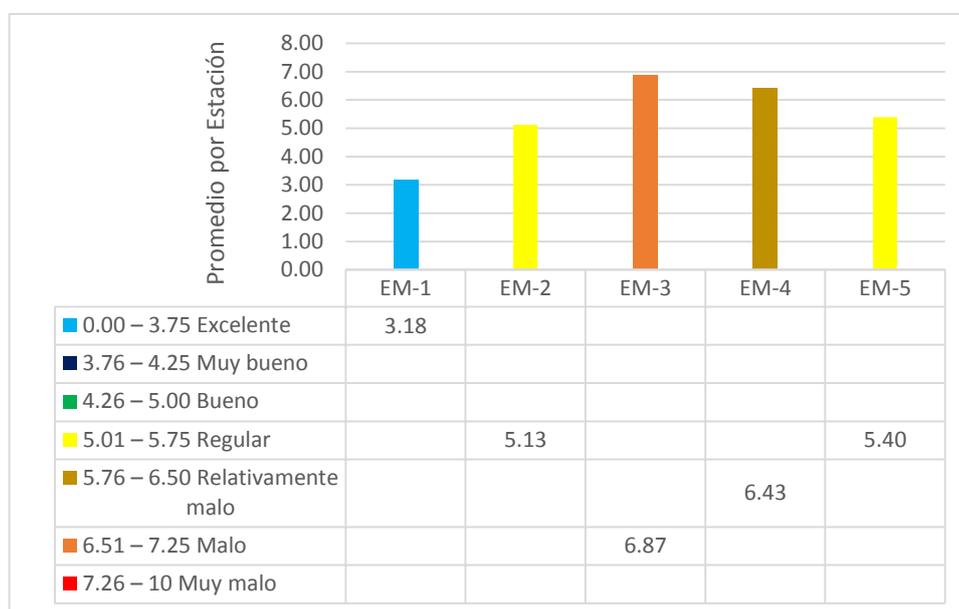


Figura 17: Resultados de los promedios por estación de muestreo para el índice biótico de familias (IBF).

Según el Índice Biótico de Familias los resultados fueron valores entre 3,18 - 6,87, el sector Chupset (EM-1) presentó un valor de 6,87 y una calificación excelente significa que se encontró sin contaminación orgánica aparente, seguida por las estaciones El Gaitán (EM-2) y Languat (EM-5) con valores de 5,13 y 5,40 respectivamente calificadas como regulares presentando contaminación orgánica regular además del sector Los Pajuros (EM-4) con una valoración de 6,43 calificada como relativamente mala con contaminación orgánica significativa y la estación con peor calidad de agua es la estación ubicada en Shuitute (EM-3) con un valor de 6,87 calificada como mala siendo la contaminación orgánica en esta estación muy significativa según los rangos de calificación de Hilsenhoff (1988). Los resultados

obtenidos con el IBF a diferencia de los otros índices utilizados, sobreestima, en general, la calidad de las estaciones muestreadas. Lo anterior, puede ser explicado por el hecho de que hasta el momento no se cuentan con valores de tolerancia para todas las familias de macroinvertebrados identificados, las cuales no incluyen calificaciones para algunas de las familias colectadas en el río Grande. Esto trajo como consecuencia que el valor del IBF se percibiera incrementado. Las comunidades naturales se caracterizan por tener varias familias que los representan pero pocos individuos por familias. Sin embargo, en los ambientes donde existe un mayor grado de contaminación, las familias se reducen pero aumentan la cantidad de los individuos por familia (Roldan 1999); además que los valores indicadores del IBF fueron asignados en función del conocimiento ecológico de las especies que poseía su autor (Hilsenhoff 1987).

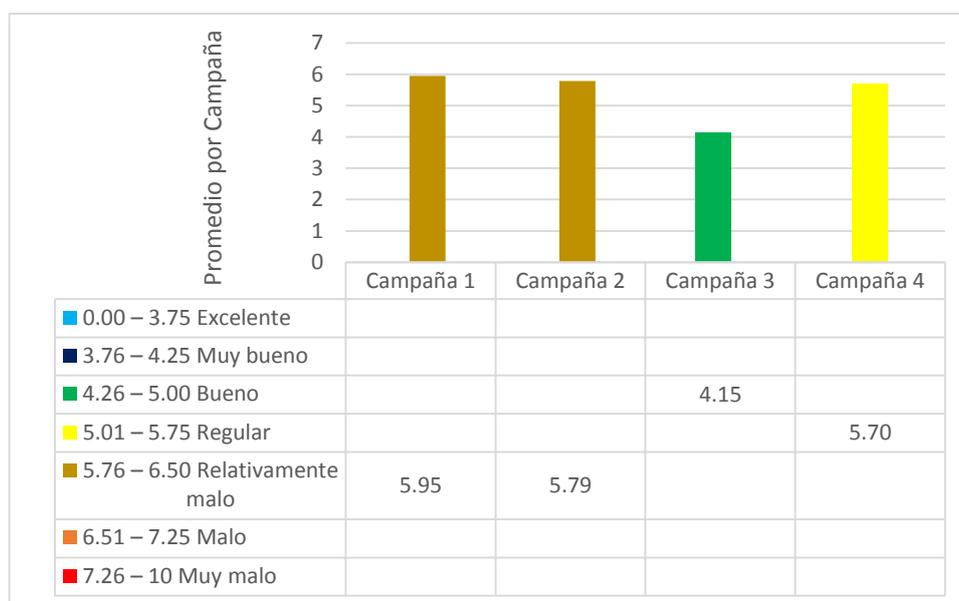


Figura 18: Resultados de los promedios de las campañas realizadas para el índice biótico de familias (IBF).

Según el índice biótico de familias se obtuvieron resultados en un rango de 4,15 - 5,95 además diferenció que en las épocas de avenidas se presentó la mejor calidad de agua siendo la campaña de muestreo 3 con un valor de 4,15 y calificada como buena refiriéndose según su significado a que presentó algo de contaminación orgánica, la campaña 4 con un valor de 5,70 calificada como regular con contaminación orgánica regular; mientras que las campañas 1 y 2 que se realizaron en época de estiaje presentaron valores de 5,95 y 5,79 respectivamente fueron de calidad relativamente

mala que presentan una contaminación orgánica significativa; esto según la clasificación de la calidad del agua en función de los valores del índice biótico de familias obtenidos por Hilsenhoff (1988).

b) Índice Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera (EPT)

Tabla 18: Promedios por estación de muestreo y por campaña para el Índice EPT.

EPT	CAMPAÑAS				Promedio por Estación
	Época de Estiaje		Época de Avenidas		
	Campaña 1	Campaña 2	Campaña 3	Campaña 4	
Estación de Muestreo					
EM-1	4	3	5	6	4,50
EM-2	1	2	2	3	2,00
EM-3	1	0	1	0	0,50
EM-4	0	0	0	0	0,00
EM-5	0	1	0	2	0,75
Promedio por Campaña	2,20	1,20	1,60	2,20	

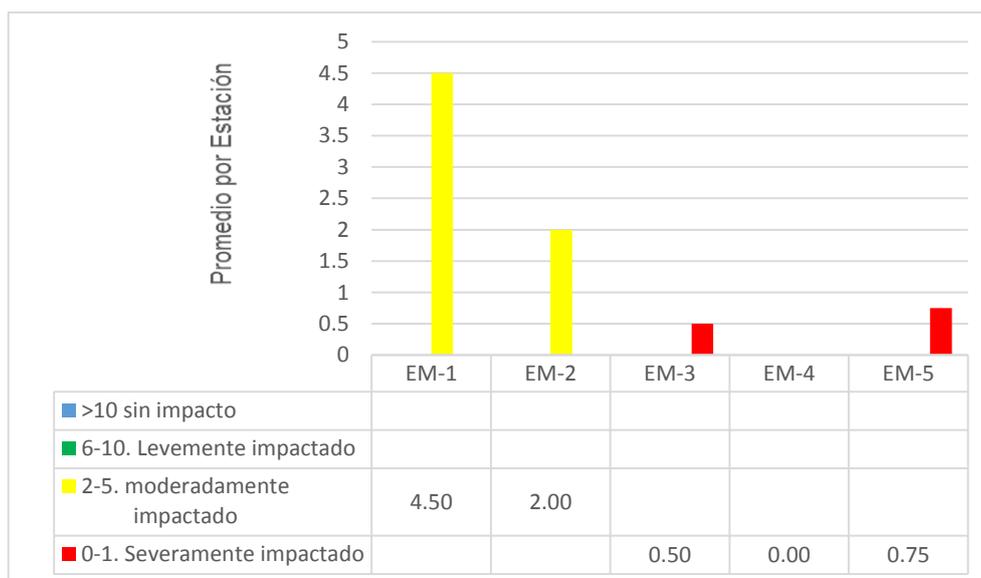


Figura 19: Resultados de los promedios por estación de muestreo para el índice EPT.

Según el índice EPT, se presentaron valores entre 0 a 4,50 la estación que presentó mejor calidad del agua es la Chupset (EM-1) y El Gaitán (EM-2) con valores de 2,00 y 4,50 calificadas como calidad del agua moderadamente impactada, mientras que todas las demás estaciones presentaron una calidad del agua severamente impactada según la calificación establecida por Klemm et al. (1990). El EPT brindó resultados más precisos, porque mide la presencia y ausencia de familias catalogadas como sensibles a la contaminación del agua y su relación con el total de la población de macroinvertebrados colectados. Según Roldan (1988) la determinación de la calidad

del agua está en relación a la proporción y abundancia en que estos grupos se encuentren representados en la comunidad. Dentro de estos órdenes existen especies que en su mayoría se encuentran en ríos con ciertas condiciones y tienden a disminuir conforme aumenta el grado de contaminación (Carrera & Fierro 2001), de aquí que los ríos al poseer estas condiciones aptas para su supervivencia, estos órdenes son abundantes.

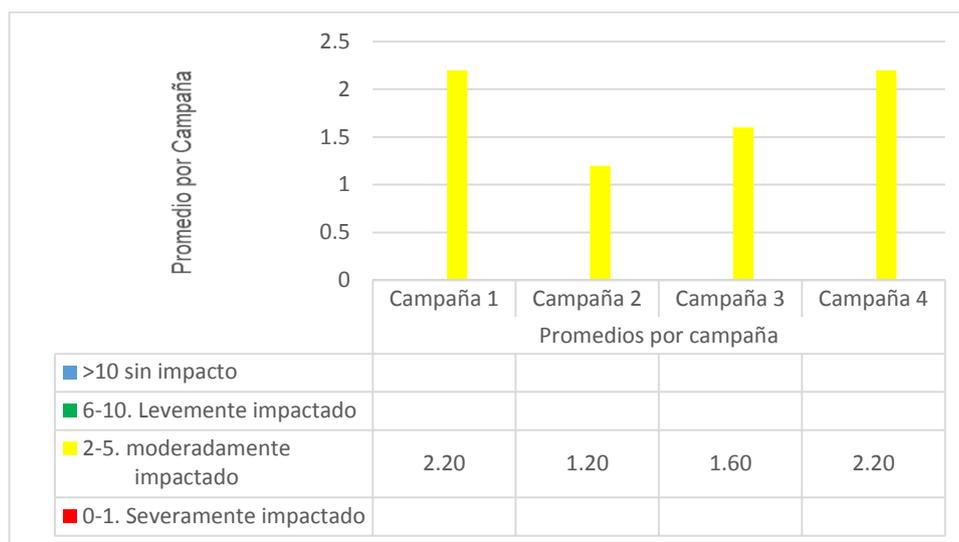


Figura 20: Resultados de los promedios de las campañas realizadas para el índice EPT.

Según La valoración del índice EPT, todas las campañas que se realizaron calificaron al río Grande con una calidad de agua moderadamente impactada según la calificación establecida por Klemm et al. (1990). Los valores más altos que se obtuvieron están en las campañas 1 y 4 siendo los valores obtenidos 2,20 en ambas campañas.

c) Índice BMWP/Col

Tabla 19: Promedios por estación de muestreo y por campaña para el índice BMWP/Col.

BMWP/Col	CAMPAÑAS				Promedio por Estación
	Época de Estiaje		Época de Avenidas		
Estación de Muestreo	Campaña 1	Campaña 2	Campaña 3	Campaña 4	
EM-1	63	56	107	117	85,75
EM-2	39	43	50	80	53,00
EM-3	24	17	23	33	24,25
EM-4	14	13	53	31	27,75
EM-5	9	24	5	44	20,50
Promedio por Campaña	29,80	30,60	47,60	61,00	

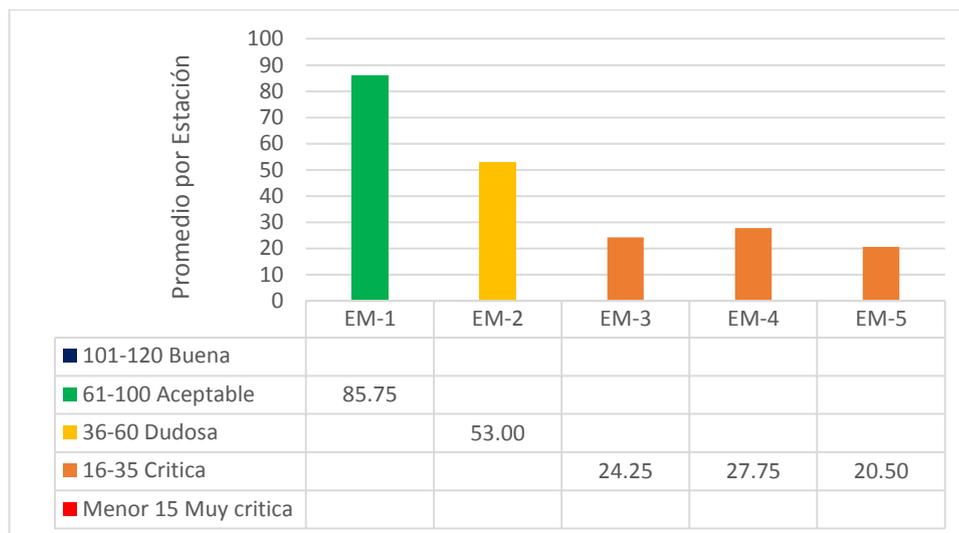


Figura 21: Resultados de los promedios por estación de muestreo para el índice BMWP/Col.

Según el índice BMWP/Col, los valores que se obtuvieron en promedio se encontraron en el rango de 20,5 – 85,75, la condición del agua para la estación en Chupset (EM-1) es de aceptable calidad de agua debido a que registró un valor de 85,75 y en El Gaitán (EM-2) podríamos señalar que presenta una condición dudosa del agua por que registró un valor de 53, mientras que las estaciones en Shuitute (EM-3), Los Pajuros (EM-4) y Languat (EM-5) presentaron una condición crítica del agua con valores de 24,25; 27,75 y 20,5 respectivamente, según la clasificación de las aguas y significado ecológico que representó Roldan (2003) ver (Tabla 5). Para el caso del BMWP-Col la variación de resultados es menor, porque la mayoría de las especies recolectadas contaban con valores de ponderación, lo que brindó más confiabilidad en los resultados. No obstante, aunque con el BMWP es posible obtener puntuaciones para comparar situaciones de calidad, este índice no permite emitir juicios sobre la situación de la calidad (Alba-Tercedor 1996). Según los resultados obtenidos del BMWP-Col (Figura 21) que indicó el grado de sensibilidad a la contaminación, las estaciones con mayor grado de contaminación fueron las números 3,4 y 5 lo anterior se debe a la descarga de las aguas residuales, ya que llegan directamente al río Grande, sin tratamiento previo. Las descargas a los sistemas, son una de las principales amenazas para la calidad de las aguas y la fauna acuática (Oscóz et al. 2006), por lo que la abundancia de los macroinvertebrados acuáticos disminuye y afecta el valor del BMWP/Col.

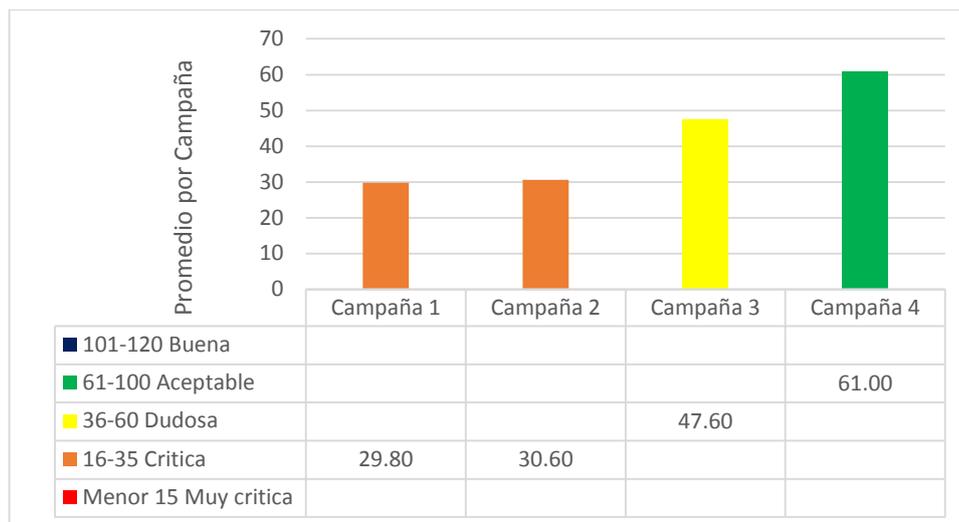


Figura 22: Resultados de los promedios de las campañas realizadas para el índice BMWP/Col.

Según el índice BMWP/Col, los valores que se obtuvieron de la calificación por campaña fueron de 29,80 – 61,00; la condición del agua para la campaña 4 se califica como de aceptable calidad del agua del río Grande por su valor de 61,00, seguida por la campaña 3 calificada como dudosa calidad por que se registró un valor de 47,60; mientras que las campañas 1 y 2 presentan una condición del agua crítica con valores de 29,80 y 30,60 respectivamente, según la calificación establecida por Roldán (2003).

d) Índice ABI

Tabla 20: Promedios por estación de muestreo y por campaña para el índice ABI.

ABI	CAMPAÑAS				Promedio por Estación
	Época de Estiaje		Época de Avenidas		
Estación de Muestreo	Campaña 1	Campaña 2	Campaña 3	Campaña 4	
EM-1	62	55	91	94	75,50
EM-2	32	36	40	57	41,25
EM-3	20	14	21	25	20,00
EM-4	12	10	46	20	22,00
EM-5	6	18	5	36	16,25
Promedio por Campaña	26,40	26,60	40,60	46,40	

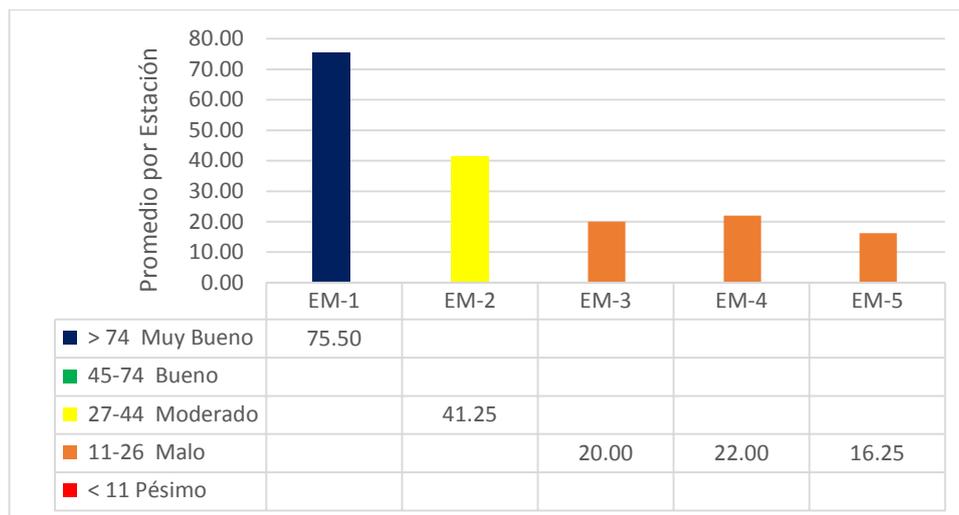


Figura 23: Resultados de los promedios por estación de muestreo para el índice biótico andino.

Según el índice ABI se registró un valor de 75,50 para el sector Chupset (EM-1) que calificó la condición del agua y su ecosistema acuático como muy buena, seguido por El Gaitán (EM-2) calificada como aguas con moderada condición del ecosistema acuático ya que registró un valor de 41,25; mientras que las estaciones en Shuitute (EM-3), Los Pajuros (EM-4) y Llanguat (EM-5) calificó una agua con condición del ecosistema acuático mala debido a que registraron valores de 20,00; 22,00 y 16,25 respectivamente así lo determinan los rangos establecidos en la Guía de Vigilancia Ambiental por Flores (2014). Este índice sirvió para evaluar la calidad del agua y su integridad ecológica de ecosistemas acuáticos andinos (Rios – Touma et al. Acosta et al. 2009). Cuando se trabaja con macroinvertebrados acuáticos se debe tomar en cuenta la sensibilidad de cada especie, para así calificar la calidad del agua (Mafla 2005).

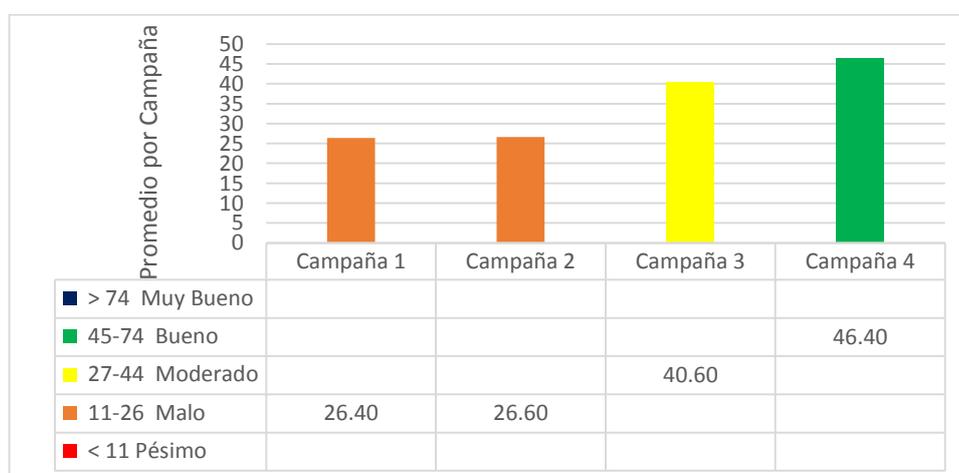


Figura 24: Resultados de los promedios de las campañas realizadas para el índice ABI.

Según los resultados del índice ABI en sus promedios por campaña se registró rangos de 26,40 – 46,40; la campaña que presentó una condición buena del agua y su ecosistema acuático es la 4 debido a que registró un valor de 46,40; seguida por la campaña 3 que presentó una condición moderada del agua y su ecosistema acuático puesto que registró un valor de 40,60 y las campañas 1 y 2; presentaron condiciones malas del ecosistema acuático con valores de 26,40 y 26,60 respectivamente, según los rangos establecidos en la Guía de Vigilancia Ambiental por Flores (2014).

4.2.5. Evaluación conjunta de los índices bióticos de calidad ambiental y sus promedios ponderados por estación

Tabla 21: Resultados de los promedios ponderados asignados a cada valor para los índices bióticos de calidad ambiental en las cinco estaciones de muestreo.

ESTACIONES	INDICES BIÓTICOS DE LA CALIDAD AMBIENTAL				RESULTADOS EN PROMEDIO
	IBF	EPT	BMWP/Col	ABI	
EM-1	4	2	3	4	3.25
EM-2	2	2	2	2	2
EM-3	1	1	1	1	1
EM-4	1	1	1	1	1
EM-5	2	1	1	1	1.25
Promedio total					1.7

4: Excelente
 3: Buena
 2: Regular
 1: Mala

En la Tabla 21 se muestran los promedios ponderados asignados a los cuatro índices bióticos de calidad ambiental para determinar de manera general y uniforme los resultados; para este caso tenemos que la calidad del agua en general fue Regular, como resultado de calidad del agua evaluada por estaciones de muestreo. Esta característica de los macroinvertebrados de responder a las condiciones ambientales, los hace útiles para determinar la calidad del agua, ya que pueden expresar la toxicidad en el agua o el grado de contaminación (Velásquez & Miseredino 2003). Para el caso del índice IBF es necesario indicar que no todos los organismos han sido valorados debido a que los organismos encontrados en los monitoreos realizados no presentaron valoraciones como fue el caso de las familias de Ostracoda, Planorbiidae, Sphaeriidae, Limoniidae, Culicidae, Ptilodactylidae, Gyrinidae, Dytiscidae, Corydalidae, Gerridae, Veliidae, Hydrometridae, Mesoveliidae, Leptohiphidae, Isotomidae; siendo este índice el más incompleto con relación a nuestras muestras y

familias identificadas. El índice EPT solo incluye tres órdenes de macroinvertebrados los mismos que en el río Grande por las ubicaciones de las estaciones de muestreo y las condiciones que presentó cada una, no fue posible encontrar muchas familias de estos ordenes ademas para el caso del orden Plecoptera no se identificó ninguna familia perteneciente a este orden.

4.2.6. Evaluación conjunta de los índices bióticos de calidad ambiental por campaña.

Tabla 22: Resultados de los promedios ponderados asignados a cada valor para los índices bióticos de calidad ambiental en las cuatro campañas de muestreo.

CAMPAÑAS DE MONITOREO	INDICES BIÓTICOS DE LA CALIDAD AMBIENTAL				RESULTADOS EN PROMEDIO
	IBF	EPT	BMWP/Col	ABI	
CM-1	1	2	1	1	1.25
CM-2	1	2	1	1	1.25
CM-3	3	2	2	2	2.25
CM-4	2	2	3	3	2.5

4: Excelente
 3: Buena
 2: Regular
 1: Mala

En la Tabla 22 se presentó la valoración por campaña de los índices bióticos de calidad ambiental en la que se determinó para la primera y segunda campaña correspondiente a la época de estiaje la calidad ambiental del agua fue mala, en comparación con la tercera y cuarta campaña correspondiente a la época de avenidas donde se observó que los resultados obtenidos muestran una calidad ambiental del agua buena, debido al incremento del caudal y el aumento de oxígeno disuelto. El índice BMWP/Col y el ABI son los índices mas completos ya que presentaron mayor cantidad de especies con sus respectivas valoraciones, de esta manera logramos identificar los valores asignados a cada familia; además de no ser índices cualitativos. La principal diferencia entre el BMWP y el IBF, radicó en que el primero toma en cuenta solo la presencia de las familias y sus valores asignados, mientras que, el IBF se basa en la cantidad de individuos por familia y pondera el dato, mediante una multiplicación por el grado de tolerancia de cada taxón (Springer 2010).

V. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

5.1. Conclusiones

- El análisis fisicoquímico realizado en los parámetros de pH y conductividad eléctrica y temperatura determinados en el estudio cumplieron con los Estándares Nacionales de Calidad Ambiental (ECA) para Agua en la Categoría 3, a excepción del pH de la estación ubicada en Los Pajuros (EM-4) durante la cuarta campaña realizada en época de avenidas, registró un valor de 8,8 sobrepasando los niveles establecidos por la normativa nacional.
- Para el parámetro oxígeno disuelto (OD) se determinó que en Shuitute (EM-3) y Los Pajuros (EM-4) muestreados en época de estiaje los valores no cumplen con los límites establecidos por la norma debido a que presentan valores inferiores determinándose así que para estas estaciones el OD no fue aceptable, pero en todas las demás estaciones de muestreo si cumplieron con los Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para Agua.
- La demanda bioquímica de oxígeno (BDO₅), registró valores altos que sobrepasaron los límites establecidos en los Estándares Nacionales de Calidad Ambiental (ECA) para Agua en su Categoría 3, en la EM-3 (Shuitute) que se realizó en época de estiaje; las demás estaciones de muestreo si cumplieron con la norma establecida.
- Los parámetros como sólidos totales y turbiedad no registraron límites máximos permisibles en los Estándares Nacionales de Calidad Ambiental (ECA) para Agua.
- En total se colectaron 9 713 individuos pertenecientes a 9 clases, 14 órdenes y 37 familias de macroinvertebrados bentónicos en las cinco estaciones de muestreo durante las cuatro campañas de muestreo realizadas.
- Según las experiencias de especialistas en trabajos realizados con macroinvertebrados bentónicos en la región se ha identificado en el río Grande de Celendín, la Clase Bivalvia, Orden Veneroidea, Familia Sphaeriidae como un nuevo taxón identificado dentro de la región Cajamarca.

- Según los índices de diversidad aplicados en este estudio se estableció en general que la EM-1 (Chupset) es la estación de muestreo que presentó una comunidad más diversa de macroinvertebrados bentónicos, y se determinó que EM-2 (El Gaitán), EM-3 (Shuitute), EM-4 (Los Pajuros) y EM-5 (Llanguat) presentaron una menor comunidad de macroinvertebrados bentónicos. Además a través de estos índices se determinó que la tercera y cuarta campaña realizada en época de avenidas presentó la comunidad más diversa de macroinvertebrados bentónicos encontrados durante el estudio.
- Según los índices bióticos y su asignación de valores de ponderación desarrollados por estación de muestreo se tiene que en la EM-1 (Chupset) presentó una calidad del agua “buena”, la EM-2 (El Gaitán) presentó una “regular” calidad del agua, las EM-3 (Shuitute), EM-4 (Los Pauros) y la EM-5 (Llanguat) presentaron una “mala” calidad del agua en el río Grande, en general el resultado de los índices bióticos desarrollados en promedio por estación determinaron que la calidad del agua del río Grande fue “Regular”. La evaluación de estos índices por campaña de muestreo determinaron que en las campañas 1 y 2 desarrolladas en época de estiaje la calidad del agua en general fue “mala” por el contrario las campañas 3 y 4 desarrolladas en época de avenidas presentaron una “regular” calidad del agua.
- Las aguas del río Grande Celendín – Cajamarca, en algunos parámetros fisicoquímicos no cumplieron con los Estándares Nacionales de Calidad Ambiental para Agua en la Categoría 3, establecidas en el Decreto Supremo N° 015–2015–MINAM, excepto en los parámetros de conductividad eléctrica y temperatura considerados en este estudio, además las comunidades de macroinvertebrados bentónicos presentes si son indicadores biológicos del agua del río Grande Celendín – Cajamarca.

5.2. Recomendaciones

A las autoridades competentes, instituciones públicas, privadas y personas individuales que tienen el interés de contribuir a mejorar y recuperar la condición ambiental del río Grande.

- Promover la difusión y la publicación del presente estudio para poder contar con una base de datos registrada en Celendín y así introducir esta metodología de caracterización fisicoquímica y biológica del agua, tan útil y acreditada a la provincia, ya que no cuenta con algún estudio previo publicado del uso de macroinvertebrados bentónicos.
- Se debe promover el uso de macroinvertebrados bentónicos y la aplicación de los índices de diversidad y bióticos en las demás cuencas de la región Cajamarca, para enriquecer el listado de familias y géneros de la región, debido a su simplicidad por el nivel taxonómico requerido (familia), el ahorro técnico en términos de tiempo (identificación de insectos) y bajo costo, logrando así conocer mejor los valores de tolerancia y sensibilidad de estos a diferentes niveles de contaminación. Así como se realiza en países Europeos con la Directiva Marco del agua 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de la Unión Europea de 23 de octubre de 2000, por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas, ésta introduce en la legislación de la Unión Europea, la obligación de mantener o lograr un buen estado ecológico de los ríos y lagos, con independencia del uso a que se destinen sus aguas. Además la agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (EPA) estableció los Métodos de campo y de laboratorio para evaluar la integridad biológica de las aguas superficiales con macroinvertebrados. EPA/600/4-90/030 de noviembre de 1990.
- La evaluación de los efectos tóxicos o benéficos de muestras sobre organismos en condiciones de laboratorio se debe realizar a través de la eco toxicidad o por bioensayos; además los indicadores bioquímicos de estrés ambiental en macroinvertebrados bentónicos se puede evaluar a través del contenido de ARN, ADN, aminoácidos y proteínas,

- La Escuela Académico Profesional de Ingeniería Ambiental Celendín, debe establecer un sistema de gestión en el río Grande de Celendín para mejorar su condición ambiental, para conocer mejor la realidad del agua durante el transcurso del año y determinar si presenta cambios a lo largo del tiempo por causas naturales, por acción antrópica o por fuentes de contaminación, y determinar cómo influyen en el desarrollo de las comunidades acuáticas, logrando así crear una base de datos más completa.
- La Escuela Académico Profesional de Ingeniería Ambiental, debe adquirir más equipos multiparámetros, además reparar y calibrar los existentes instrumentos (medidor de Oxígeno disuelto y temperatura) para los muestreos fisicoquímicos e instalar una estación de monitoreo en la cuenca (para facilitar la medición continua de estos parámetros en por lo menos el río Grande).

VI. BIBLIOGRAFÍA

- ABS (Annual book of Standards). 1994. American Society for testing and Materials. Determinación de pH en el agua. Método ASTM D 1293-84 reprobado en 1990.
- Acosta, C. 2009. “Estudio de la cuenca altoandina del Río Cañete (Perú): distribución altitudinal de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos y caracterización hidroquímica de sus cabeceras cársticas” Tesis Doctoral. Facultad de Biología – Departamento de Ecología. Universidad de Barcelona, 153 pg.
- Aguinaga, S. 1996. Manual de procedimientos analíticos para aguas y efluentes. Dirección nacional de medio ambiente. México. 174 pág.
- Alba-Tercedor J. 1996. Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. Memorias IV Simposio del Agua en Andalucía (SIAGA), Almeria no. 2: 203-213.
- Alba-Tercedor J., y Sanchez-Ortega A. (1988). Un metodo rapido y simple para evaluar la calidad biologica de las aguas corrientes basado en el de Hellawell (1978). Limnetica no. 4: 51-56.
- Aliaga, M. 2010 “Situación ambiental del recurso hídrico en la cuenca baja del Río Chillón y su factibilidad de recuperación para el desarrollo sostenible” Tesis Facultad de Ingeniería Ambiental. Universidad Nacional de Ingeniería, 102 pg. Para optar el grado académico de Maestra en Ciencias con mención en Tratamiento de agua y reúso de desechos.
- Alonso A. y Camarago J.A. 2005. Evaluating the effectiveness of five mineral artificial substrates for the sampling of benthic macroinvertebrates. Journal of Freshwater Ecology no. 20: 311-320.

- Autoridad Nacional del Agua. “Protocolo Nacional de Monitoreo de la Calidad en cuerpos Naturales de Agua Superficial”. Dirección de Gestión de Calidad de los Recursos Hídricos del Ministerio de Agricultura. Lima 2011.
- Arce, O.O. 2006. Indicadores biológicos de calidad del agua. Universidad Mayor de San Simón, Facultad de Ciencias y Tecnología, Programa de Maestría en Ingeniería Ambiental, Cochabamba, Bolivia. 21 pp.
- Armitage, P.D.; Mass, D. and Forse, M.T. 1983. The performance of a new biological water quality score systems based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-waters sites. *Water Research* 17:333-347.
- Baddii, Z.M.; Garza, C.R.; Garza, A.V. y Landero, F.J. 2005. Los indicadores biológicos en la evaluación de la contaminación por agroquímicos en ecosistemas acuáticos asociados. *Cultura Científica y Tecnológica* 2(6): 4-20.
- Barbour, M.T.; Güerritsen, J.; Griffith, G.E.; Frydenborg, R.; McArron, E.; White, J.S. and Bastian, M.L. 1996. A frame work for biological criteria for Florida streams using benthic macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society* 15(2): 185-211.
- Bartram J. y Ballance R. 1996. *Water Quality Monitoring: A practical Guide to the Design of Freshwater Quality Studies and Monitoring Programmes*. Chapman Hill. Londres. 383 p.
- Brower J.E., Zar J.H. y Von Ende C. N. 1997. *Field and Laboratory Methods for General Ecology*. WCB / McGraw-Hill. 273 p.
- Burillo, B.L. 1997. La calidad de las aguas en los humedales: los indicadores biológicos. *Boletín sede para el estudio de los humedales mediterráneos*. *Boletín SEHUMED* 1(1): 1-2.
- Canter, L, 1998. “Manual de Evaluación de Impacto Ambiental”, Capítulo 5 – Pág. 101, Índices e Indicadores Ambientales que Describen el Medio.

- Chapman, D. 1996. *Water Quality Assessments: A Guide to the Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring*. Chapman Hill. London. 626 p.
- Correa I. 2000. Desarrollo de un índice biótico para evaluar la calidad ecológica del agua en los ríos de la cuenca alta del Río Chama utilizando macroinvertebrados bénticos. Tesis de grado de Licenciado en Biología. Departamento de Biología. Facultad de Ciencias. Universidad de Los Andes. Venezuela. 61 p.
- Crites, Tchobanoglous, G. 2000. *Tratamiento de aguas residuales en pequeñas poblaciones*. McGraw Hill Interamericana, S.A. Colombia. 739p.
- Cruz, R. 2014. “Macroinvertebrados acuáticos como bioindicadores de calidad de las aguas del río Santa”, Proyecto. Facultad de Ciencias del Ambiente. Universidad Nacional Santiago Antúnez de Mayolo, 8 pg.
- Domínguez, E, Fernández HR (eds) 2010 “Macroinvertebrados Bentónicos Sudamericanos” sistemática y biología Universidad Nacional de Tucumán Argentina. Fundación Miguel Lillo Pp 656.
- Encalada A.C., Rieradevall M., Rios – Touma B., García, N y N. Prat, 2011. Protocolo simplificado y guía de evaluación de la calidad ecológica de ríos andinos (CERA-S). USFQ, UB, AECID, FONAG, Quito, 83 pp.
- Environmental Protection Agency. 2001. *Gold Book of Quality Criteria for Water*. Washington, USA; Office of Water Regulations and Standards. 477 pp.
- Figueroa, R.; Araya, E.; Parra, O. y Valdovinos, C. 1999. Macro-invertebrados bentónicos como indicadores de calidad de agua. En: Resúmenes Sexta Jornada del Comité Chileno para el Programa Hidrológico Internacional - CONAPHI, Centro de Ciencias Ambientales, EULA, Concepción, Chile. pp. 1-24.

- Figueroa, R.; A. Palma; V. Ruiz; y X. Niell. 2007. Análisis comparativos de índices bióticos utilizados en la evaluación de la calidad de las aguas en un río mediterráneo de Chile; río Chillan VIII región. *Revista Chilena de Historia Natural* 80(2): 225-242.
- Figueroa R., Araya E., Parra O. y Valdovinos C. 2003. Macroinvertebrados bentónicos como indicadores de la calidad de agua de ríos del sur de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* no. 76: 275-285.
- Flores, D. 2014. Guía para la vigilancia ambiental “Agua es Vida”. ISF, ACSUR, GRUFIDES. Cajamarca, Perú.
- Gamboa, M.; R. Ryes; y J. Arrivillaga. 2008. Macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores de salud ambiental. *Malariología y Salud Ambiental* 48(2): 109-108.
- García, A. 2002. “Caracterización físico química y recomendación de sistemas de tratamiento de las aguas del canal de riego de Tumbaco” Tesis de Grado. Facultad de Ingeniería Ambiental. Universidad Internacional SEK, 57 pg.
- González del Tánago, M., & García de Jalón, D. (2007). Restauración de ríos. Guía metodológica para la elaboración de proyectos. (p. 318). Madrid: Ministerio de Medio Ambiente.
- Hellawell J. 1986. Biological indicators of freshwater pollution and environmental management. Elsevier Applied Science Publ. London y New Cork. 546 p.
- Henze, Mogens, Marck C.M.van Loosdrecht, and George A.Ekama (2008). *Biological Wastewater Treatment: Principles, Modeling, and Design*. Intl Water Assn.
- Hilsenhoff, W.L.1977. Use of arthropods to evaluate water quality of streams. Wisconsin Department of Natural Resource, Technical Bulletin 132, 22 pp.

- Hilsenhoff, W.L. 1987. An improved biotic index of organic stream pollution. *Great Lakes Entomologist* 20(1): 31-39.
- Hilsenhoff, W.L. 1988. Rapid field assessment of organic pollution with a family-level biotic index. *Journal of the North American Benthological Society* 7(1): 65-68.
- Ibáñez, J. 2007. pH del Suelo. (en línea). Consultado el 09 de Agosto 2016. Disponible en: <http://www.madrimasd.org/blogs/universo/2007/04/02/62776>
- IDEAM (Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales de Colombia). Adscrito al Ministerio de Ambiente. 2001. Temperatura, Vivienda y Desarrollo Territorial de Colombia. Sistema Nacional Ambiental. (en línea). Consultado el 16 de Sep 2014. Disponible en: <http://www.ideam.gov.com>
- Instituto Mi Río - Universidad de Antioquia. 2001. Segunda evaluación biológica del río Medellín. Colección Estado Social Ecológico y Ambiental del río Medellín. Tomo II. 109 pp.
- Klemm, D. J., Lewis P. A., Fulk F. y La-Zorchak J. M. 1990. Macroinvertebrate field and laboratory methods for evaluating the biological integrity of surface waters. EPA/600/490/030. U S. Environmental Protection Agency. Environmental Monitoring Systems Laboratory, Cincinnati, Ohio 45268.
- Kullberg, A. Benthic macroinvertebrate community structure in 20 streams of varying pH and humic content. *Environ. Pollut.* 2003, vol. 78, no. 1-3, p. 103–106.
- Leiva M. 2004 Macroinvertebrados Bentónicos como Bioindicadores de calidad de agua en la Cuenca del Estero Peu Peu Comuna de Lautaro IX región de la Araucanía. Universidad Católica de Temuco, Facultad de ciencias. Temuco. 111p.

- Lenntech, 2007a. Agua residual y purificación del aire. (en línea). Consultado el 16 de Sep 2014. Disponible en: <http://www.lenntech.com/espanol>
- Mafla M. 2006. Guía para Evaluaciones Ecológicas Rápidas con Indicadores Biológicos en Ríos de Tamaño Mediano Talamanca - Costa Rica. (CATIE) Turrialba, Costa Rica. 87 p.
- Magurran, A. 2004. Measuring biological diversity. Blackwell Publishing, India. 256 pp.
- Magurran, A.E. 1988. Ecological diversity and its measurement. Princeton University Press, New Jersey. 179 pp.
- Magurran, A. 2004. Measuring biological diversity. Blackwell Publishing, India. 256 pp.
- Manahan, S. 2007. Introducción a la Química Ambiental. Reverte S.A. 1 Ed. México. 672 pág.
- Margalef, R. 1993. Teoría de los sistemas ecológicos. Estudio General. Universidad de Barcelona, España. 290 pp.
- Martínez, C; y C, Quitan Franco. s.f. Condiciones de carga orgánica, temperatura, precipitación, radiación solar, sulfuros y sulfatos en la estratificación de la biomasa algal en las lagunas de estabilización. (En línea) consultado el 8 octubre de 2014. Disponible en <http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/tratagua/mexicon/R-0080.pdf>.
- Martínez, O. 2006 “Determinación de la calidad fisicoquímica del agua del canal de Chiquimulilla en la reserva natural de usos múltiples”, Tesis. Universidad de San Carlos Guatemala, 139 pg. para optar el título de Químico.

- Metcalfe, J. 1989. Biological water quality assessment of running waters based on macro- invertebrate communities: history and present status in Europe. *Environmental Pollution* 60(1): 101-139.
- Mohammad H. Badii Zabeh, Cuevas G. R., Almanza G. V., Flores L. J. 2005. Los Indicadores Biológicos en la Evaluación de la Contaminación por Agroquímicos en Ecosistemas Acuáticos y Asociados. CUICYT no. 6: 20 p.
- Moreno, Cl. 2001. Manual para Evaluación de la Biodiversidad en Reservas de la Biosfera: Manuales y Tesis SEA 2 ED. GORFL, S.A. Madrid, España. Pág.1-110.
- Muñoz, E.; G. Mendoza; y C. Valdovinos. 2001. Evaluación rápida de la biodiversidad en cinco sistemas lenticos de Chile central: macroinvertebrados bentónicos. *Gayana*. 65(2): 173-180.
- Naranjo, L.J.C. y González, L.D. 2007. El BMWP, un índice biótico promisorio. *Revista Bioriente* 1(1): 9-12.
- Ojeda, M. 2012. “Caracterización fisicoquímica y parámetros de la calidad del agua de la planta de tratamiento de agua potable de Barrancabermeja” Tesis. Escuela de Ingeniería Química 52 pg. Para optar el título de Ingeniero Químico.
- OMS, 2003: Total dissolved solids in drinking-water. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/16).
- Oscoz J. y F. Campos; M.C. Escala. 2006. Variación de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos en relación con la calidad de las aguas. *Limnetica*, 25 (3): 683-692.

- Paredes, C. “Macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores de la calidad de agua en el río Rímac, Lima, Perú” Revista. Facultad de Ciencias Naturales y Matemáticas, Universidad Nacional Federico Villarreal, 7 pg.
- Paredes, C; Lannacone, J y Alvariño, L. 2004 “Macroinvertebrados bentónicos como indicadores biológicos de la calidad de agua en dos ríos de Cajamarca y Amazonas, Perú” Revista, pag. 107-118.
- Perales, N. 2008. “Evaluación de la calidad del agua en la cuenca del río Grande de la provincia de Celendín” Tesis Escuela Académico Profesional de Ingeniería Ambiental Celendín 220 pg. Para optar título profesional de Ingeniero Ambiental.
- Prieto J. 2004. El agua, sus formas, efectos, abastecimientos, usos, daños, control y conservación. Eco Ediciones, Bogota, D.C. 275 p.
- Pino W., Mena D., Mosquera M., Calcedo K., Palacios J., Castro A. y Guerrero J. 2003. Diversidad de macroinvertebrados y evaluación de la calidad del agua de la Quebrada La Bendición, Municipio de Quibdo (Chocó, Colombia). Acta Biológica Colombiana no. 8: 23-30.
- Quantitativa, 2004. Antecedentes respecto a la Biodiversidad Acuática en la cuenca del Maipo. Quantitativa Estudios Ambientales Providencia, Santiago. 98 p.
- Rios, N. 2013. “El estudio químico de sedimentos de la represa de Gallito Ciego como contribución al estudio de calidad ambiental del reservorio” Tesis. Facultad de Ciencias e Ingeniería. Pontificia Universidad Católica del Perú, 118 pg. Para optar el Título de Licenciado en Química.
- Ríos-Touma, B., R. Acosta, & N. Prat, 2009. Distribution of macroinvertebrate communities in the high Andes and their tolerance to pollution. A review and proposal of a biotic index for high Andean streams (Andean Biotic Index, ABI).

- Roldán, G. 2003. Bioindicación de la calidad de agua en Colombia: Uso del método BMWP/Col. Colombia. Editorial Universidad de Antioquia. 164 p.
- _____ 1988. Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia. Universidad de Antioquia., Bogota, Colombia. 216 p.
- Román, M. 2012. “Evaluación De La calidad fisicoquímica y microbiológica de agua de riego procedente de efluentes en la comunidad campesina de San José - Lambayeque” Tesis. Escuela de Postgrado de la Universidad Nacional de Cajamarca, para optar el grado académico de Maestro en Ciencias con mención en Gestión Ambiental, 108 pg.
- Rosenberg, D.M., Kanks H.V. y Lehmkuhl D. M. 1986. Importance of insects in enviromental impact assesment. Enviromental Management no. 10: 773-783.
- Sánchez, M; Tirado, G; Plasencia, C; Boix, N; Rumi, E; Barenys, M y Yacoub, C. “Propuesta de monitoreo ambiental multidisciplinar en cuencas andinas con impactos mineros” Línea temática III: Investigación y compromiso social. Revista. Departamento de Ciencias Biológicas. Universidad Nacional de Cajamarca, 13 pg.
- Sánchez, O. 2007. Demanda Bioquímica de Oxígeno. (en línea). Consultada 25 de sep 2015. Disponible en <https://books.google.com.pe/books?isbn=968817856X>
- Sánchez, R.; A. Cornejo; L. Boyero; y A. Santos Murgas. 2010. Evaluación de la calidad del agua en la cuenca del río Capira, Panamá. Tecnociencia 12(2): 57-70.
- Segnini, S. 2003. El uso de los macroinvertebrados bentónicos como indicadores de la condición ecológica de los cuerpos de agua corriente. Ecotropicos, 16: 45-63.

- Severiche, C.; Castillo, M.; y Acevedo, R. 2013. Manual De Métodos Analíticos Para La Determinación De Parámetros Fisicoquímicos Básicos En Aguas. 95 pp. (en línea). Consultado el 10 de oct 2015. Disponible en <http://www.eumed.net/libros-gratis/2013a/1326/index.htm>
- Stevens Institute of Technology (SIT). 2006a. Demanda Biológica de Oxígeno. (en línea). Consultada 18 de Sep 2014. Disponible en: <http://www.k12science.org>.
- Smith, R.I. y Smith, T.M. 2001. Ecología. 4a Edición. Addison Wesley, Madrid. 642 pp.
- Springer, M. 2010. Biomonitorio acuático. *Biología tropical* 48(5): 53-59.
- Springer, M. 2006. Clave taxonómica para larvas del orden Trichoptera (Insecta) de Costa Rica: *Rev. Biol. Trop.* no. 54 (1): 273-286.
- Stevens Institute of Technology (SIT). 2006a. Demanda Biológica de Oxígeno. (en línea). Consultada 18 de Sep 2014. Disponible en: <http://www.k12science.org>.
- _____ 2006b. Oxígeno disuelto en sistemas acuáticos. (en línea). Consultada 18 de Sep 2007. Disponible en: <http://www.k12science.org/>
- Thorne, R. y Williarns, P. 1997. The response of benthic macroinvertebrates to pollution in developing countries: a multimetric system of bioassessment. *Freshwater Biology* 37(3): 671-686.
- Trama, F y Mejía, J. 2013. “Biodiversidad de macroinvertebrados bentónicos en el sistema de cultivo de arroz en el sector Muñuela margen derecho en Piura, Perú” *Revista. Departamento Académico de Biología. Universidad Nacional Agraria La Molina*, 16 pg.

- Tripole S.; E. A. Vallania & M. C. Corigliano. Benthic macroinvertebrate tolerance to water acidity in the Grande River sub-basin (San Luis, Argentina). *Limnetica*. 2008, vol. 27, no. 1, p. 29-38
- Turnbull, D.; C. Soulsby; S. Langan; R. Owen & D. Hirst. Macroinvertebrate status in relation to critical loads for freshwaters: A case study from N.E. Scotland. *Water, Air and Soil Pollution*. 1995, vol. 85, no. 4, p. 2461-2466.
- Universidad Nacional Mayor de San Marcos. Museo de Historia Natural Métodos de colecta, identificación y análisis de comunidades biológicas: plancton, perifiton, bentos (macroinvertebrados) y necton (peces) en aguas continentales del Perú / Departamento de Limnología, Departamento de Ictiología -- Lima: Ministerio del Ambiente, 2014.
- Valcárcel, D. 2011. “Evaluación de la degradación de ecosistemas dulceacuícolas en la cuenca baja del río Utcubamba (Amazonas - Perú) mediante el uso de macroinvertebrados bentónicos” Tesis. Facultad de Ciencias Biológicas. Universidad Nacional Mayor de San Marcos, 80 pg. Para optar el título profesional de Biólogo con mención en Hidrobiología y Pesquería.
- Velasquez, M; y M, L, Miseredino. 2003. Analisis de la materia orgánica alóctona y organización funcional de los macroinvertebrados en relación con el tipo de hábitat en ríos de montaña de Patagonia. *Ecología Austral* 13(1): 67-82.
- Villamarín, C. 2008. “Estructura y composición de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos en ríos altoandinos del Ecuador y Perú. Diseño de un sistema de medida de la calidad del agua con índices multimétricos” Tesis. Programa de Doctorado Ecología Fundamental y Aplicada. Universidad de Barcelona, 204 pg. Para optar el Grado de Doctor.
- Water for Life. (s.f.) (en línea). Consultado el 23 de Sep 2014. Disponible en: <http://www.rivercenter.uga.edu>

- Wetzel, R. 2001. Limnology, Lake and River Ecosystems. 3rd. edition. San Diego, USA; Elsevier Academic Press. 1006 pp.
- Yupanqui, E. 2006. “Análisis fisicoquímico de fuentes de aguas termominerales del callejón de Huaylas” Escuela de Graduados. Pontificia Universidad Católica del Perú, 117 pg. Para optar el grado de Magíster en Química.

APÉNDICE

Tabla 23: Resultados del muestreo fisicoquímico en la época de estiaje en el río Grande – Celendín 2014 - 2015.

PARÁMETROS		ÉPOCA DE ESTIAJE									
FISICOQUÍMICOS	UNIDADES	CAMPAÑA 1					CAMPAÑA 2				
		EM-1	EM-2	EM-3	EM-4	EM-5	EM-1	EM-2	EM-3	EM-4	EM-5
Potencial de Hidrógeno (pH)	Unidad de pH	7,5	8,2	8,3	8,1	8,2	7,1	8,1	8,3	8,2	8,1
Conductividad Eléctrica	μS/cm	280	259	311	19	750	304	258	268	343	964
Turbidez	UNT	2	2	4	52	2	1	2	2	4	2
Oxígeno Disuelto	mg L ⁻¹	6.2	5.72	4.32	3	7.632	5.72	4.76	3.8	3.64	6.56
Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO ₅)	mg L ⁻¹	-	-	-	-	-	0.32	1.08	19.2	11.33	4.08
Temperatura	Grados Celsius	19	20	21,1	23	19	18,8	19	20	21	25
Sólidos totales	mg L ⁻¹	192	169	247	481	1861	209	186	217	448	1026

Tabla 24: Resultados del muestreo fisicoquímico en la época de avenidas en el río Grande – Celendín 2015.

PARÁMETROS		ÉPOCA DE AVENIDAS									
FISICOQUÍMICOS	UNIDADES	CAMPAÑA 3					CAMPAÑA 4				
		EM-1	EM-2	EM-3	EM-4	EM-5	EM-1	EM-2	EM-3	EM-4	EM-5
Potencial de Hidrógeno (pH)	Unidad de pH	7,5	8,2	7,7	7,8	8,5	7,4	8,1	7,8	8,8	8,5
Conductividad Eléctrica	μS/cm	250	282	350	258	308	338	230	322	21	542
Turbidez	UNT	2	1	18	78	439	3	3	5	23	79
Oxígeno Disuelto	mg L ⁻¹	10.1	8.427	8.853	10.03	9.067	8.96	10.187	6.24	7.36	7.893
Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO ₅)	mg L ⁻¹	1.97	0.8	4.267	5.333	3.84	2.4	2.453	3.73	5.33	2.67
Temperatura	Grados Celsius	17	16.8	18.5	18	21	16	16.8	15	14.5	20
Sólidos totales	mg L ⁻¹	180	226	310	461	5110	122	202	248	304	642

Tabla 25: Relación total de macroinvertebrados bentónicos encontrados por estación y campaña de muestreo en el Rio Grande - Celendín 2015.

Macroinvertebrados			Epoca de Estiaje										Epoca de Avenidas										
			Campaña 1					Campaña 2					Campaña 3					Campaña 4					
Clase	Orden	Familia	EM1	EM2	EM3	EM4	EM5	EM1	EM2	EM3	EM4	EM5	EM1	EM2	EM3	EM4	EM5	EM1	EM2	EM3	EM4	EM5	
Ostracoda			36	150	30	0	0	95	70	40	0	1	65	35	11	17	2	11	12	41	0	2	
Malacostraca	Amphipoda	Hyalellidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	
Gasteropoda	Basommatophora	Physidae	1	12	0	1	0	1	0	60	5	0	1	7	77	11	0	0	1	51	0	2	
		Planorbidae	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	2	0	0
Oligochaeta	Haplotaxida	Tubificidae	6	0	5	0	1	0	15	10	0	0	5	15	59	38	0	7	16	66	35	6	
Bivalvia	Veneroidea	Sphaeriidae	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	4	0	0	
Hirudinea	Glossiphoniiformes	Glossiphoniidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1	0	0	0	17	0	0	
Insecta	Diptera	Simuliidae	0	130	200	0	1	0	10	80	25	11	0	0	0	13	0	0	6	11	0	3	
		Chironomidae	47	400	1235	800	0	13	350	800	1000	270	10	12	28	15	1	77	360	1225	45	14	
		Ceratopogonidae	10	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0
		Tipulidae	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	1	0	0	2	0	0	7	1
		Limoniidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	1	0	0	2	0	1	6	0	0	0	0
		Psychodidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0
		Empididae	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Culicidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	11	0	
	Odonata	Aeshnidae	3	3	0	0	0	1	2	0	0	0	5	9	0	0	0	2	3	0	0	0	
	Coleoptera	Elmidae	18	1	0	0	0	75	5	0	0	0	3	2	0	1	0	36	9	0	1	0	
		Ptilodactylidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	2	0	0	0	0	
		Gyrinidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	
		Dytiscidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1	0	0	0	5	7	0	0	0	
	Megaloptera	Corydalidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	Hemiptera	Gerridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	
		Veliidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
		Hydrometridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
		Mesoveliidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0
	Ephemeroptera	Leptohyphidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	56	0	0	0	0	
		Baetidae	2	100	0	0	0	0	6	0	0	7	0	2	1	0	0	24	16	0	0	2	
		Leptophlebiidae	4	0	0	0	0	3	0	0	0	0	13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	trichoptera	Glossosomatidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	
		Hydropsychidae	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	
		Hydrobiosidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	
		Helicopsychidae	8	0	0	0	0	2	0	0	0	0	1	3	0	0	0	0	0	0	0	0	
		Philopotamidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	
		Hydroptilidae	602	0	1	0	0	82	0	0	0	0	2	0	0	0	0	55	7	0	0	0	
Colellmbola	Ismomatidae	0	1	0	0	0	0	5	0	0	0	1	3	1	2	0	1	7	3	2	0		
Turbellaria	Tricladida	Planariidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	4	0	19	0	0		
Arachnida	Trombidiformes	Hydracarina	3	1	2	0	0	0	0	0	0	5	0	0	1	0	0	1	0	0	0		
TOTAL			741	798	1473	803	2	278	474	990	1030	293	123	92	180	108	3	292	454	1439	106	32	

Tabla 26: Tolerancia de contaminación para el índice IBF (Hilsenhoff) (Hauer & Lamberti)

ORDEN	FAMILIA	PUNTAJE
Plecoptera	Gripterygiidae	1
	Notonemouridae	0
	Perlidae	1
	Diamphinoidea	0
	Austronemouridae	1
	Eustheniidae	0
	Capniidae	1
	Chloroperlidae	1
	Leuctridae	0
	Nemouridae	2
	Pteronarcyidae	0
	Taeniopterygidae	2
	Trichoptera	Brachycentridae
Calamoceratidae		3
Ecnomidae		3
Glossomatidae		0
Helicophidae		6
Helicopsychidae		3
Hidropsychidae		4
Hydroptilidae		4
Lepidostomatidae		1
Leptoceridae		4
Limnephilidae		4
Moldannidae		6
Odontoceridae		0
Philopotamidae		3
Phryganeidae		4
Polycentropodidae		6
Psychomyidae		2
Rhyacophilidae		0
Sericostomidae		3
Uenidae		3
Xiphocentronidae		3
Hydrobiosidae	0	
Diptera	Atheriidae	2
	Blepharoceridae	0
	Ceratopogonidae	6
	Chironomidae	7
	Dolichopodidae	4
	Empididae	6
	Ephydriidae	6
	Psychodidae	10
	Simuliidae	6
	Muscidae	6
	Syrphidae	10
	Tabanidae	6
	Tipulidae	3
Ephemeroptera	Baetidae	4

	Baesticidae	3
	Caenidae	7
	Ephemerellidae	1
	Ephermeridae	4
	Heptageniidae	4
	Leptophlebiidae	2
	Metretopodiidae	2
	Siphonuridae	7
	Oligoneuridae	2
	Ameletopsidae	2
	Coloburiscidae	3
	Oniscigastridae	3
	Potomanthidae	4
	Trichorythidae	4
Amphipoda	Gammaridae	4
	Talitridae	8
	Hyalellidae	8
Isopoda	Asellidae	8
Acariformes		4
Decapoda		6
Megaloptera	Corydalidae	0
	Sialidae	4
Mollusca	Amnicolidae	6
	Chilinidae	6
	Lymnaeidae	6
	Physidae	8
	Sphaeriidae	8
Lepidoptera	Pyralidae	5
Oligochaeta		8
Odonata	Aeshinidae	3
	Calopterygidae	5
	Coenagrionidae	9
	Cordulegastridae	3
	Cordullidae	5
	Gomphidae	1
	Lestidae	9
	Libellullidae	9
	Macromiidae	3
	Petaluridae	5
Coleoptera	Dryopidae	5
	Elmidae	4
	Psephenidae	4
Hirudinea		10
Turbellaria	Platyhelminthidae	4
Gasteropoda	Physidae	8

Fuente: Hilsenhoff, 1988

Hauer & Lamberti 1996

Tabla 27: Puntajes de las familias de macro-invertebrados acuáticos para el índice BMWP/Col de acuerdo a los valores originales del BMWP, ajustados por Roldán (2003) para Colombia, Alba-Tercedor y Sanchez-Ortega (1988).

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

*Valores ajustados por: Roldan (2003) para Colombia
Alba-Tercedor y Sanchez-Ortega (1988).*

Tabla 28: Puntuaciones del Andean Biotic Index (ABI) (Rios, 2009) para las familias de macroinvertebrados bentónicos de los Andes Tropicales distribuidos desde los 2000 m s.n.m hasta el límite con las nieves perpetuas.

ORDEN	FAMILIA	PUNTUACIÓN
Turbellaria		5
Hirudinea		3
Oligochaeta		1
Gasteropoda	Ancylidae	6
	Physidae	3
	Hydrobiidae	3
	Lymnaeidae	3
	Planorbidae	3
Bivalvia	Sphaeriidae	3
Amphipoda	Hyalellidae	6
Ostracoda		3
Hydracarina		4
Ephemeroptera	Baetidae	4
	Leptophlebiidae	10
	Leptohyphidae	7
	Oligoneuridae	10
Odonata	Aeshnidae	6
	Gomphidae	8
	Libellulidae	6
	Coenagrionidae	6
	Calopterygidae	8
	Polythoridae	10
Plecoptera	Perlidae	10
	Gripopterygidae	10
Heteroptera	Veliidae	5
	Gerridae	5
	Corixidae	5
	Notonectidae	5
	Belostomatidae	4
	Naucoridae	5
Trichoptera	Helicopsychidae	10
	Calamoceratidae	10
	Odontoceridae	10
	Leptoceridae	8
	Polycentropodidae	8
	Hydroptilidae	6
	Xiphocentronidae	8
	Hydrobiosidae	8
	Glossosomatidae	7
	Hydropsychidae	5
	Anomalopsychidae	10
	Philopotamidae	8
	Limnephilidae	7
Lepidoptera	Pyralidae	4
Coleoptera	Ptilodactylidae	5
	Lampyridae	5

	Psephenidae	5
	Scirtidae (Helodidae)	5
	Staphylinidae	3
	Elmidae	5
	Dryopidae	5
	Gyrinidae	3
	Dytiscidae	3
	Hydrophilidae	3
	Hydraenidae	5
Diptera	Blepharoceridae	10
	Simuliidae	5
	Tabanidae	4
	Tipulidae	5
	Limoniidae	4
	Ceratopogonidae	4
	Dixidae	4
	Psychodidae	3
	Dolichopodidae	4
	Stratiomyidae	4
	Empididae	4
	Chironomidae	2
	Culicidae	2
	Muscidae	2
	Ephydriidae	2
	Athericidae	10
	Syrphidae	1
Collembola	Collembola	0
Acari	Hidracarina	4
Annelida	Annelida Oligocheata	1
Tricladia/Seriata	Planariidae	5
Haplotaxida	Haplotaxidae	3
Glossiphoniiformes	Glossiphoniidae	1
Veneroida	Sphaeriidae	3
Megaloptera	Corydalidae	6
Hydroida	Hydriidae	10

Figura 25: Panel fotográfico de la caracterización fisicoquímica de la calidad del agua del río Grande – Celendín 2015.

TRABAJO EN CAMPO



Determinación de temperatura



Conductividad eléctrica y pH.



Toma de muestras y codificación



Conservación de muestras colectadas

TRABAJO EN LABORATORIO



Determinación de Turbiedad



Reconocimiento de reactivos y procedimientos.



Sólidos Totales.



Pesos para determinación de ST.



Preparación de agua de dilución para DBO.



Saturación de agua de dilución.



Añadiendo reactivos a la muestra.



Muestra con reactivos para DBO₅.



Medición de cantidades para titulación.



Muestra con almidón.



Titulación de la muestra.



Muestra ya titulada.

Figura 26: Panel fotográfico de la caracterización biológica del río Grande - Celendín 2015.





Separación de individuos identificados



Separación de material grueso.

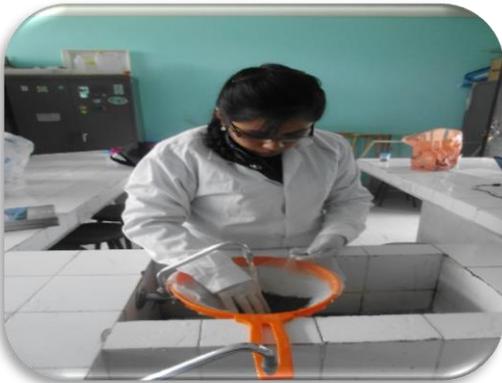


Muestreo del Ing. Manuel Roncal.



Preservación de las muestras.

TRABAJO EN LABORATORIO



Lavado de la muestra.



Traslado de muestra a una caja petri

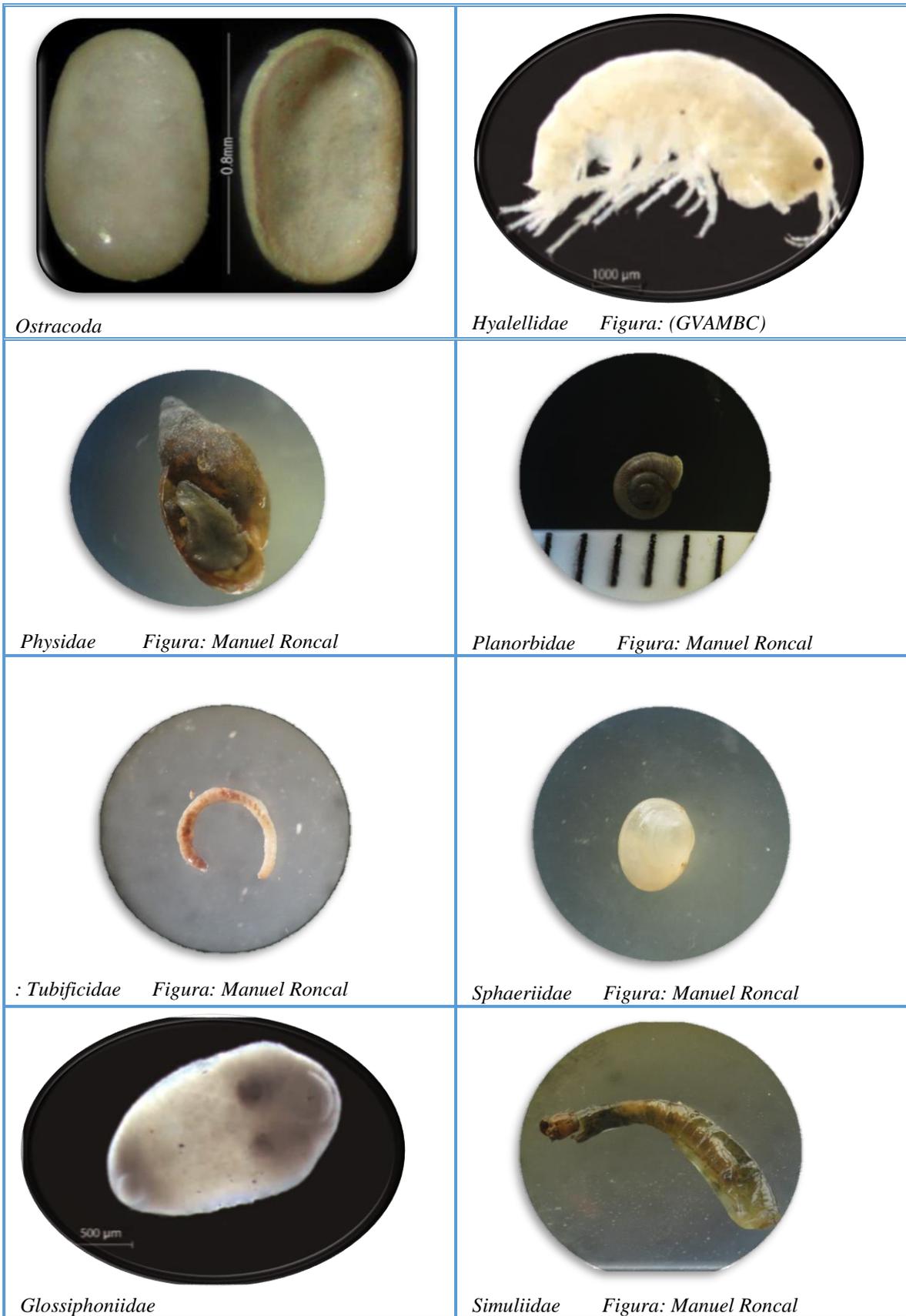


Identificación de individuos presentes.



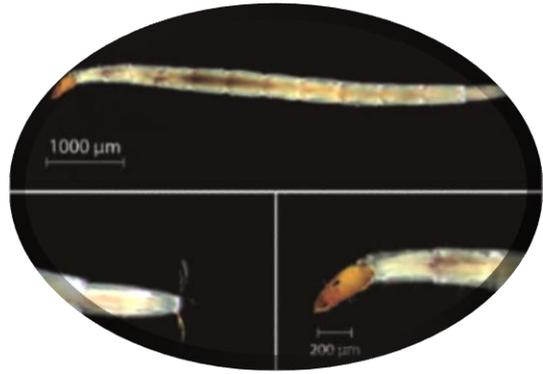
Asistencia del Biólogo Marco Sánchez.

Figura 27: Panel fotográfico de todas las familias de macroinvertebrados bentónicos identificados en el río Grande – Celendín.





Chironomidae Figura: Manuel Roncal



Ceratopogonidae



Tipulidae



Limoniidae



Psychodidae



Empididae



Culicidae



Aeshnidae Figura: Manuel Roncal



Elmidae (larva) Figura: Manuel Roncal



Elmidae (adulto) Figura: Manuel Roncal



Ptilodactylidae Figura: Manuel Roncal



Gyrinidae (adulto)



Gyrinidae (larva)



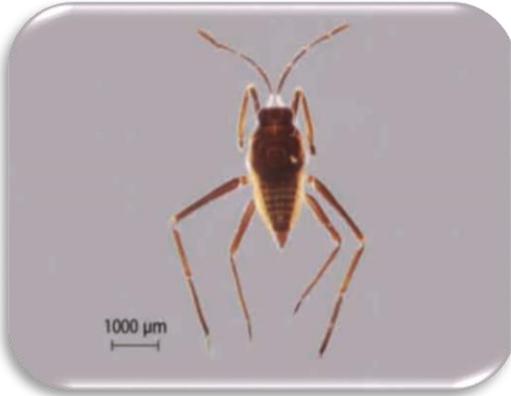
Dytiscidae adulto Figura: Manuel Roncal



Corydalidae



Gerridae Figura: Marco Sánchez



Veliidae



Hydrometridae



Mesoveliidae



Leptohyphidae



Baetidae

Figura: Manuel Roncal



Leptophlebiidae

Figura: Manuel Roncal



Glossosomatidae

Figura: Manuel Roncal



Hydropsychidae

Figura: (GVAMBC)



Hydrobiosidae



Helicopsychidae *Figura: Manuel Roncal*



Philopotamidae *Figura: Manuel Roncal*



Hydroptilidae *Figura: Manuel Roncal*



Isotomidae



Planariidae



Hydracarina

GLOSARIO

ACSUR: Asociación para la Cooperación en el Sur-LAS SEGOVIAS.

AECID: La Agencia Española de Cooperación Internacional para el Desarrollo.

BIODIVERSIDAD: Variedad de organismos vivos que conforman los distintos ecosistemas y complejos ecológicos.

BENTOS: Seres acuáticos que viven en la interface agua sólido.

COMUNIDAD: Conjunto de poblaciones que viven en un determinado ecosistema.

CONTAMINACIÓN: Toda alteración indeseable física, química o biológica de los suelos, el agua o el aire que pueden afectar, adversamente o no, la salud humana, las actividades de supervivencia y los recursos culturales de una comunidad humana o de otras especies.

ECOSISTEMA: Conjunto de seres vivos en un mismo medio y el medio ambiente que le es propio, constituye la unidad funcional básica de la ecología.

FAMILIA: Unidad taxonómica constituida por varios géneros con caracteres comunes.

FONAG: Fondo Para la Protección del Agua.

GRUFIDES: Grupo de formación e intervención para el desarrollo sostenible.

GVAMBC: Guía de Vigilancia Ambiental con Macroinvertebrados Bentónicos en Cajamarca.

HABITAT: Lugar o área que ocupa una especie.

ISF: Ingeniería sin fronteras.

MACROINVERTEBRADOS: Los macroinvertebrados acuáticos son un grupo variado de organismos que no tienen espina dorsal y que son fáciles de ver sin la necesidad de un microscopio, además de ser una fuente de energía para los animales más grandes.

MEDIO AMBIENTE: Espacio en el que el ser vivo, recibe estímulos, se adapta e interactúa con una serie de factores físicos, biológicos y sociales que determinan su modo de comportarse o de ser.

USFQ: Universidad San Francisco de Quito.

UB: Universidad de Barcelona.