



DOCINADE

Doctorado en Ciencias Naturales para el Desarrollo

Gestión de Recursos Naturales

Tesis de Doctorado

Desarrollo de índices para evaluar la calidad del agua de ríos de la vertiente del Pacífico de Guatemala

Norma Edith Gil Rodas de Castillo

Dr. Guillermo Calvo Brenes
Director de Tesis

Dr. Meyer Guevara
Asesor de Tesis
Dr. José Elí Rincón
Asesor de Tesis

Cartago, Costa Rica, junio 2024

MIEMBROS DEL TRIBUNAL EXAMINADOR

Dr. José Pablo Jiménez Madrigal
Representante de la Dirección de Posgrados TEC

Dr. David Valverde Barquero
Coordinador General DOCINADE

Dr. Guillermo Calvo Brenes
Director de Tesis

Dr. Meyer Guevara Mora
Miembro del Comité Asesor

Dr. José Elí Rincón Ramírez
Miembro del Comité Asesor

TABLA DE CONTENIDOS

MIEMBROS DEL TRIBUNAL EXAMINADOR.....	I
TABLA DE CONTENIDOS.....	II
ÍNDICE DE FIGURAS.....	VI
ÍNDICE DE CUADROS.....	XI
INDICE DE ECUACIONES.....	XIV
ACRÓNIMOS	XV
DECLARACIÓN DE AUTENTICIDAD	XIX
AGRADECIMIENTOS.....	XX
DEDICATORIA.....	XXI
RESUMEN	1
ABSTRACT	3
CAPÍTULO I. INTRODUCCIÓN.....	5
1.1. <i>Problema</i>	8
1.2. <i>Hipótesis</i>	8
1.3. <i>Objetivos</i>	9
1.3.1. <i>Objetivo general</i>	9
1.3.2. <i>Objetivos específicos</i>	9
CAPÍTULO II. MARCO TEÓRICO	10
2.1. <i>Importancia del recurso hídrico</i>	10
2.2. <i>Niveles de contaminación en los ríos de Guatemala</i>	13
2.3. <i>Calidad del agua fisicoquímica y microbiológica del agua</i>	14
2.3.1. <i>El pH</i>	14
2.3.2. <i>Temperatura</i>	15
2.3.3. <i>Oxígeno y porcentaje de saturación de oxígeno</i>	15

2.3.4. Salinidad	16
2.3.5. Conductividad eléctrica	16
2.3.6. Sólidos	16
2.3.7. Demanda Bioquímica de Oxígeno	17
2.3.8. Turbiedad.....	17
2.3.9. Alcalinidad	17
2.3.10. Dureza	18
2.3.11. Cloruros	18
2.3.12. Nitrógeno	19
2.3.13. Fósforo.....	20
2.3.14. Coliformes.....	20
2.4. Índices de calidad del agua	21
2.5. Desarrollo de un nuevo ICA.....	24
2.5.1. Descripción de los pasos para desarrollar un nuevo ICA	24
2.6. Indicadores biológicos de la calidad del agua.....	29
2.6.1. Macroinvertebrados acuáticos como indicadores de calidad del agua.....	30
2.6.2. Índices biológicos de calidad del agua	31
2.6.3. Calibración de un BMWP para una región específica	33
2.6.4. Protocolo de bioevaluación rápida (RBP).....	34
CAPÍTULO III. METODOLOGÍA.....	35
3.1. Descripción general de la metodología	35
3.2. Descripción de los sitios de muestreo	39
3.2.1. Selección de los sitios de muestreo.....	54
3.2.2. Indicadores de calidad del agua fisicoquímica y biológica.....	55
3.3. Análisis estadísticos de los resultados	56
3.4. Índices de calidad del agua	58

3.4.1. ICA-Calvo-TEC.....	59
3.4.2. ICA-SV.....	59
3.4.3. BMWP-ATI.....	60
3.4.4. BMWP-CR.....	60
3.4.5. Porcentaje de EPT.....	61
3.4.6. ASPT.....	62
3.4.7. RBP.....	62
3.4.5. IBF –SV-2010.....	64
3.5. Metodología para el desarrollo del Índice Físicoquímico de Calidad del Agua (ICA)	64
3.5.1. Normativa de calidad del agua para Guatemala.....	64
3.5.2. Desarrollo de un nuevo ICA.....	65
3.5.3. Fórmula de agregación para el cálculo del índice.....	68
3.5.4. Factor de ponderación (Wi) para cada indicador.....	69
3.5.5. Cálculo de los Subíndices (SI).....	69
3.6. Metodología para el desarrollo de un índice biológico.....	69
3.7. Validación de nuevos índices.....	72
3.7.1. Validación del ICA-GT.....	72
3.7.2. Validación del BMWP-GT.....	72
CAPÍTULO IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	73
4.1. Resultados del primer objetivo de investigación.....	73
4.1.1. Resultados e interpretación de los indicadores físicoquímicos y microbiológicos	82
4.1.2. Resultados y discusión de los indicadores biológicos.....	118
4.2. Resultados del segundo objetivo de investigación.....	134
4.2.1. Normativa de calidad del agua para Guatemala.....	135
4.2.2. Cálculo de los SI.....	136

4.2.3. Desarrollo de un nuevo ICA fisicoquímico	141
4.3. Resultados del tercer objetivo de investigación	150
4.4.1. Validación del ICA-GT	165
4.4.2. Validación del BMWP-GT	166
CAPÍTULO V. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	170
5.1. Conclusiones	170
5.2. Recomendaciones.....	171
BIBLIOGRAFÍA	172
ANEXOS	190
Anexo I. Instrumento para la evaluación del hábitat utilizando el protocolo propuesto por Barbour et al., también llamado Protocolo de Bioevaluación Rápida (RBP) (1999).	190
Anexo II. Mapa de ubicación de las cuencas muestreadas durante el año 2018 y el uso del suelo.	191
Anexo III. Cálculos de SI para los diferentes ríos de la vertiente del Pacífico en las épocas secas y lluviosas del año 2019	192
Anexo IV. Ejemplos de los diferentes aspectos que evalúa el RPB, con imágenes de los ríos de Guatemala	199

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1 Mapa de cuencas y vertientes de la República de Guatemala (Departamento de Investigación y Servicios Hídricos del INSIVUMEH, s.f.)	11
Figura 2 Grupos taxonómicos que conforman el Filo Arthropoda y que se clasifican dentro de los macroinvertebrados acuáticos	31
Figura 3 Diagrama de flujo que ejemplifica la elección de los ríos para realizar los muestreos durante los años 2018 y 2019	36
Figura 4 Diagrama de flujo que explica el desarrollo del objetivo 1 y su relación con los objetivos 2 y 3	37
Figura 5 Ejemplificación de la metodología para el cumplimiento del objetivo 2	38
Figura 6 Ejemplificación de la metodología del objetivo 3	39
Figura 7 Ríos muestreados de la vertiente del Pacífico de Guatemala, durante los años 2018 y 2019 (Gil-Rodas et al., 2023)	42
Figura 8 Mapa del río Ocosito con la ubicación de los tres sitios de muestreo (Gil-Rodas et al., 2023)	43
Figura 9 Fotografías de los tres sitios de muestreo en el río Ocosito	44
Figura 10 Mapa con la ubicación geográfica de los sitios de muestreo en el río Sis Ican (Gil-Rodas et al., 2023).....	45
Figura 11 Fotografías de los diferentes sitios de muestreo realizados en el río Sis Ican	46
Figura 12 Mapa con la ubicación geográfica de los sitios de muestreo realizados en el río Madre Vieja (Gil-Rodas et al., 2023).....	47
Figura 13 Fotografías de los diferentes sitios de muestreo realizados en el río Madre Vieja	48
Figura 14 Mapa con la ubicación geográfica de los sitios de muestreo realizados en el río Acomé (Gil-Rodas et al., 2023).....	49
Figura 15 Fotografías de los diferentes sitios de muestreo realizados en el río Acomé50	
Figura 16 Mapa con la ubicación geográfica de los sitios de muestreo realizados en el río María Linda (Gil-Rodas et al., 2023).....	51
Figura 17 Fotografías de los diferentes sitios de muestreo realizados en el río María Linda.....	52
Figura 18 Mapa con la ubicación geográfica de los sitios de muestreo realizados en el río Los Esclavos.....	53

Figura 19 Fotografías de los diferentes sitios de muestreo realizados en el río Los Esclavos.....	54
Figura 20 Mapa con los resultados del cálculo del ICA-Calvo-TEC para los muestreos del año 2018 (Gil-Rodas et al., 2021)	75
Figura 21 Resultados del cálculo del IBF-SV, en los muestreos del año 2018 (Gil-Rodas et al., 2023)	77
Figura 22 Resultados del cálculo del ASPT, en los muestreos del año 2018 (Gil-Rodas et al.,2023)	78
Figura 23 Resultados del cálculo del EPT en los muestreos del año 2018 (Gil-Rodas et al., 2023)	79
Figura 24 Resultados del cálculo del RBP, en los muestreos del año 2018 (Gil-Rodas et al.,2023)	80
Figura 25 Resultados del cálculo del BMWP-ATI, en los muestreos del año 2018 (Gil-Rodas et al.,2023).....	81
Figura 26 Resultados del cálculo del BMWP-CR. en los muestreos del año 2018 (Gil-Rodas et al.,2023).....	82
Figura 27 Comparación de los valores medios del pH de los muestreos del año 2019 con el promedio de lluvias	88
Figura 28 Comparación de los valores medios del pH en los diferentes sitios de muestreo del año 2019	89
Figura 29 Representación de los valores de las mediciones del oxígeno disuelto comparados con las lluvias del año 2019.	90
Figura 30 Representación gráfica de las concentraciones del oxígeno disuelto en los sitios de muestreo del año 2019.....	91
Figura 31 Comparación del porcentaje de saturación de oxígeno con el promedio de lluvias mensuales del año 2019	92
Figura 32 Representación de los valores medios del porcentaje de saturación del oxígeno en los sitios de muestreo del año 2019.....	93
Figura 33 Comparación de la medición de los STD con el promedio de lluvias del año 2019	95
Figura 34 Comparación de los STD entre los diferentes sitios de muestreo del año 2019	95

Figura 35 Comparación entre la concentración del dióxido de carbono con el promedio de lluvias del año 2019	96
Figura 36 Comparación del dióxido de carbono entre los diferentes sitios de muestreo del año 2019	97
Figura 37 Comparación de la demanda bioquímica de oxígeno DBO ₅ con el promedio de lluvias del año 2019	98
Figura 38 Comparación de la demanda bioquímica de oxígeno DBO ₅ con los diferentes sitios de muestreo del año 2019.....	99
Figura 39 Comparación entre los valores medios de la turbidez mensual con el promedio de lluvias del año 2019	100
Figura 40 Comparación entre los resultados medios de la turbidez con los sitios de muestreo del año 2019	101
Figura 41 Comparación de los valores medios de la alcalinidad y la dureza con las lluvias mensuales del año 2019.....	102
Figura 42 Comparación de la dureza y la alcalinidad con los diferentes sitios de muestreo del año 2019	103
Figura 43 Comparación entre los cloruros y el promedio de lluvias del año 2019	104
Figura 44 Comparación entre la concentración de cloruros y los sitios de muestreo del año 2019	105
Figura 45 Comparación de la concentración de los SSD con el promedio de lluvias del año 2019	106
Figura 46 Comparación de la concentración de los SSD entre los diferentes sitios de muestreo del año 2019	107
Figura 47 Comparación del fósforo total y el fosfato con el promedio de lluvias del año 2019	108
Figura 48 Comparación del fósforo total y el fosfato con los sitios de muestreo del año 2019	109
Figura 49 Comparación de los sulfatos con el promedio de lluvias del año 2019	110
Figura 50 Comparación de la concentración de los sulfatos en los diferentes sitios de muestreo del año 2019	111
Figura 51 Comparación de los nitratos, nitritos, nitrógeno total y amonio con el promedio de lluvias del año 2019	112

Figura 52 Comparación de los diferentes nutrientes con los sitios de muestreo del año 2019	113
Figura 53 Comparación de los valores de los coliformes totales con el promedio de lluvias del año 2019	114
Figura 54 Comparación de los coliformes totales con los sitios de muestreo del año 2019	115
Figura 55 Comparación de los coliformes fecales con el promedio de lluvias del año 2019	116
Figura 56 Comparación de los coliformes fecales con los sitios de muestreo del año 2019	117
Figura 57 Representación gráfica del porcentaje de abundancia total y diversidad de taxones de macroinvertebrados acuáticos por mes de muestreo del año 2019.....	119
Figura 58 Representación gráfica del porcentaje de diversidad de taxones de macroinvertebrados acuáticos con el porcentaje de abundancia total por sitios de muestreo del año 2019	120
Figura 59 Resultados de los diversos índices biológicos calculados para los resultados de los macroinvertebrados acuáticos del año 2019.....	122
Figura 60 Representación de las principales Taxones de macroinvertebrados acuáticos encontrados durante los muestreos del año 2019.....	124
Figura 61 Representación gráfica de las principales familias del orden Decapoda	125
Figura 62 Representación gráfica de las familias de la clase Gastropoda, encontrados en los muestreos del año 2019	126
Figura 63 Representación gráfica de los diferentes órdenes de la clase Insecta de los muestreos del año 2019	127
Figura 64 Representación gráfica de las principales familias del orden Hemiptera....	128
Figura 65 Representación gráfica de las principales familias del orden Ephemeroptera	129
Figura 66 Representación gráfica del porcentaje de familias del orden Diptera	130
Figura 67 Representación gráfica de las familias representantes del orden Trichoptera	131
Figura 68 Representación gráfica de los organismos que conforman las familias del orden Coleoptera	132
Figura 69 Familias del orden Odonata reportadas en los muestreos del año 2019....	133

Figura 70 Mapa del promedio mensual de las lluvias durante el año 2019	138
Figura 71 Resultados del ACP para los parámetros fisicoquímicos, macroinvertebrados acuáticos y sitios de muestreo del año 2019	150
Figura 72 Correlación entre familias de macroinvertebrados acuáticos y los parámetros fisicoquímicos de los muestreos del año 2019	152
Figura 73 Representación gráfica del cálculo del ICA-GT en los ríos de la vertiente del Pacífico de Guatemala, muestreados durante el año 2018.....	165
Figura 74 Representación gráfica del cálculo del BMWP-GT1 y BMWP-GT2, durante la época seca en los ríos muestreados durante el año 2018	166
Figura 75 Representación gráfica del cálculo del BMWP-GT1 y BMWP-GT2	167
Figura 76 Comparación entre el cálculo de los diferentes índices para Guatemala en los resultados de los muestreos realizados durante el año 2018	168

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1	
<i>Estudio comparativo de algunos índices fisicoquímicos para la calidad del agua</i>	25
Cuadro 2	
<i>Escala de clasificación propuesta por Landwehr (1974)</i>	28
Cuadro 3	
<i>Descripción de las características de los sitios de muestreo</i>	39
Cuadro 4	
<i>Escala de calidad del agua y los valores asignados al BMWP/Bolivia</i>	59
Cuadro 5	
<i>Escala de calidad del agua para el ICA-Calvo- TEC</i>	59
Cuadro 6	
<i>Escala para la clasificación de ICA-SV propuesta por Brown (1970)</i>	60
Cuadro 7	
<i>Escala de clasificación para la calidad del agua con el BMWP/Atitlán</i>	60
Cuadro 8	
<i>Escala de clasificación del agua para el BMWP-CR</i>	61
Cuadro 9	
<i>Escala del porcentaje de Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera - % EPT</i>	62
Cuadro 10	
<i>Clasificación de calidad del agua para el ASPT</i>	62
Cuadro 11	
<i>Escalas según el Protocolo de Bioevaluación Rápida -RBP</i>	63
Cuadro 12	
<i>Escala para la clasificación de la calidad del agua según el IBF-SV-2010</i>	64
Cuadro 13	
<i>Escala de Landwehr (1974) modificada por Calvo - Brenes (2018)</i>	66
Cuadro 14	
<i>Clasificación de los cuerpos de agua según el uso potencial y tratamiento que se requiera</i>	67
Cuadro 15	
<i>Propuesta de escala de cinco clases para el BMWP-GT</i>	71

Cuadro 16	
<i>Determinación de la calidad del agua, utilizando el ICA-Calvo-TEC a los muestreos del año 2018</i>	73
Cuadro 17	
<i>Comparación entre diferentes índices fisicoquímicos y biológicos del promedio de resultados de los muestreos del año 2018</i>	76
Cuadro 18	
<i>Parámetros de calidad del agua, clasificados según los rangos del RBP en los sitios de muestreo del año 2019</i>	83
Cuadro 19	
<i>Normativa propuesta para evaluar la calidad del agua de los ríos de Guatemala</i>	85
Cuadro 20	
<i>Resultados de valores promedios de los muestreos realizados en los años 2018 y 2019, comparados con la normativa propuesta para Guatemala y otros reglamentos</i>	86
Cuadro 21	
<i>Índices ecológicos para cada sitio de muestreo de los ríos evaluados en el año 2019</i>	121
Cuadro 22	
<i>Resultados de la abundancia total y relativa de los muestreos de macroinvertebrados acuáticos del año 2019</i>	123
Cuadro 23	
<i>Fórmulas de transformación para el SI para un nuevo ICA específico para Guatemala</i>	136
Cuadro 24	
<i>Matriz con los coeficientes de correlaciones bivariadas de Pearson en diferentes fórmulas de agregación para desarrollar el ICA-GT</i>	142
Cuadro 25	
<i>Comparación entre el RBP y las diferentes versiones de la fórmula de Dojlido 1,2 Y 3</i>	143
Cuadro 26	
<i>Comparación entre el RBP con las diferentes versiones de las fórmulas de agregación de Brown y Dinius</i>	147
Cuadro 27	
<i>Diferencia en la clasificación del agua entre el RBP con cada ICA evaluado</i>	149
Cuadro 28	
<i>Matriz de configuración para la reducción de variables</i>	153

Cuadro 29	
<i>Rangos de calidad del agua fisicoquímica y leyes relacionadas.....</i>	154
Cuadro 30	
<i>Sumatoria de valores promedios de calidad del agua para BMWP-GT.....</i>	155
Cuadro 31	
<i>Ejemplo de la relación del PCQ con las clases de abundancia de los macroinvertebrados acuáticos.....</i>	156
Cuadro 32	
<i>Comparación de valores de bioindicación entre diferentes índices biológicos de la región latinoamericana.....</i>	158
Cuadro 33	
<i>Valores de bioindicación por taxones para dos propuestas de BMWP-GT</i>	159
Cuadro 34	
<i>Comparación del cálculo de varios índices biológicos con los muestreos del año 2019.....</i>	161
Cuadro 35	
<i>Correlaciones bivariadas de Pearson para índices biológicos</i>	163
Cuadro 36	
<i>Diferencias entre el RBP con índices biológicos</i>	164
Cuadro 37	
<i>Correlación de Pearson de la comparación entre varios índices y el RBP, de la aplicación a los datos del año 2018</i>	169

INDICE DE ECUACIONES

Ecuación 1 Promedio aritmético no ponderado.....	25
Ecuación 2 Promedio aritmético ponderado.....	25
Ecuación 3 Función de potencia suma raíz.....	25
Ecuación 4 Función de potencia suma raíz ponderada.....	25
Ecuación 5 Función de raíz cuadrada media.....	25
Ecuación 6 Función cuadrática ponderada.....	25
Ecuación 7 Operador máximo o su índice máximo.....	26
Ecuación 8 Operador mínimo o subíndice mínimo.....	26
Ecuación 9 Función libre de ambigüedad y eclipsado no ponderado ($r = 0.4$).....	26
Ecuación 10 Función de peso potencia subíndice.....	26
Ecuación 11 Función multiplicativa no ponderada o promedio geométrico no ponderado.....	26
Ecuación 12 Función multiplicativa ponderada o promedio geométrico ponderado.....	27
Ecuación 13 Función armónica ponderada raíz cuadrada media cuadrática.....	27
Ecuación 15 <i>Fórmula de Dojlido</i>	68
Ecuación 16 <i>Fórmula de Dinius</i>	68
Ecuación 17 <i>Fórmula de Brown</i>	68
Ecuación 18 <i>Fórmula para determinar la ponderación de cada indicador</i>	69
Ecuación 19 <i>Transformación de parámetros a formas adimensionales</i>	70
Ecuación 20 <i>Homogenización de datos de variables según leyes de calidad del agua</i>	70
Ecuación 21 <i>Ajuste de valores en rangos del 1 al 10</i>	70
Ecuación 22 <i>Ajuste de valores del 1 al 10 para el oxígeno disuelto</i>	70
Ecuación 23 <i>Cálculo de promedios de calidad del agua</i>	70

ACRÓNIMOS

ACOCA	Río Acomé cuenca alta
ACOCB	Río Acomé cuenca baja
ACOCM	Río Acomé cuenca media
ACP	Análisis de Componentes Principales
AMBI	Marine Biotic Index of Borja
ANDEVA	Análisis de Varianza
ASPT	Average Score Per Taxon
BBI	Belgian Biotic Index
BENTIX	Índice basado en el AMBI transformado en la reducción de organismos
BMWP-Br	Biological Monitoring Working Party – Brasil
BMWP-Co	Biological Monitoring Working Party – Colombia
BMWP-CR	Biological Monitoring Working Party – Costa Rica
BMWP-GT	Biological Monitoring Working Party- Guatemala
BMWP-MX	Biological Monitoring Working Party – México
BMWP-Ni	Biological Monitoring Working Party – Nicaragua
BNBI	Balkan Biotic Index
BQI	Benthic Quality Index
BRI	Benthic Response Index
CAPRE	Comité Coordinador Regional de Instituciones de Agua Potable y Saneamiento de Centroamérica, Panamá y República Dominicana
CBI	Chutter´s Biotic Index
CEMA	Centro de Estudios del Mar y Acuicultura
CF	Coliformes fecales
CIV	Ministerio de Comunicaciones, Infraestructura y Vivienda de Guatemala
COGUANOR	Comisión Guatemalteca de Normas

DIGED	Dirección General de Docencia
DSFI	Danish Stream Fauna Index
EPT	<i>Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera</i>
FAO	Food and Agriculture Organization of the United Nations
GWP	Global Water Partnership
HBI	Hilsenhoff's Biotic Index
IARNA-URL	Instituto de Agricultura, Recursos Naturales y Ambiente de la Universidad Rafael Landívar
IB	Índice Biótico
IBCG	Índice Biológico de Calidad General
IBF-SV	Índice Biológico de Familias de El Salvador
IBG	Índice Biológico Global
IBS	Chandler's Biotic Score
IBT	Índice Biótico de Trent
ICA-Calvo-TEC-	Índice de Calidad del Agua – Calvo-TEC
ICA-GT	Índice de Calidad del Agua- Guatemala
ICC	Instituto de Cambio Climático
INSIVUMEH	Instituto Nacional de Sismología y Vulcanología, Meteorología e Hidrología
ISI	Indicator Species Index
LECA	Río Los Esclavos cuenca alta
LECB	Río Los Esclavos cuenca baja
LECM	Río Los Esclavos cuenca media
MARN	Ministerio de Ambiente y Recursos Naturales
MCI	Macroinvertebrate Community Index
MINAE	Ministerio de Ambiente y Energía de Costa Rica

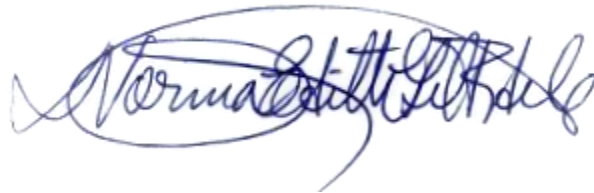
MLCA	Río María Linda cuenca alta = sitio de muestreo en la parte alta del río María Linda, evaluado durante el año 2018
MLCAER	Río María Linda cuenca alta El Rincón = María Linda Cuenca 1
MLCAH	Río María Linda cuenca alta Hidroeléctrica = María Linda Cuenca 2
MLCB	Río María Linda cuenca baja
MLCM	Río María Linda cuenca media
MVCA	Río Madre Vieja cuenca alta
MVCB	Río Madre Vieja cuenca baja
MVCM	Río Madre Vieja cuenca media
NMP	Número más probable
NSF	National Sanitation Foundation
Nt	Nitrógeno total
OCOSCA	Río Ocosito cuenca alta
OCOSCB	Río Ocosito cuenca baja
OCOSCM	Río Ocosito cuenca media
OD	Oxígeno disuelto
ODS	Objetivos de Desarrollo Sostenible
OECD	Organization for Economic Co-Operation, and Development
OMS	Organización Mundial de la Salud
PCQ	Promedio de Calidad Fisicoquímica del Agua
pH	Potencial de hidrógeno
PNUMA	Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente
RBP	Protocolo de Bioevaluación Rápida
SI	Subíndices
SICANCA	Río Sis Ican cuenca alta
SICANCB	Río Sis Ican cuenca baja

SICANCM	Río Sis Ican cuenca media
SNET	Sistema de Estudios Territoriales
SPSS	Statistical Package for Social Science
STD	Sólidos totales disueltos
TEC	Tecnológico de Costa Rica
UNA	Universidad Nacional de Costa Rica
UNED	Universidad Estatal a Distancia
USAC	Universidad de San Carlos de Guatemala
Wi	Factor de ponderación

DECLARACIÓN DE AUTENTICIDAD

Yo, Norma Edith Gil Rodas de Castillo, estudiante del Doctorado en Ciencias Naturales para el Desarrollo-DOCINADE, declaro que la tesis doctoral que presento para su exposición y defensa titulada: “**Desarrollo de índices para evaluar la calidad del agua de ríos de la vertiente del Pacífico de Guatemala**”, cuyo Comité Asesor está conformado por el Dr. Guillermo Calvo Brenes, Dr. Meyer Guevara y el Dr. José Elí Rincón, es original y que todas las fuentes utilizadas para su realización han sido debidamente citadas. Además, que este material no lo he presentado, en forma parcial o total, como una tesis en esta u otra institución.

Ciudad de Guatemala, Guatemala, 14 de junio 2024.



Norma Edith Gil Rodas de Castillo

AGRADECIMIENTOS

Agradezco a Dios que me permitió estudiar el Doctorado en Ciencias Naturales para el Desarrollo-DOCINADE y a mi familia por su apoyo. Al Centro de Estudios del Mar y Acuicultura (CEMA) de la Universidad de San Carlos de Guatemala (USAC), por el tiempo permitido para realizar este estudio. A la Dirección General de Docencia (DIGED), por el sustento económico. Al Instituto Privado del Cambio Climático (ICC) y al Lic. Gabriel Rivas, por el soporte para realizar los muestreos de calidad del agua en los ríos de la vertiente del Pacífico de Guatemala.

Al ingeniero Gustavo Elías, Sr. Mynor Lara, Licda. Alejandra Contreras Perdomo, al T.A. Pride Alvisurez, a Lic. Rodrigo Morales, Lic. Rodrigo Gutiérrez, Dra. Silvia Cadenillas, M.Sc. Doris García y a todas las personas que me apoyaron para realizar los muestreos de calidad del agua y los análisis en el laboratorio de Química del Centro de Estudios del Mar y Acuicultura. Así mismo, a la Licda. Gabriela Dávila, por el apoyo en la identificación de los macroinvertebrados acuáticos. A la Licda. Mónica Martínez, Lic. Jorge Jiménez y M.Sc. Francisco Polanco por el apoyo en el análisis estadístico.

Un especial agradecimiento a mi tutor, Dr. Guillermo Calvo, quien me apoyó desinteresadamente durante todo el proceso del desarrollo de la tesis doctoral. Además, a mis dos asesores: Dr. Meyer Guevara y a Dr. José Elí Rincón por el apoyo en las revisiones de tesis. Finalmente, a la Dra. Eugenia López y López y al M.Sc. Elías Sedeño por el apoyo en la calibración del BMWP para la vertiente del Pacífico de Guatemala.

DEDICATORIA

A Dios, porque toda buena dádiva viene de Él, fue su voluntad que me permitió ingresar al DOCINADE, me cuidó en todos los viajes de campo y me dio la salud y la inteligencia para terminar de escribir la tesis doctoral. A mi esposo Francisco Antonio Castillo Gutiérrez, quien me apoyó en la redacción del manuscrito final y en todo el proceso del desarrollo de la tesis, siempre estuvo a mi lado, dándome ánimos para seguir adelante. A mis tres hijos: Marcos Estuardo Ponciano Núñez, Amanda Nohemí Castillo Gil de Ponciano y Miriam Elisa Castillo Gil, por el tiempo que les quité de estar compartiendo con ellos para trabajar en la tesis doctoral. A los estudiantes del Centro de Estudios del Mar y Acuicultura (CEMA), para que sirva de ejemplo que todo esfuerzo tiene su recompensa.

A mis dos grandes amigas que hice durante el Doctorado, la candidata a Dra. Bessie Oliva y candidata a Dra. Astrid Valladares, por brindarme su amistad desinteresadamente y por todo el apoyo que entre las tres nos brindamos durante este proceso. A mis hermanos Juan Carlos Rebuli Rodas y Marco Vinicio Gil Rodas, porque desde que entré a la Universidad de San Carlos de Guatemala (USAC) me apoyaron económicamente. Al recuerdo de mi madre: Amanda Alicia Rodas Bojórquez, porque ella siempre me dijo que yo alcanzaría grandes cosas en la vida y que nada me debería detener para lograr mis anhelos. Un abrazo hasta el cielo, querida mamá, te amaré siempre y trataré de honrar tu nombre como tú me enseñaste a ser una mujer luchadora, esforzada y valiente. A todas las mujeres de Guatemala, para que vean que se pueden lograr grandes metas cuando uno se lo propone y que se debe estar preparado cuando llegan las oportunidades a la vida

RESUMEN

Guatemala, posee una población de 17.6 millones de habitantes, de los cuales el 46.2 % residen en la costa sur, denominada como la vertiente del Pacífico. Esta región alberga 18 de los 35 ríos principales. El 68 % de la actividad agrícola en esta zona se basa en monocultivos, como la caña de azúcar y la palma africana. Estos procesos consumen el 77 % de los recursos hídricos disponibles para riego y otras actividades. Siendo devueltos frecuentemente con altos niveles de contaminación, incluyendo fertilizantes e insecticidas. Lo anterior provoca escasez de agua de calidad para las comunidades que habitan en estas áreas.

Desafortunadamente, en Guatemala no existe un reglamento específico para evaluar las propiedades físicas, químicas y biológicas de los ríos. Para abordar esta carencia, se llevó a cabo una búsqueda de regulaciones utilizadas en otros países y estas sirvieron de base para escribir una “Normativa propuesta para evaluar la Calidad del Agua de los ríos de Guatemala”.

En los años 2018 y 2019, se realizaron muestreos de indicadores de calidad fisicoquímica, microbiológica y biológica del agua en diversos ecosistemas lóticos de la vertiente del Pacífico de Guatemala. También se utilizó el Protocolo de Bioevaluación Rápida (RBP) como índice de control debido a la confiabilidad que presenta el mismo.

Durante el 2018, se llevaron a cabo muestreos en seis ríos de la vertiente del Pacífico, siendo estos: Acomé, María Linda, Los Esclavos, Madre Vieja, Sis Ican y Ocosito. Los resultados fueron evaluados con el Índice de Calidad del Agua propuesto por Calvo-Brenes (2019), conocido como ICA-Calvo-TEC. Este índice que utiliza la normativa costarricense, se empleó con el fin de hacer un análisis preliminar de la calidad del agua. Se encontró que la mayoría mostraban niveles de calidad desde la clase 3, 4 y 5, indicando contaminación “moderada”, “severa” y “muy severa” respectivamente.

Estos resultados preliminares del año 2018 mostraron poca variabilidad en los niveles de calidad entre los diferentes puntos de muestreo. Para desarrollar un índice, resulto conveniente tener más variables de calidad, partiendo de aguas no contaminadas hasta altamente contaminadas. Es así que para el año 2019 se definieron 10 localidades solamente en tres ríos, siendo estos: Acomé, Los Esclavos y María Linda. En cada uno se eligieron tres lugares, excepto en el Río María Linda, donde se seleccionaron cuatro, debido a las diferencias ambientales y geomorfológicas que afectaban la calidad del agua de los ríos.

El análisis de los indicadores de calidad en función del tiempo, sugiere una correlación entre estos y la cantidad de lluvias en cada mes. La excepción a esta relación se dio con la salinidad, conductividad, sólidos disueltos totales, coliformes totales, fecales, y el Protocolo de Bioevaluación Rápida (RBP).

En cuanto a los macroinvertebrados acuáticos el 90 % de los sitios de muestreo presentaron una alta diversidad de especies, principalmente en las partes altas de los ríos. En las áreas bajas, se encontró menor diversidad y alta dominancia. De todos los taxones identificados el orden Decapoda presentó el 74.74 %, la clase Insecta el 15.95 % y Gastropoda el 9.09 %. En la clase Insecta los órdenes que presentaron mayor abundancia fueron Hemiptera con un 34.54 % y Ephemeroptera con un 25.02 %. Por la diversidad de especies se considera que el agua de los ríos de la vertiente del Pacífico no está totalmente deteriorada.

Con los resultados anteriores y con la Normativa propuesta para evaluar la calidad del agua de los ríos de Guatemala se desarrollaron dos índices: uno fisicoquímico de calidad del agua nombrado como ICA-GT y otro biológico nombrado *Biological Monitoring Working Party* BMWP-GT (por sus siglas en inglés), para uso en toda la república.

La evaluación de la calidad del agua utilizando el ICA-GT mostró lo siguiente: el 1.7 % sin contaminación, el 23.3% incipiente, el 43.3 % moderada, el 30 % severa y el 1.7 % contaminación muy severa.

Para el BMWP-GT, se propusieron dos índices: BMWP-GT1 y BMWP-GT2, los cuales clasificaron de manera similar los resultados de los muestreos del año 2019 en los tres ríos: 0 % excelente, 3.3 % buena, 13.3 % regular, 46.7 % mala y 36.7 % pésima.

Aunque el ICA-GT y el BMWP-GT representaron una correlación elevada, no siempre clasificaron la calidad del agua de la misma manera en términos de color y niveles de clasificación. Esto es debido a las diferencias en las metodologías empleadas y las escalas de clasificación, así como la discrepancia en indicadores de calidad empleados para cada uno de ellos. Es necesario continuar realizando estudios de calidad física, química y biológica, abarcando más ríos y áreas que no estén alteradas por la actividad humana, para seguir avanzando en este tema.

Palabras claves: macroinvertebrados acuáticos, reglamentos, bioevaluación, contaminación

ABSTRACT

46.2% of Guatemala's estimated population of 17 million people reside on the southern coast, which comprises the Pacific basin. This region includes 18 of Guatemala's 35 largest rivers. 68 % of agricultural activity in this area relies on monocultures, such as sugarcane and African palm. These crops use up to 59 % of the water resources available for irrigation and other activities. Post irrigation water is often returned to the rivers with high levels of pollution, including fertilizers and pesticides. This leads to scarcity of good quality water for the communities living in that area.

Unfortunately, in Guatemala there are no specific regulations to assess the chemical, physical, and biological qualities of rivers. To address this deficiency, a search for water quality regulations used in other countries was conducted. Those regulations became the basis for the proposed "Normativa propuesta para evaluar la calidad del agua de los ríos de Guatemala" (proposed norm to regulate the assessment of water quality in Guatemala's rivers).

Samples were collected in 2018 and 2019 to determine the physical, chemical, microbiological, and biological water quality conditions in different lotic ecosystems in the Pacific water basin in Guatemala. In addition, the Rapid Bioassessment Protocol (RBP) was used as a control index due to its reliability and that it does not change with the effects of different climatic seasons.

In 2018, sampling was conducted in six rivers: Acomé, María Linda, Los Esclavos, Madre Vieja, Sis Ican, and Ocosito. Results were analyzed using the Water Quality Index proposed by Calvo-Brenes (2019), known as ICA-Calvo-TEC. This index uses Costa Rican regulations in order to make a preliminary analysis of water quality. It was found that most showed quality levels from class 3, 4 and 5, indicating "moderate", "severe" and "very severe" contamination respectively.

These preliminary results from 2018 show little variability in quality levels between the different sampling points. To develop an index, it is desirable to have greater variabilities in quality, starting from unpolluted to highly polluted waters. Thus, for the year 2019, 10 localities were defined in three rivers alone, these being: Acomé, Los Esclavos and María Linda. In each one, three sites were chosen, except in the María Linda River, where four were selected, due to the environmental and geomorphological differences that affected the water quality of the rivers.

The analysis of the quality indicators as a function of time suggests a correlation between them and the amount of rainfall in each month. The exception to this relationship was salinity, conductivity, total dissolved solids, total coliforms, fecal coliforms, and the Rapid Bioassessment Protocol (RBP).

The aquatic macroinvertebrates showed high species diversity in 90% of the sampling sites, mostly near headwaters. Downstream less diversity and more dominance were observed. From all identified taxa, Decapoda were dominant (74.74%), followed by Insecta (15.95%) and Gastropoda (9.9%). Within Insecta Hemiptera (34.54%) and Ephemeroptera (25.02%) were more abundant. These results show that the water quality of the Pacific basin rivers in Guatemala is not totally deteriorated.

With the above results and with the proposed Regulations to evaluate the water quality of the rivers of Guatemala, two indices were developed: Named ICA-GT and another biological named Biological Monitoring Working Party BMWP-GT, for use throughout the republic.

The assessment of water quality using ICA-GT yielded the following results: 1.7 % with no pollution, 23.3 % incipient, 43.3 % moderate, 30 % severe, and 1.7 % very severe pollution.

For BMWP-GT, two indices were proposed, BMWP-GT-1 and BMSP-GT-2, which classified the results of the 2019 sampling in the three rivers similarly. The results of water quality with both biological indices were classified as follows: 0 % excellent, 3.3 % good, 13.3 % fair, 46.7 % poor, and 36.7 % very poor.

Although the ICA-GT and BMWP-GT represented a high correlation, they did not always rank water quality in the same way in terms of color and rating levels. Due to the differences in the methodologies used and the classification scales, as well as the discrepancy in quality indicators used for each of them. To further enhance the understanding of water quality in Guatemala, it is necessary to continue conducting studies on physical, chemical, and biological quality, covering more rivers and areas unaffected by human activity. This will allow for comparisons between pristine locations and more degraded sites, and provide ground for recommendations for river improvement.

Keywords:

Aquatic macroinvertebrates, regulations, bioassessment, pollution

CAPÍTULO I. INTRODUCCIÓN

En el 2015, las Naciones Unidas establecieron los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS), un conjunto de 17 metas a alcanzar para el año 2030. Dos de ellos se centran en la importancia de asegurar el acceso a agua limpia y preservar la vida marina (UN, 2023). Sin embargo, a pesar de estos esfuerzos globales, el mundo está siendo testigo de un deterioro de las aguas costeras debido a la contaminación que proviene de los ríos (UN, 2023). Dicha contaminación puede tener múltiples fuentes: ya sea de manera directa a través de desechos domésticos e industriales, o de forma indirecta, mediante el escurrimiento de residuos durante las lluvias (Calvo–Brenes, 2015).

Guatemala cuenta con 35 ríos principales, distribuidos en 33 cuencas y 2 subcuencas. Según datos del Instituto Nacional de Sismología y Vulcanología, Meteorología e Hidrología (INSIVUMEH, s.f.), estos se ubican en tres vertientes: Pacífico, Golfo de México y Atlántico.

En la vertiente del Pacífico, se encuentran 18 de estos ríos, que se dividen en 16 cuencas y 2 subcuencas, las cuales desembocan en el océano del mismo nombre. Es relevante destacar que en esta zona reside el 46.2 % de la población de Guatemala (INE, 2019). Aquí se desarrollan una serie de procesos relacionados con monocultivos, como la caña de azúcar y la palma africana. Los productos antes mencionados son parte de los 25 conglomerados productivos con gran potencial de crecimiento (Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura [UNESCO], 2017; Escobar-Anleu, 2020).

La agricultura en esta área consume el 77 % de los recursos hídricos del país, según datos del Ministerio de Ambiente y Recursos Naturales (MARN, 2023). Las descargas indirectas de la agricultura producen un 40 % del agua contaminada que va a los cuerpos receptores (Basterrechea, y Guerra, 2019). El otro 40 % lo producen las municipalidades, la industria y la agroindustria (Basterrechea, y Guerra, 2019). Por lo anterior, se vuelve esencial evaluar la calidad del agua en los ríos, dado que esta se utiliza para diversos fines en las comunidades que habitan las zonas por donde fluyen los mismos.

Históricamente, los ríos en la vertiente del Pacífico de Guatemala han sido objeto de muestreos que involucraban la evaluación de parámetros fisicoquímicos y microbiológicos. Sin embargo, debido a la carencia de una normativa nacional que evalúe su calidad en función de los usos previstos, no es posible determinarla de manera precisa, según se señala en el informe de Gil–Rodas et al., (2021).

Para evaluar la calidad del agua, se han utilizado diversos índices fisicoquímicos, conocidos como -ICA. Estos son herramientas valiosas para analizar tendencias, llevar a cabo monitoreos y planificar estrategias de gestión. Estos integran una gran cantidad de datos fisicoquímicos en un solo valor, lo que los hace fáciles de interpretar y comunicar (Lekshmi Prasad, y Kani, 2017; Calvo–Brenes, 2018). Así mismo, pueden ser representados a través de números, rangos, descripciones verbales, símbolos o colores, lo que facilita la comprensión de ubicaciones y momentos específicos en los ríos. Además, son herramientas útiles para los tomadores de decisiones en programas de protección ambiental (Gil–Rodas et al., 2021).

El objetivo primordial de esta investigación fue evaluar la calidad del agua de los ríos en la vertiente del Pacífico. Para esto se utilizaron algunos índices conocidos y también se desarrollaron dos nuevos: uno basado en indicadores de calidad fisicoquímicos y microbiológicos, y otro basado en indicadores biológicos (macroinvertebrados acuáticos). Estos se diseñaron con la intención de ser de fácil aplicación y comprensión para los tomadores de decisiones. Para ello, se llevaron a cabo dos muestreos en los años 2018 y 2019.

En el año 2018, se tomaron muestras de seis ríos en la vertiente del Pacífico: Acomé, Los Esclavos, María Linda, Sis Ican, Madre Vieja y Ocosito. Los resultados de los indicadores de calidad fisicoquímicos de las muestras recolectadas en 2018 se evaluaron utilizando el Índice de Calidad del Agua propuesto por Calvo–Brenes (2019), conocido como ICA-Calvo-TEC. Si bien éste se basa en la normativa costarricense, el mismo es aplicable para monitorear ríos de la región centroamericana. Los resultados obtenidos indicaron que los lugares seleccionados para este primer muestreo mayormente se encontraban en los niveles de contaminación entre: clase 3, 4 y 5 denominada con contaminación “Moderada, Severa y Muy Severa”, respectivamente.

Debido a la escasa variabilidad observada en los niveles de calidad en los resultados del año 2018, se consideró que no era necesario continuar evaluando los seis ríos originales, cuyos niveles de contaminación eran similares. Por lo anterior, para el año 2019, se identificaron 10 nuevos sitios que presentaran una gama más amplia de calidades de agua, incluyendo clase 1 y 2 con “Ninguna e Incipiente” contaminación, respectivamente. Estos rangos se pudieron encontrar en solamente tres sistemas lóticos, siendo estos: Acomé, Los Esclavos y María Linda. Se eligieron estos tres por dos razones principales: la primera es que presentaban las cinco

clases de calidad del agua según la clasificación del ICA-Calvo-TEC, además de la accesibilidad de los sitios de muestreo.

Tanto en el año 2018 como en el 2019, la calidad del agua fue evaluada utilizando varios índices conocidos. También se utilizó el Protocolo de Bioevaluación Rápida- RBP, como control y comparación de ambos índices, debido a que el mismo se usa ampliamente en los Estados Unidos y no cambia con las diferentes épocas climáticas.

El muestreo del 2018 se consideró como la base para identificar los sitios que presentaban diferentes niveles de calidad del agua, según los resultados del ICA- Calvo-TEC. Para el desarrollo de los dos nuevos índices, se utilizaron exclusivamente los datos del muestreo del 2019, debido a que los del año 2018 solo fue un estudio preliminar o exploratorio.

La robustez de un índice nuevo, radica en parte en que el mismo se desarrolle considerando la calidad ambiental del país. En Guatemala no existen leyes que se adapten a su realidad ambiental (Basterrechea, y Guerra, 2019). Se buscaron regulaciones a nivel internacional que se ajustaran a ésta, según los diferentes usos. Por lo anterior se propuso una Normativa de calidad para evaluar el agua de los ríos y que sirviera de base para clasificar la misma.

En Guatemala, solo se había desarrollado un índice de calidad del agua que utilizaba macroinvertebrados acuáticos, específicamente para los ríos de la cuenca del lago de Atitlán, denominado BMWP- ATI (Reyes, 2012). Sin embargo, éste solo se aplica a una cuenca en particular y no se extiende a toda una región, lo que lo hace inapropiado para su uso en toda la República.

Los dos nuevos índices de calidad del agua desarrollados en esta investigación se denominaron ICA-GT, el cual se basa en indicadores fisicoquímicos y microbiológicos; el segundo se denominó *Biological Monitoring Working Party* (BMWP-GT), fundado en la identificación de macroinvertebrados acuáticos a nivel de familias. Los dos nuevos índices se presentan como herramientas de fácil utilización para comprender los cambios en los ríos de esta vertiente y en toda la República de Guatemala.

1.1. Problema

No se conocen los niveles de contaminación de los ríos de la vertiente del Pacífico de Guatemala, por la falta de legislación que regule el uso y controle la contaminación de los mismos. Los índices de calidad del agua son herramientas simples y concisas que sirven de apoyo en la gestión del recurso hídrico que dan a conocer su estado para facilitar la comprensión a los tomadores de decisiones.

1.2. Hipótesis

La implementación de dos índices de calidad del agua – uno biológico y otro fisicoquímico y microbiológico- proporcionará una evaluación más completa y precisa de la calidad de los ríos en Guatemala, en comparación con los métodos tradicionales. Esta evaluación permitirá la propuesta de un reglamento de calidad del agua adaptado a las condiciones y necesidades específicas del país.

Esta hipótesis plantea que los índices desarrollados mejorarán la capacidad para evaluar la calidad del agua y, como resultado, facilitarán la creación de una normativa adecuada para Guatemala.

1.3. Objetivos

1.3.1. Objetivo general

Evaluar la calidad del agua de ríos en la vertiente del Pacífico de Guatemala, para el desarrollo de dos índices basados en indicadores de calidad fisicoquímicos, microbiológicos y biológicos, para su utilización como herramientas de fácil aplicación y entendimiento de los tomadores de decisiones.

1.3.2. Objetivos específicos

1. Determinar la calidad del agua en varias cuencas de la vertiente del Pacífico de Guatemala por medio de indicadores fisicoquímicos, microbiológicos y biológicos (macroinvertebrados acuáticos).
2. Diseñar un índice de calidad del agua, por medio de indicadores fisicoquímicos y microbiológicos (ICA), a fin de que sirva como herramienta para los tomadores de decisiones.
3. Estimar las relaciones de los macroinvertebrados y los parámetros fisicoquímicos, a fin de definir los mejores bioindicadores para diseñar un índice biológico a nivel de familias.

CAPÍTULO II. MARCO TEÓRICO

2.1. Importancia del recurso hídrico

El agua, tanto por su calidad como la cantidad, siempre ha sido un problema recurrente para la humanidad. Pero no fue hasta en el año 2015, cuando las Naciones Unidas crearon los 17 Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS). Dos de ellos están enfocados en garantizar el acceso a aguas limpias, así como la preservación de la vida submarina. Sin embargo, existe un deterioro continuo de las aguas costeras debido a la contaminación, en parte causada por los ríos (UN,2023).

Los ríos pueden experimentar contaminación tanto de fuentes directas como indirectas. Las directas se originan en las aguas residuales domésticas e industriales mientras que las indirectas se pueden originar de las actividades agrícolas que son igualmente significativas y se transportan mediante la escorrentía durante las lluvias (Calvo–Brenes, 2015).

La gran cantidad de material orgánico e inorgánico, que fluye desde los ríos hacia los mares, el aumento de los asentamientos humanos en las zonas costeras, la sobrepesca y la intensificación de la actividad agrícola son factores que restringen los beneficios ecosistémicos de los mismos (Global Water Partnership [GWP], 2015; Nasrabadi, 2015). Aunque las fuentes de contaminación son esencialmente locales, adquieren dimensiones transnacionales. Por lo tanto, es crucial abordar este problema de manera colaborativa entre diversos países, ya que muchos comparten costas con ecosistemas y recursos comunes (Food and Agriculture Organization of the United Nations [FAO], 2023).

Guatemala posee 35 ríos principales, conformados en 38 cuencas y dos subcuencas, distribuidos en tres vertientes, siendo estas: 1) del Caribe o del Atlántico, 3) del Golfo de México, y 3) del Pacífico, (INSIVUMEH, s.f.). Las tres están representadas en la Figura 1.

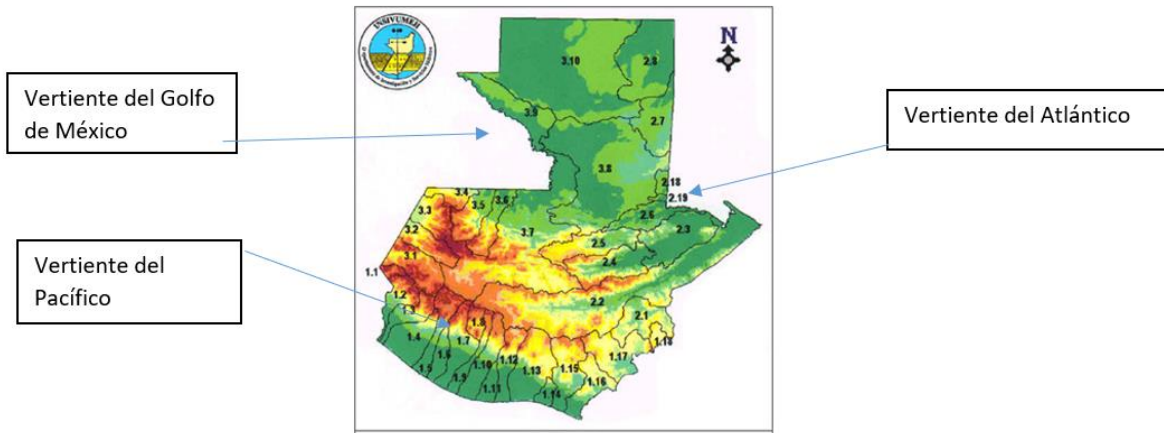


Figura 1 Mapa de cuencas y vertientes de la República de Guatemala (Departamento de Investigación y Servicios Hídricos del INSIVUMEH, s.f.)

En la vertiente del Caribe o del Atlántico, se encuentran 10 ríos. La misma se extiende en el área norte y este de Guatemala, abarcando una gran parte de la región conocida como la Franja Transversal del Norte. Ésta es conocida por su importancia en la generación de energía hidroeléctrica y su potencial para la navegación y el riego. La Longitud de cada uno de sus ecosistemas lóticos es mucho mayor e incluye el más largo del país, conocido como el río Motagua, con 486.55 km de extensión. Las pendientes son más suaves y su desarrollo es menos brusco, ya que en la parte montañosa hace su recorrido en grandes barrancas o cañones (MARN, 2023).

La vertiente del Golfo de México, se encuentra ubicada en la parte noreste de Guatemala, posee 10 ríos, entre los que se encuentran el Usumacinta y Salinas. Éstos son esenciales con sus afluentes para el abastecimiento de agua y la navegación en la región. También se caracterizan por ser largos y caudalosos. Además, tiene un significativo potencial para la generación de energía hidroeléctrica. Las crecidas son de larga duración, los cauces son relativamente estables y los recorridos más sinuosos. Las pendientes son relativamente suaves (MARN, 2023).

La vertiente del Pacífico está conformada por 18 ríos los cuales se caracterizan por ser cortos con una longitud promedio de 110 km. Éstos se originan a una altura media de 3000 metros sobre el nivel del mar (msnm). Las pendientes son fuertes en las partes altas de las cuencas, entre el 10 % y el 20 % cambian bruscamente a mínimas en la planicie costera, creando grandes zonas susceptibles a inundaciones. Siendo relevantes para la generación de energía

hidroeléctrica y el suministro de agua para uso doméstico, agrícola e industrial en las regiones cercanas (MARN, 2023).

En la vertiente del Pacífico habitan el 46.2 % de la población de Guatemala (INE,2019). Su disponibilidad hidrológica es de 26,385.69 millones de metros cúbicos (INE,2016). El 62 % del agua fluye a través de la escorrentía superficial, el 6 % a través de la sub superficial y un 33 % se almacena en aguas subterráneas (URL-IARNA, 2022).

En el caso de Guatemala, el estado de los recursos hídricos ha enfrentado desafíos significativos. Los cuales se deben a la combinación de factores que incluyen el crecimiento demográfico, la deforestación, la contaminación y los efectos del cambio climático (MARN, 2023).

Según las proyecciones poblacionales se estima que para el año 2024 la población de Guatemala sea de 17 millones 843,132 habitantes (INE, 2023). Lo anterior demuestra una fuerte presión sobre los recursos hídricos, ya que a medida que la población aumenta, también la demanda por el uso del agua irá incrementándose (MARN, 2023).

Otro problema, es la pérdida de la cobertura forestal en Guatemala, lo cual contribuye a la degradación de los ecosistemas acuáticos al aumentar la erosión del suelo y la sedimentación. Lo cual afecta negativamente la calidad del agua y reduce la disponibilidad de los recursos hídricos. Guatemala pasó de una deforestación bruta de 100,000 hectáreas anuales entre el período 2001 y el 2006 a más de 163,210, según proyecciones realizadas por Castellanos et al., (2014) para el período 2010 al 2020. Considerándose que la tasa de deforestación anual de Guatemala es una de las más altas de Latinoamérica, con un 3.4 % (Consejo Nacional de Áreas Protegidas [CONAP], 2019; Regalado, et al., 2012).

Sáenz (2021) reporta que en los últimos 20 años Guatemala perdió un 22.3% de sus bosques, lo que representa una disminución del 55% en su cobertura forestal en comparación con el año 1986. Pineda (2021) menciona que existen varias causas la deforestación, como la ganadería, la agricultura intensiva y los cambios en el uso de la tierra, relacionados principalmente con el crecimiento de las zonas urbanas.

Lo anterior denota que la agricultura en Guatemala es una actividad importante con una tendencia creciente a través de los años, lo que también implica un aumento en la demanda de agua de riego, así como la generación de más contaminantes (GWP, 2015). La mano de obra campesina es altamente vulnerable a los cambios en la producción agrícola. En la mayoría de casos son pequeños y medianos productores pobres en situaciones de desigualdad social.

Se sabe que existe una alta probabilidad de que en los años futuros se produzca un déficit hídrico. Debido al aumento de la temperatura como causa del cambio climático, unido a la intensificación de los períodos secos y calurosos con alteraciones en la cantidad de lluvias. En consecuencia, se producirán alteraciones en las áreas aptas para los cultivos (Bouroncle et al., 2017).

2.2. Niveles de contaminación en los ríos de Guatemala

La clasificación de los niveles de contaminación del agua en Guatemala es difícil, ya que no existen regulaciones de calidad para los ríos. En el pasado, se han muestreado algunas corrientes de la vertiente del Pacífico y analizado diferentes indicadores, pero aún no se puede determinar la eficacia de ésta en función de los posibles usos. Por el momento, solo existen dos normativos de evaluación, uno para las aguas potables y el otro para descargas de aguas residuales (GWP, 2015).

Según algunos indicadores fisicoquímicos y el criterio de experto, se puede decir que la mayoría de los ríos de Guatemala se consideran de baja calidad del agua. Lo anterior se debe, a que las fuentes de contaminación provienen de: aguas domésticas (40%), actividades agrícolas (40%), de la industria (13%) y de la agroindustria (7%) (MARN, 2023).

Por su parte, Chan (2015) realizó un estudio en tres afluentes de la cuenca alta del río Sis Ican, el cual se encuentra en la vertiente del Pacífico, con el fin de evaluar la calidad del agua para consumo humano. Demostró que existen aportes estadísticamente significativos de contaminantes químicos, coliformes totales y fecales en el mismo.

En un estudio realizado en siete ríos de la cuenca de Amatitlán se encontraron valores de oxígeno disuelto por debajo de 5 mg/l. Se demostró un alto deterioro de los mismos, al compararse con los rangos recomendados para mantener la vida en los cuerpos de agua los cuales deben ser superiores a 5 mg/l, (Cano, 2018).

Gil-Rodas et al. (2021) monitorearon seis ríos de la vertiente del Pacífico durante el año 2018. Siendo éstos el María Linda, Los Esclavos, Acomé, Madre Vieja, Sis Ican y Ocosito. Los cuales presentaron altos niveles de coliformes fecales, entre otros contaminantes, demostrando el deterioro ambiental en estos cuerpos de agua.

Según Basterrechea y Guerra Noriega (2019), las principales causas de los altos niveles de contaminación de los ríos de Guatemala se deben a la falta de gobernabilidad y al poco tratamiento que se les brinda a las aguas residuales municipales y urbanas. En el caso de las

tratadas, la operación y mantenimiento de estos sistemas no es en todas las situaciones el adecuado. Igual sucede con los desechos residuales de la agroindustria, que se descargan sin tratamiento o de forma insuficiente. Los restos de los agroquímicos utilizados son una fuente no puntal del deterioro. Sin embargo, no hay regulaciones para el control de las mismas en los cuerpos de agua del país.

2.3. Calidad del agua fisicoquímica y microbiológica del agua

La clasificación de la calidad del agua de un sistema fluvial es una tarea realmente importante para poder cumplir con los objetivos de la gestión ambiental de los mismos. Se han utilizado varios métodos para poder realizar la clasificación y la estimación de ésta (Adams et al., 2019).

La determinación de los atributos de un cuerpo de agua usualmente conlleva el análisis de una cantidad grande de indicadores (*Food and Agriculture Organization* [FAO], 2023). En la evaluación ecológica de la calidad del agua, es necesario integrar parámetros físicos, químicos, microbiológicos y biológicos (Hofstra et al., 2019; Roldán, y Ramírez, 2022). Otros factores que influyen son la geología y la magnitud de entrada de los ríos a las áreas pobladas. La actividad volcánica e incluso la lluvia pueden afectar los ecosistemas acuáticos superficiales (Viswanathan, y Schirmer, 2015).

Los parámetros físicos para determinar la calidad del agua pueden ser: la temperatura ambiental y del agua, la turbidez o turbiedad, los sólidos totales, entre otros (Tang et al., 2022). Entre los indicadores químicos, podemos indicar los nutrientes como los fosfatos (PO_4^{3-}), nitratos (NO_3^-) y nitritos (NO_2^-). Entre los aspectos microbiológicos se encuentran: los coliformes totales, fecales y la demanda bioquímica del oxígeno (DBO_5) (Tang et al., 2022).

2.3.1. El pH

El potencial de hidrógeno (pH), es la proporción en la cual se encuentran los hidrógenos en solución. Es un parámetro adimensional. Está naturalmente influenciado por las características del origen del agua (incluida la geología), y puede optimizarse mediante la adición de productos químicos de tratamiento. El contacto con ciertos materiales (por ejemplo, tanques y tuberías de almacenamiento) pueden alterar el mismo (*World Health Organization* [WHO], (2024).

2.3.2. Temperatura

La temperatura del agua y del medio ambiente son constantes físicas de gran importancia para el desarrollo de diversos fenómenos tanto en el ecosistema hídrico como en el medio ambiente (Roldán, y Ramírez, 2022). Por ejemplo, influye en la solubilidad de los gases como el oxígeno y en los procesos biológicos, los cuales tienen calores óptimos para poder realizarse. En un clima cambiante con una tendencia al aumento de la misma en el aire, puede provocar el incremento de este parámetro en el agua de los ríos como resultado del intercambio con la atmósfera (Kędra & Wiejaczka, 2018).

2.3.3. Oxígeno y porcentaje de saturación de oxígeno

El oxígeno disuelto es uno de los factores más importantes que debe ser medido en el agua, después de la temperatura, debido a su importancia para la vida acuática (Bulbul & Mishra, 2022). El vertido de residuos orgánicos en las costas de ríos y lagos, afecta los organismos vivos, porque además de contaminar el agua es consumido (Kulkarni, 2016). Su valor es significativo cuando se mide en conjunto con la temperatura, para poder establecer el porcentaje de saturación. Además, sus fuentes principales son la precipitación pluvial, la difusión del aire en el agua, la fotosíntesis, los afluentes y la agitación moderada (Roldán, y Ramírez, 2022).

La evaluación del oxígeno disuelto en el agua se realiza en mg/l o partes por millón (ppm). El porcentaje de saturación de oxígeno en el agua, se define como el máximo porcentaje de la concentración del mismo que puede disolverse en el agua a una presión y temperatura determinadas. El segundo se considera como una medida más exacta y confiable, debido a que se incluye una corrección para la altitud, y temperatura, lo cual permite comparar cuerpos de agua localizados a diferentes altitudes (Roldán, y Ramírez, 2022).

Las concentraciones de oxígeno disuelto en mg/l o en porcentaje de saturación no son tomadas como parámetros para evaluar la calidad del agua para consumo humano. Normalmente se usan como referencia para el desarrollo de la vida acuática. Cuando las concentraciones del primero están por debajo de 5 a 6 mg/l en el agua se considera que los organismos se encuentran en hipoxia, causándoles alteraciones en su comportamiento y hasta la muerte (Bulbul, & Mishra, 2022).

Cuando el porcentaje de saturación de oxígeno, es menor del 25%, en los peces se producen alteraciones en su comportamiento, dejando de alimentarse, disminuyendo su crecimiento y aumentando la susceptibilidad a enfermedades. Los rangos de oxígeno disuelto

entre 8 y 8.5 mg/l favorecen el crecimiento y disminuye el efecto que les pueden causar las enfermedades (Bulbul, & Mishra, 2022).

Las investigaciones que relacionan las concentraciones de este parámetro en mg/l o en porcentaje de saturación, con el desarrollo de la vida de otros organismos acuáticos, ya sea de agua dulce o marina no son comunes (Borges, et al., 2022; Shaghghi, et al., 2020). Por la razón anterior los estudios en acuicultura principalmente los relacionados al cultivo de peces, se toman como referencia para establecer rangos de calidad del agua del mismo.

2.3.4. Salinidad

La salinidad es la cantidad de sólidos disueltos en 1 kg de agua, expresada en gramos. La relación de la conductividad – con este parámetro dependen de la naturaleza de las sales presentes en el agua (Roldán, y Ramírez, 2022).

2.3.5. Conductividad eléctrica

La conductividad, es la capacidad que tiene una solución para conducir la electricidad. A todas las partículas que poseen cargas dentro del agua se les llama iones, los cuales presentan esta capacidad. En el agua y en fluidos iónicos, puede generarse el movimiento de una red de iones cargados, por lo cual este proceso produce corriente eléctrica y se denomina “conducción iónica” (Shrestha, & Basnet, 2018).

La conductividad eléctrica es la mejor y más barata opción para examinar la contaminación y el estado del agua. Su valor depende de la concentración de impurezas, movilidad y temperatura de los ecosistemas hídricos. También demuestra la relación entre el suelo, sequías, lluvias y otras situaciones ambientales que afectan la producción de los cultivos (Shrestha, & Basnet, 2018).

2.3.6. Sólidos

Los sólidos son todos los contaminantes del agua, excepto los gases disueltos. Estos se pueden clasificar de acuerdo con su tamaño y estado (en suspensión, coloidales y disueltos). También por las características químicas (volátiles y fijos) y por la capacidad de separarse por medio de la decantación (en suspensión, sedimentables y suspendidos no sedimentables) (Roldán, y Ramírez, 2022).

2.3.7. Demanda Bioquímica de Oxígeno

La demanda bioquímica de oxígeno DBO₅, es la medida de la concentración de oxígeno usada por los microorganismos para degradar y estabilizar la materia orgánica biodegradable o materia orgánica carbonácea en condiciones aeróbicas en 5 días a 20 °C. Es la indicación indirecta del carbono orgánico biodegradable presente en una masa líquida dada (Roldán, y Ramírez, 2022).

2.3.8. Turbiedad

La turbiedad o turbidez es causada por materiales orgánicos e inorgánicos, suspendidos o disueltos. Cuando se aplica tratamiento al agua, este parámetro proporciona una conjetura de la eficacia de los procesos de eliminación o desinfección correcta de partículas. También puede suministrar información de cambios en la calidad del agua de la fuente o red de distribución indicando vulnerabilidad a contaminación microbiana (WHO, 2024).

La turbiedad o turbidez mide el nivel de trasmisión de la luz en el agua, y sirve para evaluar el comportamiento de la calidad de ésta en relación con el material que se encuentre en forma suspendida coloidal y residual. Además, puede variar dependiendo de la fuente luminaria y el método de evaluación, así como las propiedades de absorción de luminiscencia de los mismos. Si la materia es orgánica, ésta sufre descomposición y puede flotar sobre el agua. Los sólidos que estén en esta forma, pueden generar depósitos de lodos y situación anaeróbica. Por otra parte, junto con el color y el olor, afectan la estética del agua, de modo que la hacen inaceptable para uso público (Siregar, et al., 2022).

Los niveles altos de turbidez son esperados en aguas superficiales y fuentes de agua subterráneas menos profundas (incluidos aquellos bajo influencia del agua superficial). Los niveles de turbidez tienden a fluctuar con las lluvias o deshielo (por ejemplo, según la temporada). Niveles bajos se encuentran típicamente en fuentes de agua subterránea más profundas que están protegidas (WHO,2024).

2.3.9. Alcalinidad

La alcalinidad está asociada a las formas de carbono inorgánico disuelto presentes en el agua. No tiene relación con la terminología del pH (el cual muestra la acidez). Es un indicador de la naturaleza de las rocas que se encuentran dentro de los ecosistemas hídricos, principalmente, la cuenca de drenaje y el grado en que han sido sometidas a la acción del tiempo. Además, es

un reflejo de la capacidad tampón o amortiguador, ya que se puede definir como el número de protones H^+ que son necesarios para neutralizar las bases (Roldán, y Ramírez, 2022).

2.3.10. Dureza

Se define como dureza del agua, cuando se encuentran altas concentraciones de carbonatos de calcio y de magnesio disueltos, el grado de la misma es directamente proporcional a la cantidad de estas sales (Roldán, y Ramírez, 2022). Puede ser de dos tipos: temporal y permanente. La primera es producida por carbonatos y se consigue eliminar al llevar a ebullición el agua o por la adición de cal. Mientras que la segunda no puede ser anulada al hervir, ya que usualmente es causada por la presencia del sulfato de calcio y magnesio o cloruros, los cuales son más solubles mientras sube la temperatura. También es llamada “dureza no carbonatada” (Roldán, y Ramírez, 2022).

La *World Health Organization* [WHO], (2024) presenta otra clasificación de la dureza del agua, siendo la siguiente: concentraciones de $CaCO_3$ entre 0 y 60 mg/l el agua se considera “blanda”; entre 61 a 120 mg/l será “moderadamente dura”; entre 121 a 180 mg/l, el agua se clasifica como “dura” y mayores de 180 mg/l, el agua se considera “muy dura” (Roldán, y Ramírez, 2022).

2.3.11. Cloruros

Las altas concentraciones de cloruro confieren un sabor salado al agua y a las bebidas. Hay diversos umbrales gustativos para este anión en función del catión asociado: los correspondientes al sódico, potásico y cálcico están en el intervalo de 200 a 300 mg/l. A concentraciones superiores a 250 mg/l, es cada vez más probable que los consumidores lo detecten. Pero algunas personas se pueden acostumbrar ya que los mismos se producen en concentraciones bajas (Roldán, y Ramírez, 2022). No se propone ningún valor de referencia basado en efectos sobre la salud para este parámetro en el agua de consumo (WHO, 2024).

El cloro libre residual proporciona una indicación de la seguridad microbiana en términos de eficacia de la desinfección. Es conveniente mantenerlo en esta forma en todo el almacenamiento y distribución del agua. Lo cual proporciona cierta protección de crecimiento microbiano o una nueva contaminación, incluso como resultado de las prácticas de los usuarios (WHO, 2024).

2.3.12. Nitrógeno

El nitrógeno (N) y el fósforo (P) constituyen los dos elementos más importantes para la productividad primaria en un ecosistema acuático. Las concentraciones se miden en $\mu\text{g/l}$ (Roldán, y Ramírez, 2022).

El nitrógeno se puede encontrar en el agua como nitrato NO_3^- , nitrito NO_2^- , amoníaco NH_3 , amonio NH_4^+ , óxido nitroso N_2O , nitrógeno molecular N_2 y de forma orgánica disuelto en péptidos, purinas, aminas y aminoácidos (Roldán y Ramírez, 2022). Los estados del mismo más importantes para la calidad del agua son los nitratos y el amonio porque son las formas asimilables. El nitrito cuando se encuentra en concentraciones altas puede ser muy tóxico (Roldán, y Ramírez, 2022).

Las altas concentraciones de nitrato y nitrito en el agua potable pueden provocar el síndrome del bebé azul en los lactantes alimentados con biberón. Particularmente en donde es endémica la diarrea en bebés y la calidad del agua microbiana es mala (WHO, 2024).

El nitrato puede ocurrir naturalmente, aunque su presencia en agua potable se asocia más a menudo con la agricultura (con el uso excesivo de fertilizantes). Puede provenir de lugares mal ubicados de letrinas y fosas sépticas. También se encuentra ampliamente distribuido en todo el mundo tanto en aguas subterráneas como superficiales y presenta un problema particular en pozos poco profundos (WHO, 2024).

Las concentraciones elevadas de nitrito pueden ocurrir en los suministros de agua subterránea bajo condiciones reductoras. También en abastecimientos canalizados donde hay altas concentraciones de amoníaco libre entrando en la distribución (que puede producir la nitrificación). Generalmente no está presente en concentraciones significativas, excepto en estas situaciones (WHO, 2024).

Además del amoníaco (NH_3), se incluye la forma ionizada o ion amonio (NH_4^+), presente en el medio ambiente originario de procesos metabólicos, agropecuarios e industriales, así como de la desinfección con cloraminas. Las concentraciones naturales en aguas subterráneas y superficiales suelen ser menores de 0.2 mg/l . Las primeras pueden contener hasta 3 mg/l . En las segundas la ganadería intensiva puede generar concentraciones mucho mayores (Roldán, y Ramírez, 2022). También logran producir contaminación en los revestimientos de tuberías con mortero de cemento. Así mismo, es un indicador de posible presencia de bacterias, en aguas residuales y desechos animales (WHO, 2024).

El amoníaco es uno de los principales productos del metabolismo de los mamíferos. La exposición a éste de fuentes medioambientales es insignificante comparada con la derivada de su síntesis endógena. Por lo que solo se observan efectos toxicológicos a exposiciones superiores a alrededor de 200 mg/kg de peso corporal (Roldán, y Ramírez, 2022; WHO, 2024).

La concentración correspondiente al umbral olfativo del amoníaco a pH alcalino es aproximadamente 1.5 mg/l, y se ha sugerido un umbral gustativo de 35 mg/l para el catión amonio. Estas concentraciones no tienen repercusión directa sobre la salud y no se ha propuesto ningún valor de referencia basado en efectos sobre la misma (Roldán, y Ramírez, 2022; WHO, 2024).

2.3.13. Fósforo

El fósforo (P) es el elemento biogénico que juega el papel más importante en el metabolismo biológico. En comparación con los demás nutrientes, es el menos abundante y al mismo tiempo es el factor limitante en productividad primaria (Roldán, y Ramírez, 2022).

El fósforo (P) se puede encontrar en el agua como ortofosfato PO_4^{-3} , como fosfato trisódico (Na_3PO_4), disódico (Na_2HPO_4), monosódico (NaH_2PO_4) y de amonio [$(\text{NH}_4)_2\text{HPO}_4$]. Otra forma de encontrarlo es como polifosfatos: Hexametáfosfato de sodio [$\text{Na}_3(\text{PO}_3)_6$], tripolifosfato de sodio ($\text{Na}_5\text{P}_3\text{O}^{10}$) y pirofosfato trisódico ($\text{Na}_2\text{P}_2\text{O}_7$). Desde el punto de vista ecológico, la forma más importante es el fosfato porque es la representación soluble y asimilable del mismo (Roldán, y Ramírez, 2022).

El fósforo es un componente esencial de la agricultura moderna. La aplicación de fertilizantes enriquecidos este elemento y estiércol animal, en las tierras por largos plazos, conduce a la acumulación del mismo en el suelo. Puede volverse susceptible a la movilización a través de la erosión, la escorrentía superficial y la lixiviación subterránea. Globalmente éstos, utilizados en la agricultura son altamente solubles en el agua lo cual contribuye a la eutrofización e hipoxia en aguas superficiales (Haque, 2021).

2.3.14. Coliformes

Las bacterias coliformes totales, incluyen una gran variedad, las cuales son principalmente bacilos aerobios y anaerobios facultativos. Se identifican por ser Gram negativos y no esporulados. Son capaces de fermentar la lactosa y producir aldehídos y ácidos carboxílicos; estos crecen en 24 horas a una temperatura de 25 a 37 °C. Dentro de estas, se puede encontrar

Escherichia coli y otras bacterias como *Enterococcus* spp., (Zhang et al., 2020) que son termotolerantes, ya que pueden crecer a temperaturas más altas. Además, el grupo de coliformes totales incluye especies fecales y ambientales (WHO, 2024).

Así mismo, el grupo de coliformes totales incluye microorganismos que pueden sobrevivir y proliferar en agua. Por consiguiente, no son útiles como índice de agente patógeno fecal, pero pueden utilizarse como indicador de la eficacia de tratamiento y para evaluar la limpieza e integridad de sistemas de distribución y la posible presencia de biopelículas (WHO, 2024).

Como coliformes fecales, se conoce al grupo de bacterias que pueden fermentar lactosa a temperaturas entre 44 y 45 °C, se conocen también como coliformes termotolerantes. En la mayoría de las aguas, el género predominante es *Escherichia coli*, pero algunos tipos de bacterias de los géneros *Citrobacter*, *Klebsiella* y *Enterobacter* también presentan ésta característica. Sin embargo, *Escherichia coli* se puede distinguir de los demás coliformes resistentes al calor, porque reaccionan con el indol a partir del triptófano o por la producción de la enzima Beta glucuronidasa. Esta bacteria está presente en concentraciones muy grandes en las heces humanas y animales, raramente se encuentra en ausencia de contaminación fecal, aunque hay indicios de que puede crecer en suelos tropicales. Entre las especies de coliformes de esta clase además de *E.coli*, puede haber microorganismos ambientales como *Salmonella* entérica y *Listeria Monocytogenes* (WHO, 2024; Chitlapilly et al., 2020).

El indicador más adecuado para conocer si hay contaminación fecal es determinar la presencia de *E.coli*. También se considera que es el microorganismo de elección para los programas de monitoreo para la verificación, incluidos los de vigilancia de la calidad del agua de consumo. La presencia de *E. coli* y las bacterias termotolerantes son una buena guía de contaminación fecal reciente (WHO, 2024).

Se recomienda que los indicadores de calidad del agua tengan relación con aspectos de salud (presencia de microorganismos o metales pesados), así como aspectos físicos y químicos, que afecten las propiedades del agua. Esto se puede realizar por medio de criterio de experto o por métodos estadísticos, tal como lo propone Calvo–Brenes (2019).

2.4. Índices de calidad del agua

Los índices son datos estadísticos o mediciones de cierta condición, cambio de la calidad o del estado de lo que se evalúa, se generan cuando varios indicadores se integran en un solo valor (FAO, 2023). Por lo tanto, es usado para integrar una gran cantidad de información de

muchas variables o parámetros, que se transforman en una sola y que es fácil de entender e interpretar (Calvo-Brenes, 2015).

Los índices también han sido usados en ecología para representar la riqueza de especies, uniformidad, diversidad, etc. En consecuencia, se han desarrollado algunos como el de Shannon, el de Simpson y otros más. También han sido usados en otros campos como la Medicina, Sociología y procesos de seguridad (Guan, et al., 2020).

Por su parte, los índices fisicoquímicos de calidad del agua (ICA) se relacionan con indicadores fisicoquímicos y microbiológicos. Estos integran una cantidad grande de datos en uno solo, de tal forma que se convierte en un medio de fácil interpretación al momento de comunicar y evaluar la calidad de las aguas. Estos pueden ser representados por un número, un rango, una descripción verbal, un símbolo o un color (Calvo-Brenes, 2015). Esto facilita la comprensión del estado de la calidad del agua, para que las personas tomadoras de decisión puedan utilizarlos y poder, en alguna forma, tomar medidas de prevención.

Se debe agregar que los índices de calidad del agua han sido desarrollados para proporcionar una herramienta simple y concisa que sirva de apoyo en la gestión del recurso hídrico. Pero no proveen información definitiva sobre la calidad del agua para sus distintos usos. A fin de mejorar este aspecto, es necesario evaluar de forma individual los datos de cada indicador, sea químico, físico, biológico o microbiológico. Esto permitirá conocer qué implicaciones puede tener cada parámetro en la salud humana (Calvo-Brenes, 2015; Quiroz-Fernández et al., 2017).

En todo el mundo se conocen varios tipos de índices, los cuales pueden tener desde tres hasta 72 variables (Quiroz-Fernández et al., 2017). Aunque se han desarrollado varios, ninguno es de uso universal, cada uno ha sido creado para condiciones ambientales y normativas específicas de cada región y país. Por tal razón, es necesario desarrollarlos en un país en particular lo cual brindará información confiable en su lugar de origen. Pueden reflejar una condición errónea en otro país, especialmente si las condiciones ambientales son diferentes, al igual que la normativa existente (Calvo-Brenes, 2018).

Un índice de calidad del agua adecuadamente diseñado es una herramienta conveniente para el análisis de tendencias, advirtiendo sobre situaciones particulares del ambiente. También ayuda a los tomadores de decisiones gubernamentales en la evaluación de la efectividad de los programas regulatorios implementados (Calvo-Brenes, 2015).

Con relación al uso del agua, Calvo-Brenes (2018) menciona que los índices fisicoquímicos se pueden clasificar en cuatro grupos: de uso general, de uso específico, diseñados para la planificación y de enfoque estadístico. Se considera que la selección de estos es más fácil cuando se conoce el uso que se le va a dar al agua. Pueden ser muchos, tales como el recreativo, para consumo humano, para riego, para diferentes procesos industriales, entre otros.

Los índices fisicoquímicos pueden presentar tres problemas: ambigüedad, eclipsado y rigidez.

La ambigüedad expresa la cualidad de aquello que es susceptible a varias interpretaciones. Se puede presentar cuando los indicadores y el resultado del índice se contradicen. Dando lugar a la duda, la imprecisión, la confusión o la ambivalencia (Calvo-Brenes, 2018).

Los problemas de eclipsado suceden cuando un parámetro que refleja mala calidad es opacado por otros que indica buena calidad (Calvo-Brenes, 2018).

La rigidez puede ocurrir cuando no se permite que se produzcan cambios en el mismo (Calvo-Brenes, 2018).

En un buen índice de calidad del agua se deben evitar los problemas antes mencionados. También se deben desarrollar de acuerdo con las condiciones propias de cada país o región (Calvo-Brenes, 2018).

En Centroamérica, existen varios índices destinados a evaluar la calidad del agua en diferentes países de la región. Entre estos se destacan el de calidad del agua (ICA-Calvo-TEC), propuesto por Calvo-Brenes (2019), específicamente diseñado para clasificar la calidad de las aguas superficiales en Costa Rica. Asimismo, en el Salvador, se utiliza el de Calidad Fisicoquímico del Agua -ICA-SV-2010-, que se basa en el de Brown (1970) y fue adaptado según lo informado por el Servicio Nacional de Estudios Territoriales (SNET) en el 2010.

Estos índices desempeñan un papel importante en la evaluación y seguimiento de la calidad del agua en la región centroamericana. Los cuales proporcionan herramientas específicas para determinar el estado de las aguas superficiales, garantizar su adecuado uso y la gestión en cada país (Banda & Kumarasamy, 2020).

2.5. Desarrollo de un nuevo ICA

La secuencia en el desarrollo de un nuevo índice involucra varios pasos, los cuales se resumen en los siguientes (Calvo-Brenes, 2019):

1. Selección de parámetros indicadores de calidad del agua.
2. Selección de una fórmula de agregación para el cálculo del índice.
3. Asignación de pesos a cada parámetro para la determinación de un factor de ponderación (W_i), en caso de que la expresión matemática lo contemple.
4. Definición de las escalas de calidad del agua.
5. Transformación de las diferentes dimensionales de los parámetros a una escala común adimensional, cálculo del subíndice (SI).
6. Agregación de los diferentes subíndices para producir una puntuación de índice.

2.5.1. Descripción de los pasos para desarrollar un nuevo ICA

Primer paso. Se refiere a la selección de los indicadores de calidad del agua. Se pueden clasificar en tres categorías: físicos, químicos y biológicos. Los físicos (describen la apariencia del agua, la temperatura, la turbiedad o turbidez, el color, el sabor y el olor). Los químicos (incluyen parámetros orgánicos e inorgánicos como el pH, alcalinidad, dureza, nitrato, entre otros. Los biológicos (como los coliformes fecales, el bioanálisis y la diversidad de especies) (Calvo-Brenes, 2018).

La cantidad de indicadores que conforman un índice debe reducirse a un mínimo adecuado, además, estar compuesto por aquellos parámetros que expliquen la calidad del agua en un grado variable (Calvo-Brenes, 2018). La tendencia general es que los índices incluyan entre 10 a 15. Para la reducción de variables se pueden utilizar los siguientes métodos: el Delphi (Calvo-Brenes, 2018), el estadístico utilizando Regresión Lineal Multivariable (Calvo-Brenes, 2019) y análisis factorial (Ruiz-Picos, et al. 2017). Así mismo, hay que tomar en cuenta que no todos tienen efecto nocivo para los posibles usos del agua. Uno bueno puede tener una gran influencia sobre una utilización en particular y ninguna en el resto de ellos (Calvo-Brenes, 2018).

Segundo paso. Selección de una fórmula de agregación para el cálculo del índice; las cuales son una expresión matemática utilizada para el cálculo del Índice de Calidad del Agua (ICA). Donde a todos los indicadores se les llama Subíndices (SI) que han sido transformados a su nueva escala, usualmente de 0 a 100. Estos se suman para obtener un valor final (Calvo-Brenes, 2018).

Singh et al., (2008) realizó un estudio comparativo de algunos índices de calidad del agua y las fórmulas de agregación que utilizan, mencionando las ventajas y desventajas de estas. Lo cual se presenta en el Cuadro 1.

Cuadro 1

Estudio comparativo de algunos índices fisicoquímicos para la calidad del agua

No. Fórmula	Función de agregación	Expresión matemática	Usuarios	Observaciones
1	Promedio aritmético no ponderado	$= \frac{1}{2} * \sum_1^n Si$	Brown et al. (1970), Prati et al., (1971), McDuffie y Haney (1973)	Presenta ambigüedad y eclipsado, poca flexibilidad.
2	Promedio aritmético ponderado	$= \sum_1^n Wi * Si$	Horton (1965), Brown et al., (1970), Prati et al., (1971), Dinius (1972), Ott (1978), Ball y Church (1980), Egborge y Coker (1986), Mohan et al., (1996), Bardalo (2001)	Libre de ambigüedad y con algo de eclipsado cuando se incluye gran cantidad de indicadores, función ampliamente usada.
3	Función de potencia suma raíz	$= \left(\sum_1^n Si \right)^{1/r}$	Swamee y Tyagi (1999), Kumar y Alappat (2004).	Muestra reducida eclipsado, pero tiene problemas de ambigüedad cuando r decrece.
4	Función de potencia suma raíz ponderada	$= \left(\sum_1^n Wi * Si \right)^{1/r}$	Kumar y Alappat (2004)	Exhibe ligeros problemas de ambigüedad; esta función no es ampliamente usada.
5	Función de raíz cuadrada media	$= \left(\frac{1}{n} * \sum_1^n Si^2 \right)^{1/2}$	Inhaber (1974), Kumar y Alappat (2004)	Presenta pequeños problemas de ambigüedad.
6	Función cuadrática ponderada	$= \frac{\left(\frac{1}{n} * \sum_1^n Wi * Si^2 \right)^{1/2}}{\sum_1^n Wi}$	Inhaber (1974), Kumar y Alappat (2004)	Presenta pequeños problemas de eclipsado

No. Fórmula	Función de agregación	Expresión matemática	Usuarios	Observaciones
7	Operador máximo o su índice máximo	$= (P_1, P_2, P_3 \dots P_n)$	Smith (1990), Swamee y Tyagi (2000), Kumar y Alappat (2004)	No tiene problemas de eclipsado, pero sí de ambigüedad cuando el número de indicadores es grande, limitada aplicación para evaluar la calidad del agua.
8	Operador mínimo o subíndice mínimo	$= (P_1, P_2, P_3 \dots P_n)$	Smith (1990) Swamee y Tyagi (2000)	Libre de eclipsado y ambigüedad, adecuada para índices de calidad del agua. Falla en dar un comportamiento global de la calidad del agua, dado que se basa solo en el mínimo SI.
9	Función libre de ambigüedad y eclipsado no ponderado (r = 0.4)	$= \left(\sum_1^n S_i^{2,5} \right)^{0,4}$	Swamee y Tyagi (1999), Kumar y Alappat (2004)	Libre de ambigüedad y eclipsado
10	Función de peso potencia subíndice	$= \sum_1^n S_i^{W_i}$	Singh et al. (2008)	Exhibe problemas de eclipsado.
11	Función multiplicativa no ponderada o promedio geométrico no ponderado	$= \left(\prod_1^n S_i \right)^{1/n}$	Landwehr y Deininger (1976), Bhargava (1985), Kumar y Alappat (2004).	Exhibe pequeños problemas de eclipsado; adecuada para comparaciones únicamente

No. Fórmula	Función de agregación	Expresión matemática	Usuarios	Observaciones
12	Función multiplicativa ponderada o promedio geométrico ponderado	$= \prod_1^n S_i^{W_i}$	Walski y Parker (1974), Ball y Church (1980), Bhargava (1983, 1985), Dinius (1987), Swamee y Tyagi (2000), Kumar y Alappat (2004).	Función no lineal, libre de ambigüedad, pero exhibe eclipsado a W_i bajos y a valores altos del índice; es insensible cuando hay un número grande de indicadores.
13	Función armónica ponderada raíz cuadrada media cuadrática	$= \sqrt{\frac{n}{\sum_1^n \frac{1}{S_i^2}}}$	Dojlido (1994), Cude (2001)	Muestra problemas de ambigüedad, de aplicación limitada, mejor función que el promedio geométrico.

Fuente: Singh et al.,2008.

Tercer paso. Asignación de pesos a cada parámetro para la determinación de un factor de ponderación (W_i), en caso de que la expresión matemática lo contemple (Calvo–Brenes, 2018).

Dentro de las metodologías utilizadas para la asignación de ponderación a los indicadores seleccionados, se pueden elegir los siguientes Delphi o estadísticos. El análisis de correlación bivariada de Pearson (R) usando programas como el *Statistical Package for Social Science* (SPSS) es uno de los preferidos (Calvo–Brenes, 2018).

Calvo-Brenes (2018) propone el cálculo de los niveles de ponderación usando técnicas estadísticas. Esto permite comparar el comportamiento de cada indicador con respecto a la variación del índice. Una vez que se conoce el valor r para cada parámetro, el empleo de la siguiente fórmula permite determinar el valor:

$$W_i = \frac{r_a}{\sum r_i}$$

Cuarto paso. Definición de las escalas de calidad del agua. Las categorías, esquemas o escalas de clasificación permiten que el valor obtenido del índice totalizado por la fórmula de

agregación sea transformado en un dato cualitativo. El cual define la calidad final del agua, lo que facilita la comprensión de este (Calvo-Brenes, 2018).

En el Cuadro 2, se presenta la clasificación de la calidad del agua por rangos y calidades propuesta por Landwehr en 1974 (citado por Calvo-Brenes, 2018).

Cuadro 2

Escala de clasificación propuesta por Landwehr (1974)

Rango	Calidad del agua
90 – 100	Excelente – Muy buena
75 – 90	Buena
45 – 75	Media
20 – 45	Mala
0 – 20	Muy mala

Quinto paso. Transformación de los diferentes valores de los parámetros a una escala común, se conoce como el cálculo del subíndice (SI). Los indicadores de la calidad del agua presentan diferentes magnitudes, por lo que, para incorporarlos a un índice, es necesario homogenizarlos a valores adimensionales. Lo anterior se puede lograr a través de funciones matemáticas o curvas de transformación. El cálculo de los subíndices (SI) convierte los indicadores en una escala de 0 a 100 (Calvo–Brenes, 2018).

Es importante hacer un estudio exhaustivo de las diferentes propuestas para poder seleccionar el tipo de cálculo del SI que mejor se ajuste a la zona de estudio, a las características particulares del entorno socioambiental y al uso particular del agua. Además, en todo momento debe tomarse en cuenta la normativa existente en cada región particular (Calvo–Brenes, 2018).

El comportamiento de los gráficos de las curvas de cada SI en función de la concentración del indicador debe concordar con la reglamentación y las condiciones ambientales del respectivo país. En caso de que los comportamientos no correspondan con lo esperado, conviene establecerse nuevas formas de cálculo apropiadas (Calvo–Brenes, 2018).

El primer paso para el cálculo del SI, de acuerdo con las normativas nacionales, es definir una clasificación de la calidad del agua dividida en rangos y colores que facilite la interpretación de los resultados. Es importante tomar en cuenta que la clasificación de la calidad del agua debe estar en función de la concentración de cada indicador (Calvo–Brenes, 2018).

El paso final es determinar la función matemática que une los distintos puntos en el plano de (x, y) del gráfico a través de una curva de mejor ajuste. De esta forma, se establece la función para transformar la concentración de cada indicador (Calvo–Brenes, 2018).

La obtención de las curvas de mejor ajuste para cada indicador en el que sea necesario presentar una nueva propuesta se puede realizar con la ayuda de programas especializados de cómputo. El *Curve Expert*, que tiene la particularidad de ofrecer una cantidad suficiente de curvas de mejor ajuste con su respectiva fórmula, algunas con alta complejidad (Calvo–Brenes, 2018).

Aquellos indicadores que carecen de información sobre permisibilidad en diferentes reglamentos pueden evaluarse con datos de campo obtenidos sobre la calidad del agua de un río. Otra forma es considerar como referencia de control los datos proporcionados por otros parámetros que sí están incluidos en alguna normativa (Calvo–Brenes, 2018). También se pueden utilizar fuentes bibliográficas internacionales como información complementaria. Lo anterior ayuda a seleccionar rangos de trabajo apropiados para un indicador del cual no existe reglamentación (Calvo–Brenes, 2018).

Sexto paso. Agregación de los diferentes subíndices para producir una puntuación del índice. Este es el último paso para el desarrollo de un nuevo ICA. Después de seleccionar una o más fórmulas de agregación, se procede a realizar el cálculo del nuevo ICA. Para lo cual se ingresan cada uno de los SI calculados de los datos de análisis fisicoquímicos y microbiológicos obtenidos en varios estudios realizados en ríos. Por último, es necesario comparar los resultados de estas fórmulas con el Protocolo de Bioevaluación Rápida, conocido como RBP por sus siglas en inglés, realizando varias correlaciones para elegir la más significativa (Calvo-Brenes, 2019).

2.6. Indicadores biológicos de la calidad del agua

Un indicador biológico es característico de un medio ambiente. Cuando se mide, cuantifica la magnitud del estrés, las características del hábitat y el grado de exposición del estresor o el grado de respuesta ecológica a la exposición. El número potencial de parámetros es infinito y la selección de los mejores es complicado (López-López, y Sedeño, 2015).

Un indicador es un organismo seleccionado por el grado de sensibilidad o tolerancia a diversos tipos de contaminación o sus efectos. Sin embargo, el empleo de los mismos, presenta algunas limitaciones como no tener definido realmente el grado al cual pueden detectar los impactos. También la carencia de herramientas de diagnóstico para definir ecorregiones y áreas de referencia. Estos no tienen una forma numérica precisa de expresión, comparados con los

análisis físicos y químicos. Se requiere personal altamente entrenado para la identificación de los mismos. El uso de información biológica en la toma de decisiones en la calidad del agua se ha ido incrementando. Es utilizada como un instrumento analítico para la investigación de la estructura y función de las comunidades presentes o sobre el cambio de condiciones pasadas (López-López, y Sedeño, 2015).

Entre los bioindicadores se encuentran varios grupos de organismos como son: las bacterias, los protozoarios, las algas (fitoplancton), los macroinvertebrados, las macrófitas y los peces (Peluso et al., 2020).

2.6.1. Macroinvertebrados acuáticos como indicadores de calidad del agua

Los macroinvertebrados acuáticos son todos los organismos que se pueden observar a simple vista en un cuerpo de agua (López-López, y Sedeño, 2015). Su importancia radica en que indican los cambios que se han dado en el ambiente acuático. La razón por la que éstos se relacionan con la calidad del agua se debe, principalmente, a su consumo de oxígeno. Lo cual se puede representar en las demandas bioquímica y química de oxígeno (DBO₅, DQO, respectivamente). Ambos análisis inciden en la productividad de los cuerpos de agua. Debido a que pueden generar la muerte de la flora y de la fauna, cuando los valores superan los límites que los sistemas acuáticos pueden tolerar (Cupil-Díaz, 2015). También se ha demostrado que estos parámetros influyen sobre la riqueza y abundancia en diferentes familias de macroinvertebrados acuáticos (Aguilera-Giraldo, y Vásquez-Ramos, 2019; Al-Shami, et al., 2017).

La utilización de métodos fisicoquímicos para los análisis de calidad del agua necesita una gran inversión económica, personal especializado, reactivos químicos y equipo calibrado para la toma de muestras. Al contrario, el método utilizado para la recolección e identificación de macroinvertebrados acuáticos, es más económico, y refleja el estado de la calidad del agua en una forma más efectiva. La ventaja es que los organismos biológicos indican la contaminación de un río a través del tiempo (Schmera et al., 2017).

Los macroinvertebrados acuáticos están conformados por los siguientes grupos de organismos:

- Filo Cnidaria, clase Hydrozoa, sub clase Hydroidolina
- Filo Platyhelminthes, orden Tricladida
- Filo Nematomorpha, clase Gordioideae

- Filo Annelida, clases: Clitellata (sub clases Oligochaeta e Hirudinea)
- Filo Mollusca, clases Gastropoda y Bivalvia

Del Filo Arthropoda encontramos los siguientes grupos de organismos, que se presentan en la Figura 2.

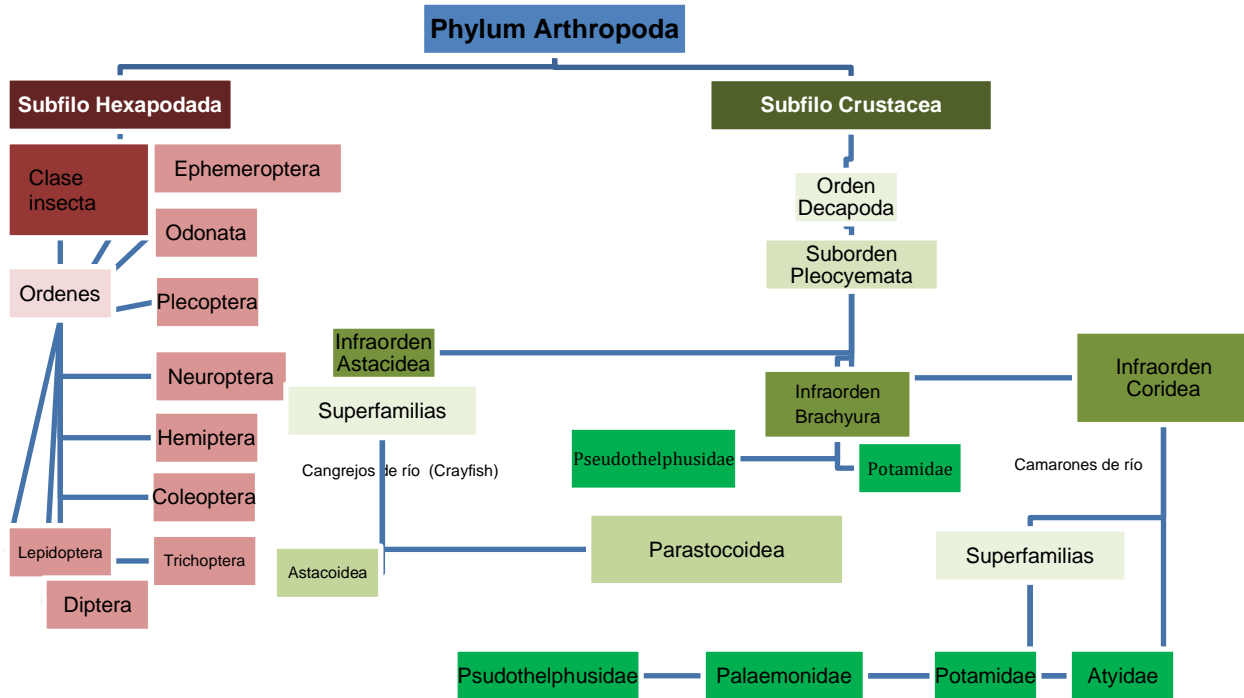


Figura 2 Grupos taxonómicos que conforman el Filo Arthropoda y que se clasifican dentro de los macroinvertebrados acuáticos

2.6.2. Índices biológicos de calidad del agua

El biomonitoreo consiste en el uso de respuestas biológicas para evaluar cambios en el ambiente con intención de usar esta información en un programa de control de calidad. Estos cambios muchas veces están ocasionados por factores antropogénicos.

Los índices presentan en forma simple, la estructura de las comunidades biológicas. Existen tres tipos básicos de estos: los de diversidad, los de comparación (similitud o disimilitud) y los bióticos. El de Shannon–Weaver, el de diversidad de Simpson y de dominancia, así como el de igualdad de Pielou son buenos ejemplos de los de diversidad y de comparación (Travlos, et al., 2018). Estos pueden ser usados para evaluar la vida acuática, pero son más empleados para evaluar poblaciones terrestres y para aves (Soto et al., 2021).

Los índices de integridad biológica (IBI por sus siglas en inglés) son también llamados de integridad biótica. Los cuales han incorporado un grupo de aspectos y parámetros para realizar la evaluación, más bien que un simple índice biótico (Halliwell et al., 2020).

Existen muchas ventajas al usar los macroinvertebrados acuáticos para la bioevaluación (López-López, y Sedeño, 2015). Éstos son poco móviles, son ubicuos y relativamente abundantes, tanto en ecosistemas lóticos como lénticos. A menudo, existen muchas especies dentro de una comunidad con variada sensibilidad con respecto al estrés y relativamente presentan una rápida reacción a los cambios que puedan ocurrir.

Esto da como resultado un buen espectro de diferentes clases y una reconocible respuesta a las perturbaciones ambientales. También responden a varios tipos de polución que han sido establecidas para muchas especies en común. Los macroinvertebrados tienen ciclos de vida que son lo suficientemente largos como para que los cambios temporales causados por perturbaciones sean detectados. Además, son relativamente fáciles de coleccionar y no se necesitan muchos recursos para la identificación de los mismos. Lo que se necesita es un estereoscopio en buenas condiciones ópticas y guías de identificación actualizadas y específicas para la región. (López-López, y Sedeño, 2015).

Adicional a las ventajas asociadas al muestreo de los macroinvertebrados, los métodos de análisis e identificación también ya han sido establecidos. En consecuencia, se han desarrollado numerosos índices para la evaluación de los ríos.

Los índices biológicos se han estudiado desde el año 1954 en los Estados Unidos, y en Europa (Abbasi, y Abbasi, 2012).

En Latinoamérica, los índices se han adaptado para utilizarse en varios países, siendo los siguientes:

- *Biological Monitoring Working Party* – Nicaragua- BMWP-Ni (Fenoglio et al, 2002).
- *Biological Monitoring Working Party* – Brasil – BMWP-Br (Mugnai et al., 2008)
- *Biological Monitoring Working Party* – Colombia, BMWP- Co (Roldán, y Ramírez, 2022)
- El *Biological Monitoring Working Party* de Costa Rica- BMWP-CR (MINAE, 2007)

- Índice Biológico a nivel de familias de El Salvador –IBF –SV-2010, el cual es una adaptación del índice de Brown (1970) (SNET, 2010).
- *Biological Monitoring Working Party* – México, BMWP-Mx (Ruiz – Picos, et al., 2017).
- En Guatemala, solamente se ha desarrollado un índice de calidad utilizando macroinvertebrados acuáticos, para los ríos de la cuenca del lago de Atitlán, conocido como *Biological Monitoring Working Party* -BMWP-Ati (Reyes, 2012). Debido a que en el país no se cuenta con una normativa para comparar la efectividad del índice y que éste solamente es para una cuenca y no para toda una región, no es factible utilizar este para toda la República.

Entre las limitaciones que pueden presentar los índices, se encuentran las siguientes:

- Restricción en la aplicación para un área geográfica y al tipo de estresores: esto quiere decir que los índices se deben adaptar y desarrollar para cada región o país, debido a que hay organismos que son endémicos de algunas regiones y también a los cambios que presentan en ocasiones son específicos para cada estresor (Abbasi y Abbasi, 2012).
- No pueden detectar una degradación moderada.
- Los índices bióticos deben ser usados en conjunto con los convencionales basados en parámetros fisicoquímicos (Abbasi y Abbasi, 2012).

2.6.3. Calibración de un BMWP para una región específica

Ruiz- Picos et al., (2017) proponen una metodología estandarizada para la calibración de un BMWP para una región específica, la cual consiste en dos pasos:

Primer paso. Consiste en la obtención de un promedio de calidad fisicoquímica del agua para la bioevaluación de los macroinvertebrados. Este debe cubrir un rango de 0 a 10 de calidad del agua o promedio de calidad del agua fisicoquímica (PCQ) de los diferentes sitios de muestreo donde se realizó la investigación.

Segundo paso. Consiste en obtener la clase de abundancia de los macroinvertebrados acuáticos en relación con el intervalo de la calidad del promedio de calidad fisicoquímica del agua. Para obtener el valor de bioindicación de cada familia de macroinvertebrados.

2.6.4. Protocolo de bioevaluación rápida (RBP)

El protocolo de bioevaluación rápida (RBP) es la caracterización del hábitat, la cual consiste en evaluar aspectos físicos del cauce relacionados con la heterogeneidad del hábitat. Es una síntesis de los métodos existentes ya utilizados por algunas agencias estatales de recursos hídricos en los Estados Unidos de América (Barbour et al., 1999., Cornejo et al., 2017). El RBP es una técnica muy práctica, útil y rentable. Este fue desarrollado a través de una comparación entre hábitats, parámetros fisicoquímicos y biológicos. Una vez que se entiende esta relación, los impactos de la calidad del agua se pueden inferir objetivamente, solo por las evaluaciones del ambiente, a través de esta metodología validada. Debido a que el entorno ambiental y la diversidad biológica están estrechamente vinculados, se puede considerar que esta es altamente confiable y de fácil aplicación para determinar la calidad del agua de un ecosistema.

Los parámetros que se toman en cuenta en el RBP dependen en gran medida de la hidrología y del sustrato existente. La frecuencia de rápidos, la existencia de distintos regímenes de velocidad y profundidad; el grado de inclusión del sustrato y sedimentación en pozas, así como la diversidad y representación del sustrato. El entorno y el cauce del río donde se realizan los diferentes muestreos, así mismo se toma en consideración la vegetación circundante, las áreas donde se puede realizar colonización de ecosistemas (Cornejo et al., 2017).

Para realizar la evaluación del hábitat se puede utilizar el protocolo de Barbour et al., (1999). El cual consiste en calificar 10 diferentes aspectos, evaluados y clasificados en una escala numérica de 0 a 20 (máximo) para cada estación de muestreo (Cornejo, et al., 2019). Cada variable se evalúa en forma independiente y la suma total de puntos indica una de las cuatro categorías de calidad del hábitat: óptimo, subóptimo, marginal o pobre (Cornejo et al. 2019).

Cada uno de los aspectos por evaluar del RBP se encuentran en Cornejo et al., (2019), el cual es una adaptación de Barbour et al., (1999). La Escala de clasificación de la calidad del agua va de 0 a 200. Los rangos se clasifican de la siguiente manera: de 0 a 59, pobre; de 60 a 112 , marginal; de 113 a 165 subóptimo y de 166 a 200 óptimo (Barbour et al., 1999).

CAPÍTULO III. METODOLOGÍA

3.1. Descripción general de la metodología

El proceso de la investigación se desarrolló en dos etapas: la primera, durante el año 2018 y la segunda en el año 2019. La primera consistió en un monitoreo preliminar, para conocer el estado en general de la calidad del agua de los ríos de la vertiente del Pacífico de Guatemala. En este tiempo se monitorearon seis ecosistemas lóticos, siendo estos: el río Ocosito, el Sis Ican, el Madre Vieja, el Acomé, el María Linda y Los Esclavos. Los mismos se evaluaron cuatro veces en tres áreas de cada uno: alta, media y baja.

A los resultados del año 2018 se les aplicó el índice ICA-CALVO-TEC. Los cuales indicaron que los lugares seleccionados para este primer muestreo el 98.6 % se encontraban en los niveles de contaminación de la siguiente forma: el 25 % en clase 3 “Moderada”, el 58.33 % en clase 4 “Severa”, y el 15.27 % en clase 5 “Muy Severa”.

Después de revisar los resultados, se consideró que no era necesario seguir muestreando los seis ríos originales del año 2018. Lo anterior se decidió por que los ríos tenían niveles de calidad muy similares y lo que se deseaba era que todos los puntos de muestreo poseyeran variabilidad en su calidad, desde los no contaminados, hasta los altamente contaminados.

Por la razón anterior, se eligieron solamente tres ríos para el año 2019, siendo estos: Acomé, María Linda y los Esclavos. De cada río se seleccionaron tres sitios de muestreo; a excepción del río María Linda, donde se ubicaron cuatro lugares para realizar el estudio, debido a que se encontraron dos de referencia. Se seleccionaron un total de 10 puntos de evaluación y además se compararon los resultados tanto en la época seca como la lluviosa.

En la Figura 3 se ejemplifica la elección de los sitios de muestreo. Se pueden apreciar dos triángulos, cada uno representa una etapa del proceso de investigación. En el año 2018 se muestrearon los ríos: Ocosito, Sis Ican, Madre Vieja, Acomé, María Linda y los Esclavos. En el año 2019 eligieron solamente tres, siendo estos: Acomé, Los Esclavos y María Linda. El motivo principal de esta decisión fue porque los tres cuerpos de agua elegidos para la segunda etapa del estudio, presentaban las cinco clases de calidad del agua según la clasificación del ICA-Calvo-TEC.

Elección de los sitios de muestreo

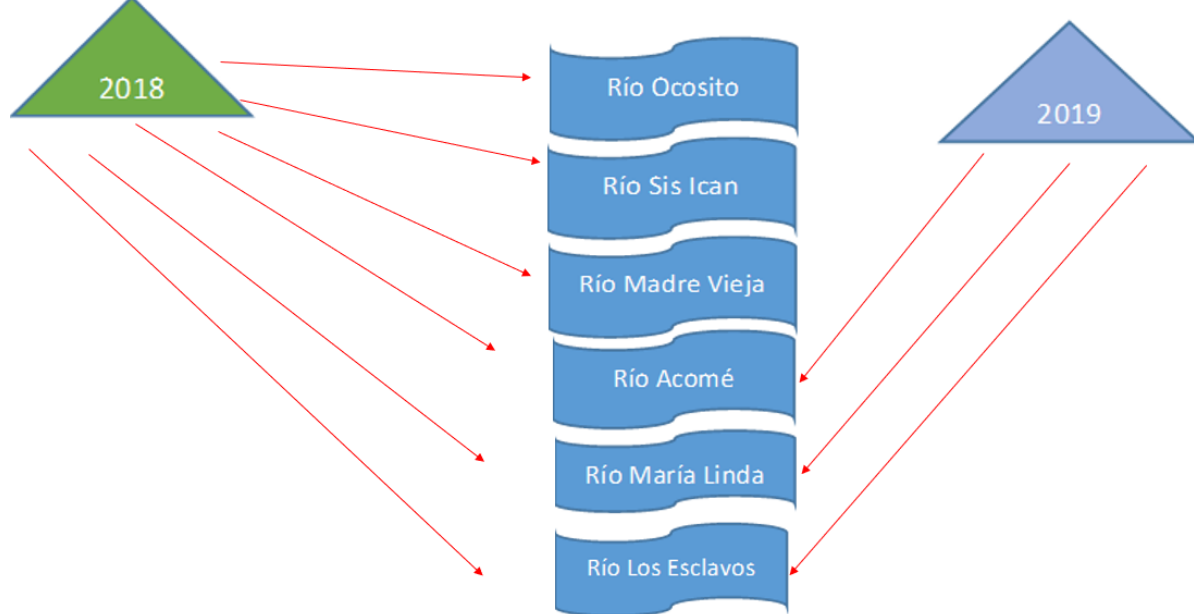


Figura 3 Diagrama de flujo que ejemplifica la elección de los ríos para realizar los muestreos durante los años 2018 y 2019

En la Figura 4 se ejemplifica la metodología para el desarrollo del Objetivo No. 1. Para el cumplimiento de éste, se evaluaron parámetros fisicoquímicos y macroinvertebrados acuáticos. En relación a los análisis fisicoquímicos para el año 2018 se midieron 17 y para el año 2019, se determinaron 24. Con estos resultados se procedió al desarrollo del Objetivo No. 2. También se investigaron los organismos biológicos y con los resultados de los mismos se procedió a desarrollar el Objetivo No. 3.

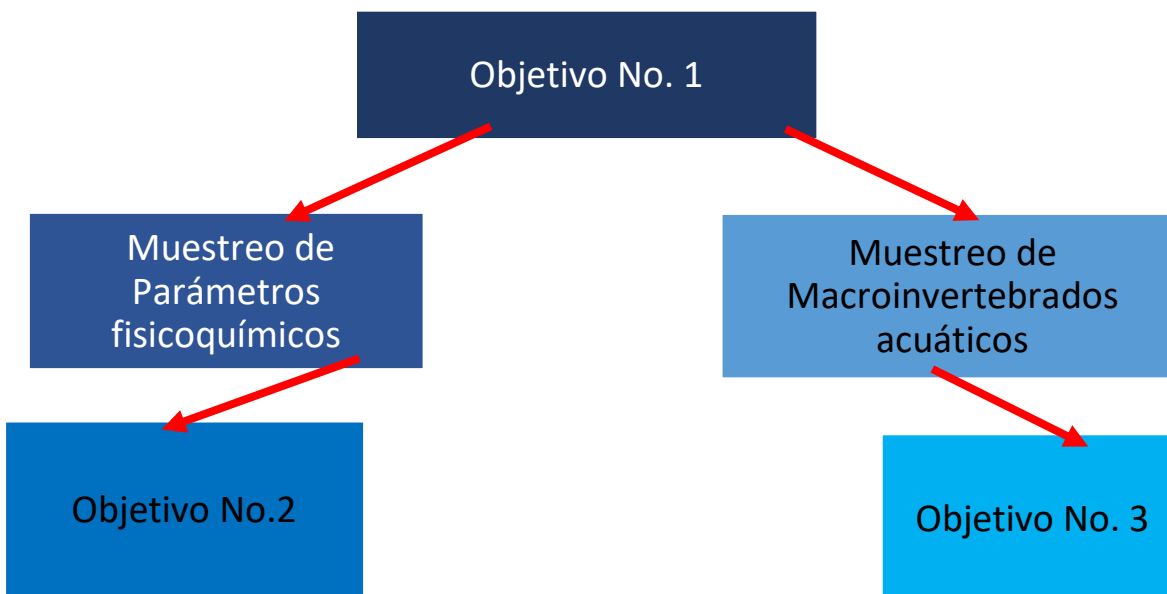


Figura 4 Diagrama de flujo que explica el desarrollo del objetivo 1 y su relación con los objetivos 2 y 3

En la Figura 5, se ejemplifica la metodología para el cumplimiento del Objetivo No. 2, para desarrollar un índice fisicoquímico del agua (ICA) específico para Guatemala. Primero se realizó la evaluación de los sitios de muestreo, utilizando el Protocolo de Bioevaluación Rápida (RBP), el cual sirvió de referencia y comparación para los nuevos índices. Se continuó con la definición de la Escala de Calidad del agua. Posteriormente se concretó la metodología para el cálculo de los Subíndices SI, para lo cual se necesitó de legislaciones de diferentes países. Luego se determinó el W_i , el cual es la ponderación que se le da a cada SI, utilizado en algunos índices. Por último, se probaron tres fórmulas de agregación para el desarrollo del nuevo ICA para Guatemala.

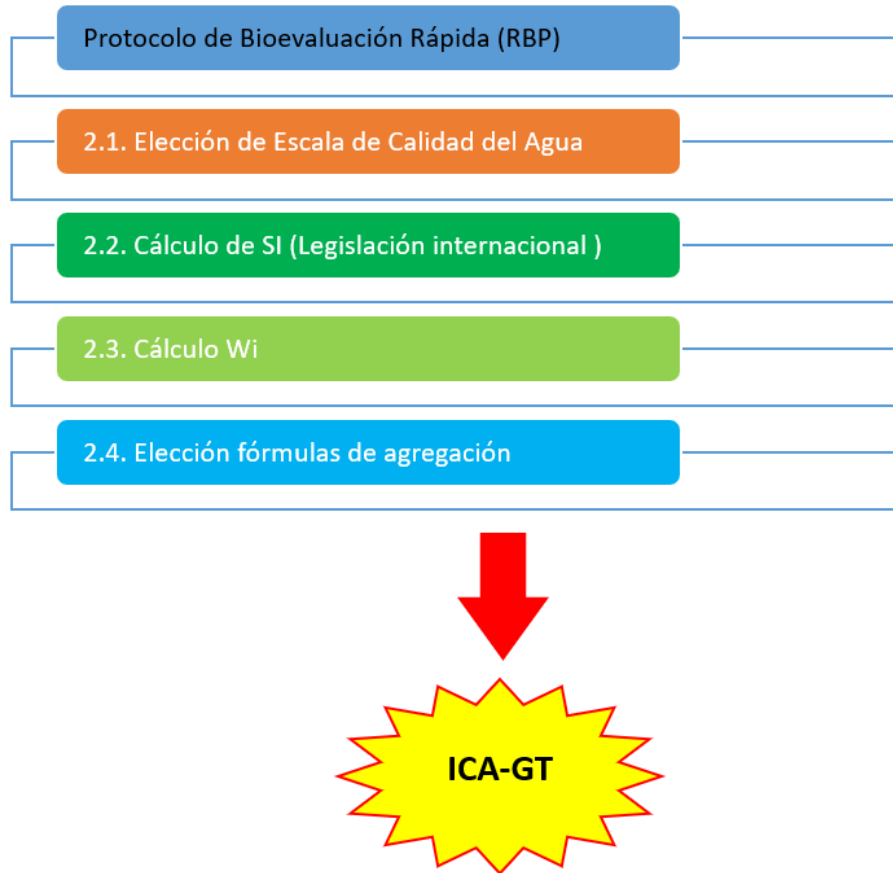


Figura 5 Ejemplificación de la metodología para el cumplimiento del objetivo 2

En la Figura 6, se ejemplifica la metodología para el cumplimiento del Objetivo No. 3, cuyo propósito era desarrollar un índice biológico llamado *Biological Monitoring Working Party* -BMWP específico para Guatemala. Se procedió a relacionar los parámetros fisicoquímicos con los organismos biológicos. Para realizar lo anterior fue necesario calcular el promedio de calidad del agua (PCQ), estos datos se hicieron corresponder con los macroinvertebrados acuáticos clasificados por clases según su abundancia, lo cual sirvió para determinar el valor de bioindicación de los mismos.



Figura 6 Ejemplificación de la metodología del objetivo 3

3.2. Descripción de los sitios de muestreo

El presente estudio se realizó en seis ríos de la vertiente del Pacífico de Guatemala. La selección se debió a que, en esta área, se concentra el 46.2 % de la población de Guatemala. Así mismo, es considerada la zona más productiva agroindustrialmente del país. Aquí es donde se desarrollan dos monocultivos muy importantes económicamente como son la caña de azúcar y la palma africana (INE,2016; MARN, 2023).

En el Cuadro 3, se describen los diferentes sitios de muestreo evaluados durante los años 2018 y 2019, y en la Figura 7, se muestra el mapa de la ubicación geográfica de estos. La cobertura boscosa se obtuvo como resultado de la revisión bibliográfica y a la interpretación de mapas utilizando los Sistemas de Información Geográfica -SIG.

Cuadro 3

Descripción de las características de los sitios de muestreo

Ríos y su área	Abreviatura del sitio de muestreo	Cobertura boscosa	Cultivos	Metros sobre el nivel del mar (msnm)
Río Ocosito (IARNA et al., 2019) 2.035 km ²	OCOSCA	Sistemas agroforestales	Café,	678
	OCOSCM	48.3 %,	Frutales,	263
	OCOSCB	bosque mixto 33.6 %, cultivos permanentes 8.9 %, pastizales 4.9 %, agricultura anual	Arboles maderables	13

Ríos y su área	Abreviatura del sitio de muestreo	Cobertura boscosa	Cultivos	Metros sobre el nivel del mar (msnm)
Río Sis Ican (Chan,2015) 919 km ²	SICANCA	59,48 % cobertura boscosa	Cultivo de café y café en asociación	842
	SICANCM	71,73 % cultivos permanentes	Caucho y macadamia	362
	SICANCB	37,86 % cultivo de pastizales	Pastoreo, cultivos limpios y poblaciones urbanas	256
Río Madre Vieja (ICC, 2015) 878 km ²	MVCA	34,5 % cobertura forestal	Hortalizas	576
	MVCM	Pobre cobertura forestal	Café	362
	MVCB	Pobre cobertura forestal	Caña de azúcar, banano, palma africana y hule	14
Río Acomé (Alfaro, 2016) 807 km ²	ACOCA	95 % de la superficie de la cuenca no tiene bosque (Regalado, et al.2012)	banano	451
	ACOCM	Cultivos anuales 96.53 %	Caña de azúcar y maíz	40
	ACOCB	Manglar 3.28 %	Caña de azúcar	7
Río María Linda (ICC,2012a) 2.572 km ²	MLCA ⁽¹⁾	Cobertura forestal 8,9 %, bosques de coníferas	Hortalizas, maíz, café y pastos cultivados	169
	MLCAH ⁽²⁾ (MLCA2)			
	MLCAER ⁽³⁾ (MLCA1)	Alta cobertura boscosa	Cultivos de café, caña de azúcar y piña	1343
	MLCM	Bosque latifoliado	Café y granos básicos	37
	MLCB	Manglar	Caña de azúcar y pastos cultivados	4
Río Los Esclavos	LECA	Bosques de coníferas y latifoliadas	Hortalizas, maíz y café	560

Ríos y su área	Abreviatura del sitio de muestreo	Cobertura boscosa	Cultivos	Metros sobre el nivel del mar (msnm)
(ICC, 2012b) 2.271 km ²	LECM	Igual cuenca alta = 12 %	Café y caña de azúcar	141
	LECB	Vegetación arbustiva o matorrales 3,1 %	Pastos cultivados	15

MLCA = Fue el nombre que se le dio a ese sitio para muestreo 2018.

MLCAH = Se le cambió el nombre para los muestreos del año 2019. Se utilizó como María Linda cuenca alta No. 2 (MLCA2).

MLCAER = Este sitio de muestreo solo para el año 2019. Se utilizó para identificar a los dos sitios de muestreo de la cuenca alta del río María Linda para el 2019. También se utilizó el nombre María Linda cuenca alta No. 1 (MLCA1).

CA: zona alta, CM: zona media y CB: zona baja. Esta codificación se agregó al final del nombre del río.

En la Figura 7, se exponen los seis ríos estudiados de la vertiente del Pacífico de Guatemala durante la presente investigación. Siendo estos: Ocosito, Sis Ican, Madre Vieja, Acomé, María Linda y los Esclavos. Los cuales se evaluaron en tres partes: alta, media y baja. En el año 2018 se muestrearon durante cuatro veces. En el año 2019 se continuó solamente con Acomé, María Linda y los Esclavos, en tres partes de la cuenca de cada uno, exceptuando el río María Linda en donde se ubicaron cuatro sitios, debido a que se necesitaban lugares de referencia. El principal criterio para elegir éstos cuerpos de agua fue que se trató de abarcar toda la vertiente del Pacífico. Esta va desde la frontera con México en la región sur occidente (Ocosito y Sis Ican). La región central (Madre Vieja y Acomé) y la región sur oriente colindando con la frontera de la República de El Salvador (María Linda y Los Esclavos). En cuanto a los lugares de estimación a pesar de que las cuencas son muy amplias y complejas solamente se ubicaron tres sitios, debido a que la idea principal era abarcar el recorrido principal de los ríos.

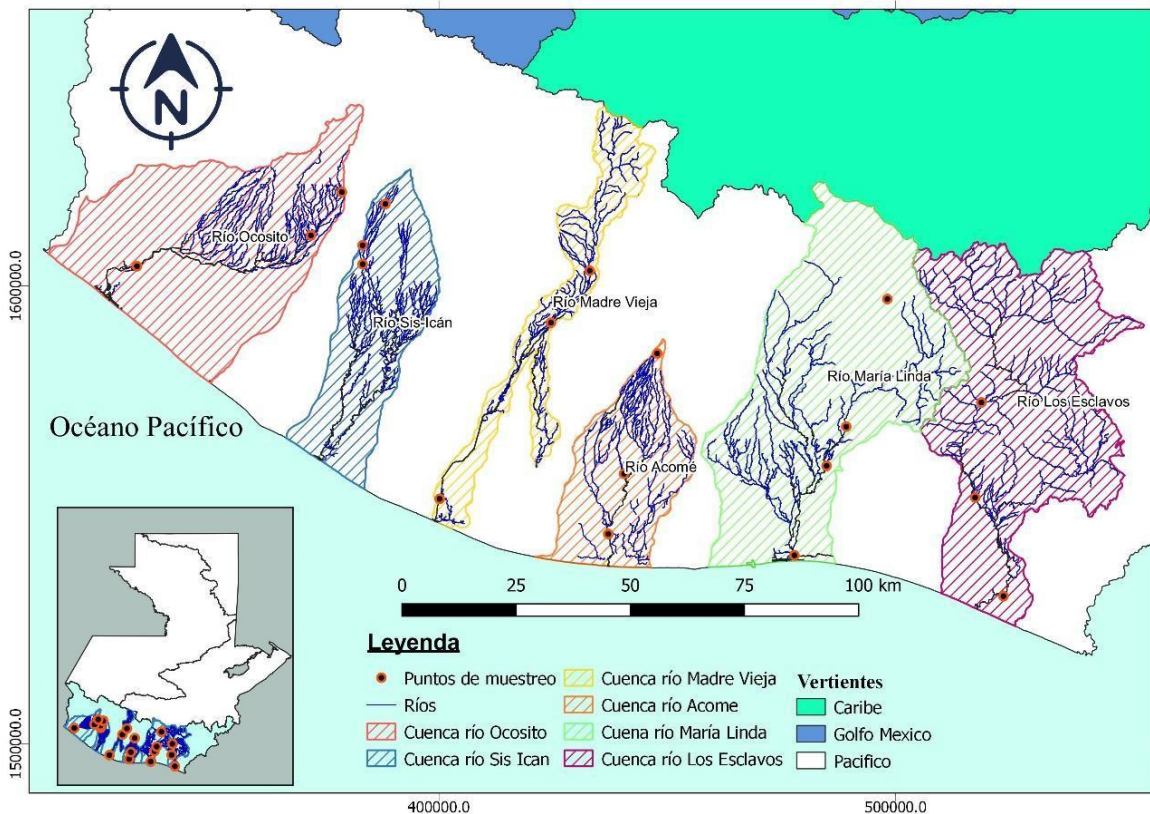


Figura 7 Ríos muestreados de la vertiente del Pacífico de Guatemala, durante los años 2018 y 2019 (Gil-Rodas et al., 2023)

A continuación, se presenta una breve descripción de cada uno de los ríos muestreados durante el desarrollo de la investigación.

El río Ocosito se encuentra ubicado en la zona costera del suroccidente de Guatemala. Nace en la Sierra Madre en el departamento de Quetzaltenango. Tiene una longitud de drenaje de 107 km, la cuenca presenta un área de 2035 km². Comprende administrativamente los departamentos de Quetzaltenango, Retalhuleu y San Marcos. Desemboca hacia el océano Pacífico y colinda con los ríos Naranjo al Oeste y el Salamá al Este. Solamente se evaluó durante el año 2018. Se seleccionaron tres sitios de muestreo, tratando de abarcar la mayor parte del mismo en su longitud y no tanto en el área de la cuenca. A continuación, se describe cada una de las regiones estudiadas: La parte alta se encontraba a 678 msnm, la media a 263 msnm y la baja a 13 msnm. La ubicación geográfica se puede estimar en la Figura 8. En la región alta, se apreciaba mayor cobertura boscosa y cultivos de cardamomo. En la media, se observa menor

cobertura boscosa y cultivos de trigo. En la baja, se encontraban, cultivos anuales como caña de azúcar y frutas tropicales (Pérez, 2021).

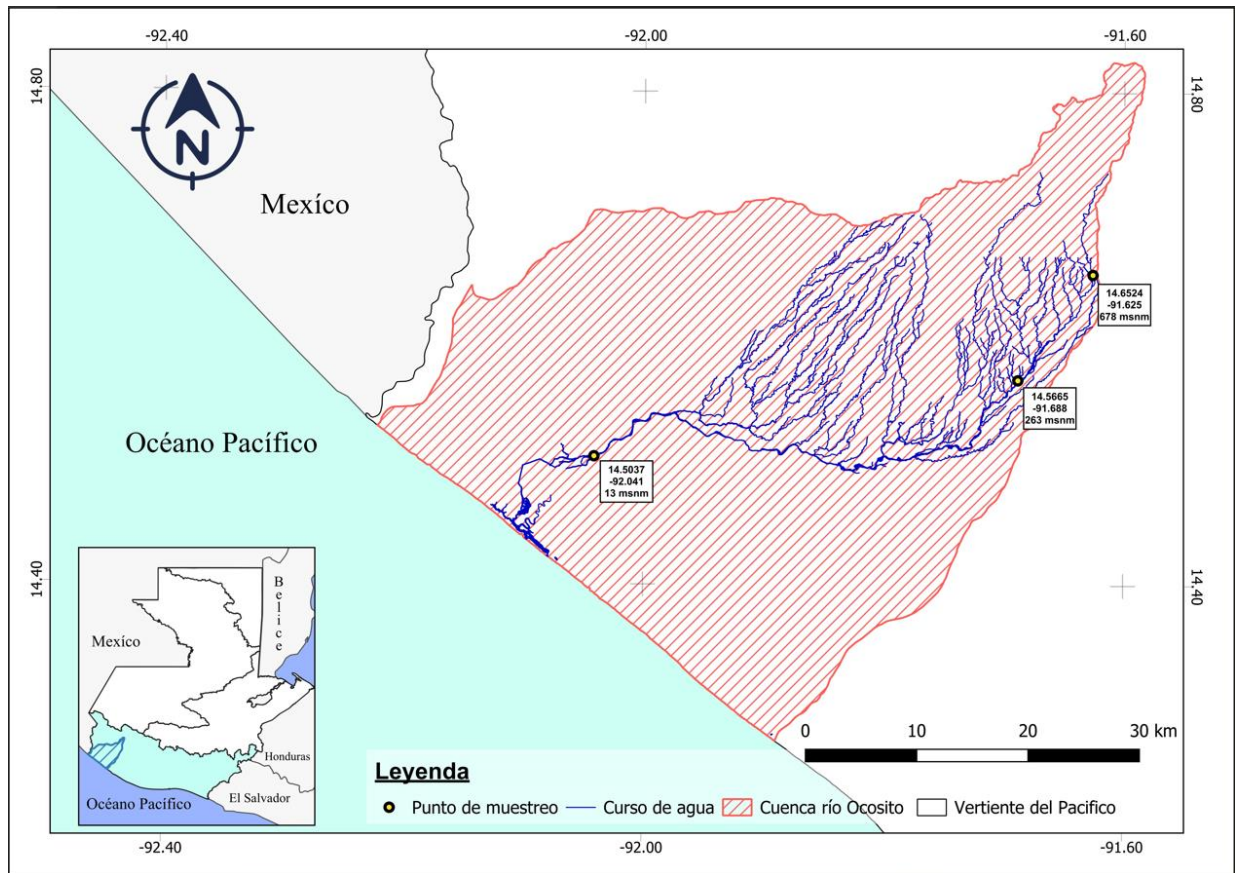


Figura 8 Mapa del río Ocosito con la ubicación de los tres sitios de muestreo (Gil-Rodas et al., 2023)

En la Figura 9, se presentan tres fotografías de los diferentes sitios de muestreo del río Ocosito en los que se realizaron monitoreos durante el año 2018. Se buscó que la parte alta estuviera ubicada en la mayor altura sobre el nivel del mar; en la parte media regularmente había más población y más cultivos; por último, en la parte baja, se buscó que estuviera más cercana a la desembocadura del río con el mar.



(a)
Parte alta



(b)
parte media



(c)
parte baja.

Figura 9 Fotografías de los tres sitios de muestreo en el río Ocosito

El río Sis Ican se encuentra ubicado en el sur occidente de la República de Guatemala, el área de su cuenca es de 919 km². Este solamente se muestreó durante el año 2018, para lo cual se seleccionaron tres sitios. El lugar de investigación en la parte alta se encontraba ubicado a 842 msnm, en la media a 362 msnm y en la baja a 256 msnm. La ubicación geográfica de las tres zonas de evaluación se puede observar en la Figura 10. En el alta, se observó un 59.48 % de cobertura boscosa y cultivos de café solo y en asociación. En la media, en el 75.73 % se observaron cultivos perennes como caucho y macadamia. En la baja, se hallaba el 37.86 %, ocupada por cultivo de pastizales. En el resto de la cuenca se localizan tierras para pastoreo, cultivos limpios y poblaciones urbanas (Chan, 2015). En los muestreos de este río no se llegó cerca de la desembocadura con el mar, debido a problemas con la accesibilidad de este sitio.

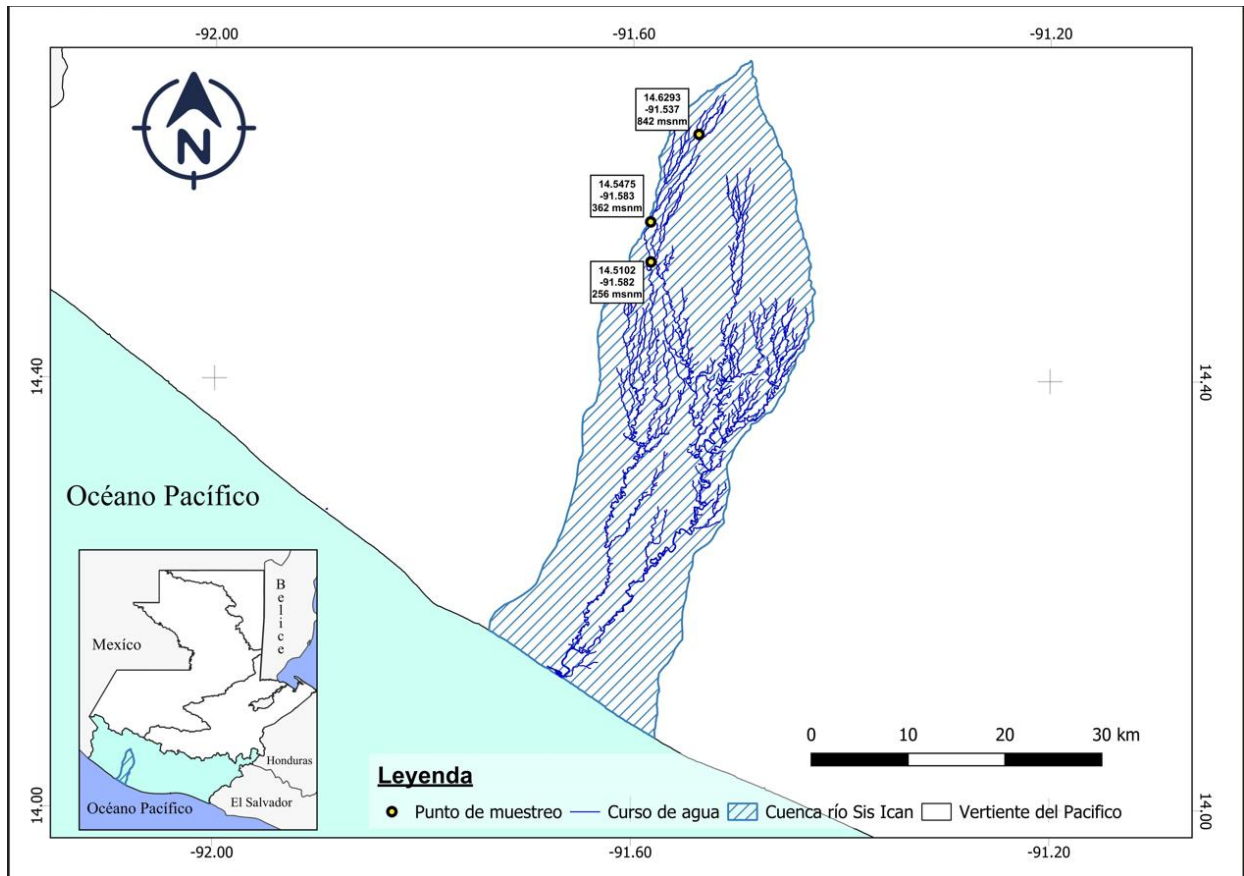


Figura 10 Mapa con la ubicación geográfica de los sitios de muestreo en el río Sis Ican (Gil-Rodas et al., 2023)

En la Figura 11, se pueden apreciar fotografías de los diferentes sitios de muestreo en el río Sis Ican. Las tres partes del río Sis Ican se ubicaron un poco alto, debido a problemas con el acceso que se tenía a los sitios de muestreo, principalmente a los de la parte baja con la desembocadura en el mar. La fotografía (a) representa la parte alta del río, la fotografía (b) representa la media y la (c) representa la baja del mismo.



(a)

Parte alta

(b)

parte media

(c)

parte baja

Figura 11 Fotografías de los diferentes sitios de muestreo realizados en el río Sis Ican

El río Madre Vieja se encuentra en el centro de la vertiente del Pacífico de Guatemala, tiene un área de cuenca de 878 km². Los puntos de muestreo en las diferentes partes de la misma se ubicaron de la siguiente forma: En la alta a 576 msnm, en la media a 362 msnm y en la baja a 14 msnm. Lo anterior se puede observar en la Figura 12. En ésta es posible apreciar que, en la parte alta, se encuentra un 34.5 % de cobertura forestal, el resto es de hortalizas. En la media se localiza un pobre abrigo de árboles y cultivos de café. En la baja se halla una deficiente cubierta boscosa y el resto por cultivos de caña de azúcar, banano, palma africana y hule (ICC, 2015).

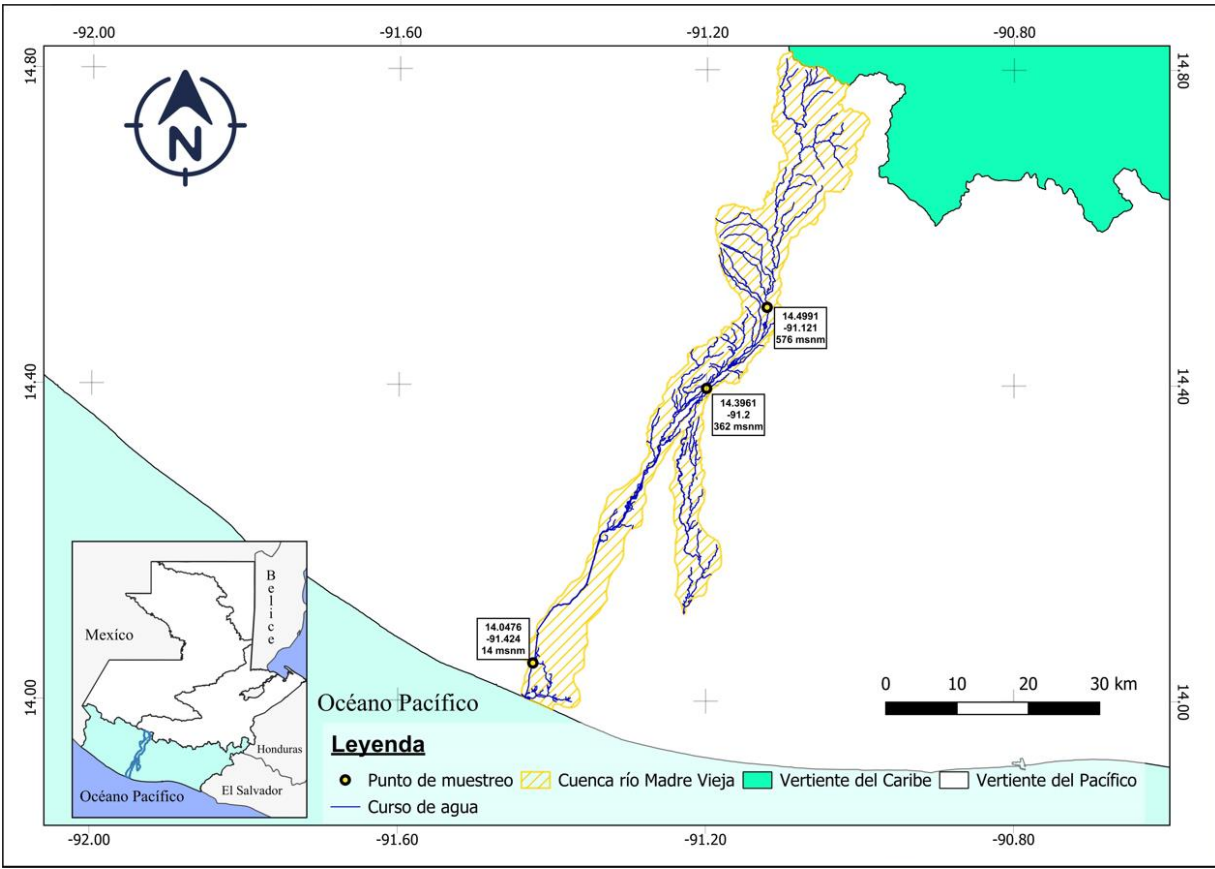


Figura 12 Mapa con la ubicación geográfica de los sitios de muestreo realizados en el río Madre Vieja (Gil-Rodas et al., 2023)

A continuación, en la Figura 13, se presentan tres fotografías que muestran los diferentes sitios de muestreo realizados en el río Madre Vieja, el cual solamente se muestreó durante el año 2018. El inciso (a) representa la parte alta del río, el inciso (b) la media del mismo y (c) la baja.



(a)
Parte alta

(b)
parte media

(c)
parte baja.

Figura 13 Fotografías de los diferentes sitios de muestreo realizados en el río Madre Vieja

La cuenca del **río Acomé** se encuentra ubicada en el centro de la vertiente del Pacífico de Guatemala. Tiene un área igual a 807 km². Los puntos de muestreos se encontraban ubicados de la siguiente manera: en la parte alta a 451 msnm, en la media a 40 msnm y en la baja a 7 msnm; los cuales se pueden apreciar en la Figura 14. En el alta, se pudo observar muy poca cobertura boscosa y producción de banano; en la media se encontraron, principalmente, cultivos anuales como caña de azúcar y maíz. En la baja de la cuenca, se observaron manglares y cultivos de caña de azúcar (Alfaro, 2016).

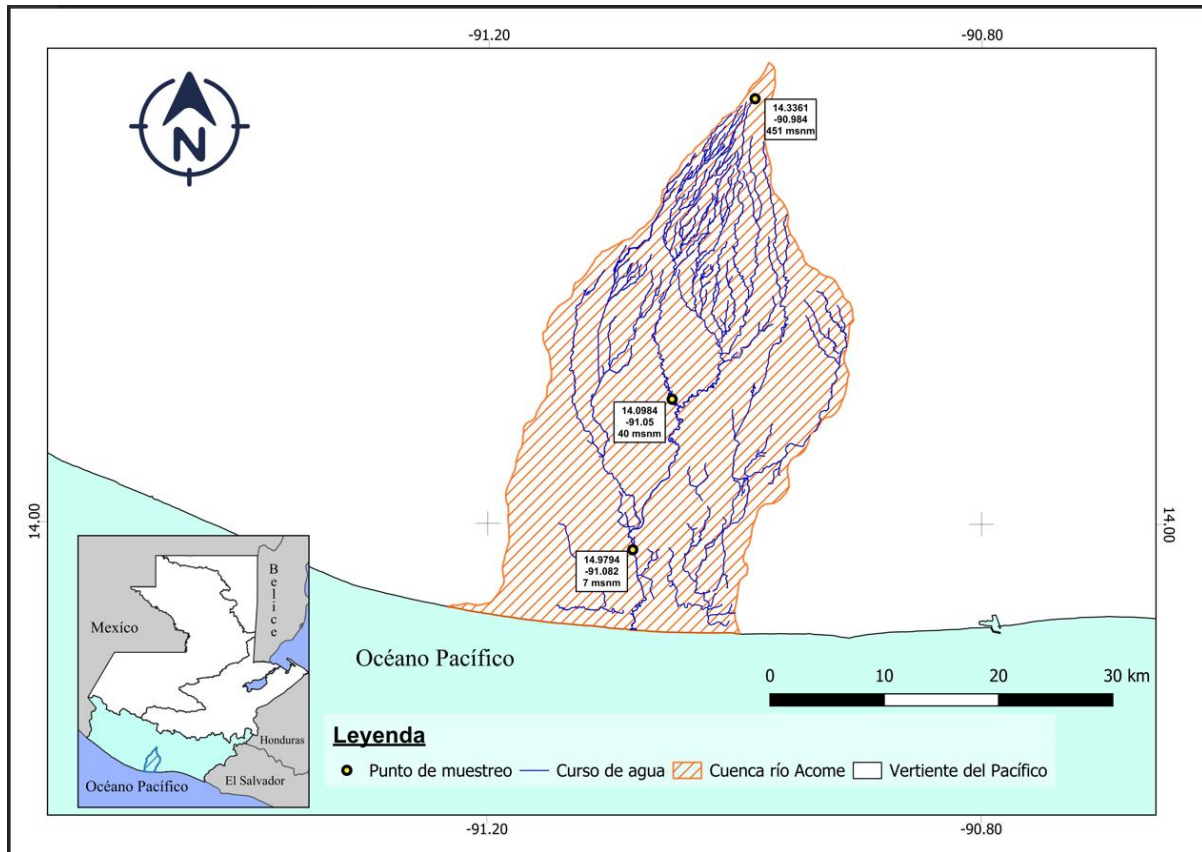


Figura 14 Mapa con la ubicación geográfica de los sitios de muestreo realizados en el río Acomé (Gil-Rodas et al., 2023)

Los sitios de muestreo se ubicaron tratando de abarcar todo el largo del río y no toda la cuenca. El motivo principal de esta opción era determinar si las poblaciones y los cambios en el uso de la tierra en el transcurso del río afectaban la calidad del agua del mismo.

En la Figura 15, se presentan diferentes fotografías de los tres sitios de muestreo ubicados en el río Acomé, el cual fue muestreado durante los años 2018 y 2019. El inciso (a) representa la parte alta del río, el inciso (b) la media del mismo y (c) la baja.



Figura 15 Fotografías de los diferentes sitios de muestreo realizados en el río Acomé

La cuenca del río **María Linda** se encuentra ubicada en la parte oriental de la vertiente del Pacífico de Guatemala. El área es de 2,572 km². Éste se muestreó durante los años 2018 y 2019. En el María Linda se establecieron dos sitios llamados como parte alta, debido a que durante el segundo ciclo de muestreo (año 2019) se buscaron lugares de referencia. El nombrado como María Linda parte alta 1 (MLCA1) se ubicó en una finca llamada El Rincón, también se nombró como MLCAER, el cual se encontraba a 1342 msnm. El segundo llamado María Linda parte alta 2, también se nombró como MLCA 2 o solamente como MLCA durante el primer ciclo de muestreos en el año 2018. Este sitio se ubicó a 169 msnm, precisamente dentro de una hidroeléctrica, por lo que también se nombró como MLCAH para el año 2019. Para los que se hallaban en la parte media y baja no hubo cambios con los nombres. La media se nombró como MLCM, la cual se encontraba a 37 msnm y la parte baja, a 4 msnm. La ubicación de los sitios de muestreo se presenta en la Figura 16.

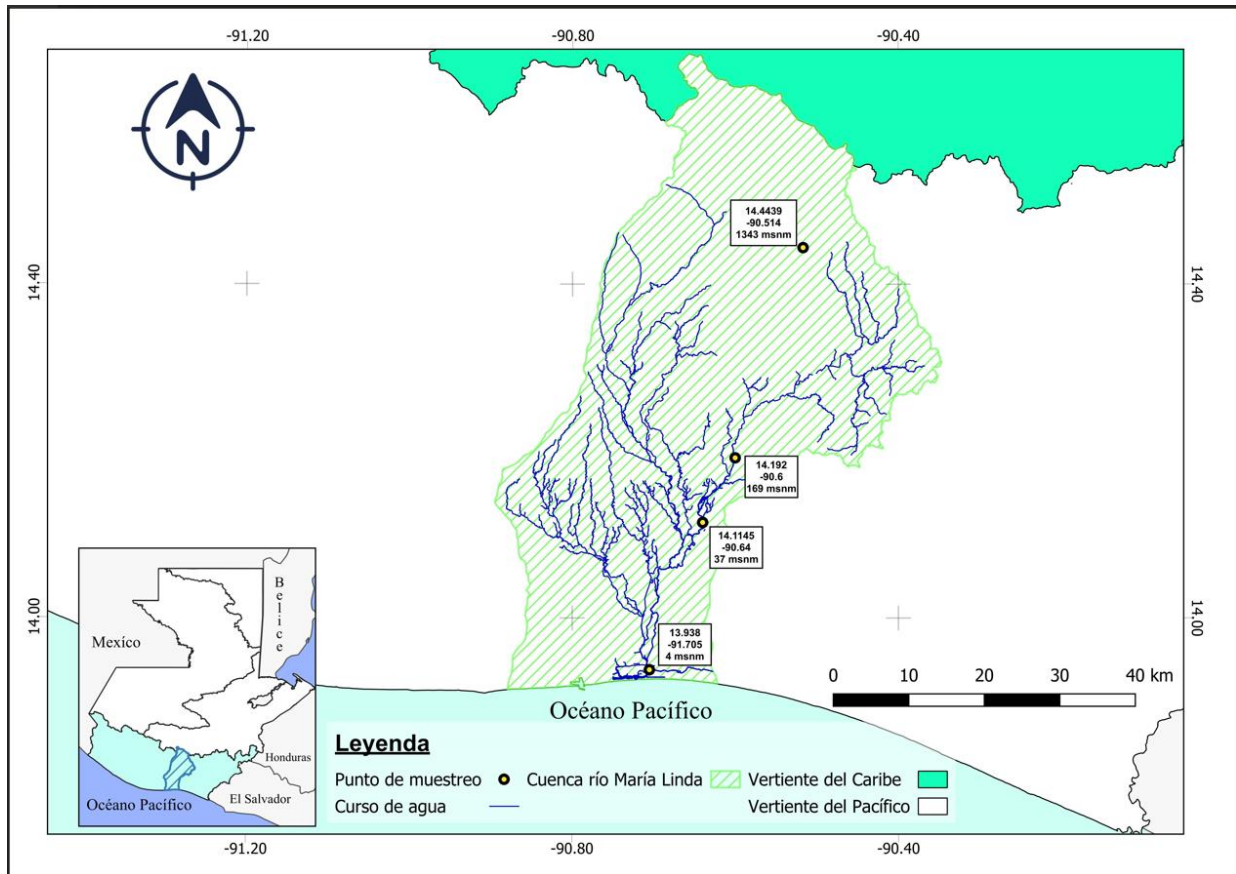


Figura 16 Mapa con la ubicación geográfica de los sitios de muestreo realizados en el río María Linda (Gil-Rodas et al., 2023)

En la parte alta de la cuenca, se encuentra un 8.9 % de cobertura forestal, principalmente, por bosques de coníferas; el resto está conformado por hortalizas, maíz, café y pastos cultivados. En la parte media, se encontraba bosque latifolio, café y granos básicos. En la parte baja, principalmente, se observó manglar y cultivos de caña de azúcar y pastos (ICC, 2012a). En la Figura 17, se presentan diferentes fotografías de los tres sitios de muestreo ubicados en el río María Linda. El inciso (a) representa la parte alta del río (MLCA1), el inciso (b) la segunda parte alta denominada MLCA2, (c) la media (MLCM) y el inciso (d) la parte baja del mismo, denominada MLCB.



(a)

(b)

(c)

(d)

Parte alta MLCA1

parte alta MLCA2

parte media MLCM

parte baja MLCB

Figura 17 Fotografías de los diferentes sitios de muestreo realizados en el río María Linda

La cuenca del río **Los Esclavos** se encuentra ubicada en el sur oriente de la vertiente del Pacífico de Guatemala. El área es de 2,271 km². Los puntos de muestreo se ubicaron de la siguiente forma: en la parte alta a 560 msnm, en media a 141 msnm y en la baja a 15 msnm, lo cual se puede observar en la Figura 18. En la zona alta de la cuenca, se observaron bosques de coníferas y latifolias, también hortalizas, maíz y café. En la media, se encontraron el mismo tipo de árboles, también café y caña de azúcar. Finalmente, en la baja se encuentra vegetación arbustiva o matorrales en un 3.1 % y pastos cultivados (ICC, 2012b).

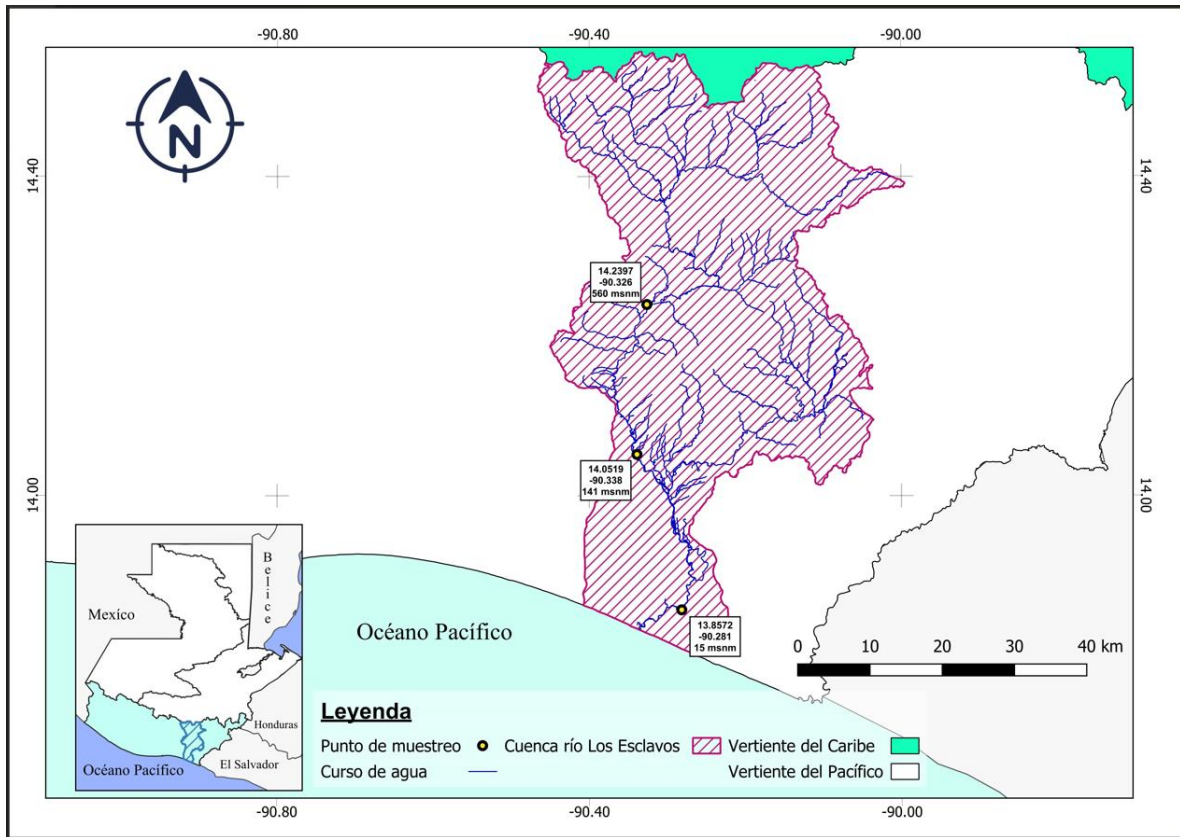


Figura 18 Mapa con la ubicación geográfica de los sitios de muestreo realizados en el río Los Esclavos

En la Figura 19, se presentan diferentes fotografías de los tres sitios de muestreo ubicados en el río Los Esclavos. El inciso (a) representa la parte alta del río, el inciso (b) la media del mismo y (c) la baja.



Figura 19 Fotografías de los diferentes sitios de muestreo realizados en el río Los Esclavos

3.2.1. Selección de los sitios de muestreo

Los ríos seleccionados para el período del primer muestreo (año 2018) fueron los siguientes: Ocosito, Sis Ican, Madre Vieja, Acomé, María Linda y Los Esclavos. Los criterios utilizados en la selección fueron: su ubicación, la importancia y el uso del suelo de toda la zona. Por su ubicación se trató de abarcar toda la vertiente del Pacífico, por lo que se prefirieron dos ríos de cada zona. De la zona sur occidente: los ríos Ocosito y Sis Ican. De la central: el Madre Vieja y Acomé. Del sur oriente: María Linda y Los Esclavos. Por su importancia: Estos seis ríos forman parte de la vertiente del Pacífico en donde la Agroindustria es la principal actividad económica. Por el uso del suelo de la zona: Los ríos se muestrearon principalmente a lo largo de los mismos para abarcar diferentes áreas que estuvieran influenciadas por varios usos de la tierra, como las poblaciones y cultivos.

Los ríos se monitorearon cuatro veces durante el año 2018, en los meses de marzo, junio, octubre y diciembre. Diciembre a marzo son clasificados como época seca y junio a octubre como época lluviosa. Además, se evaluaron tanto parámetros fisicoquímicos como los macroinvertebrados acuáticos. Fueron muestreados en sus zonas altas, medias y bajas, ya que las características ambientales, fisicoquímicas y biológicas van cambiando. Para nombrar los sitios de evaluación, se utilizaron las abreviaturas que se muestran en el Cuadro 3.

La valoración de la calidad fisicoquímica y microbiológica de las muestras recolectadas en el 2018 se llevó a cabo utilizando el ICA Calvo-TEC (la metodología está descrita en la siguiente sección de índices de calidad del agua). Éste ICA, clasifica el agua como clases 1 a la 5, dependiendo del grado de contaminación. El resultado de aplicar el ICA-Calvo-TEC, los seis ríos muestreados durante el año 2018 solo se encontraban dentro de las clasificaciones 3 y 4, faltando tres clasificaciones (1, 2 y 5). Por lo anterior se buscaron sitios con las clases carentes, debido a que era necesario que los ríos evaluados estuvieran dentro de los diferentes rangos de calidad del agua según el ICA-Calvo-TEC, para poder utilizarlos como comparación para el desarrollo del nuevo ICA para Guatemala. Después de analizar estadísticamente los datos se comprobó que los ríos Acomé, Los Esclavos y María Linda, presentaban las diferentes clasificaciones desde 1 a la 5 según el ICA-Calvo-TEC. Por la razón anterior se decidió que para el año 2019, solamente esos tres ríos se evaluarían y no los seis iniciales.

Otro criterio para elegir los sitios de muestreo fue la densidad poblacional, tratando de abarcar áreas de poca, regular y alta densidad de población, tomando en cuenta el último censo nacional (INE, 2019). Esto es importante, ya que se ha evaluado el efecto directo que tiene la densidad poblacional sobre la calidad de las aguas (Calvo-Brenes, 2013; 2018). Los puntos elegidos para el segundo muestreo en el 2019 fueron los siguientes:

- Río Acomé: zona alta (ACOCA), zona media (ACOCM) y zona baja (ACOCB).
- Río Los Esclavos: zona alta (LECA), media (LECM) y baja (LECB).
- Río María Linda: zona baja (MLCB), media (MLCM) , alta 1 (finca El Rincón, nombrado MLCAER o MLCA1) y alta 2 (MLCAH o MLCA2) (hidroeléctrica Aguacapa).

3.2.2. Indicadores de calidad del agua fisicoquímica y biológica

Los parámetros fisicoquímicos que se evaluaron durante el período del primer muestreo en el 2018 fueron los siguientes: conductividad eléctrica, salinidad, turbidez, potencial de hidrógeno (pH), oxígeno disuelto (O_2), porcentaje de saturación de oxígeno ($\%O_2$), la temperatura del agua, sólidos totales disueltos (STD), sólidos totales suspendidos (STS), fosfatos (PO_4^{-3}), fósforo total (Pt), nitritos (NO_2^-), nitratos (NO_3^-), nitrógeno total (Nt) , amonio (NH_4^+), demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5) y coliformes fecales.

Los indicadores fisicoquímicos evaluados durante el segundo muestreo, en el 2019, fueron los mismos que en el año 2018 agregándose los siguientes: dióxido de carbono (CO_2),

coliformes fecales y totales. alcalinidad, dureza, cloruros (Cl^-), sólidos sedimentables (SS) y sulfatos (SO_4^{2-}).

Los parámetros evaluados en el campo, utilizando la sonda multiparamétrica marca HANNA 3210i, fueron los siguientes: conductividad eléctrica, salinidad, turbidez, pH, oxígeno disuelto, porcentaje de saturación de oxígeno y la temperatura del agua.

Los indicadores de calidad analizados en el laboratorio fueron evaluados utilizando la metodología propuesta por el *Standard Methods for the Examination of Waters and Wastewaters* (APHA, 2017).

Así mismo, durante el primero y segundo muestreo, se realizó la evaluación de macroinvertebrados acuáticos. Las muestras de macroinvertebrados se recolectaron utilizando una red en “D”, durante 15 minutos en tres lugares diferentes, en un área de 100 m^2 aproximadamente, con submuestras cada cinco minutos, según la metodología propuesta por Sermeño et al. (2010a) y Cornejo et al. (2017). Las muestras se guardaron en bolsas herméticas, se les agregó etanol al 70 %, antes de transportarlas al Laboratorio de Calidad del Agua del Centro de Estudios del Mar y Acuicultura (CEMA) de la Universidad de San Carlos de Guatemala.

En el laboratorio, las muestras que contenían los macroinvertebrados, se limpiaron y posteriormente se identificaron utilizando un estereoscopio de la marca Premiere y claves taxonómicas especializadas: Merritt et al. (2017), Springer et al. (2010b), Luiza-Andrade, et al., (2017).

3.3. Análisis estadísticos de los resultados

Uno de los supuestos requeridos en los análisis de estadística inferencial es que los datos muestren un comportamiento normal. Debido a que el número de muestras de los resultados de los indicadores fisicoquímicos del año 2019 eran menores a 50, se aplicó la prueba de Normalidad Shapiro-Wilk (Flores, y Flores, 2021). No se incluyeron más puntos de muestreo por falta de recursos económicos para realizar la investigación, la cual fue financiada por el investigador en un 50 %.

La prueba de Normalidad de Shapiro – Wilk, se emplea para contrastar normalidad cuando el tamaño de la muestra es menor a 50 observaciones y cuando son grandes es equivalente a la prueba de Kolmogorov – Smirnov. El método consiste en comenzar ordenando los datos de menor a mayor valor, obteniendo el nuevo vector muestral. Cuando los parámetros son como máximo de tamaño 50, se puede contrastar la normalidad con la prueba de Shapiro –

Wilk, procediéndose a calcular la media y la varianza muestral. Se rechaza la hipótesis nula de normalidad si el estadístico Shapiro Wilk-W es menor al valor crítico proporcionado por la tabla elaborada por los autores para el tamaño de los resultados y el nivel de significancia dado (Flores, y Flores, 2021).

Se realizaron tres tipos de comparaciones. Siendo la primera entre los ríos, la segunda entre los meses de muestreo, que representaban las diferencias climáticas (época seca y lluviosa). La tercera, entre los sitios de evaluación, específicamente comparando entre las diferentes partes de los ríos (alta, media y baja).

Primera comparación (entre ríos): De los 26 indicadores evaluados, solamente los parámetros de temperatura ambiental y cloruros presentaron normalidad al comparar los datos de los ríos ($p > 0.05$). Temperatura ambiental no mostró homocedasticidad de varianzas según la prueba de Levene aplicado (L, $p < 0.05$), mientras que los cloruros sí exhibieron éste fenómeno de las varianzas ($p > 0.05$). Esta situación estadística también es conocida como homogeneidad de la varianza, lo cual hace referencia a cómo los resultados obtenidos son constantes en un modelo (Galindo-Domínguez, 2020).

Segunda comparación (entre meses de muestreo): Al comparar los datos por meses, solo los parámetros temperatura ambiental, dureza y alcalinidad presentaron normalidad ($p > 0.05$). De estos, la temperatura ambiental y la dureza mostraron homocedasticidad de las varianzas según la prueba de Levene (L, $p > 0.05$) (Galindo-Domínguez, 2020).

Tercera comparación (entre sitios de muestreo): Al comparar los datos entre los diferentes sitios de muestreo. Los parámetros que presentaron normalidad fueron temperatura ambiental, temperatura del agua, oxígeno, saturación de oxígeno y cloruros ($p > 0.05$) (Galindo-Domínguez, 2020).

Se procedió a realizar la prueba de Kruskal–Wallis a los resultados que no mostraban normalidad y cuyo cálculo para determinar las medidas de tendencia central demostró diferencias significativas con ($p < 0.05$). Para los resultados de los cloruros que presentaban normalidad y homocedasticidad, se calculó un análisis de varianza, cuando los resultados demostraban diferencias significativas ($p < 0.05$), se procedió a calcular una prueba de Tukey.

Los resultados se compararon para determinar si había diferencias entre los ríos, entre las épocas climáticas de muestreo, las cuales fueron dos: época seca y lluviosa; y entre la ubicación de los sitios de muestreo. Para determinar dónde se encontraban las diferencias

significativas, se realizaron las pruebas de comparación múltiple de p valores (2-tailed). Para verificar si un conjunto de datos proviene de una distribución normal multivariada también se usaron gráficos (procedimientos descriptivos) o de pruebas estadísticas (procedimientos inferenciales) (Porras, 2016).



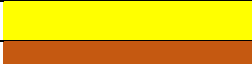


3.4. Índices de calidad del agua

Se utilizaron diferentes índices de calidad de calidad del agua para el primero y el segundo muestreo. El motivo de esto, era para tener un conocimiento general del comportamiento de los ríos. En el primer muestreo, se emplearon los siguientes índices y un protocolo: Índice de Calidad del Agua –ICA (Calvo-Brenes, 2019) conocido como ICA-Calvo-TEC; *el Biological Monitoring Working Party* (Reyes, 2012) conocido como BMWP- Ati; el Índice Biológico a nivel de Familias de El Salvador (Sermeño et al., 2010a) conocido como el IBF-SV; *Biological Monitoring Working Party* de Costa Rica (Ministerio de Ambiente y Energía de Costa Rica [MINAE], 2007) conocido como el BMWP-CR; el porcentaje de Ephemeroptera Plecoptera Trichoptera (Buenaño et al., 2018.; Peña et al., 2019), conocido como EPT; el Índice Promedio por Taxón (Peña, et al., 2019), conocido como *Average Score Per Taxon* ASPT, y Protocolo de Bioevaluación Rápida (Barbour et al., 1999; Cornejo et al., 2019) conocido como RBP. Para comparar la calidad del agua, se utilizó la escala original de calidad presentada por cada índice.

Para el segundo muestreo (año 2019), se utilizaron los siguientes índices: el RBP, el ICA-SV, el BMWP-ATI, el BMWP-CR, el IBF-SV y el porcentaje de EPT. Para el BMWP–ATI, así como al BMWP-CR, se les modificaron las escalas por la de calidad del agua utilizada en Bolivia, propuesta por Leaña-Sanabria, y Pérez-Barriga (2020). Se eligió ésta, porque en la misma se manejan cinco clases de calidad del agua, lo cual sirvió de ejemplo para otros índices. Además, los niveles de seis categorías originales en dichos índices se pasaron a una de cinco categorías, tal como se presenta en el Cuadro 4, lo cual resultó en una homogenización para efectuar un trabajo comparativo entre índices.

Cuadro 4

Escala de calidad del agua y los valores asignados al BMWP/Bolivia

Clase	Calidad	BMWP/Bol	Significado	Color
I	Buena	>120 101 – 120	Aguas muy limpias. No contaminadas	
II	Aceptable	61 – 100	Se evidencia algún efecto de contaminación	
III	Dudosa	36 – 60	Aguas contaminadas	
IV	Crítica	16 – 35	Aguas muy contaminadas	
V	Muy crítica	< 15	Aguas fuertemente contaminadas	






Fuente: Leaño-Sanabria, y Pérez-Barriga 2020.

3.4.1. ICA-Calvo-TEC

La metodología para calcular el índice de calidad del agua ICA-CALVO-TEC es la que se describe en Calvo-Brenes (2019; 2018). La escala de clasificación de calidad del agua que se utilizó se presenta en el Cuadro 5. Este índice solo se usó durante el primer muestreo con el fin de tener una idea preliminar de la calidad de las aguas, empleando este y la regulación de calidad del agua utilizada en Costa Rica.

Cuadro 5

Escala de calidad del agua para el ICA-Calvo- TEC

Rango (%)	Clase	Nivel de contaminación	Color
90 - 100	1	Ninguna	
75 - < 90	2	Incipiente	
45 - < 75	3	Moderada	
20 - < 45	4	Severa	
0 a < 20	5	Muy severa	

Fuente: Calvo–Brenes, 2019

3.4.2. ICA-SV

El índice de calidad del agua de El Salvador ICA-SV se evaluó únicamente durante los muestreos del 2019. La metodología para el cálculo del ICA-SV se encuentra en Servicio Nacional de Estudios Territoriales (SNET, 2010) y la escala de calidad del agua se presenta en el Cuadro 6.

Cuadro 6

Escala para la clasificación de ICA-SV propuesta por Brown (1970)

Calidad del agua	Color	Valor
Excelente		91 a 100
Buena		71 a 90
Regular		51 a 70
Mala		26 a 50
Pésima		0 a 25








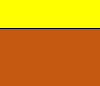
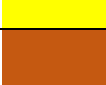


Fuente: SNET, 2010.

3.4.3. BMWP-ATI

La metodología para realizar el cálculo del *Biological Monitoring Working Party* de Atitlán, BMWP-ATI, se encuentra en Reyes (2012). Las escalas de clasificación de la calidad del agua que se utilizaron se presentan en el Cuadro 7. En el año 2018, se utilizó la escala original propuesta por Reyes (2012) y para el año 2019, se utilizó la escala de cinco niveles propuesta por Leaño-Sanabria y Pérez-Barriga (2020).

Cuadro 7

Escala de clasificación para la calidad del agua con el BMWP/Atitlán

A) Escala original BMWP-Ati usada 2018				B) Escala utilizada durante 2019				
Categoría	BMWP-Ati	Calidad del agua	Color	Clase	Calidad	BMWP/Bol	Significado	Color
1	>120	Excelente		I	Buena	>120 101 a 120	Aguas muy limpias. No contaminadas	
2	101 - 120	Buena		II	Aceptable	61 - 100	Se evidencia algún efecto de contaminación	
3	61 - 100	Regular		III	Dudosa	36 - 60	Aguas contaminadas	
4	36 - 60	Mala (contaminada)		IV	Crítica	16 - 35	Aguas muy contaminadas	
5	16 - 35	Mala (muy contaminada)		V	Muy Crítica	< 15	Aguas fuertemente contaminadas	
6	< 16	Muy mala						

Fuente: MINAE, 2007.


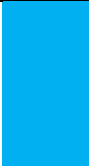




Fuente: Leaño-Sanabria, y Pérez-Barriga, 2020.

3.4.4. BMWP-CR

El *Biological Monitoring Working Party* de Costa Rica, BMWP-CR, se utilizó siguiendo la metodología propuesta por MINAE (2007) y las escalas de clasificación para la calidad del agua se presentan en el Cuadro 8. En el año 2018, se utilizó la escala original propuesta por el MINAE

(2007) y para el año 2019, se utilizó la escala propuesta por Leaña–Sanabria y Pérez–Barriga (2020).

Cuadro 8
Escala de clasificación del agua para el BMWP-CR

A) Escala original BMWP-CR-usada año 2018				B) Escala utilizada durante año 2019			
Categoría	BMWP-CR	Calidad del agua	Color	Clase	Calidad	BMWP/Bol	Significado
1	>120	Excelente		I	Buena	>120 101 a 120	Aguas muy limpias. No contaminadas
2	101 - 120	Buena		II	Aceptable	61 - 100	Se evidencia algún efecto de contaminación
3	61 - 100	Regular		III	Dudosa	36 - 60	Aguas contaminadas
4	36 - 60	Mala (contaminada)		IV	Crítica	16 - 35	Aguas muy contaminadas
5	16 - 35	Mala (muy contaminada)		V	Muy Crítica	< 15	Aguas fuertemente contaminadas
6	< 15	Muy mala					

Fuente: MINAE, 2007.





Fuente: Leaña-Sanabria y Pérez-Barriga, 2020.

3.4.5. Porcentaje de EPT

Se calculó también el Índice Porcentaje de Ephemeroptera, Plecoptera y Tricoptera - (EPT) siguiendo la metodología descrita por Buenaño et al., (2018) y Peña et al., (2019). Este índice se evalúa sumando todos los individuos pertenecientes a cada orden, el resultado se divide por el número total de individuos recolectados y, posteriormente, se multiplica por 100, para obtener el porcentaje del mismo (Peña et al., 2019). El EPT no contaba con una escala de colores, por lo que se propuso una nueva basada en el tipo de clasificación de la calidad del agua de dicho índice, tal como se muestra en el Cuadro 10.

Cuadro 9

Escala del porcentaje de Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera - % EPT

Rango (%)	Clase	Nivel de contaminación	Color
75-100	1	Muy buena	
50-75	2	Buena	
25-50	3	Regular	
0-25	4	mala	





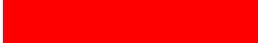
Fuente: Carrera, y Fierro, 2001; citados en Buenaño et al., 2018.

3.4.6. ASPT

El ASPT es el índice promedio por taxón, el cual se determina calculando la puntuación total del BMWP y este resultado se divide por el número de taxones reportados. Los valores de puntuación para las familias individuales reflejan la tolerancia a la contaminación basada en el conocimiento de la distribución y abundancia, de acuerdo con la metodología propuesta por (Peña, et al., 2019). La clasificación de la calidad del agua se da de acuerdo con el Cuadro 11.

Cuadro 10

Clasificación de calidad del agua para el ASPT

Rango	Clase	Nivel de contaminación	Color
>8-10	I	Bueno	
>6.5-8	II	Aceptable	
>4.5-6.5	III	Dudosa	
>3-4.5	IV	Critica	
≥ 1-3	V	Muy crítica	

Fuente: Peña et al., 2019.

3.4.7. RBP

Se calculó el Protocolo de Bioevaluación Rápida (RBP, por sus siglas en inglés), la metodología seguida fue la descrita por Barbour et al., (1999) y Cornejo et al., (2019). La escala de calidad del agua para el método original considera cuatro categorías diferentes. Debido a que la mayoría de los otros índices tenían cinco categorías se optó por usar el diagrama de usos del agua de Costa Rica, así como la clasificación de cinco clases indicada en su reglamento (MINAE, 2007), para los muestreos del año 2019, lo cual se muestra en el Cuadro 12.

Cuadro 11

Escalas según el Protocolo de Bioevaluación Rápida -RBP

A) Escala original del RBP con cuatro clases			B) Propuesta de escala de cinco clases para el RBP		
Categoría	Rango	Calificación	Categoría	Rango	Calificación
Óptimo	16 a 20	166 a 200	Excelente	17 a 20	170 a 200
Subóptimo	11 a 15	113 a 165	Buena	13 a 16	130 a 169
Marginal	6 a 10	60 a 112	Regular	9 a 12	90 a 129
Pobre	0 a 5	0 a 59	Mala	5 a 8	50 a 89
			Pésima	0 a 4	0 a 49

Fuente: Barbour et al., 1999.

Fuente: Modificada de Barbour et al., 1999.

Los sitios de muestreo elegidos para el año 2019 se evaluaron con el Protocolo de Bioevaluación Rápida – RBP (Barbour, et al., 1999; Cornejo, et al., 2019). El cual se utilizó como protocolo o índice de control.

El RBP fue diseñado en Estados Unidos desde 1999 (Barbour, 1999) y se usa desde esta fecha. La ventaja es que la evaluación que se hace no cambia con las diferentes épocas de un año ya sea lluviosa o seca, como se presentan en Centroamérica.

La metodología que se utilizó para realizar la misma, fue la siguiente: La evaluación se realizó de forma visual, cada uno de los 8 expertos que participaron en los diferentes muestreos debían completar el formulario del RBP (ver Anexo I). Posteriormente se calculó el promedio de la evaluación de todos los sitios de muestreo. Los resultados de la evaluación del RBP se utilizaron para la comparación de los dos índices nuevos diseñados para Guatemala.

Algunos de los aspectos que se evalúan en el Protocolo de Bioevaluación Rápida-RBP son los siguientes:

- Heterogeneidad de sustratos disponibles para la epifauna
- Empotramiento del sustrato
- Relación profundidad velocidad
- Deposición de sedimentos
- Estado del cauce de flujo
- Alteraciones del cauce
- Frecuencia de rápidos
- Estabilidad de las márgenes
- Vegetación protectora de las riberas
- Amplitud de la vegetación ribereña








En el Anexo IV se presenta gráficamente cada uno de los aspectos que evalúa el RBP. Cada uno se ejemplifica con fotografías de los ríos de Guatemala.

3.4.5. IBF –SV-2010

La metodología para la determinación del Índice Biológico a nivel de Familias de El Salvador, IBF-SV-2010, se encuentra en Sermeño et al., (2010a). La escala de clasificación de la calidad del agua que se utilizó se presenta en el Cuadro 9. En este caso, se empleó la misma tanto en los muestreos del 2018 como los del 2019.

Cuadro 12

Escala para la clasificación de la calidad del agua según el IBF-SV-2010

Categoría	IBF-SV-2010	Calidad del agua	color
1	0.00 – 3.75	Excelente	
2	3.76 -4.25	Muy buena	
3	4.26 -5.00	Buena	
4	5.01 -5.75	Regular	
5	5.76 -6.50	Regular Pobre	
6	6.51 -7.25	Pobre	
7	7.26 – 10.0	Muy pobre	

Fuente: Sermeño et al., 2010.

3.5. Metodología para el desarrollo del Índice Fisicoquímico de Calidad del Agua (ICA)

La metodología para el desarrollo de un ICA se dividió en dos etapas: la primera fue de manera previa, la cual consistió en buscar legislaciones para clasificar la calidad del agua, utilizadas en otros países. Si ninguna se ajustaba a la realidad ambiental de Guatemala, entonces, se podría proponer una normativa de calidad del agua para este país. Este período fue muy importante, ya que, sin una regla y una escala de clasificación de la calidad del agua, no es posible efectuar el cálculo de los subíndices. La segunda fase de estudio consistió en el desarrollo de un nuevo ICA para la vertiente del Pacífico de Guatemala.

3.5.1. Normativa de calidad del agua para Guatemala

Dado que en Guatemala no existe reglamentación para la calidad del agua de ríos, se realizó esta etapa previa. Primero, se buscaron todas las regulaciones posibles a nivel mundial. Se realizaron consultas por medio de revisiones bibliográficas en línea y contactando por correo electrónico entes gubernamentales encargados de evaluar la calidad del agua.

Por otra parte, era necesario evaluar la realidad de los ríos guatemaltecos. Para esto se utilizó la metodología planteada por el RBP, en cada uno de los puntos de muestreo y adaptando dicha metodología a una clasificación de cinco categorías, en lugar de 4 empleadas en la metodología original (Cuadro 12).

Comparando los resultados obtenidos con este Protocolo y con los datos fisicoquímicos en cada sitio de estudio, se pudo construir una tabla que indicaba la clasificación por clases, su calidad y el rango de variación. Esta información fue muy valiosa para conocer la realidad ambiental de los ríos evaluados de la vertiente del Pacífico de Guatemala. Sin embargo, a pesar de considerarse un buen control, es un protocolo en el que pueden variar los resultados según la persona que realiza la evaluación. Para que un índice de calidad del agua tenga validez y utilidad, debe desarrollarse con datos específicos de la región en donde se va a utilizar (Calvo-Brenes,2018).

Los diferentes reglamentos encontrados y que tuvieron una escala adecuada fueron comparados con los datos generados en el año 2019. Para verificar si tales normativas podían utilizarse en Guatemala, de acuerdo con su realidad ambiental. Este análisis se efectuó en función de cada indicador de calidad del agua.

Los reglamentos consultados fueron de los siguientes países y lugares: Oregón (2014); Cuba (Cuban National Bureau of Standards, 2014); Chile (Instituto Nacional de Normalización [INN],1987); Ecuador (Ministerio de Ambiente de Ecuador, 1998); Perú (Ministerio de Salud de Perú, 2011); Bolivia (Instituto Boliviano de Normalización y Calidad [IBNORCA], 2004).; Costa Rica (MINAE, 2007); República Dominicana (Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales de República Dominicana, 2012); Moldavia (Duca, 2014); Europa y Asia Central (Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico [OCDE], 2011); Alabama (2021), California (2008), Florida (Departamento de protección ambiental de Florida, 2005) Arizona (Departamento of Environmental Quality, Arizona, 2016) en Estados Unidos; British Columbia (2015) y Manitoba en Canadá (2011); Taiwán (2019); Japón (Yasumoto, 1996; JICA, 2016) y la India (1982). Al estudiar los distintos reglamentos utilizados en varios países, se observó que, en la mayoría de los casos, los reglamentos presentan varias clases.

3.5.2. Desarrollo de un nuevo ICA






La metodología seguida para el desarrollo de un nuevo ICA para Guatemala fue la establecida por Calvo-Brenes (2015, 2018 y 2019). Este nuevo índice se codificó como ICA-GT.

Por su parte, la reducción de variables se llevó a cabo manejando el programa de cómputo *Statistical Package for Social Science* (SPSS) por medio del Método *Stepwise* aplicando el algoritmo *Stepwise selection*. A pesar de que es sensible al tamaño de muestra se utilizó porque el mismo ayudó a la selección de los indicadores que se emplearían.

La escala para la clasificación de la calidad del agua seleccionada fue la de Landwehr (1974, citado en Calvo–Brenes, 2018). En el Cuadro 13 se presenta la misma tomando en cuenta la propuesta por Landwehr (1974) modificadas por Calvo–Brenes (2018).

Cuadro 13

Escala de Landwehr (1974) modificada por Calvo - Brenes (2018)

Rango	Clase	Niveles de contaminación	Color
90,0 - 100	1	Ninguna	
75,0 - < 90,0	2	Incipiente	
45,0 - < 75,0	3	Moderada	
20,0 - < 45,0	4	Severa	
0 - < 20,0	5	Muy severa	

Fuente: Calvo-Brenes, 2018.

Se propone también adoptar la escala de clasificación de calidad del agua, según sus posibles usos, tal como lo establece la normativa costarricense (MINAE, 2007), por la versatilidad de esta clasificación. A continuación, en el Cuadro 14 se presenta la información contenida en el Cuadro 3 de la normativa de Costa Rica.

Cuadro 14

Clasificación de los cuerpos de agua según el uso potencial y tratamiento que se requiera

Usos	Clase 1	Clase 2	Clase 3	Clase 4	Clase 5
Abastecimiento de agua para uso y consumo humano	Con tratamiento simple con desinfección	Con tratamiento convencional	Con tratamiento avanzado	No utilizable	No utilizable
Abastecimiento de agua para actividades industriales destinadas a la producción de alimentos de consumo humano	Sin tratamiento previo o con tratamiento simple de desinfección	Con tratamiento convencional	Con tratamiento avanzado	No utilizable	No utilizable
Abastecimiento de agua para abrevadero y actividades pecuarias	Sin limitaciones	Sin limitaciones	Sin limitaciones	Con limitaciones	No utilizable
Actividades recreativas de contacto primario	Utilizable	Utilizable	No utilizable	No utilizable	No utilizable
Acuicultura	Utilizable	Utilizable	No utilizable	No utilizable	No utilizable
Fuente para la conservación del equilibrio natural de las comunidades acuáticas	Utilizable	No utilizable	No utilizable	No utilizable	No utilizable
Fuente para la protección de las comunidades acuáticas	Utilizable	Utilizable	No utilizable	No utilizable	No utilizable
Generación hidroeléctrica	Utilizable	Utilizable	Utilizable	Utilizable con limitaciones	Utilizable con limitaciones
Navegación	No utilizable	No utilizable	Utilizable	Utilizable	Utilizable
Riego de especies arbóreas, cereales y plantas forrajeras	Utilizable	Utilizable	Utilizable	No utilizable	No utilizable
Riego de plantas sin limitación, irrigación de hortalizas que se consumen crudas o de frutas que son ingeridas sin eliminación de la cáscara	Utilizable	Utilizable	No utilizable	No utilizable	No utilizable

Nota. "Pese a las limitaciones que puedan surgir: se deberá tomar en cuenta el análisis de los parámetros complementarios para su definición" (MINAE, 2007, decreto ejecutivo 33903, art. 2). Fuente: MINAE, 2007.

3.5.3. Fórmula de agregación para el cálculo del índice

Existen varias fórmulas de agregación del agua, tal como se indica en el Cuadro 1 y para la presente investigación se utilizaron las propuestas por Dojlido et al., (1994), Dinius (1987) y Brown et al., (1970, 1973). Las cuales son de las más empleadas hoy en día.

Ecuación 1 Fórmula de Dojlido

$$= \sqrt{\frac{n}{\sum_1^n \frac{1}{SI^2}}}$$

Donde:

n: número de parámetros utilizados

\sum_1^n : sumatoria de cada parámetro

SI²: Sub índice elevado al cuadrado

$\sqrt{\quad}$: raíz cuadrada

Ecuación 2 Fórmula de Dinius

$$\prod_1^n SI^{Wi}$$

En donde:

\prod : sumatoria de todos los parámetros

SI: Sub índice

Wi: ponderación asignada a cada parámetro

Ecuación 3 Fórmula de Brown

$$= \sum_1^n Wi * Si$$

En donde:

Σ : Sumatoria

Wi: Ponderación asignada a cada parámetro

SI: Sub índice

3.5.4. Factor de ponderación (W_i) para cada indicador

Existen varias técnicas para determinar el factor de ponderación; sin embargo, se siguió la recomendada por Calvo–Brenes (2018) que se basa en los análisis de correlación bivariada de Pearson (r), usando el programa SPSS y la siguiente fórmula:

Ecuación 4 Fórmula para determinar la ponderación de cada indicador

$$W_i = \frac{r_a}{\sum r_i}$$

Donde:

r_a = coeficiente de correlación de Pearson de cada indicador.

$\sum r_i$ = sumatoria de cada uno de los coeficientes de correlación.

3.5.5. Cálculo de los Subíndices (SI)

El cálculo de los SI se llevó a cabo utilizando la metodología recomendada por Calvo-Brenes (2018; 2019). Para ello, se debe contar primeramente con una normativa de clasificación de la calidad del agua para efectuar tales cálculos.

3.6. Metodología para el desarrollo de un índice biológico

Para cumplir con el tercer objetivo, el cual se propuso relacionar los parámetros fisicoquímicos con los organismos biológicos para diseñar un índice biológico, se procedió a realizar los análisis previos: un análisis de componentes principales (ACP) y un análisis de correlación.

Luego, se procedió a seguir la metodología planteada por Ruiz-Picos, et al., (2017), quienes proponen una metodología para el diseño de un BMWP específico para cada región. Esta se resume en dos pasos principales:

Primer paso. Desarrollar el promedio de calidad del agua fisicoquímica (PCQ):

- Se calculó el promedio de calidad del agua a los resultados de los muestreos del año 2019. Estos valores se nombran C_i .
- Se transformaron las dimensionales de cada parámetro de calidad del agua de forma adimensional, utilizando la siguiente fórmula:

Ecuación 5 Transformación de parámetros a formas adimensionales

$$C_i = \text{Ln}(i + 1)$$

- Para la reducción de variables se realizó un análisis factorial, utilizando el programa estadístico XL STAT (2013). A las variables seleccionadas, se les llamó: $C_{(i2)}$.
- Se ordenaron las variables seleccionadas en rangos máximos y mínimos.
- Se investigaron en línea las diferentes legislaciones relacionadas con los rangos de las variables seleccionadas.
- Se procedió a igualar los datos de las variables seleccionadas con los valores máximos y mínimos de las diferentes legislaciones. En el caso de que ninguna legislación estuviera en estos rangos, se utilizaron los datos de campo. Para lo cual, se utilizó la siguiente fórmula:

Ecuación 6 Homogenización de datos de variables según leyes de calidad del agua

$$C_{i3} = \frac{C_{i2} - C_{i2 \text{ min}}}{C_{i2 \text{ max}} - C_{i2 \text{ min}}}$$

- Ajuste de escalas de valores en un rango del 1 al 10. A este valor se le llamó C_{i4} , para esto se utilizó la fórmula que, a continuación, se presenta, aplicada para todos los parámetros de calidad del agua, excepto para el oxígeno.

Ecuación 7 Ajuste de valores en rangos del 1 al 10

$$C_{i4} = (1 - C_{i3}) * 10$$

Ecuación 8 Ajuste de valores del 1 al 10 para el oxígeno disuelto

$$C_{i4} = C_{i3} * 10$$

- Finalmente, se sumó el promedio de las variables ajustadas C_{i4} . Para calcular el PCQ se utilizó la siguiente fórmula:

Ecuación 9 Cálculo de promedios de calidad del agua

$$P_{cq} = \frac{\sum_{i=1}^n C_{i4}}{ni}$$

El segundo paso: Relacionar los valores del promedio de calidad fisicoquímica del agua con las diferentes familias de macroinvertebrados acuáticos:

- Se calculó el promedio de los taxones de macroinvertebrados por sitio y por épocas de muestreo.
- Se continuó con la transformación de las clases por la abundancia de los organismos.
- Se relacionaron las clases de abundancia de organismos utilizando matrices de los promedios de familias de macroinvertebrados por sitios de muestreo, con el promedio de calidad fisicoquímica PCQ.
- Se repitió cada puntaje del PCQ tantas veces como indicó el promedio de la clase de abundancia de los taxones de macroinvertebrados acuáticos.
- Se calculó el quinto percentil, para obtener el valor de bioindicación de cada familia o clase reportada durante el tiempo de la realización del estudio, es decir, en el año 2019.
- Usando la matriz de promedio de abundancia de macroinvertebrados acuáticos, se procedió a realizar los cálculos de presencia o ausencia. Si estaban presentes los organismos, sin importar la cantidad, se multiplicaban por 1 y si no se encontraban, se dejaban como cero (0).
- Con los resultados de la bioevaluación de los macroinvertebrados acuáticos, se desarrollaron dos BMWP. A estos se les llamó BMWP- GT- 1 y BMWP-GT-2.
- Para cada índice BMWP-GT-1 y BMWP-GT-2, se desarrolló una escala de calidad del agua. Los nombres son asignados a cada una de las categorías por Alba–Tercedor (1996) con las modificaciones propuestas por Ruiz et al., (2017). Por conveniencia, para poder comparar con otros índices, se cambió la escala de seis clases de los BMWP particularmente evaluados y se utilizó una escala de cinco clases como es usada en Suramérica, según la propuesta por Leaña-Sanabria y Pérez-Barriga (2020), lo cual se presenta en el Cuadro 15.

Cuadro 15

Propuesta de escala de cinco clases para el BMWP-GT

Categoría	Rango
<i>Excelente</i>	<i>>101</i>
<i>Buena</i>	<i>61 - 100</i>
<i>Regular</i>	<i>36 - 60</i>
<i>Mala</i>	<i>16 - 35</i>
<i>Pésima</i>	<i>< 0 - 15</i>

- Validación de los dos nuevos índices biológicos, por medio de su aplicación a todos los resultados del año 2019. Se comprobó su efectividad comparándolos con el RBP y con otros índices ya conocidos, como los siguientes: BMWP-ATI, IBF-SV, BMWP-CR y EPT. A estos resultados también se les calculó la correlación bivariada de Pearson. Por último, se realizó el cálculo de las diferencias entre el RBP y los índices biológicos propuestos.

3.7. Validación de nuevos índices

Se realizó la validación de los dos nuevos índices para Guatemala: el ICA-GT y el BMWP-GT.

3.7.1. Validación del ICA-GT

Para el cálculo del ICA-GT, se utilizaron los datos de los muestreos del 2018. Este muestreo se realizó en seis ríos de la vertiente del Pacífico de Guatemala. Los ríos muestreados fueron: Ocosito, Sis Ican, Madre Vieja, Acomé, María Linda y Los Esclavos. Los cuales, durante este año, solamente se muestrearon cuatro veces, dos en la época seca: marzo y diciembre; dos en la época lluviosa: junio y octubre.

Los parámetros que se utilizaron para calcular el ICA-GT fueron los siguientes: oxígeno disuelto, amonio, nitritos, nitratos, fósforo total y demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅); empleando las respectivas fórmulas para el cálculo de SI. Además, se calculó el promedio de los resultados de los diferentes muestreos, clasificándolos por época lluviosa y época seca.

3.7.2. Validación del BMWP-GT

Para validar los dos índices biológicos nombrados como BMWP-GT-1 y BMWP-GT-2, se calculó primero el promedio de los muestreos de macroinvertebrados acuáticos realizados durante los diferentes meses de muestreo del año 2018.

CAPÍTULO IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. Resultados del primer objetivo de investigación

Para darle cumplimiento al primer objetivo de la investigación, se realizaron estudios de campo, durante dos años. En el primer período, en el año 2018, se muestrearon seis ríos. En el segundo año, 2019, se evaluaron tres. En ambos se valoraron parámetros fisicoquímicos de calidad del agua y muestras de macroinvertebrados acuáticos.

A los resultados de los parámetros fisicoquímicos analizados durante el año 2018 se les aplicó el índice de calidad denominado ICA-CALVO-TEC. Los resultados se presentan en el Cuadro 16. Al observar éste, se puede apreciar que no se reportaron sitios de muestreo Clase 1, solamente el 1.38 % de los resultados se clasificó como clase 2, el 25 % como clase 3, el 58.33 % como clase 4 y el 15.27% como clase 5.






Cuadro 16

Determinación de la calidad del agua, utilizando el ICA-Calvo-TEC a los muestreos del año 2018

Río	Zona	Mes de muestreo 2018			
		Marzo	Junio	octubre	diciembre
Acomé	baja	65.9	22.5	26.1	26.4
	Media	25.7	20.5	26.7	26.4
	Alta	46.1	63.3	73.9	81.6
María Linda	baja	45.9	18.8	26.1	38.9
	Media	54.9	18.9	24.8	58.9
	alta	61.9	28.5	24.9	50.3
Los Esclavos	baja	39.1	19.6	23.1	61.4
	media	58.6	26.2	18.4	25.3
	alta	46.1	19.7	25.2	27.9
Madre Vieja	baja	44.6	19.7	26.4	26.4
	media	23.9	19.5	26.6	25.8
	alta	24.1	19.7	26.1	26.6
Sis Ican	baja	25.9	27.3	26.2	26.2
	media	25.8	62.5	27.2	27.0
	Alta	25.7	27.3	19.6	27.0
Ocosito	baja	61.2	27.2	45.5	45.0
	media	62.1	31.2	30.9	31.0
	baja	26.4	27.2	19.4	19.6

Fuente: Gil-Rodas et al. 2021

Nivel de contaminación:

 Ninguno Clase 1	 Incipiente Clase 2	 Moderado Clase 3	 Severo Clase 4	 Muy severo Clase 5
--	---	---	---	---

El ICA-Calvo-TEC clasificó la calidad del agua de los ríos en un 58.33 % de los sitios de muestreo del año 2018 como clase 4 o con una “contaminación severa”, debido a las altas concentraciones de fosfatos, coliformes fecales y DBO₅. Para lo anterior se utilizó la escala original del ICA-CALVO-TEC, la cual se presenta en el Cuadro 5. Estos resultados revelaron que los puntos seleccionados en el primer muestreo se encontraban principalmente en los niveles desde moderado (clase 3), severo (clase 4) a muy severo (clase 5). Por lo anterior se propusieron otras áreas de estudio para el año 2019. En las nuevas zonas de evaluación para el año 2019, se trató de incluir lugares que presentaran las calidades relacionadas con la clase 1 y 2, según el reglamento costarricense (MINAE, 2007).

En la Figura 20, se puede apreciar el mapa de los ríos de la vertiente del Pacífico muestreados durante el año 2018, en el cual el 98 % presentaba la clasificación entre clase 3 “Moderada”, clase 4 “Severa” y clase 5 “Muy severa” contaminación del agua. Para desarrollar esta figura, se promediaron los datos de cada sitio de muestreo, por esa razón los resultados se observan un poco diferentes al Cuadro 16.

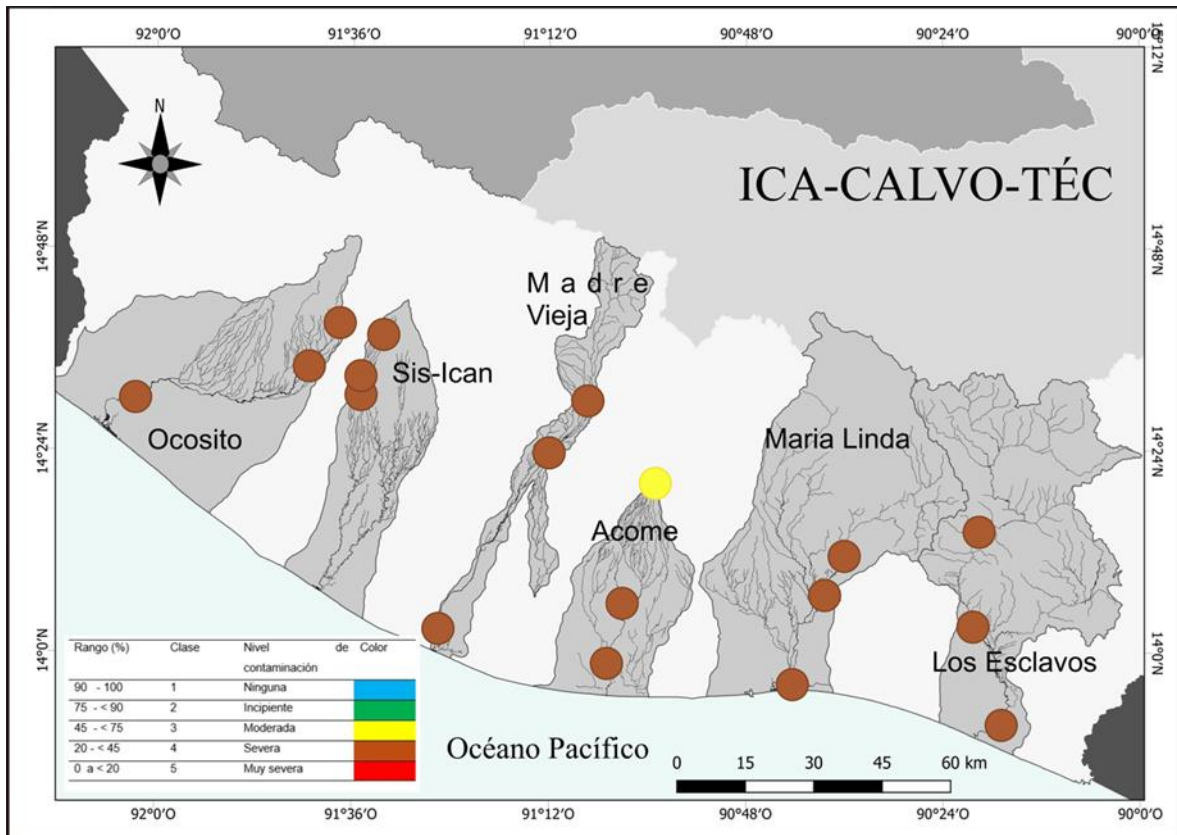


Figura 20 Mapa con los resultados del cálculo del ICA-Calvo-TEC para los muestreos del año 2018 (Gil-Rodas et al., 2021)

Con los datos de campo del 2018 se utilizaron también varios índices de calidad del agua, fisicoquímicos y biológicos, con el sentido de llevar a cabo un estudio comparativo preliminar y obtener varias conclusiones. Los resultados que a continuación se presentan son parte del artículo publicado por Gil-Rodas et al., (2023). Los valorados fueron: El Índice Biológico a nivel de Familias de El Salvador (IBF-SV), el Promedio por taxon de Familias (ASPT, por sus siglas en inglés), el porcentaje Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera (EPT), el Protocolo de Bioevaluación Rápida (RBP), el *Biological Monitoring Working Party* de Atitlán (BMWP-Ati) y el *Biological Monitoring Working Party* de Costa Rica (BMWP-CR). Los resultados se pueden observar en el Cuadro 17 y también en las figuras 20, 21, 22, 23, 24 y 25.

Cuadro 17

Comparación entre diferentes índices fisicoquímicos y biológicos del promedio de resultados de los muestreos del año 2018

Río	Zona	Índice						
		IBF-ES	BMWP-Ati	BMWP-CR	EPT	ASPT	Calvo-TEC	RBP
Acomé	Baja	6.23	35	27	41	5.0	35.2	46
Acomé	media	7.62	48	33	12	4.1	24.8	63
Acomé	Alta	6.47	82	74	28	4.8	66.2	149
María Linda	Baja	6.97	22	8	2	4.1	32.4	70
María Linda	media	6.83	44	30	10	3.8	39.4	82
María Linda	Alta	5.79	56	48	21	4.4	41.4	152
Los Esclavos	Baja	5.08	30	15	2	3.8	31.8	114
Los Esclavos	media	7.08	42	34	33	4.4	22.4	86
Los Esclavos	Alta	5.43	51	41	22	4.2	28.8	84
Madre Vieja	Baja	5.27	66	51	41	4.3	29.3	103
Madre Vieja	media	5.69	95	87	57	4.9	24.0	117
Madre Vieja	Alta	5.31	104	98	63	5.0	24.1	168
Sis Ican	Baja	5.92	93	86	78	5.3	26.4	121
Sis Ican	media	5.78	78	73	62	5.1	35.6	150
Sis Ican	Alta	6.08	75	67	53	4.8	24.9	166
Ocosito	Baja	5.83	59	42	22	4.2	44.7	80
Ocosito	media	5.43	51	41	16	4.7	38.8	131
Ocosito	Alta	5.26	47	41	36	4.5	23.1	169

Fuente: Gil-Rodas et al.,2023.

También se utilizó el índice biológico a nivel de familias- IBF el cual fue adaptado y desarrollado para El Salvador (IBF-ES). Este clasificó el agua de los ríos de la vertiente del Pacífico, de la siguiente forma: el 0 % “Excelente”, el 38.88 % “Buena” de igual manera la clase “Regular”, el 16.66 % clase “Mala” y el 5.55 % como clase “Pésima” (Sermeño et al., 2010a). Para la comparación, se utilizó la escala original del IBF-SV, la cual se presenta en el Cuadro 9. Los resultados se pueden apreciar en la Figura 21 y en el Cuadro 17.

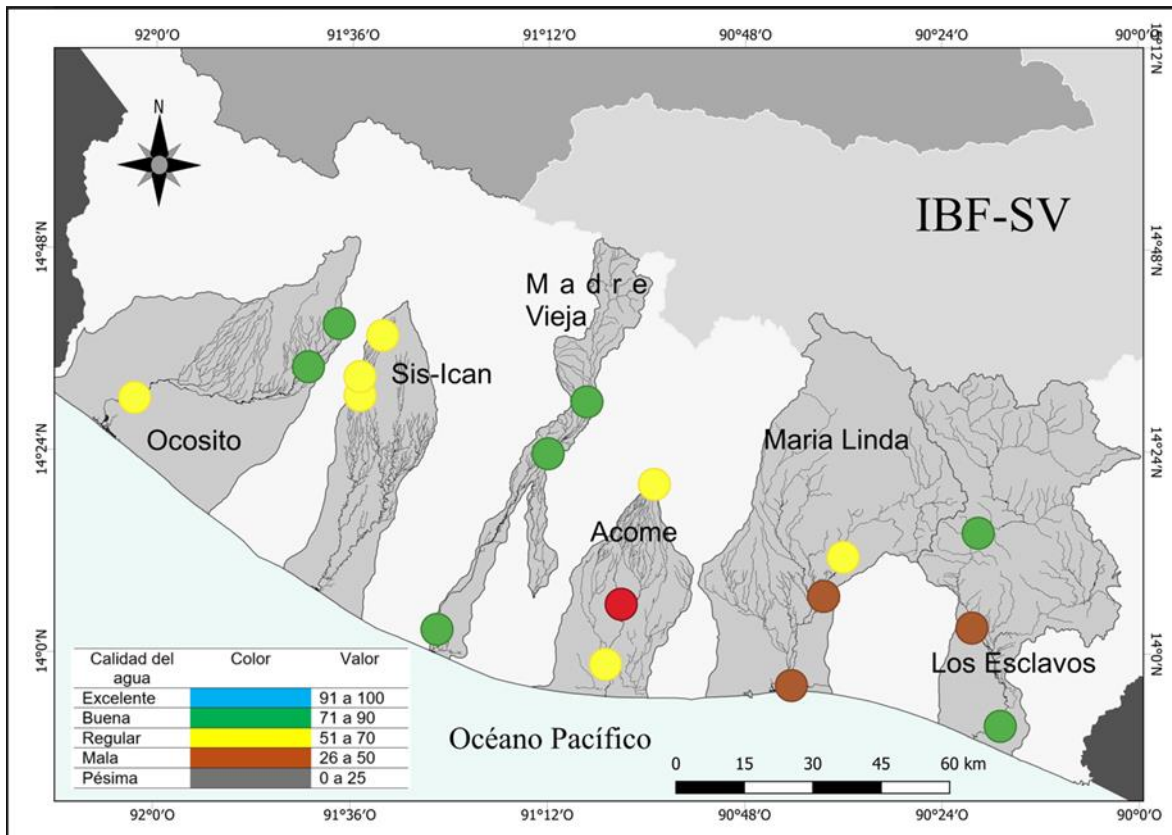


Figura 21 Resultados del cálculo del IBF-SV, en los muestreos del año 2018 (Gil-Rodas et al., 2023)

La diferencia que se observa entre los resultados de la evaluación de los datos del año 2018 con el ICA-Calvo-TEC y el IBF-SV, se debe principalmente a que cada índice utiliza distintos parámetros para evaluar la calidad del agua. En el caso del ICA-Calvo-TEC usa fisicoquímicos, mientras que el IBF-SV- (Sermeño et al., 2010a) clasifica el agua, empleando macroinvertebrados acuáticos. En lo que coinciden ambos índices es que clasifican el mayor porcentaje de los sitios de muestreo en los rangos medios.

También se calculó el índice denominado ASPT el cual se calcula considerando el promedio por taxon de familias de macroinvertebrados acuáticos (Peña, et al., 2019). La escala que se utilizó fue la que se presenta en el Cuadro 11. El ASPT clasificó el 50 % de los sitios de muestreo como calidad del agua 3 y 4, nombrada con niveles de contaminación “dudosa” y “crítica”, respectivamente. Los resultados se presentan en la Figura 22.

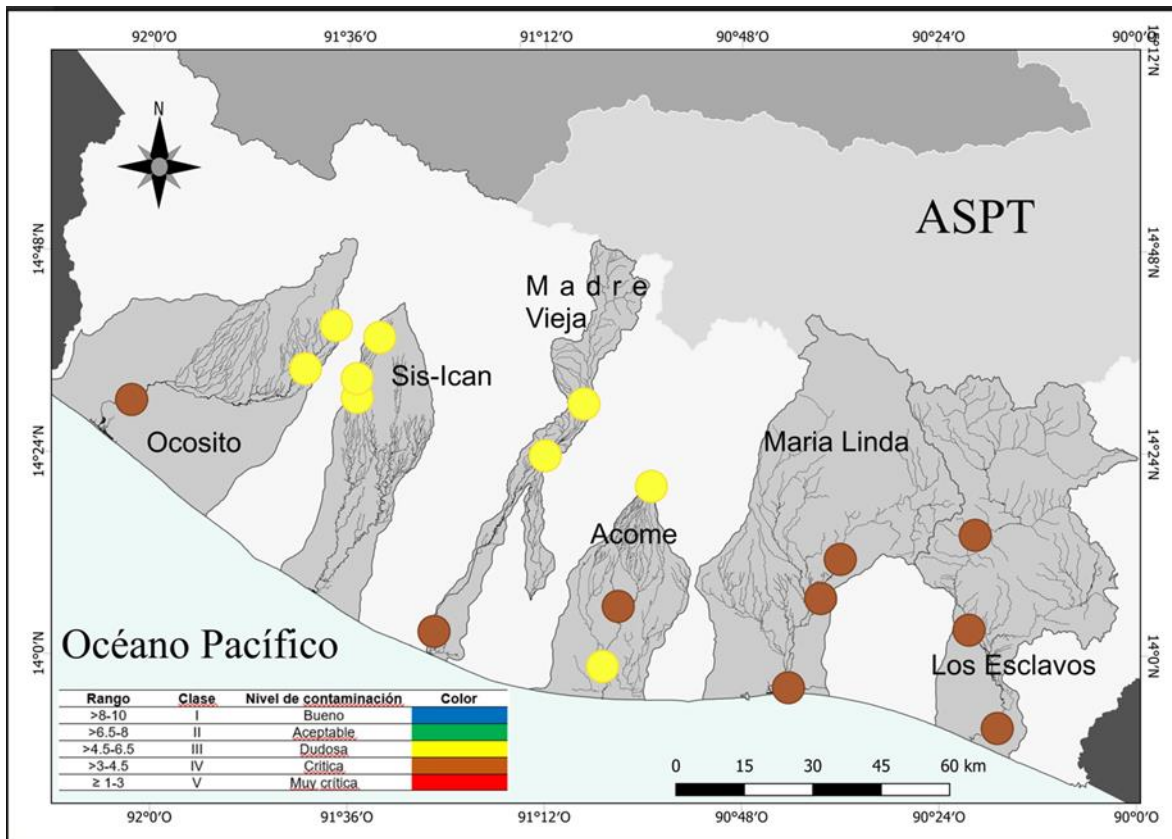


Figura 22 Resultados del cálculo del ASPT, en los muestreos del año 2018 (Gil-Rodas et al., 2023)

La diferencia entre los resultados de la clasificación del ICA-Calvo-TEC con los del ASPT, se debe a que ambos índices evalúan aspectos diferentes. El ICA-Calvo-TEC valora el agua según parámetros fisicoquímicos, mientras que el ASPT, utiliza macroinvertebrados acuáticos. Sin embargo, ambos índices catalogan el agua en rangos medios.

También se calculó el porcentaje de Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera (EPT), los resultados se pueden ver en el Cuadro 17 y en la Figura 23. La escala utilizada fue la original para este índice, la cual se presenta en el Cuadro 10 (Carrera y Fierro, 2001, citado en Buenaño et al., 2018). Los porcentajes se calculan con base al Cuadro 17. Se puede observar que no se presentan resultados de la clase 1 “Muy buena”, el 27 % clasifica el agua como clase 2 “Buena” y clase 3 “Regular” y el mayor porcentaje 44 % fue para la clase 4 “Mala”. La diferencia entre los resultados del EPT con el ICA-Calvo-TEC, se debe a que ambos índices catalogan con parámetros diferentes. El EPT califica el agua utilizando macroinvertebrados acuáticos, mientras que el ICA-Calvo-TEC, con parámetros fisicoquímicos. La categorización utilizando el EPT,

castiga fuertemente la calidad del agua, debido a que los organismos que emplea, pertenecen solo a tres órdenes.

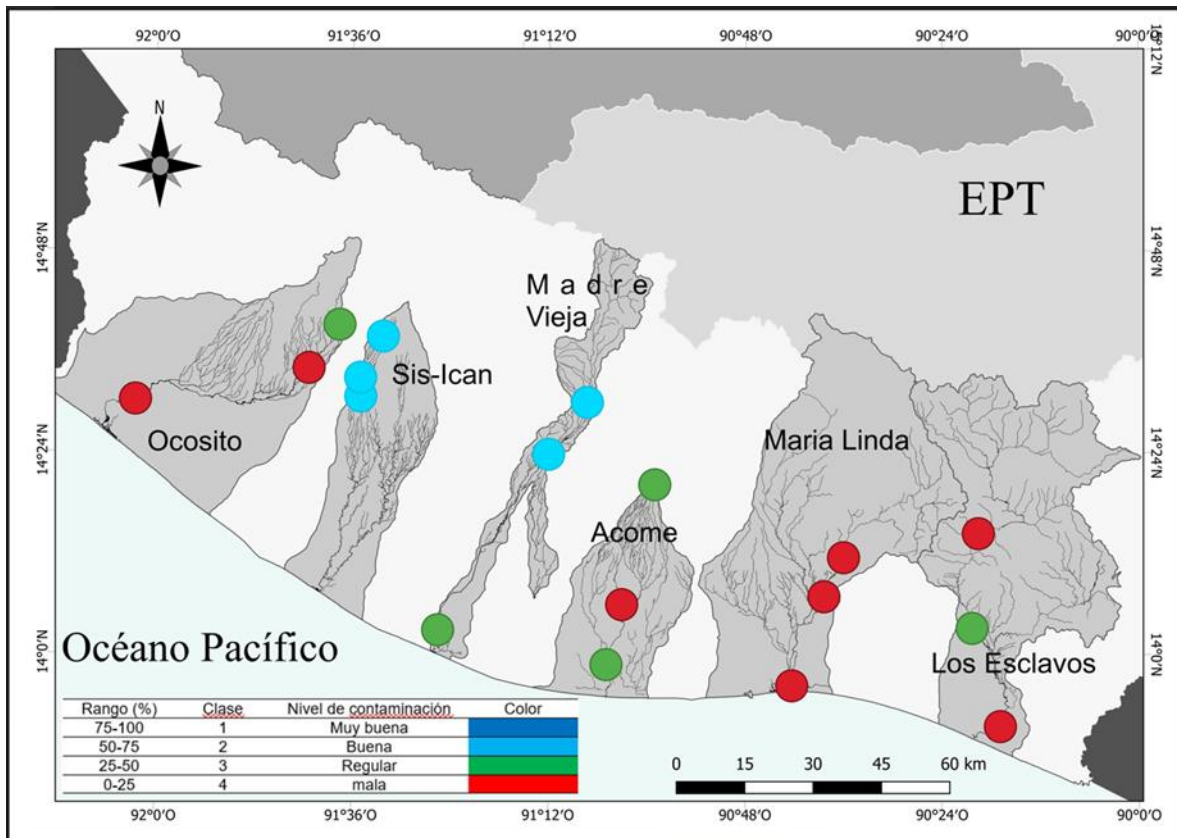


Figura 23 Resultados del cálculo del EPT en los muestreos del año 2018 (Gil-Rodas et al., 2023)

Los resultados de la determinación del Protocolo de Bioevaluación Rápida (RBP) se compararon con la escala “A” del Cuadro 12, la cual es la original. El agua se clasificó de forma más variada, desde calidad del agua de categoría “óptimo” el 16.66 %, “subóptimo” el 22.22 %, “marginal” el 27.77% y “pobre” el 33.33 % (Barbour et al. 1999., Cornejo et al., 2019). Lo cual se puede apreciar en la Figura 24.

La diferencia entre el RPB con el ICA-Calvo-TEC, es porque ambos índices evalúan la calidad del agua utilizando desiguales parámetros. El RPB lo realiza por medio de la observación visual que hacen los expertos de todo el entorno y los nichos ecológicos donde se encuentra ubicado el sitio de muestreo. Mientras que el ICA-Calvo-TEC, utiliza medidas fisicoquímicas del agua.

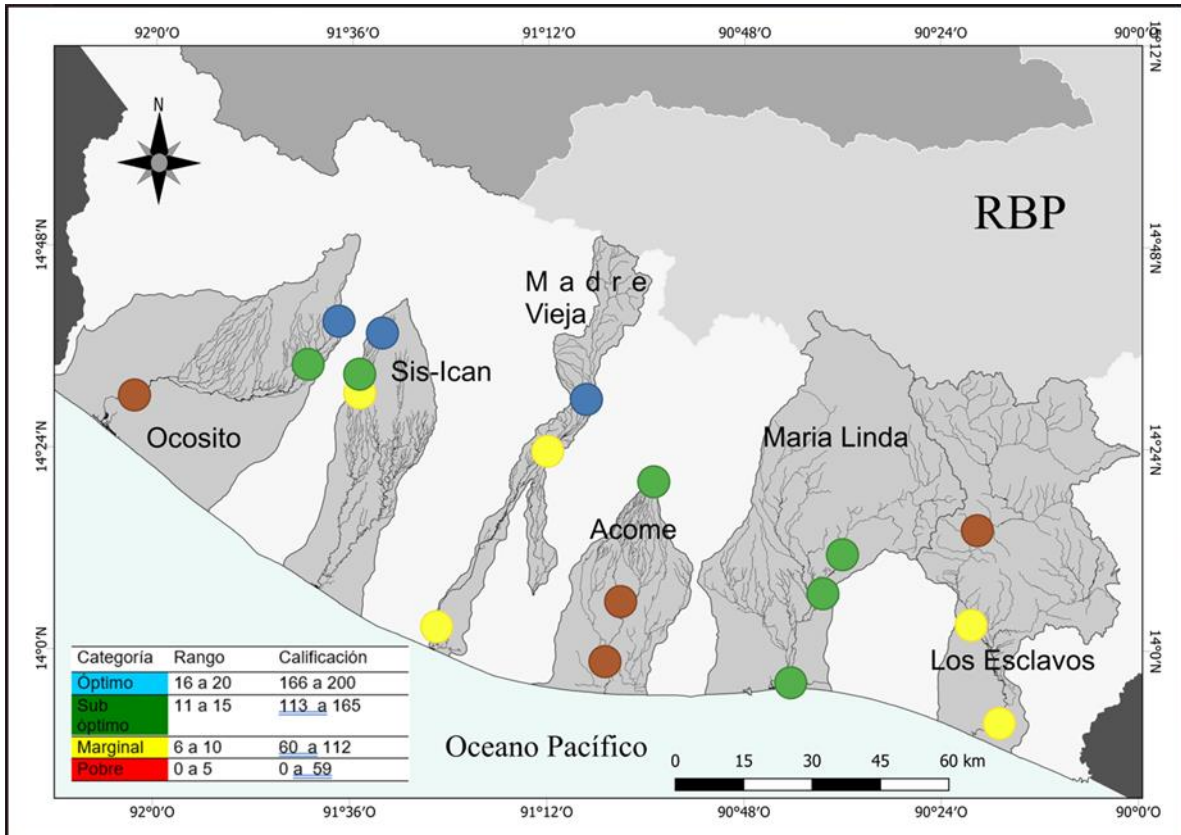


Figura 24 Resultados del cálculo del RBP, en los muestreos del año 2018 (Gil-Rodas et al.,2023)

Se evaluó la calidad del agua de los resultados del año 2018 con el BMWP-Ati, para lo cual se utilizó la escala original, presentada en el Cuadro 7. El BMWP-Ati clasificó el agua de forma variada. Como clase 1 “Excelente” el 0 %, clase 2 “Buena” el 5.5 %, clase 3 “Regular” el 33.33 %, clase 4 “Mala” (Contaminada) el 44 %, clase 5 “Mala” (Muy Contaminada)” el 11.11 % y como clase 6 “Muy mala” el 0% (Reyes, 2012). Los resultados se pueden ver en la Figura 25 y en el Cuadro 17.

La razón principal por la que los resultados del BMWP-Ati, difieren con el ICA-Calvo-TEC, se debe a que ambos índices clasifican el agua de manera distinta. El BWMP-Ati, clasifica el agua usando macroinvertebrados acuáticos, mientras que el ICA-Calvo-TEC, utiliza parámetros fisicoquímicos de calidad del agua.

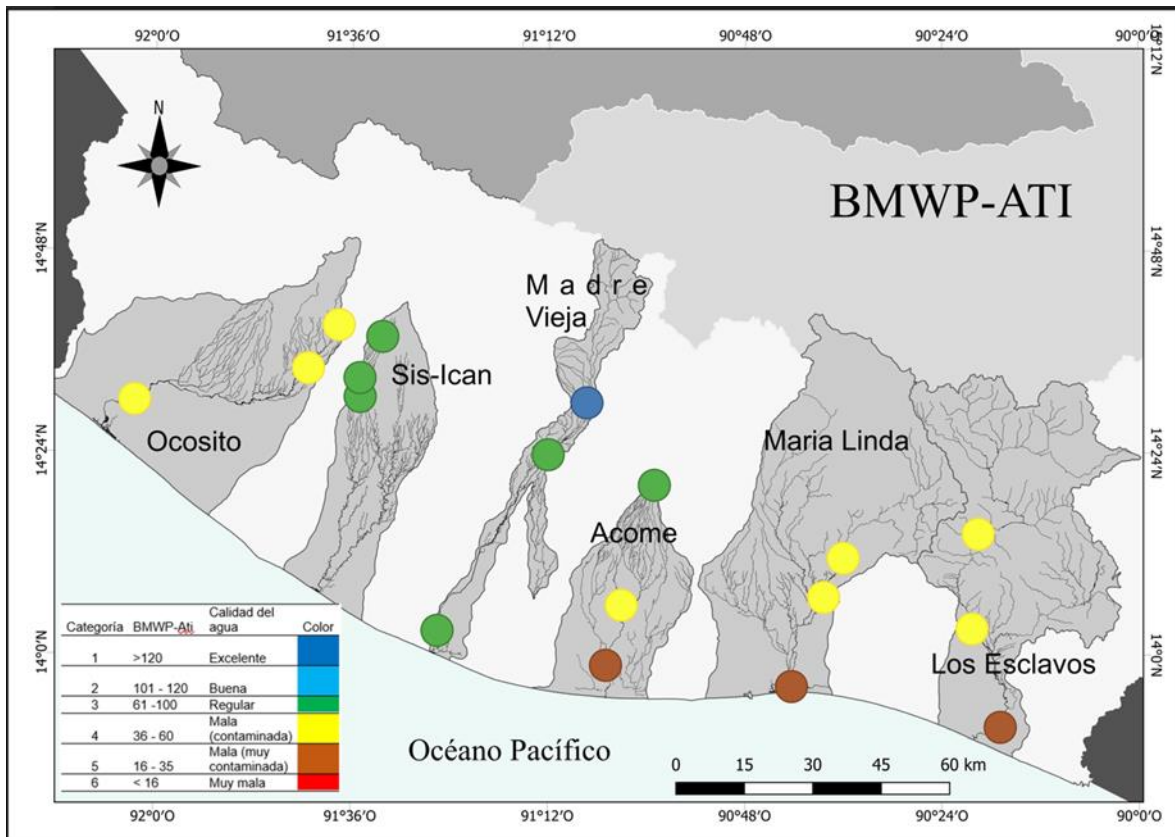


Figura 25 Resultados del cálculo del BMWP-ATI, en los muestreos del año 2018 (Gil-Rodas et al., 2023)

Para la comparación del BMWP-CR, se utilizó la escala original, la cual se encuentra en el Cuadro 8. El BMWP-CR clasificó el agua de los muestreos del año 2018 de la siguiente forma: El 33.33 % clase 3 “Regular” y como clase 4 “Mala” (Contaminada), el 22.22 % como clase 5 “Mala” (muy contaminada) y como clase 6 “Muy mala” el 0 % (MINAE, 2007). Los resultados se pueden ver en la Figura 26 y en el Cuadro 17.

Los resultados de la clasificación del agua usando el BMWP-CR son diferentes al compararlos con la evaluación que se hace con el ICA-Calvo-TEC, debido a que ambos índices utilizan parámetros distintos. Sin embargo, los dos índices no catalogan la calidad del agua en sus valores extremos, si no que en su mayoría se encuentran dentro de los rangos medios.

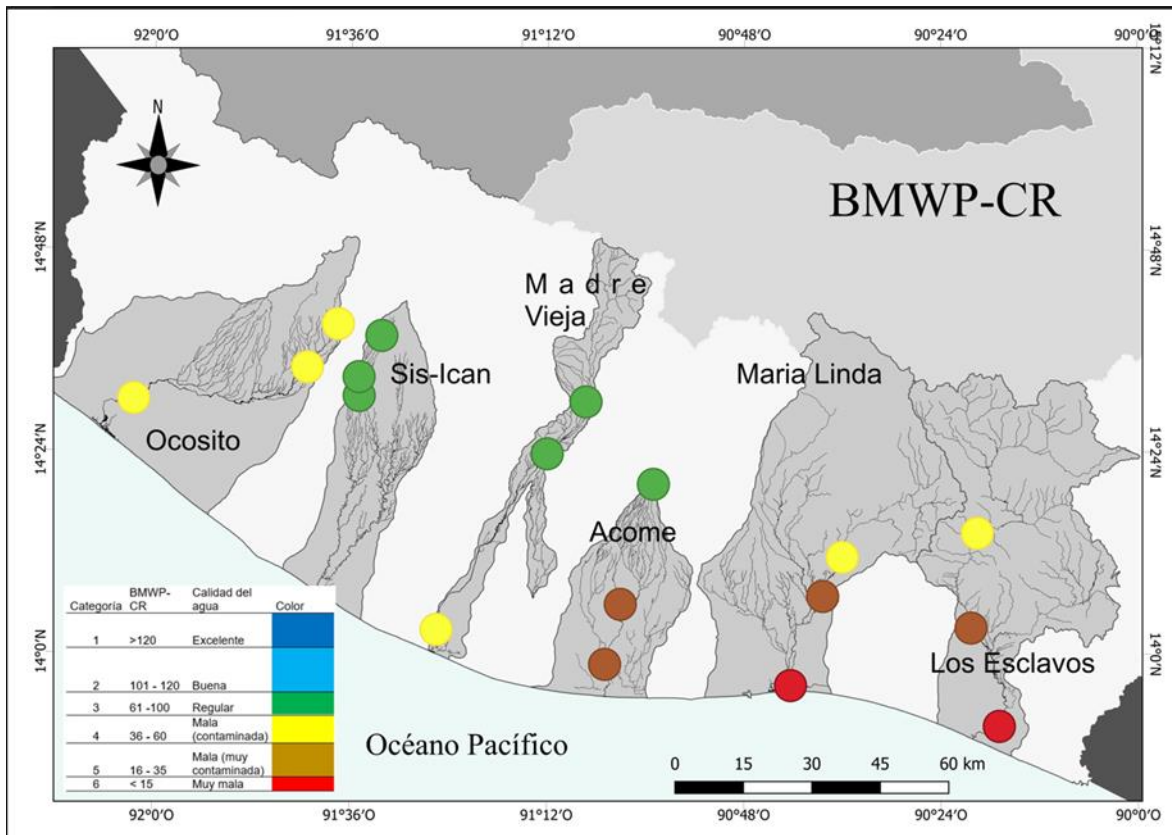


Figura 26 Resultados del cálculo del BMWP-CR. en los muestreos del año 2018 (Gil-Rodas et al.,2023)

4.1.1. Resultados e interpretación de los indicadores fisicoquímicos y microbiológicos

Los muestreos de parámetros fisicoquímicos y biológicos se realizaron durante dos años. En el 2018 se evaluaron 17 y en el 2019, se analizaron 26 indicadores. El objetivo principal de la presente investigación era utilizar los datos obtenidos para generar dos Índices de calidad del agua. A continuación, se explican y se grafican únicamente los resultados del año 2019, porque fueron los utilizados para el cálculo de los índices.

De los 26 parámetros evaluados durante el año 2019, 22 no presentaron diferencias entre los datos según la prueba de Kruskal Wallis con valores mayores a $p = 0.05$. Los que sí demostraron discrepancias entre los ríos muestreados fueron: la salinidad, la conductividad, sólidos totales disueltos y el Protocolo de Bioevaluación Rápida (RBP). Se encontró que el río que presentó contrastes en cuanto a los resultados fue el río María Linda, al compararse con Los Esclavos y el Acomé.

Al comparar los resultados entre las épocas climáticas seca y lluviosa durante los muestreos realizados, se reportó lo siguiente:

La temperatura del agua, salinidad, conductividad, sólidos totales disueltos, coliformes totales, coliformes fecales y el RBP fueron los únicos resultados que no presentaron diferencias significativas entre las dos épocas climáticas de muestreo (lluviosa y seca).

En el resultado de la comparación entre la ubicación de los sitios de muestreo, se reportó lo siguiente: De los 26 parámetros evaluados durante el año 2019, 16 no presentaron diferencias significativas entre la zona de ubicación de cada río. Los demás indicadores sí presentaron diferencias significativas. Debido a lo anterior, se procedió a realizar las pruebas: Múltiple comparación de *p* valores (2-colas) y variables de los grupos independientes. Se demostró que los sitios en la parte alta de los ríos presentaban diferencias significativas entre las zonas media y baja.

A continuación, se presenta en el Cuadro 18, los resultados de los muestreos realizados durante el año 2019, clasificados por rangos, según la escala original del Protocolo de Bioevaluación Rápida- RBP (Cuadro 12 "A"), la cual consta de cuatro clases. Esta tabla resultó ser muy útil al momento de evaluar los diferentes reglamentos con sus indicadores de calidad con relación a la realidad ambiental de los ríos guatemaltecos. Esto permitió aceptar algunas regulaciones de diferentes fuentes para indicadores particulares, modificar otras o proponer nuevos rangos por clasificación.

Cuadro 18

Parámetros de calidad del agua, clasificados según los rangos del RBP en los sitios de muestreo del año 2019

Parámetros	Clase 1	Clase 2	Clase 3	Clase 4
Temp del agua (°C)	16.2 a 19.7	23.59 a 30	21.26 a 32.31	27.5 a 27.71
pH	7 a 8.3	7 a 8.4	6.9 a 9.4	7.5 a 8.2
Oxígeno disuelto (mg/l)	3.4 a 6.0	3.2. a 7	2.0 a 7.8	3.0 a 6.9
% O ₂	53 a 72	30 a 92	35 a 102	38 a 88
Salinidad (ppt)	0.03 a 0.007	0.001 a 0.15	0.07 a 0.65	0.1 a 0.16
Conductividad (µS/cm)	56 a 141	88 a 365	143 a 600	239 a 340
STD (mg/l)	23 a 70	56 a 169	71 a 315	111 a 169
CO ₂ (mg/l)	0.0 a 0.99	0.0 a 8.79	0.0 a 20	0.0 a 2.49
DBO ₅ (mg/l)	0.0 a 100	0 a 90	0 a 158.4	42 a 59
Turbidez (Unidades de Turbidez Nefelométrica- [UTN])	0 a 100	0 a 300	1 a 444	26 a 62
Alcalinidad (mg/l)	45 a 286	75 a 523	50 a 524	124 a 280

Dureza (mg/l)	32 a 58	40 a 124	48 a 200	68 a 138
			0.0001 a	
Cloruros (mg/l)	0.001 a 0.2	0.01 a 0.2	0.35	0.19 a 0.2
Sólidos Sedimentables-Ssed (ml/l)	0.0 a 0.1	0.00 a 50	0.00 a 130	0.1 a 0.2
Sólidos suspendidos Totales -SST (mg/l)	0.0008 a 0.1	0.0 a 0.006	0.0 a 1.1	0.0009 a 0.007
P total (mg/l)	0.0 a 0.79	0.0 a 0.59	0.0 a 0.69	0.21 a 0.26
PO ₄ ³⁻ (mg/l)	0.0 a 2.43	0.0 a 2.68	0.00 a 2.75	0.6 a 0.8
SO ₄ ²⁻ (mg/l)	0.0 a 2.0	0.00 a 46	0.42 a 70	6 a 25
NO ₃ ⁻ (mg/l)	0.0 a 7	0.01 a 35	0.01 a 32	0.4 a 4
			0.058 a	
NO ₂ ⁻ (mg/l)	0.0 a 1.5	0.005 a 4.2	18.9	0.11 a 0.13
NH ₄ ⁺ (mg/l)	0.0 a 1.22	0.0 a 1.31	0.0 a 53	0.01 a 0.06
		0.04 a		
N total (mg/l)	0.02 a 1.58	2.76	0.04 a 5.8	0.09 a 0.99
Coliformes totales (Número Más Probable NNP/100ml)	9.3 a 1100	6.2 a 35,000	0.0 a 1100	4.5 a 1100
Coliformes fecales (NMP/100ml)	0.0 a 1100	0.0 a 1100	0.0 a 1100	4.5 a 11009

Debido a que en Guatemala, en la actualidad no existe legislación para el uso general del agua, fue necesario buscar reglamentos que sirvieran para comparación. Los utilizados, fueron los siguientes:

- Acuerdo Gubernativo No. 236-2006. Reglamento de las descargas y Reúso de aguas residuales y de la disposición de lodos (Gobierno de Guatemala, 2006),
- Norma Técnica Guatemalteca. Agua para consumo humano (Comisión Guatemalteca de Normas [COGUANOR], 2013).
- Norma Regional de Calidad del agua (Comité Coordinador Regional de Instituciones de Agua Potable y Saneamiento de Centroamérica, Panamá y República Dominicana [CAPRE], 1994).

Además de lo anterior, utilizando la información generada en el Cuadro 18, se buscaron leyes en diferentes países para proponer una Normativa para evaluar la calidad del agua en Guatemala. Esto se presenta en el Cuadro 19. En varios casos las leyes no se adaptaban completamente a los rangos de calidad del agua, por lo que tuvieron que modificarse, por ejemplo, con los coliformes fecales, demanda bioquímica de oxígeno, nitritos, entre otros. En los casos que no se encontró ley, se buscaron autores que propusieran algún rango para el parámetro indicado, como en el caso de la dureza, fosfatos y el oxígeno disuelto. De último si no se encontraba ley, ni autor, se utilizaron los datos de campo, como en el caso de los cloruros, salinidad, sólidos sedimentables, sólidos suspendidos totales y la turbiedad.

Cuadro 19

Normativa propuesta para evaluar la calidad del agua de los ríos de Guatemala

Propuesta nueva	Origen	Clase				
		I	II	III	IV	V
Alcalinidad (mg/l)	Propio según datos de campo	0-<55	55-<140	140-<320	320-<470	>=470
Amonio (mg/l)	Europa Central/Asia modificado	<0.2	0.2-<0.5	0.5-<1.3	1.3-2.2	>2.2
Cloruros (mg/l)	Propio según datos de campo	0-<150	150-<250	250-<400	400-<500	>=500
Coliformes fecales (NMP/100ml)	Europa Central/Asia (modificado)	<100	100-<3000	3000-<10000	10000-<20000	>20000
Conductividad (µS/cm)	Perú	0-1500	>1500-2500	>2500-5000	>5000	---
DBO ₅ (mg/l)	Chile modificado	<15	15-35	>35-70.	>70-100	>100
Dureza (mg/l)	Roldan, y Ramírez, 2022	0-<75	75-<150	150-<300	300-<400	>=400
Fosfatos (mg/l)	Singh modificado (Singh, et al., 2013)	<0.27	0.27-<0.70	0.70-<1.65	1.65-2.5	>2.5
Fósforo total (mg/l)	Europa Central/Asia	<0.15	0.15-<0.3	0.3-<0.7	0.7-1	>1
Nitrato (mg/l)	Costa Rica	<5	5-<10	10-<15	15-<20	>=20
Nitrito (mg/l)	Perú (modificado)	<1	1-<2.5	2.5-<5.5	5.5-<8	>=8
Nitrógeno total (mg/l)	Europa Central/Asia (modificado)	<2.5	2.5-<6.3	6.3-<13.7	13.7-20	>20
Oxígeno disuelto (mg/l)	Liou (modificado) (Liou, et al., 2003)	6.5->6.05	6.05->5.4	5.4->4	4->2.9	<=2.9
pH (adimensional)	Europa Central/Asia	6.5-9.0	6.5-9.0	6.5-9.0	6.5-9.0	<6.5->9.0
Porcentaje saturación O ₂ (porcentaje %)	Costa Rica modificado	88-100/ 100-111	74- 88/>111- 117	49- 74/>117- 130	49-30	<30 o >130
Salinidad (ppt)	Propio según datos de campo	0-<0.12	0.12-<0.28	0.28-<0.62	0.62-<0.90	>=0.90
Sólidos Sedimentables Ssed (ml/l)	Propio según datos de campo	0-120	>120-300	>300-700	>700-1000	>1000
Sólidos Suspendidos Totales SST (mg/l)	Propio según datos de campo	0-100	>100-190	>190-317	>317-400	>400
Sulfatos (mg/l)	Europa Central/Asia (modificado)	0-<150	150-<250	250-<400	400-500	>500
Turbiedad (UTN)	Propio según datos de campo	0-65	>65-160	>160-350	<350-500	>500

No se hace una descripción exhaustiva de los resultados fisicoquímicos del agua, porque el objetivo principal de la investigación no era comparar monitoreos en los diferentes años que se realizó la misma. Mas bien era utilizar esa información y así generar dos índices de calidad del agua, uno fisicoquímico y otro biológico específicos para Guatemala. Sin embargo, en el Cuadro 20, se presenta el resumen del promedio de los parámetros evaluados durante los años 2018 y 2019. En el mismo se conciben cuatro comparaciones en relación a la calidad del agua: la primera según normativa propuesta para Guatemala, la segunda con el Acuerdo Gubernativo

236 para aguas residuales, la tercera con la Norma Técnica guatemalteca para Consumo humano (COGUANOR,2013) y la cuarta con la Norma Regional de calidad del agua (CAPRE, 1994).

Cuadro 20

Resultados de valores promedios de los muestreos realizados en los años 2018 y 2019, comparados con la normativa propuesta para Guatemala y otros reglamentos

No.	Parámetro	Valor medio año 2018	Valor medio año 2019	Normativa propuesta para evaluar la calidad del agua de los ríos de Guatemala		Ac.Gub. 236-2006 Aguas residuales	COGUANOR	Norma regional CAPRE
				2018	2019			
1	pH	7.82	7.76	Clases 1-5	Clases 1 - 5	6 a 9	6.5 a 8.5	6.5 a 8.5
2	O ₂	7.69 mg/l	5.88 mg/l	Clase 1	Clase 2	-----	-----	-----
3	% sat O ₂	96.92%	60.90%	Clase 1	Clase 3	-----	-----	-----
4	Conductividad	196.98 μS/cm	265.26 μS/cm	Clase 1	Clase 1	-----	750 a 1500μS/cm	400 μS/cm
5	Sólidos Totales Disuelto STD	87.55 mg/l	131.28 mg/l	-----	-----	-----	500 a 1000mg/l	1000 mg/l
6	DBO ₅	11.09 mg/l	27.7 mg/l	Clase 1	Clase 2	100 mg/l	-----	-----
7	Turbidez		71.17 UTN	-----	Clase 2	-----	5 - 15 UTN	1 a 5 UTN
8	Alcalinidad		208.66 mg/l	-----	Clase 3	-----	-----	-----
9	Dureza		81.09 mg/l	-----	Clase 2	-----	100 – 500 mg/l	400 mg/l
10	PO ₄ ³⁻	3.81 mg/l	0.79 mg/l	Clase 5	Clase 3	-----	-----	-----
11	P total	0.22 mg/l	0.21 mg/l	Clase 2	Clase 2	10 mg/l	-----	-----
12	SO ₄ ²⁻		21.88mg/l		Clase 1	-----	100 – 250 mg/l	25 a 250 mg/l
13	NO ₃ ⁻	4.89 mg/l	6.61 mg/l	Clase 1	Clase 2	-----	LMP 50 mg/l	25 a 50 mg/l
14	NO ₂ ⁻	0.074 mg/l	1.37 mg/l	Clase 1	Clase 2	-----	LMP 3 mg/l	0.1 a 3 mg/l
15	NH ₄ ⁺	0.1 mg/l	2.58 mg/l	Clase 1	Clase 5	-----	-----	-----
16	Nt	2.15 mg/l	0.96 mg/l	Clase 1	Clase 1	20 mg/l	-----	-----
17	Coliformes totales		68,242 NMP/100ml	-----	-----	-----	-----	Negativo
18	Coliformes fecales	70,422 NMP/100ml	502 NMP/100 ml	Clase 5	Clase 5	1 x 10 ⁴	No detectable en 100 ml	Negativo
19	Salinidad		0.13 mg/l		Clase 2	-----	-----	-----
20	Dióxido de Carbono CO ₂		3.40 mg/l		-----	-----	-----	-----

21	Sólidos totales sed STsed		7.95 ml/l		Clase 1	-----	-----	-----
22	Sólidos totales suspendidos STS	44.94 mg/l	0.05 mg/l	Clase 1	Clase 1	-----	-----	-----
23	Cloruros Cl ⁻		0.11 ppm	Clase 1	Clase 1	-----	-----	25 a 250 mg/l
24	Temperatura del agua °C	26.03 °C	26.41 °C	-----	-----	< 40 °C		18 a 30°C

A continuación, se presenta una breve discusión del comportamiento de los parámetros de calidad muestreados durante los años 2018 y 2019. Sin embargo, las gráficas y los comentarios estadísticos están centrados en el segundo año de investigación, ya que los mismos se utilizaron para el cumplimiento de los objetivos.

Para año 2019, la temperatura ambiental mantuvo un valor de 26.77°C, la del agua presentó una media de 26.41°C. Para el año 2018, la media del agua fue de 26.03°C y la media ambiente igual 30.8°C. En ambos años los resultados de la temperatura del agua se encontraron dentro de los rangos para aguas potables, según las Normas CAPRE y por debajo de los límites propuestos por el Acuerdo Gubernativo par aguas residuales 236-2006.

Para evaluar diferencias entre los datos del año 2019, de temperatura ambiental, según el río, se utilizó una prueba de Kruskal-Wallis. En la que se demostró que no hay diferencias significativas entre los ríos ni entre los datos de temperatura del agua ($p=0.1645$ y K-W, $p=0.0862$, respectivamente).

El potencial **de hidrógeno pH** se reportó con un rango de valores medios, entre los ríos muestreados, de 7.82 para el año 2018 y de 7.76 para el año 2019. El resultado de los valores de pH, para ambos años se encontraban dentro de las clases de calidad del agua de Europa Central-Asia (OECD, 2011). Por la categoría del pH, se clasificó el agua en las clases 1 a 5 según la Normativa propuesta para calidad del agua de los ríos de Guatemala. También se ubicó entre los valores normales para aguas potables, según la Norma Técnica Guatemalteca para consumo humano (COGUANOR ,2013) y la Norma Regional de Calidad del agua- (CAPRE, 1994).

Se procedió a realizar la prueba de Kruskal–Wallis con la cual se pudo demostrar que no se presentaban diferencias significativas entre los datos de pH según el río muestreado (K-W, $p = 0.5887$).

En la Figura 27, se presenta una comparación entre el promedio de los valores de pH, con las medias mensuales de las lluvias ocurridas durante el año 2019. En esta gráfica, se puede apreciar que, durante el mes de septiembre, se observa una pequeña disminución en la concentración del pH. Lo anterior se debió al factor de dilución ocasionado por el aumento de las lluvias.

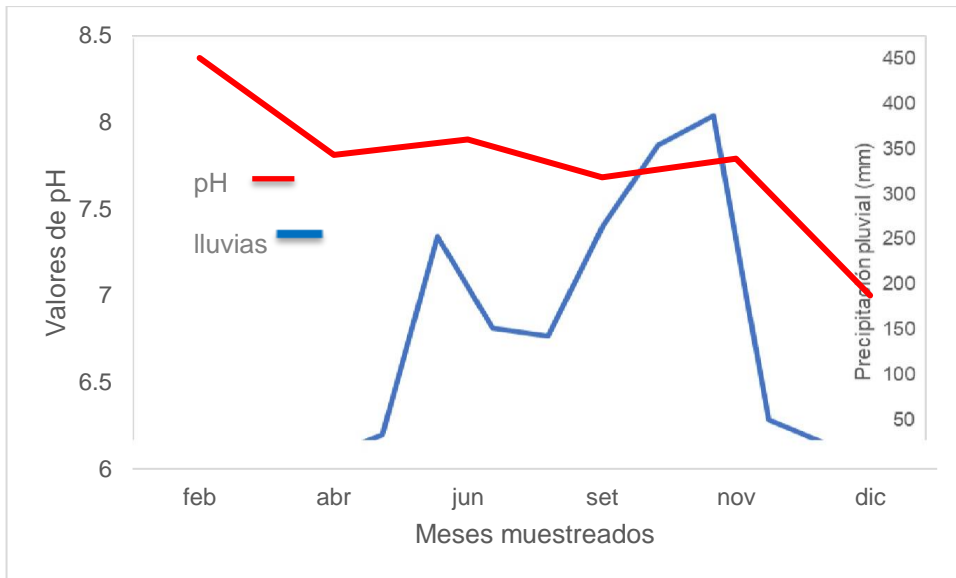


Figura 27 Comparación de los valores medios del pH de los muestreos del año 2019 con el promedio de lluvias

En la Figura 28, se presentan los valores medios de pH evaluados durante el año 2019, en cada uno de los sitios de muestreo de los ríos Acomé, Los Esclavos y María Linda. Se observa que los que están ubicados en las partes altas de los ríos (ACOMECA, LECA, MALCAR y MALCAH) mostraban valores medios de pH mayores que en la parte baja de los mismos (ACOMECEB, LECB y MLCB).

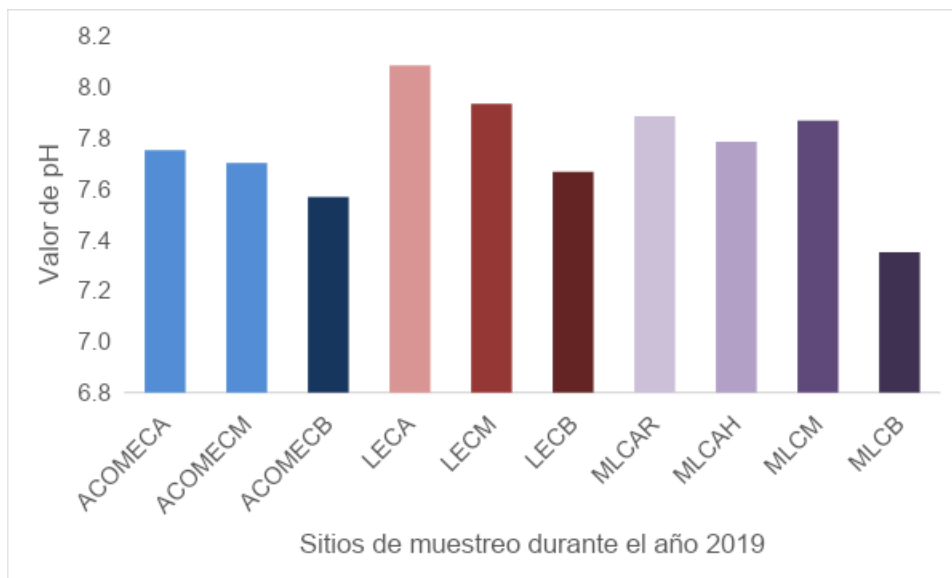


Figura 28 Comparación de los valores medios del pH en los diferentes sitios de muestreo del año 2019

Los valores medios del **oxígeno disuelto** en el agua, fueron de 5.88 mg/l y el porcentaje de **saturación de oxígeno de 60.90 %**, para los ríos muestreados durante el año 2019. Para el año 2018 los valores medios para el oxígeno disuelto fueron de 7.69 mg/l y el porcentaje de saturación fue de 96.92 %.

En cuanto a la concentración del oxígeno, no existen diferencias significativas entre los ríos y entre las partes donde se encontraban ubicados los lugares para la evaluación. Esto indica que los tres cuerpos de agua estudiados durante el año 2019 presentaron un comportamiento similar en cuanto a este parámetro. Las discrepancias entre los meses se deben a que las concentraciones del mismo y el porcentaje de saturación dependen de la temperatura y de la altitud donde se realizaron los muestreos. Las lluvias también aumentan el movimiento de los ríos, por lo cual se acrecienta el indicador (Roldán, y Ramírez, 2022).

En la Figura 29, se representan los valores de las mediciones de oxígeno disuelto comparados con los promedios de lluvias mensuales durante el año 2019. Se puede apreciar que, durante los meses más lluviosos, el valor del indicador era mayor. Los anterior se debió al aumento del movimiento del agua causado por las lluvias.

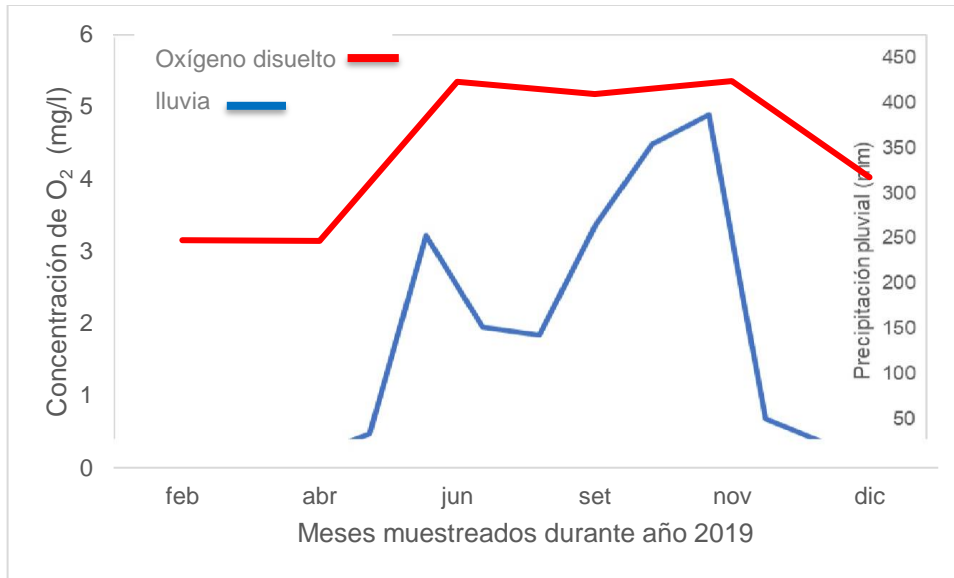


Figura 29 Representación de los valores de las mediciones del oxígeno disuelto comparados con las lluvias del año 2019.

En la Figura 30, se pueden observar los valores medios del oxígeno disuelto en mg/l, en los sitios de muestreo del año 2019. Se calculó la prueba de Kruskal–Wallis, para comparar la concentración indicadora con las partes de las cuencas de los ríos evaluados. No se presentaron diferencias entre los datos del parámetro según el río muestreado (K-W, $p=0.8481$). Además, la similitud de estos valores en las partes de las cuencas de los ríos, se debe a que el agua se mantiene en constante movimiento (Roldán y Ramírez, 2022). Al cotejar con los rangos para la calidad del agua para el oxígeno disuelto del año 2019, los datos se relacionaban con los valores reportados por Liou et al., (2003). Estos se clasificaron como clase 2 para el año 2019 y como clase 1 para el año 2018, según la Normativa propuesta para calidad del agua de Guatemala (Cuadro 19), lo cual indica que los ríos se encuentran muy bien oxigenados.

En la Figura 30 se observan los valores medios del oxígeno disuelto del año 2019, comparados con los sitios de muestreo. Al realizar las evaluaciones estadísticas se comprueba que no existen diferencias significativas entre los mismos debido al valor de K-W $p>0.05$, a pesar de que visualmente se ven desiguales. Sin embargo, se observa que en el río Acomé en la parte alta (ACOMECA) los valores de este parámetro son mayores que en la parte baja. Los ríos Los Esclavos y María Linda presentan un comportamiento diferente.

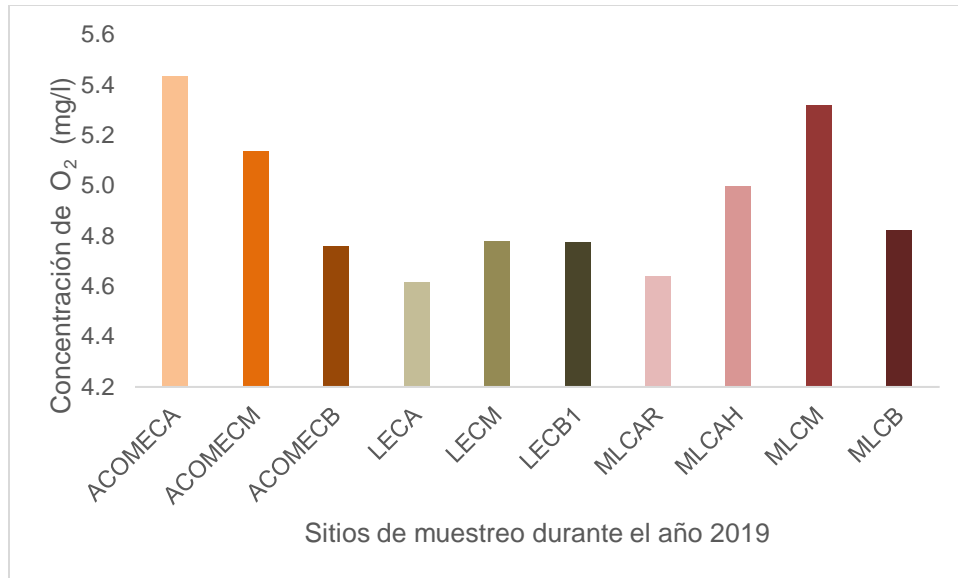


Figura 30 Representación gráfica de las concentraciones del oxígeno disuelto en los sitios de muestreo del año 2019

Con respecto al **porcentaje de saturación de oxígeno**, las clases de calidad del agua que se encontraban dentro de las condiciones de Guatemala, se relacionaron muy bien con las contenidas en la legislación de Costa Rica (MINAE, 2007). Se clasificó como clase 3 para el año 2019, y como clase 1 para el 2018 (MINAE, 2007). Tanto los valores del oxígeno disuelto reportados como los del porcentaje de saturación son aquellos en los cuales se puede desarrollar la vida (Roldán, y Ramírez, 2022).

En la Figura 31, se presenta la comparación entre el promedio de lluvias del año 2019 con el porcentaje de saturación de oxígeno. En dicha figura se puede observar que, en los meses de mayor precipitación pluvial, se mostraban mayores concentraciones de este parámetro, debido al aumento del movimiento del agua durante la época lluviosa.

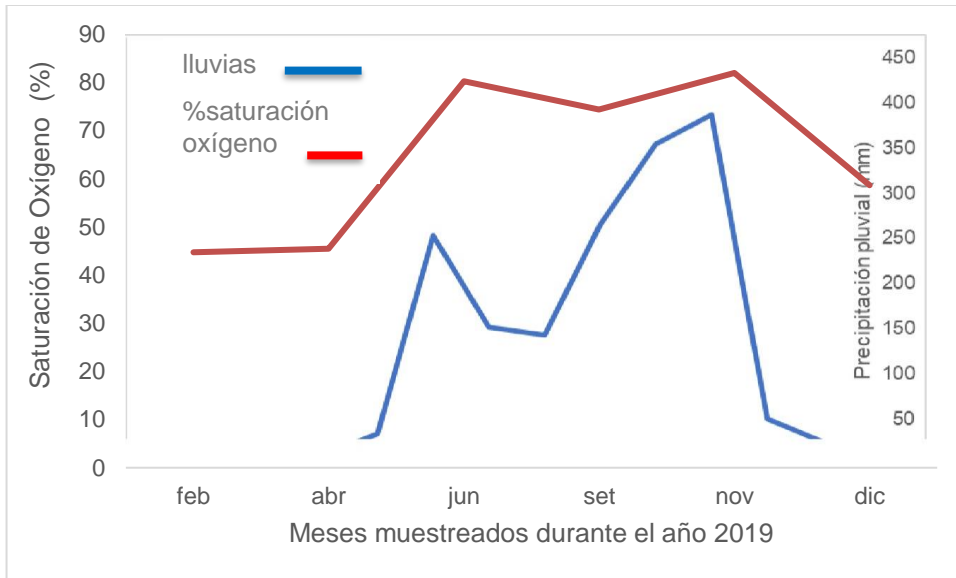


Figura 31 Comparación del porcentaje de saturación de oxígeno con el promedio de lluvias mensuales del año 2019

Con respecto a los valores medios del porcentaje de saturación de oxígeno en los sitios de muestreo evaluados durante el año 2019, se presentan en la Figura 31. Se calculó la prueba de Kruskal–Wallis, para comprobar si existía diferencia significativa entre los valores y los sitios de muestreo. No se presentaron discrepancias según el río muestreado (K-W, $p=0.4346$).

En la Figura 32 se presentan los valores medios del porcentaje de saturación del oxígeno, comparados con los diferentes sitios de muestreo del año 2019. Se observa que en las partes altas (ACOMECA, LECA) los datos son mayores que en las zonas bajas (ACOMECA, LECB). El río María Linda tuvo un comportamiento similar en toda su cuenca.

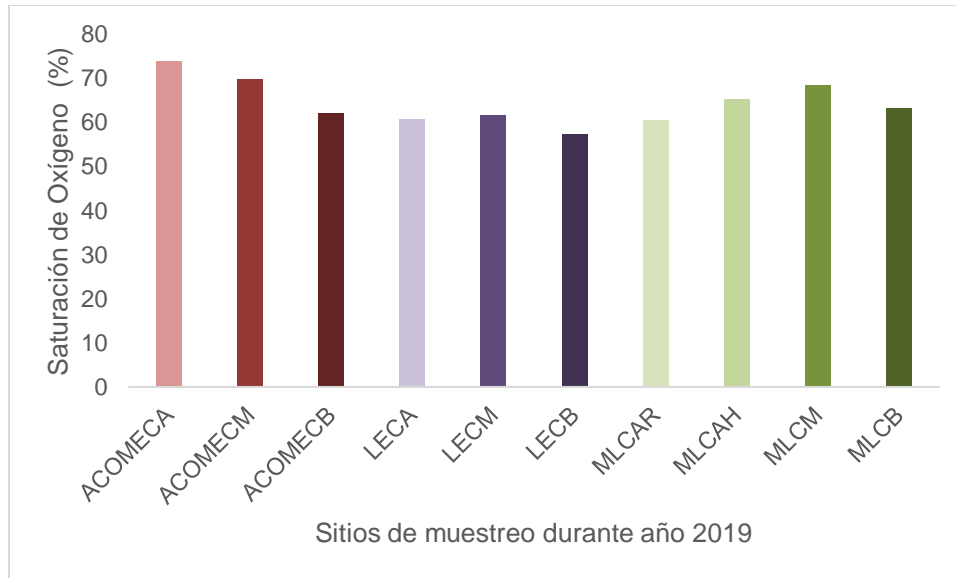


Figura 32 Representación de los valores medios del porcentaje de saturación del oxígeno en los sitios de muestreo del año 2019

El resultado de los valores medios de **la salinidad** para los ríos muestreados en el año 2019 fue de 0.13 mg/l. Los datos presentaron diferencias significativas entre los tres y entre las partes de los mismos con una probabilidad de Kruskal-Wallis ($p < 0.05$). No se encontró legislación de comparación. Utilizando los datos de campo, se clasificó como clase 2, según la normativa propuesta para evaluar la calidad del agua de los ríos de Guatemala (Cuadro 20). En los muestreos del año 2018 no se evaluó.

La conductividad presentó valores medios de 265.26 $\mu\text{S}/\text{cm}$ para los muestreos del año 2019 y para el 2018 un valor de 196.98 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Se encontró que sí existían diferencias significativas entre los ríos y entre las ubicaciones de los sitios de evaluación. Se demostró que el río que exhibió discrepancias en cuanto a los resultados del parámetro con las zonas de estudio fue Los Esclavos, al compararse con los otros. Esto sucede porque la cuenca del mismo es la más deforestada de los evaluados. Esto produce que se arrastren sedimentos de la tierra a los afluentes, aumentando la conductividad eléctrica. Se puede corroborar la información al observar el Anexo II, donde se encuentra mapa del uso del suelo de la vertiente del Pacífico de Guatemala. Roldán, y Ramírez, (2022) mencionan que en muchos torrentes neotropicales los valores de este indicador, aumentan drásticamente debido a la actividad agrícola y a la contaminación de origen industrial y doméstico. Tanto para el año 2018 como para el 2019 los valores del mismos se denominaron como Clase 1, según la Normativa propuesta para evaluar la calidad del agua de los ríos de Guatemala (Cuadro 20).

Según las Normas COGUANOR NGO 29 (2013), para aguas potables en Guatemala, la conductividad eléctrica debe presentar un límite máximo permisible menor de 1,500 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Así mismo, de acuerdo con las normas CAPRE (1994) el valor recomendado para la conductividad eléctrica en agua potable es de 400 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Se buscó otra legislación para comparar los resultados de la conductividad, encontrándose que la legislación del Perú presenta rangos similares al promedio. El agua se clasificó por este indicador como clase 1, de acuerdo con la Normativa propuesta de calidad del agua para ríos de Guatemala, ver los cuadros 19 y 20, en donde se presenta la misma y las diferentes comparaciones.

Los valores medios de los **sólidos totales disueltos (STD)** para los ríos muestreados en el año 2019 presentaron concentraciones de 131.28 mg/l y para el año 2018 igual a 87.55 mg/l. Se encontró que existían diferencias entre los resultados medios de este parámetro entre los meses y entre los sitios de evaluación. Después de realizar los cálculos de comparaciones entre medias, se demostró que el río María Linda presentó datos diferentes. En cuanto a las áreas de estudio, se reveló que las tres partes de los ríos (alta, media y baja) presentaban resultados diferentes en cuanto a los STD.

Según las Normas COGUANOR NGO 29 (2013), los sólidos totales disueltos - STD para el agua potable tienen un límite máximo aceptable de 500 mg/l y uno permisible de 1000 mg/l. Además, de acuerdo con las Normas CAPRE (1994), el valor superior admisible de los sólidos disueltos totales para agua potable es de 500 mg/l. Según estas Normas, los resultados de los STD se encuentran dentro de los rangos aceptables para aguas potables. Sin embargo, no se pudo encontrar legislación de algún país que coincidiera con los datos medios reportados. Según Roldán, y Ramírez (2022), los STD, son útiles para conocer las relaciones edáficas y la productividad de los cuerpos de agua. En el caso de las normas para las aguas potables se establecen límites máximos permisibles y aceptables, por la relación que se tiene con la salud humana.

En la Figura 33, se presenta la comparación de la variabilidad de los ríos muestreados con el promedio de las lluvias mensuales del año 2019. Se puede observar que la concentración de estos disminuyó en dicha época, la cual corresponde a los meses de mayo a octubre. La disminución de la concentración de los SDT se debe al factor de dilución causado por las precipitaciones pluviales (Roldán, y Ramírez, 2022).

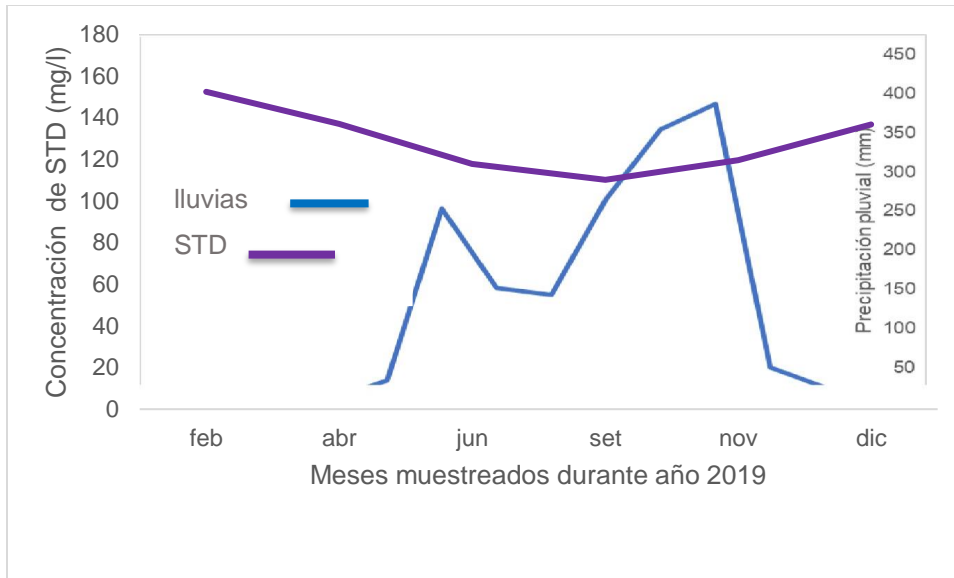


Figura 33 Comparación de la medición de los STD con el predio de lluvias del año 2019

En la Figura 34, se presentan los promedios de los STD comparados con los diferentes sitios de muestreo. En general se puede observar que en las partes altas de los ríos (ACOMECA, LECA, MLCAR y MLCAH), los datos son menores que en los lugares de evaluación de las partes bajas (ACOMECEB, LECB y MLCB). La causa de esto es que en las zonas bajas de los mismos la agricultura es mayor, así como la deforestación, produciendo aumento de este parámetro.

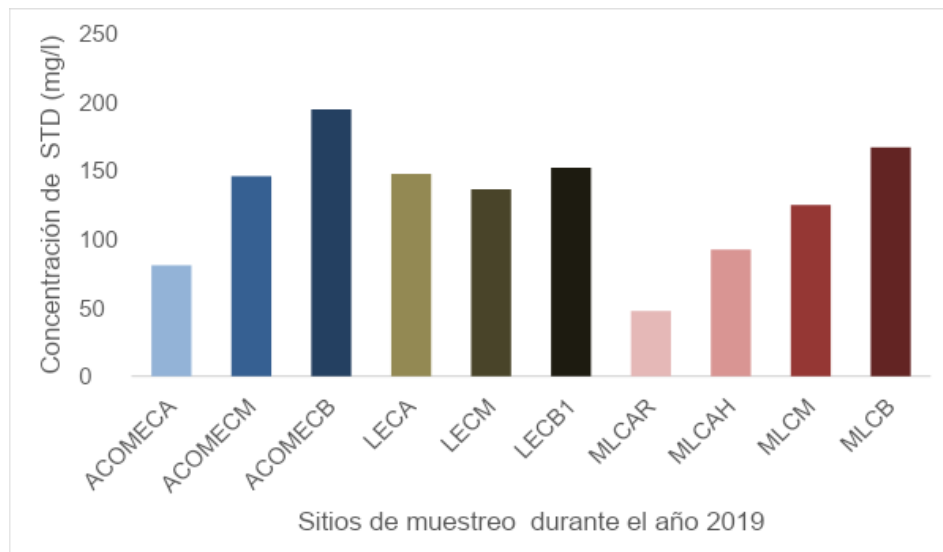


Figura 34 Comparación de los STD entre los diferentes sitios de muestreo del año 2019

Los valores medios del **dióxido de carbono CO₂** fueron iguales a 3.40 mg/l, para el año 2019, para el 2018 no se evaluó. No se encontraron diferencias significativas para los ríos y las partes de las cuencas de estos. Si se demostraron discrepancias para los meses muestreados, lo cual se debe al efecto de las lluvias. Las precipitaciones pluviales producen la caída del dióxido de carbono que se encuentra en forma gaseosa, llegando a los cuerpos de agua, a causa de la lluvia ácida (Roldan y Ramírez, 2022).

En la Figura 35, se presenta la comparación de las determinaciones del dióxido de carbono con la época lluviosa del año 2019. Se puede observar que la concentración del CO₂ tiene mucha relación con las lluvias. Debido a que el CO₂ atmosférico puede caer en conjunto con las mismas. Esta condición y la contaminación atmosférica se relacionan directamente y son de importancia para el desarrollo de las comunidades en los ecosistemas acuáticos (Grennfelt, et al., 2020).

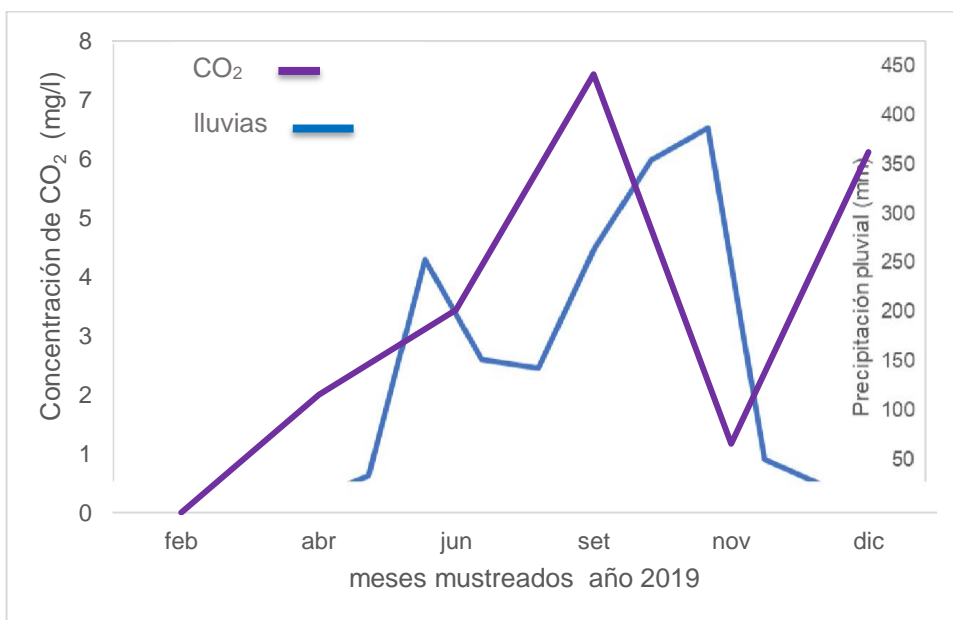


Figura 35 Comparación entre la concentración del dióxido de carbono con el promedio de lluvias del año 2019

No se encontró legislación para relacionar los valores medios del dióxido de carbono. Tampoco se conocen concentraciones letales del mismo. Se han reportado resultados positivos donde la mayoría de los peces sobreviven por períodos cortos en aguas que contienen hasta 60 mg/l de CO₂, siempre y cuando los niveles de oxígeno sean elevados. En la respiración aeróbica, los organismos acuáticos obtienen energía a partir de las moléculas de carbono, oxidando el

carbono del CO₂ y reduciendo el oxígeno a H₂O, para sostener la vida, en este medio (Bulbul & Mishra, 2022).

En la Figura 36 se presentan los resultados medios de las concentraciones del dióxido de carbono, evaluado en los diferentes sitios de muestreo del año 2019. En la cual se puede observar en las partes altas de los ríos (ACOMECA, LECA, MLCAR MALCAH) las concentraciones del parámetro eran menores que en las partes bajas de los mismos (ACOMECEB, LECB, MALCB). Esto se debe a la contaminación del aire por dióxido de carbono producido por la agroindustria que se desarrolla en el área de estudio (Biró, & Szalmáné Csete, 2021; Da Costa, et al., 2022). Para poder confirmar esto es necesario hacer evaluaciones de la calidad del aire, en donde se determine el dióxido de carbono gaseoso y compararlo con el que se encuentra disuelto en el agua.

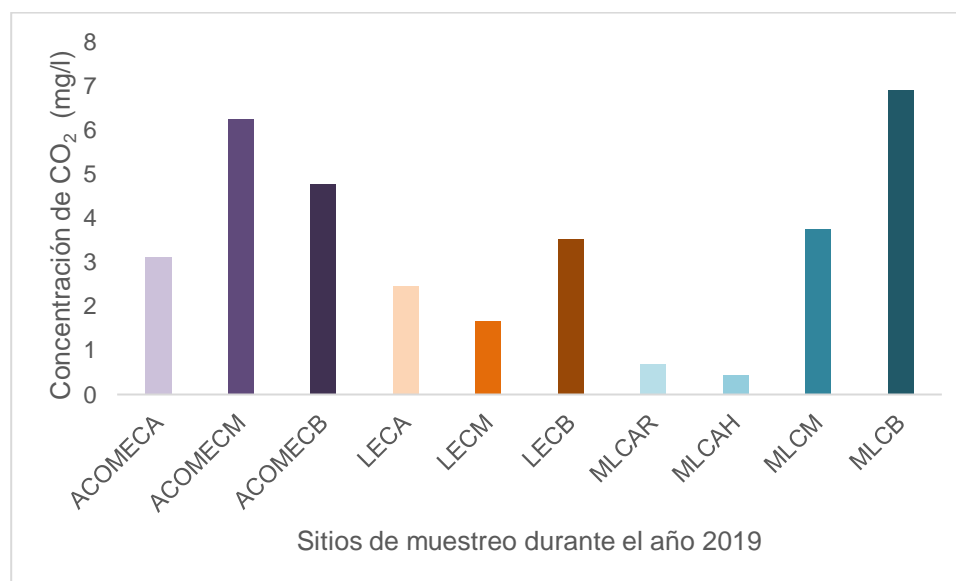


Figura 36 Comparación del dióxido de carbono entre los diferentes sitios de muestreo del año 2019

Los valores medios de la **demanda bioquímica de oxígeno** (DBO₅), para el año 2019 se reportaron igual a 27.07 mg/l y para el año 2018 fueron de 11.09 mg/l . No se encontraron diferencias significativas entre los ríos muestreados ni entre las partes de las cuencas de estos.

Para realizar la comparación, se encontró la legislación de Chile (Instituto Nacional de Normalización [INN],1987). Lo cual permitió clasificar el agua por la DBO₅ como Clase 2, según

la Normativa propuesta para la calidad del agua para Guatemala, esto se puede apreciar en el Cuadro 19 y 20.

En la Figura 37, se puede observar el factor de dilución causado por las lluvias, a pesar de que los ríos muestreados están altamente deforestados (Ver Anexo II). La escorrentía puede llevar nutrientes a los ríos que podrían aumentar la DBO₅ pero el factor de dilución fue más influyente.

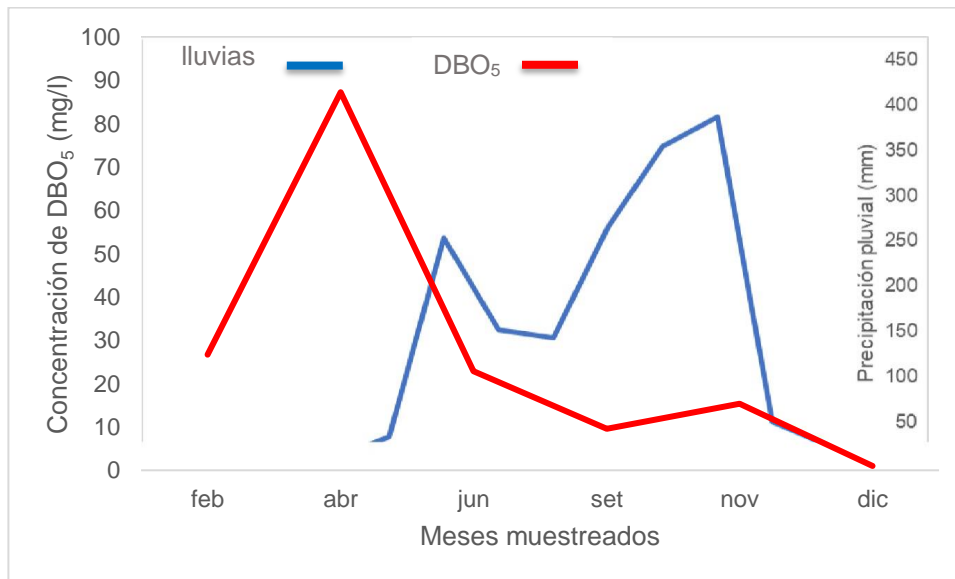


Figura 37 Comparación de la demanda bioquímica de oxígeno DBO₅ con el promedio de lluvias del año 2019

En la Figura 38 se presenta la comparación de la DBO₅, con los diferentes sitios de muestreo del año 2019. Se puede apreciar que las partes altas de los ríos (ACOMECA, LECA, MLCAR y MLCAH) contienen valores mayores del parámetro. Por el contrario, las áreas bajas (ACOMECA, LECB y MLCB) valores menores debido al efecto de la dilución causado por el aumento del caudal.

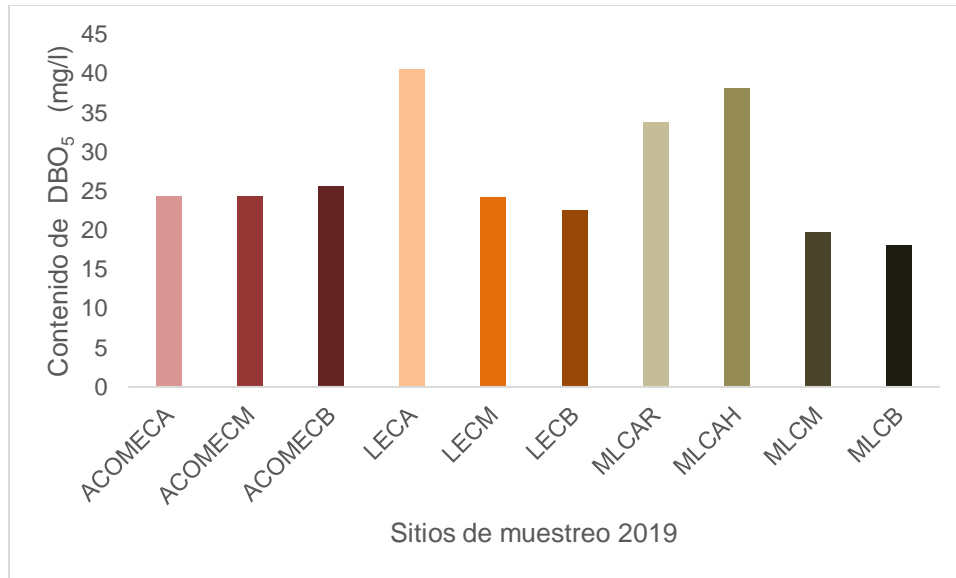


Figura 38 Comparación de la demanda bioquímica de oxígeno DBO₅ con los diferentes sitios de muestreo del año 2019

En cuanto a los resultados de la **turbidez** reportados en Unidades Nefelométricas de Turbidez (UTN), los valores medios fueron igual a 71.17, para los muestreos del año 2019. En el año 2018 no se evaluó. Además, no se encontraron diferencias significativas entre los ríos ni en las partes de las cuencas de los mismos.

La turbidez es el principal indicador visible de la calidad del agua de los sistemas fluviales, la existencia (o no existencia) de hábitats acuáticos y las destrucciones estéticas en las aguas superficiales. Varios parámetros influyen en la concentración de la misma, entre los que se encuentran la concentración de sólidos sedimentables suspendidos en mayor proporción que los sólidos totales disueltos. Además de la erosión natural de las cuencas hidrográficas, la construcción y las actividades agrícolas también conducen a frecuentes aumentos en la carga de sedimentos en los sistemas fluviales y lacustres (Zounemat-Kermani, et al., 2021).

La turbidez se comparó con los datos de campo clasificando el agua como clase 2, según la Normativa propuesta para evaluar la calidad del agua de los ríos de Guatemala, que se presenta en el Cuadro 19. En la Figura 39, se observa la comparación entre este parámetro con los valores medios de la precipitación pluvial durante el año 2019, donde se puede apreciar que la misma aumenta con el incremento de las lluvias, debido a la escorrentía, la cual arrastra sedimentos a las corrientes.

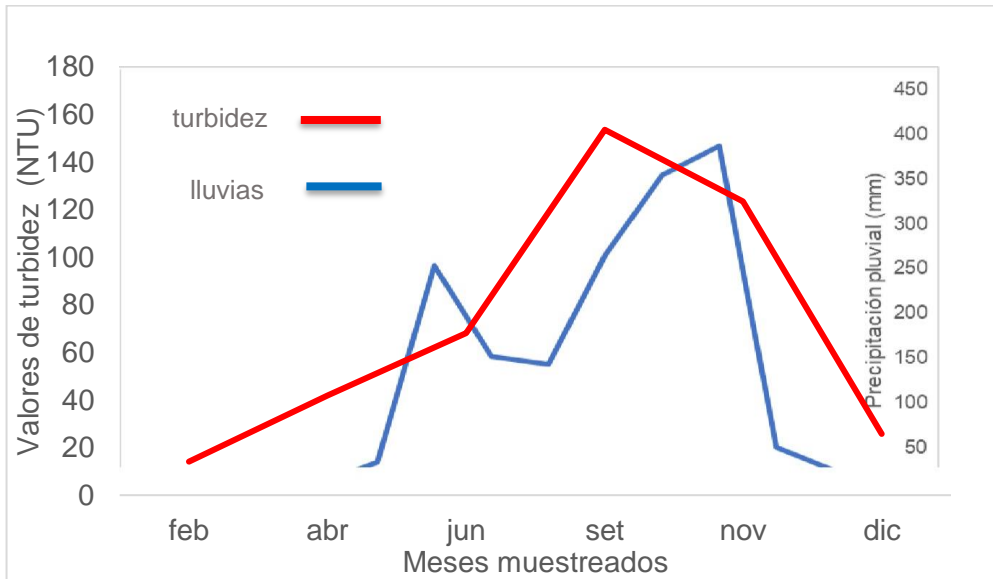


Figura 39 Comparación entre los valores medios de la turbidez mensual con el promedio de lluvias del año 2019

En la Figura 40, se puede apreciar que los valores medios de la turbidez, comparado con los diferentes sitios de muestreo del año 2019. Se observa que en las partes altas de los ríos (ACOMECA, LECA, MLCAR) eran menores que en las partes bajas de los mismos (ACOMECA, LECB, MLCM y MLCB). Esto demuestra el efecto de los cambios que se van produciendo a medida que el recorrido del río va cambiando o va llegando a la desembocadura de los mismos al mar.

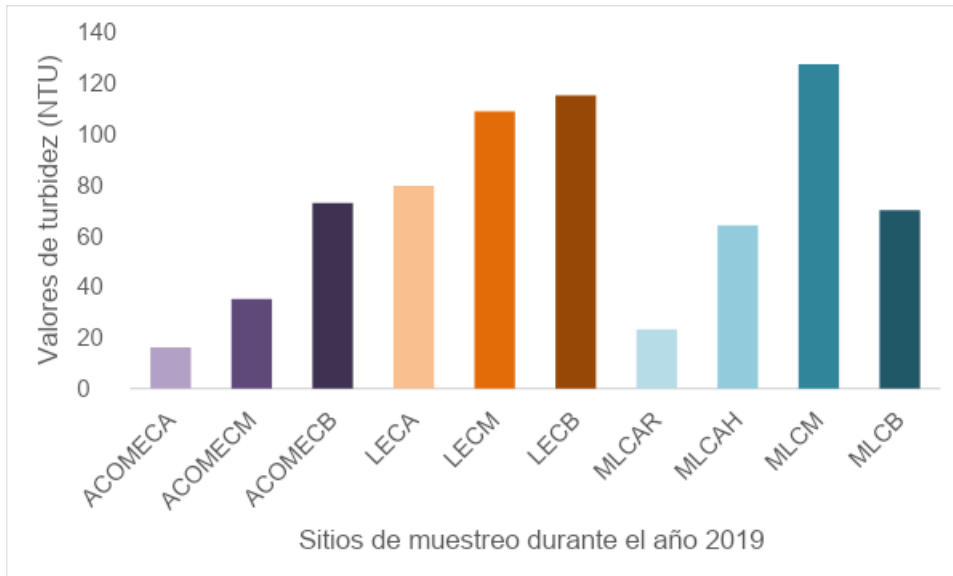


figura 40 Comparación entre los resultados medios de la turbidez con los sitios de muestreo del año 2019

Los valores medios de **la alcalinidad** se reportaron igual a 208.66 mg/l, para los muestreos del año 2019. En el año 2018 no se evaluó. No se encontraron diferencias significativas entre los ríos muestreados ni en las partes de las cuencas de los ríos.

No se encontró legislación de comparación para la alcalinidad, por lo que se utilizaron datos de campo. Se clasificó el agua como clase 3, según la Normativa propuesta para evaluar la calidad del agua de los ríos de Guatemala (Cuadro 19). La comparación realizada se puede apreciar en el Cuadro 20.

En la Figura 41, se presenta la comparación de los valores medios de la alcalinidad y la dureza con el promedio de precipitación pluvial del año 2019. Se puede apreciar que la alcalinidad aumenta con la época lluviosa, pero la dureza disminuye. La razón es porque la alcalinidad se relaciona con el carbono inorgánico disuelto, el que se precipita al aumentar las lluvias, incrementando así la concentración de este parámetro en los ríos (Roldán, y Ramírez, 2022). La alcalinidad no tiene relación con el pH, ya que el mismo se disminuye cuando aumentan las lluvias (Roldán, y Ramírez, 2022). La alcalinidad evalúa la capacidad amortiguadora del agua, mientras que el pH valora el potencial de los iones hidrógeno, indicando la acidez o basicidad de un cuerpo de agua (Roldán, y Ramírez, 2022). En cuanto a la dureza, disminuye debido a que la misma se produce por la concentración de carbonatos de calcio, los cuales decrecen por el factor de dilución.

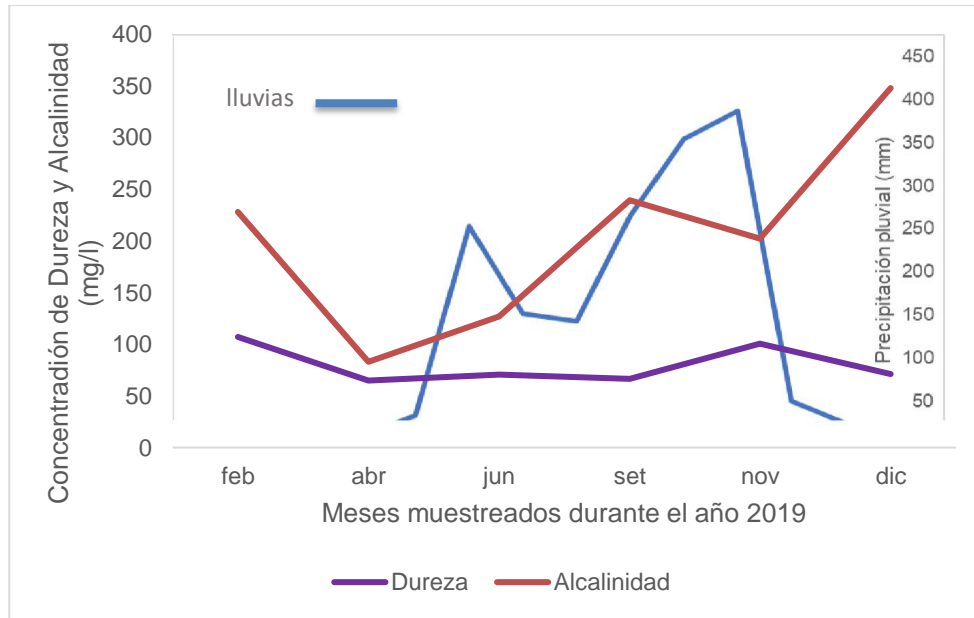


Figura 41 Comparación de los valores medios de la alcalinidad y la dureza con las lluvias mensuales del año 2019

Los valores medios de la dureza fueron iguales a 81.09 mg/l para el año 2019, para el año 2018 no se evaluó. No se encontraron diferencias significativas entre los ríos muestreados, pero sí entre los meses. Lo anterior se debe al efecto que causan las lluvias como factor de dilución al aumentar las mismas. En la Figura 42, se presenta la comparación entre las precipitaciones pluviales con la dureza y alcalinidad.

No se encontró legislación para comparar los datos reportados de la dureza. Según las Normas COGUANOR NGO 29 (2013), el valor de este parámetro en el agua potable debe presentar un límite máximo aceptable de 10 mg/l y permisible de 500 mg/l de carbonato de calcio CaCO_3 .

Por los resultados de la dureza del agua de los ríos de la vertiente del Pacífico, se puede clasificar como moderadamente dura (Roldán, y Ramírez, 2022). Para este parámetro en específico, la clasificación del agua se encuentra dentro de los rangos para agua potable según la Organización Mundial de la Salud-OMS o WHO, por sus siglas en inglés (WHO, 2024). Al comparar los resultados de la dureza con los rangos de clasificación, se puede decir que el agua se catalogó como clase 2, según la Normativa propuesta para la calidad del agua de los ríos de Guatemala (Cuadro 19).

En la Figura 42 se presenta la comparación de los valores medios de la dureza y la alcalinidad en los diferentes sitios evaluados durante el año 2019. En cuanto al primer indicador se puede apreciar que en los sitios de muestreo de las partes altas (ACOMECA, LECA y MLCAR) los datos son menores que los de las partes bajas (ACOCB, LECB y MLCB). La alcalinidad se comporta de igual manera, en la mayoría de las partes altas la concentración de la misma es menor que en las partes bajas. La dureza es producida por carbonatos de calcio los cuales van aumentando por los desechos que llegan a los ríos incrementando así la concentración de este parámetro. La alcalinidad evalúa la capacidad amortiguadora de un cuerpo de agua lo cual en las partes bajas se ve elevada por la presencia de sustancias como bicarbonatos y carbonatos que acrecientan la concentración de dicho parámetro (Roldán, y Ramírez, 2024)

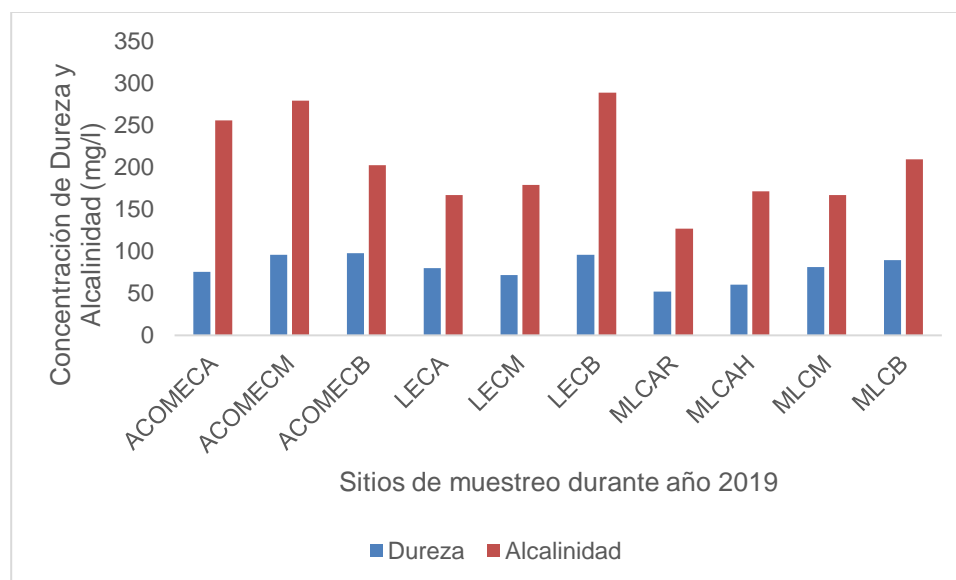


Figura 42 Comparación de la dureza y la alcalinidad con los diferentes sitios de muestreo del año 2019

Los valores medios de los **cloruros** se reportaron igual a 0.11 ppm, para los muestreos del año 2019. Para el año 2018 no se determinó. Debido a que los datos presentaron normalidad e igualdad de varianza, se aplicó un análisis de varianza (ANDEVA). Los resultados no revelaron diferencias entre las medias según los ríos. En comparación con la salinidad que sí exhibió discrepancias entre las corrientes y entre los sitios de los mimos. Lo anterior sucede porque el parámetro evaluado, en el caso de los cloruros es solo el ion Cl^- por el contrario, en la salinidad se evalúa el NaCl lo cual es una molécula del cloro unida con el sodio (Szklares, et al., 2022).

Los cloruros representan el tercer lugar en porcentaje de los aniones en el agua (WHO, 2024; Roldán, y Ramírez, 2022). Por otro lado, no se encontró ley para comparar estos

resultados. Se utilizaron los datos de campo para clasificar el agua como clase 1, según la Normativa propuesta para la calidad del agua de los ríos de Guatemala, esto se puede apreciar en los Cuadros 19 y 20.

Los ríos contaminados por materia orgánica incrementan considerablemente los valores de los cloruros, debido a las excretas humanas, especialmente la orina (Roldán, y Ramírez, 2022). En la Figura 43, se presenta la comparación entre los datos medios de la determinación de los cloruros mensualmente con el promedio de precipitación pluvial durante el año 2019. Además, se puede observar la disminución por el factor de dilución causado por el aumento de las lluvias.

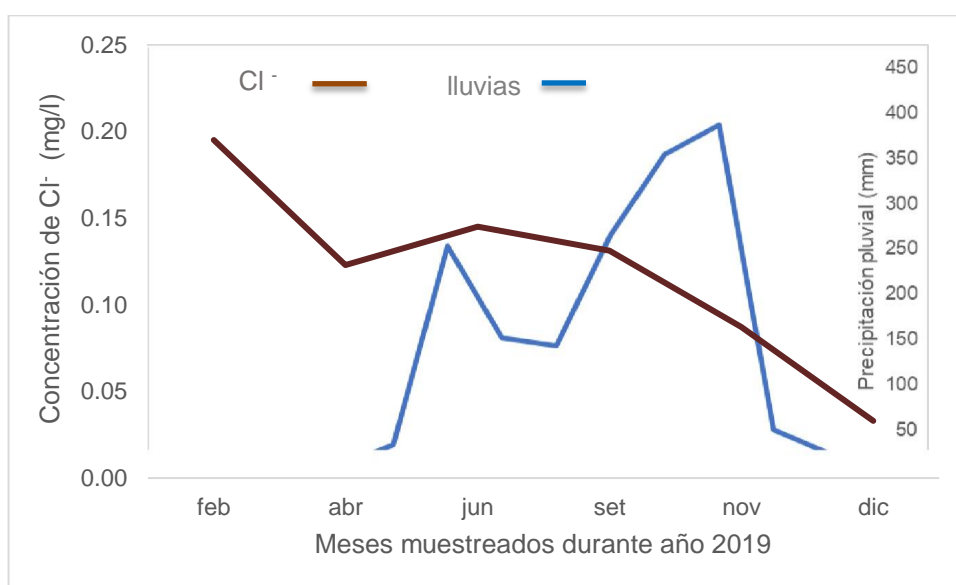


Figura 43 Comparación entre los cloruros y el promedio de lluvias del año 2019

En la Figura 44, se puede apreciar la comparación de los valores medios de los cloruros en los diferentes sitios de muestreo del año 2019, en donde se observa que en las áreas de las partes bajas (ACOMECEB, LECB y MLCB) las concentraciones de este parámetro son menores que en las partes altas (ACOMECA, LECA, MLCAR y MALCAH). La abundancia varía mucho de un ecosistema a otro. Por lo regular las aguas de los lagos y ríos de montaña presentan contenidos muy bajos de cloruros (menores a 5 mg/l), en cambio en las partes bajas incrementan su contenido debido a los minerales que son arrastrados por el aumento en los caudales (Roldán y Ramírez, 2022).

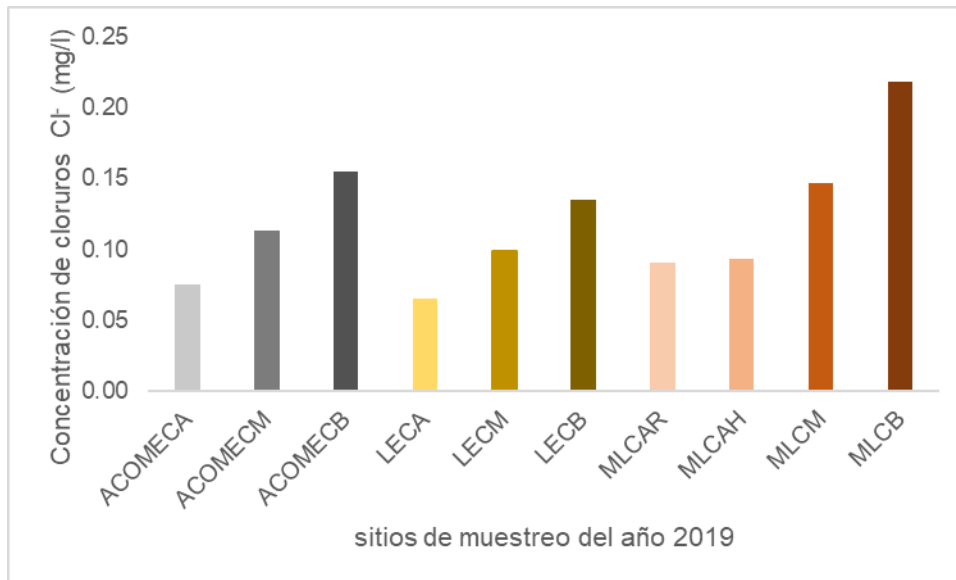


Figura 44 Comparación entre la concentración de cloruros y los sitios de muestreo del año 2019

Con respecto a los sólidos sedimentables, los valores medios fueron iguales a 7.95 ml/l, para el año 2019, Para el año 2018 no se evaluó. No se hallaron diferencia significativa entre los resultados de los ríos ni entre las partes de las cuencas de estos. Tampoco se encontraron leyes para comparar los resultados, por lo que se utilizaron datos de campo para clasificar el agua como clase 1 según la Normativa propuesta para evaluar la calidad del agua de los ríos para Guatemala (Cuadro 19). En el Cuadro 20 se localizan los datos de las diferentes leyes y normativas utilizadas para la clasificación.

Los valores medios de los sólidos suspendidos fueron igual a 0.05 mg/l para el año 2019. Para el 2018 fueron de 44.94 mg/l. No se encontraron diferencias significativas entre los datos de los ríos muestreados, ni entre las partes de la ubicación de cada uno de los sitios evaluados. Por otra parte, no se obtuvo legislación para comparar los resultados. Se utilizaron los datos propios de campo, clasificando el agua como clase 1, según la Normativa propuesta para la calidad del agua de los ríos de Guatemala (Cuadros 19 y 20). A pesar de que éste parámetro se relaciona con la turbidez, ambos resultados presentan diferentes rangos de clasificación, debido a los promedios de cada uno en los ríos evaluados.

En la Figura 45 se presentan los resultados de la comparación de los cambios que se daban de los Sólidos Suspendidos Disueltos SSD en los diferentes meses del muestreo realizado

durante el año 2019. Como se puede apreciar los mismos se aumentan con las lluvias, debido a la escorrentía.

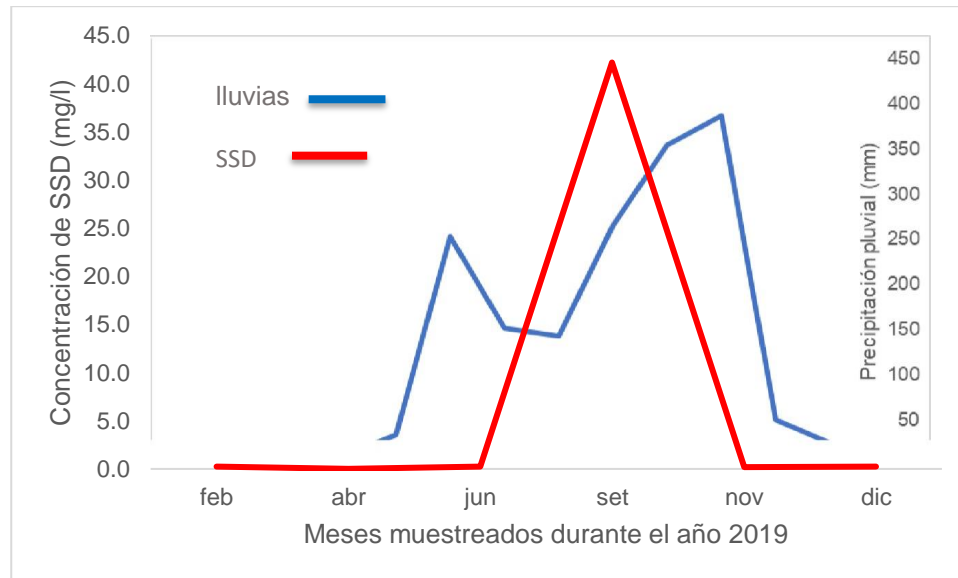


Figura 45 Comparación de la concentración de los SSD con el promedio de lluvias del año 2019

La Figura 46 presenta los valores medios de los Sólidos Suspendidos Disueltos SSD en comparación con los diferentes sitios de muestreo durante el año 2019. Como se puede apreciar en el río Acomé (ACOMECEB) la concentración de los SSD aumenta en las partes bajas. Por el contrario, en Los Esclavos (LECB), en las partes bajas hay menos concentración de SSD. Por otro lado, el María Linda se observa un comportamiento diferente. Las cuencas de los tres ríos son utilizadas por la agroindustria de esta zona, la diferencia se debe a que el río María Linda está menos deforestado que los otros dos. En el Anexo II, se presentan los cambios en el uso de la tierra en las cuencas de cada río.

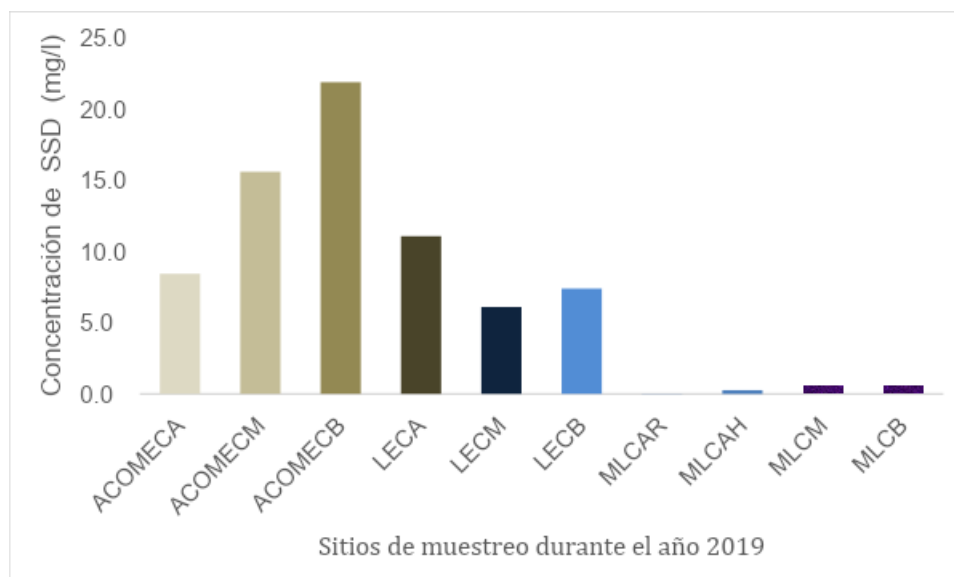


Figura 46 Comparación de la concentración de los SSD entre los diferentes sitios de muestreo del año 2019

El análisis del fósforo total presentó valores medios iguales a 0.21 mg/l, para los muestreos del año 2019. Para el año 2018, fueron de 0.22 mg/l. No se encontraron diferencias significativas entre los ríos evaluados ni entre las partes de los sitios de monitoreo. La legislación utilizada para comparar los resultados de estos fue la de Europa Central/ Asia (OECD, 2011). Además, los resultados del este parámetro demuestran que se encuentran dentro de la clase 2, según la Normativa propuesta para la calidad del agua de los ríos de Guatemala.

Los valores medios de los fosfatos (PO_4^{3-}) se reportaron igual a 0.79 mg/l, para los muestreos del año 2019, para el 2018 fueron de 3.81 mg/l. No se encontró diferencia significativa entre los ríos evaluados ni entre las partes de los sitios de monitoreo. La ley que se utilizó para comparar los resultados fue la de Singh (2013). Finalmente, los resultados demuestran que el agua se clasifica como clase 3, según la Normativa propuesta para evaluar la calidad del agua de los ríos de Guatemala, Cuadro 19.

En la Figura 47, se presenta la comparación entre las dos formas de representación del fósforo en el agua: el fósforo total (P_{tot}) y los fosfatos (PO_4^{3-}), con los diferentes meses de muestreo, del año 2019. Se puede observar que el fósforo total disminuye, mientras que el fosfato aumenta con las lluvias. La razón que puede explicar el fenómeno es que el fósforo total incluye todas las formas de dicho elemento en el agua, como son los ortofosfatos y los polifosfatos, los cuales pueden ser atrapados entre los sedimentos y en la columna de agua. Los fosfatos (PO_4^{3-}) son arrastrados por las lluvias y la erosión, también este indicador se relaciona

con los fertilizantes utilizados en el área. Lo anterior puede variar con la naturaleza geo-química del terreno, con el estado de conservación de las cuencas y el grado de contaminación de origen doméstico, agrícola e industrial de la región (Roldán, y Ramírez, 2022).

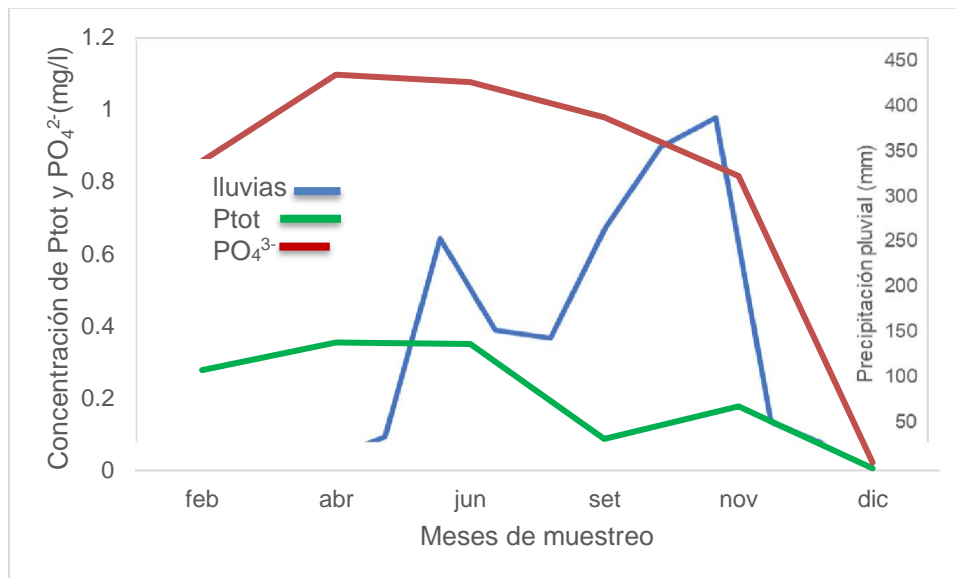


Figura 47 Comparación del fósforo total y el fosfato con el promedio de lluvias del año 2019

En la Figura 48, se encuentra la comparación entre los diferentes sitios de muestreo con el fósforo total (Ptot) y los fosfatos PO_4^{3-} . Se puede observar que el fósforo total no presenta una tendencia que se pueda explicar. Los fosfatos PO_4^{3-} sí demuestran en general que las partes bajas de los ríos como el ACOMECB, LECB y MLCB, presentan valores mayores que en las partes altas (ACOMECA, LECA, MALCAR y MLCAH). Lo anterior se debe a que las partes bajas de los ríos están más deforestadas y al uso de fertilizantes con fosfatos (Roldán, y Ramírez, 2022). Esto se puede comprobar al revisar el mapa de uso de la tierra en el Anexo II.

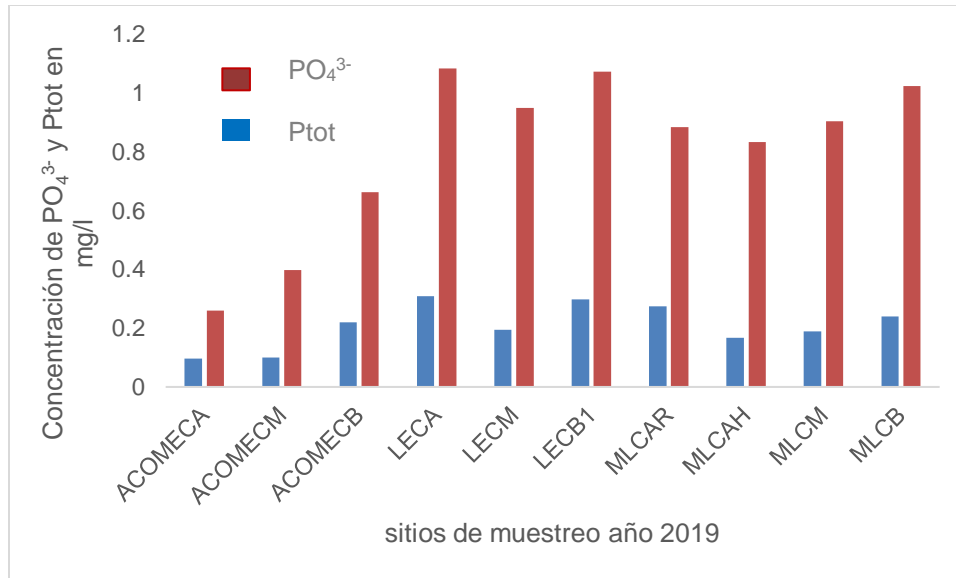


Figura 48 Comparación del fósforo total y el fosfato con los sitios de muestreo del año 2019

Los resultados de los valores medios de los sulfatos SO_4^{2-} se presentaron igual a 21.88 mg/l, para el año 2019. en el año 2018 no se evaluó. No se encontraron diferencias significativas entre los ríos muestreados. Los resultados se compararon con las leyes de Europa Central /Asia (OECD, 2011), lo cual demuestra que se hallan dentro de la clase 1, según la normativa propuesta para la calidad del agua de los ríos de Guatemala (Cuadro 19 y 20). Este parámetro es la forma más común de presentación del azufre en el agua. El cual puede entrar a los ríos proveniente de la lluvia y por la disolución de rocas que contengan piritita (FeS_2) y sulfato de calcio (CaSO_4) (Roldán, y Ramírez, 2022). En el caso de los ríos de la vertiente del Pacífico de Guatemala, existe la posibilidad de que los mismos provengan de la actividad volcánica de la vertiente.

En la Figura 49 se observa el comportamiento de los sulfatos SO_4^{2-} con las lluvias. Se puede apreciar que los mismos sufren una disminución por el factor de dilución causado por el aumento de la precipitación pluvial.



Figura 49 Comparación de los sulfatos con el promedio de lluvias del año 2019

La Figura 50, ejemplifica el comportamiento de los sulfatos SO_4^{2-} en los diferentes sitios de muestreo de los ríos. Se puede comprobar que en las partes altas (ACOCA, LECA, MALCAH y MLCAR) las concentraciones de este parámetro son menores que en las partes bajas (ACOCB, LECB y MLCB) de los ríos evaluados durante el año 2019, lo cual se debe a la deforestación al estado de conservación de las cuencas y el grado agrícola e industrial de la región (Roldán, y Ramírez, 2022).

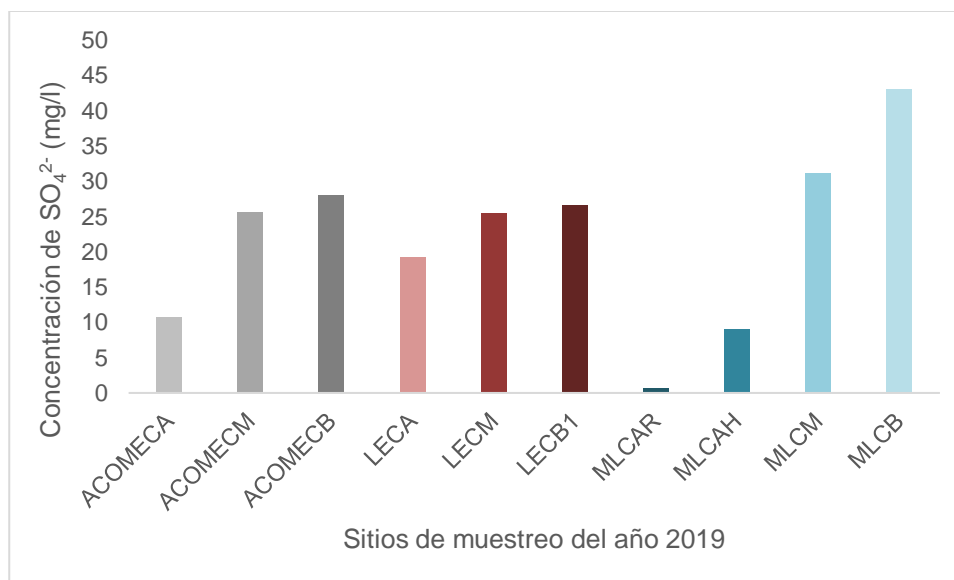


Figura 50 Comparación de la concentración de los sulfatos en los diferentes sitios de muestreo del año 2019

Los valores medios de los nitratos NO₃⁻ se reportaron igual a 6.61 mg/l para los muestreos del año 2019, para los del año 2018 fueron de 4.89 mg/l. No se presentaron diferencias significativas entre los datos de los ríos, ni entre las partes de los sitios. Por su parte, los resultados se compararon con las leyes de Costa Rica (MINAE, 2007). Los datos de este parámetro demuestran que el agua se clasifica como clase 2, según la Normativa propuesta para evaluar la calidad del agua de los ríos de Guatemala (Cuadro 19 y 20).

Los resultados medios de los nitritos NO₂⁻ fueron iguales a 1.37 mg/l, para los muestreos del año 2019, para el 2018 fueron de 0.074 mg/l. No se encontraron diferencias significativas entre los datos de los nitritos según el río muestreado ni en los sitios. Los resultados se compararon con la legislación de Perú (Ministerio de Salud de Perú, 2011). Los datos indicaron que el agua se clasifica como clase 2 según la Normativa propuesta para la calidad del agua de los ríos de Guatemala.

Los resultados medios del amonio NH₄⁺ fueron iguales a 2.58 mg/l para los muestreos del año 2019. Para el 2018 fueron igual a 0.1 mg/l. No se presentaron diferencias significativas, entre los ríos evaluados ni entre los sitios de estudio. En este caso, se utilizó la legislación de Europa Central-Asia (OECD, 2011), para comparación. Finalmente, los resultados del indicador clasifican el agua como clase 5 según la Normativa propuesta para la calidad del agua de Guatemala (Cuadro 19 y 20). Roldán, y Ramírez (2022) afirman que las concentraciones de éste

parámetro superiores a 0.25 mg/l afecta el crecimiento de los peces y superiores a los 0.5 mg/l se consideran letales.

Los valores medios del nitrógeno total se reportaron igual a 0.96 mg/l para el año 2019, para el año 2018 no se evaluó. No se encontraron diferencias significativas entre los ríos muestreados ni entre los sitios de estudio. Por su parte, los resultados se compararon con la legislación de Europa Central-Asia (OECD,2011). Los datos demuestran que el agua se clasifica como clase 1, según la Normativa para la clasificación del agua para Guatemala.

El límite máximo permisible para los nitratos NO_3^- es de 10 mg/l para aguas potables según las Normas COGUANOR NGO 29. Mientras el límite máximo permisible para los nitritos NO_2^- es de 1 mg/l para aguas potables, según las Normas COGUANOR NGO 29 (2013).

En la Figura 51, se presentan los valores medios de los diferentes nutrientes: nitritos NO_2^- , amonio NH_4^+ y nitrógeno total (N total), comparados con el promedio de las lluvias mensuales durante el año 2019. Se puede observar que la mayoría de los nutrientes aumentan al incrementar las lluvias, lo cual es causado porque el área donde se realizaron los muestreos es la principal zona agrícola de Guatemala. Estos nutrientes son arrastrados por la escorrentía hacia los ríos del área.

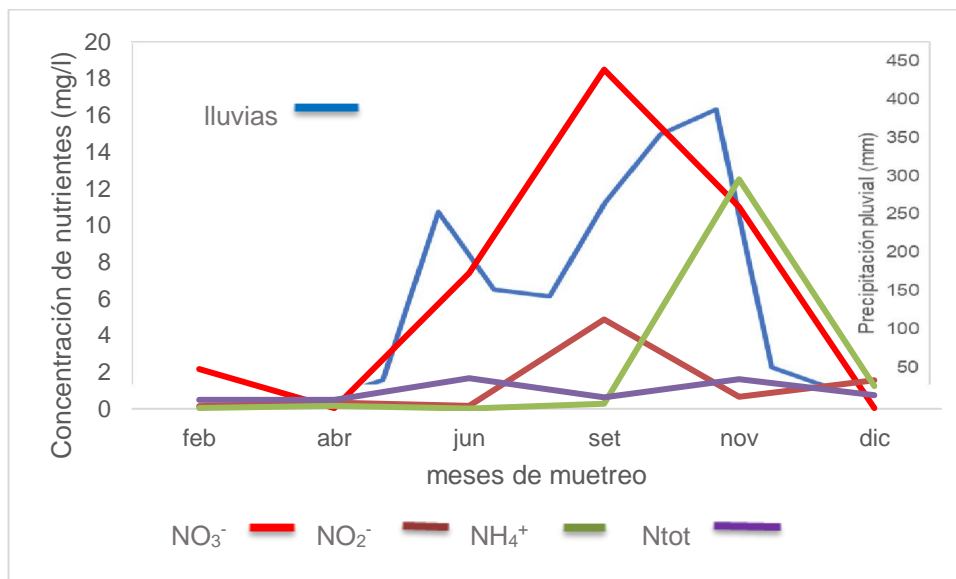


Figura 51 Comparación de los nitratos, nitritos, nitrógeno total y amonio con el promedio de lluvias del año 2019

En la Figura 52, se presentan los resultados de los nutrientes: nitratos NO_3^- , nitritos NO_2^- , amonio NH_4^+ y nitrógeno total (N total) comparados con los diferentes sitios de muestreo. Como se puede observar los datos de los nitratos NO_3^- y el amonio NH_4^+ son los que se presentaban en mayores concentraciones, principalmente en las partes medias y bajas de los ríos. Esto es causado por el arrastre de sedimentos por las lluvias en los suelos erosionados debido a la deforestación, por el vertimiento de contaminantes domésticos e industriales que se hace a estos ríos y por la actividad agrícola (Roldán y Ramírez, 2022; MARN, 2023).

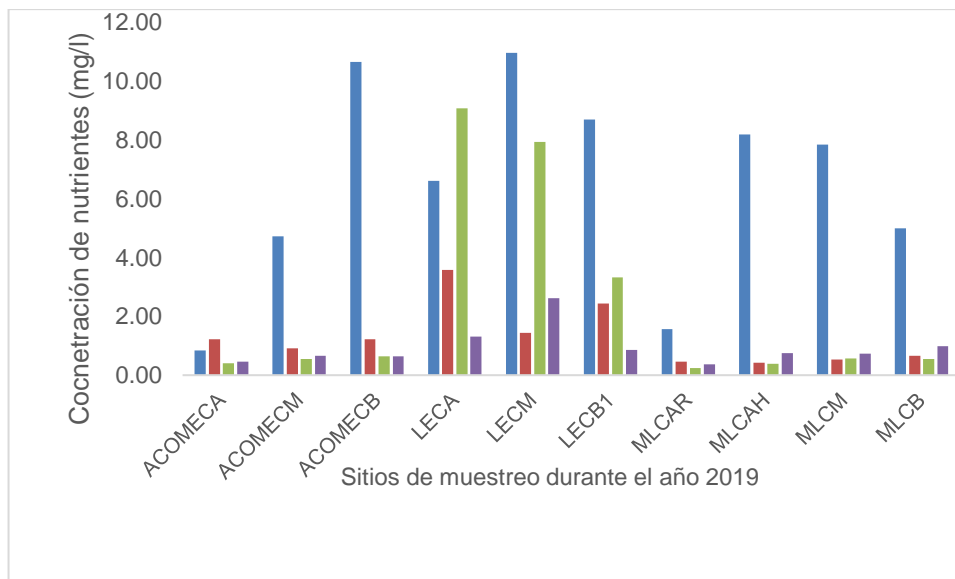


Figura 52 Comparación de los diferentes nutrientes con los sitios de muestreo del año 2019

Los resultados de los valores medios de los coliformes totales se reportaron igual a 68,242.95 NMP/100ml, para el año 2018 no se evaluaron. No se presentaron diferencias entre los datos de coliformes totales para los ríos muestreados ni entre los meses, ni entre las partes de los mismos. Finalmente, no se encontró legislación para comparar los resultados de los coliformes totales.

En la Figura 53, se comparan las determinaciones de los coliformes totales con los meses de muestreo del año 2019. Se observa que cuando se aumentan las lluvias, se incrementan los coliformes totales, debido al arrastre de los mismos por la escorrentía.

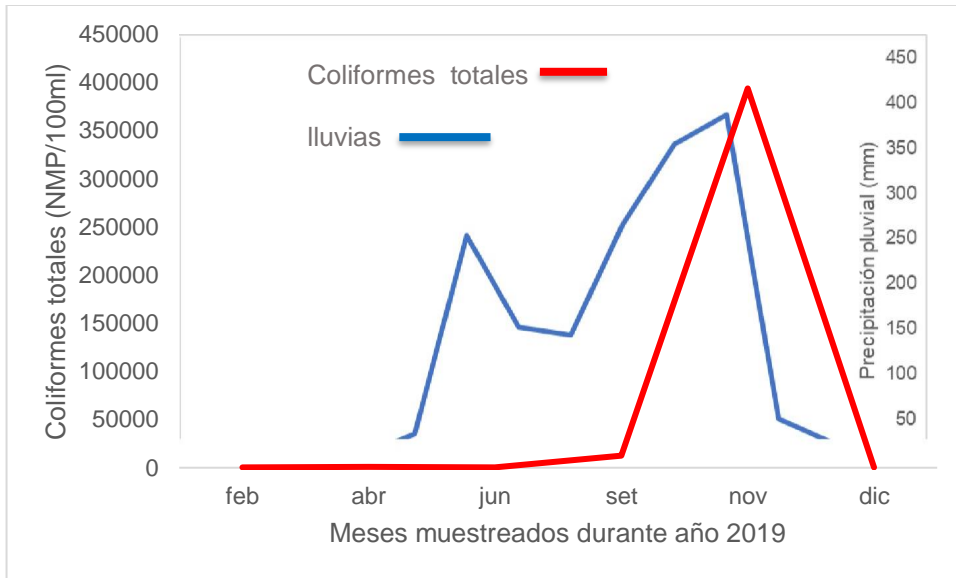


Figura 53 Comparación de los valores de los coliformes totales con el promedio de lluvias del año 2019

En la Figura 54, se presenta la comparación de la determinación de los coliformes totales con los sitios de muestreo del año 2019. Se puede apreciar que el río Los Esclavos en la parte alta es donde se presenta la mayor concentración de los mismos. Esto se debe a que el área en dónde se definió la parte alta del mismo no era precisamente la ubicación más alta, si no que realmente es una parte media de la cuenca (ver figura 17), en la cual hay altas deposiciones de aguas residuales domésticas. Lo anterior no se ha demostrado científicamente, porque habría que evaluar cuántas descargas están cercanas a las zonas evaluadas.



Figura 54 Comparación de los coliformes totales con los sitios de muestreo del año 2019

El resultado de los valores medios de los coliformes fecales fue de 502.60 NMP/ 100 ml, para el año 2019. Para el año 2018 fueron igual a 70,422 NMP/100ML. No se encontró diferencia significativa entre los ríos muestreados, tampoco entre los meses, ni en la ubicación de los sitios evaluados de los ríos. Además, los resultados se compararon con las leyes de Europa Central-Asia. Los límites para el método de tubos múltiples según las Normas COGUANOR NGO 29 (2013) no deben ser detectables en 100 ml de muestra. Lo anterior descarta que estas aguas puedan ser utilizadas para uso doméstico. Por este parámetro el agua se clasifica con clase 5, según la normativa propuesta para evaluar la calidad del agua de los ríos de Guatemala (Cuadro 19 y 20).

En la Figura 55, se presentan los valores medios de los coliformes fecales, comparados con las lluvias mensuales del año 2019. Se puede observar que los mismos aumentan con el incremento de las lluvias. Debido al arrastre de éstos organismos hacia los ríos a causa de la escorrentía.

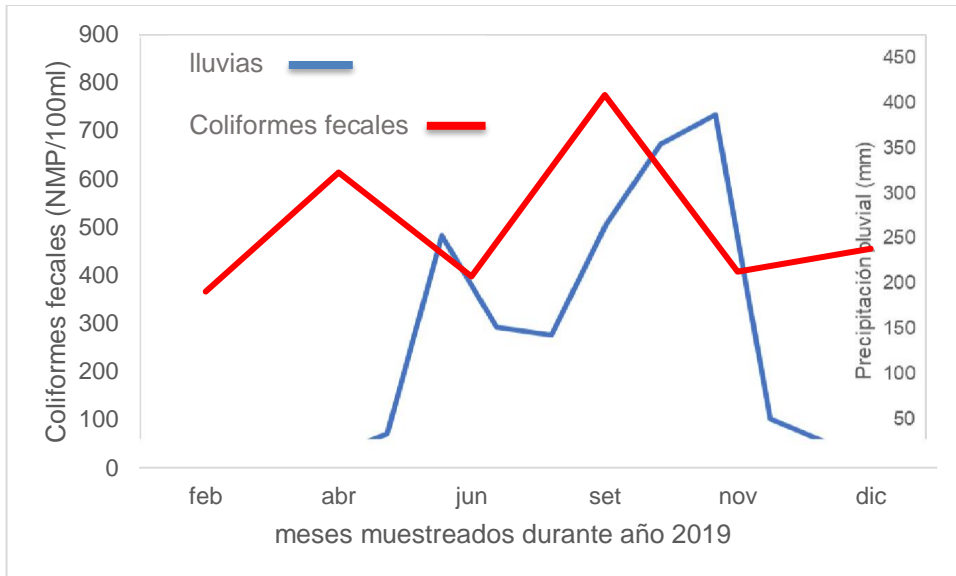


Figura 55 Comparación de los coliformes fecales con el promedio de lluvias del año 2019

En la Figura 56, se presenta la comparación entre los coliformes fecales con los sitios de muestreo del año 2019. Se puede observar que en las partes altas de los ríos (ACOMECA, MALCAH y MLCAR), las concentraciones de estos son menores que en las partes bajas (ACOMECA, MLCB), en donde hay más poblaciones cercanas a las áreas de estudio lo cual aumenta las descargas de aguas residuales hacia las corrientes. El río que se comporta diferente es Los Esclavos en donde la mayor concentración de estas bacterias se encuentra en la parte alta.

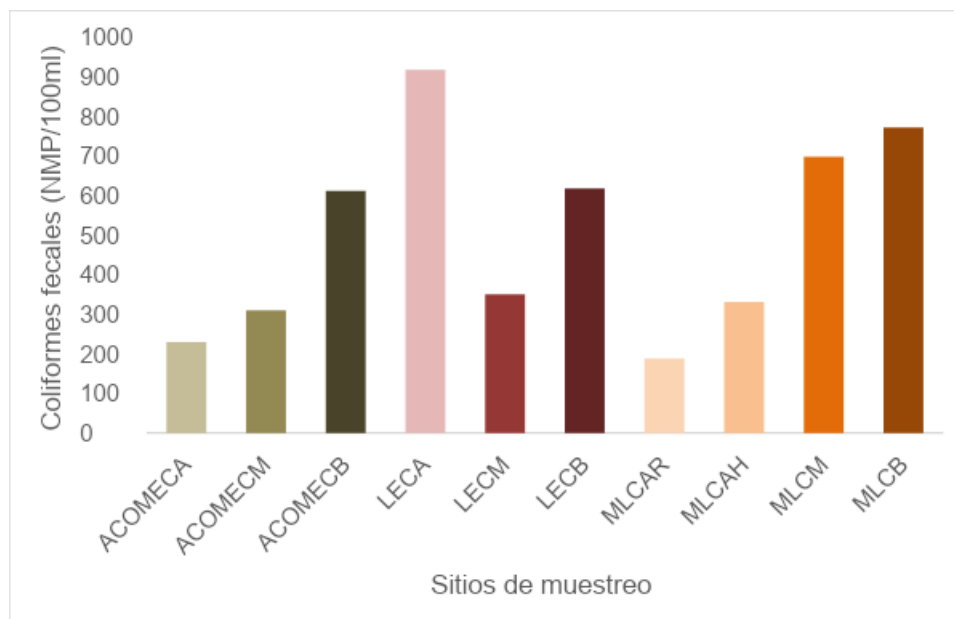


Figura 56 Comparación de los coliformes fecales con los sitios de muestreo del año 2019

Los análisis microbiológicos incluyeron los coliformes totales, fecales y la demanda bioquímica del oxígeno DBO₅, no se realizaron análisis del fitoplancton ni del zooplancton.

La última prueba realizada fue el Protocolo de Evaluación Rápida (RBP), el cual asignó un valor de 105 para el año 2019 clasificando el agua como categoría “Marginal” con la escala original y con la escala modificada como “Regular”. Para el año 2018 el valor medio fue de 114 calificando el agua con categoría “Sub óptimo” en la escala original y en la modificada como “Regular”. Los resultados presentaron diferencias entre los datos de calidad del RBP según el río muestreado (Kruskal Wallis $p = 0.0026$). Se procedió a realizar cálculos de pruebas de comparación múltiples donde se demostró que el río María Linda era el que presentaba las diferencias entre los otros dos. No se presentaron diferencias entre los datos (RBP) según el mes (Kruskal – Wallis $p = 0.9198$). Según la ubicación de los sitios de evaluación, si presentaron diferencias (Kruskal – Wallis, $p < 0.05$).

Se procedió a realizar las pruebas de comparación múltiple, y se encontró que las tres partes de los sitios de muestreo presentaron valores diferentes. Al comparar los valores medios del RBP, igual a 105, correspondiente al año 2019, con la tabla de calidad del agua utilizando el Protocolo de Bioevaluación Rápida (RBP) (Cuadro 12 “A y B”). Se puede decir que los ríos de la vertiente del Pacífico de Guatemala evaluados durante los dos años que duró el estudio, fueron

calificados de igual manera en ambos años, clasificándolos con una categoría “Regular”. La denominación que se le da a la mayoría de los ríos se debe a la deforestación y el uso intensivo de los suelos en la agricultura, como es la siembra de caña de azúcar, palma africana y otros tipos de cultivos anuales (MARN, 2023).

4.1.2. Resultados y discusión de los indicadores biológicos

Los indicadores biológicos utilizados para la presente investigación fueron los macroinvertebrados acuáticos. En la Figura 57, se presenta el porcentaje de abundancia y de diversidad de taxones por meses de muestreo del año 2019. Se puede apreciar que, en relación con el primer aspecto, en diciembre se presentaron en mayor cantidad, por ser de la época seca, en donde estos organismos tienen más hábitats para aferrarse. Cuando las lluvias están aumentadas los mismos son arrastrados por las corrientes, por lo cual se disminuyen (Al-Shami, et al., 2017).

En cuanto a la riqueza, en los meses de la época seca del año se observó mayor porcentaje de diversidad de taxones, los cuales se mantuvieron arriba del 15 %. En los lluviosos, solamente junio presentó un porcentaje significativo, casi comportándose igual que los de la época seca. Lo anterior se debió a que, durante el mismo, las lluvias bajaron considerablemente. En Guatemala, solo hay dos épocas climáticas: seca y lluviosa. La primera va de noviembre a abril y la segunda desde mayo a octubre de cada año. La diferencia de la abundancia de macroinvertebrados entre las dos se debe, como mencionan Herrera-Martínez et al., (2022) a los efectos del ambiente. También a las modificaciones de los microhábitats durante la época lluviosa y al estrés físico causado por el aumento de la escorrentía (Zhushi et al., 2020).

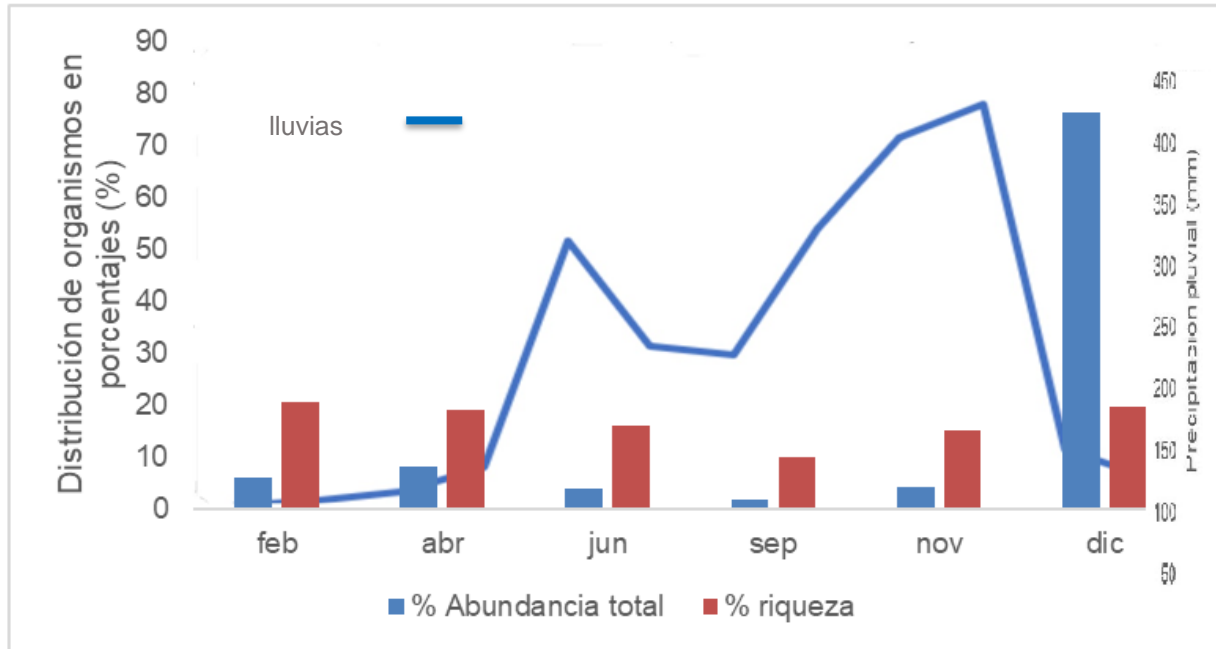


Figura 57 Representación gráfica del porcentaje de abundancia total y diversidad de taxones de macroinvertebrados acuáticos por mes de muestreo del año 2019

En relación con la diversidad de taxones y a la abundancia total, se comparó entre los ríos muestreados. Se comprobó que el río que presentó mayores porcentajes fue el María Linda. Lo anterior ocurre porque, en las partes altas de la cuenca de este cuerpo de agua, se observó menos deforestación (ver Anexo II), lo que contribuye a que el deterioro ambiental sea menor que en los otros ecosistemas hídricos evaluados (MARN, 2023). Estos resultados se pueden observar en la Figura 58. Zhushi et al., (2020) mencionan que los macroinvertebrados acuáticos responden a la manipulación antropogénica del hábitat acuático. Por lo anterior la deforestación se considera una maniobra que realiza el ser humano para darle a la tierra diferentes usos, afectando a los organismos que habitan en el agua.

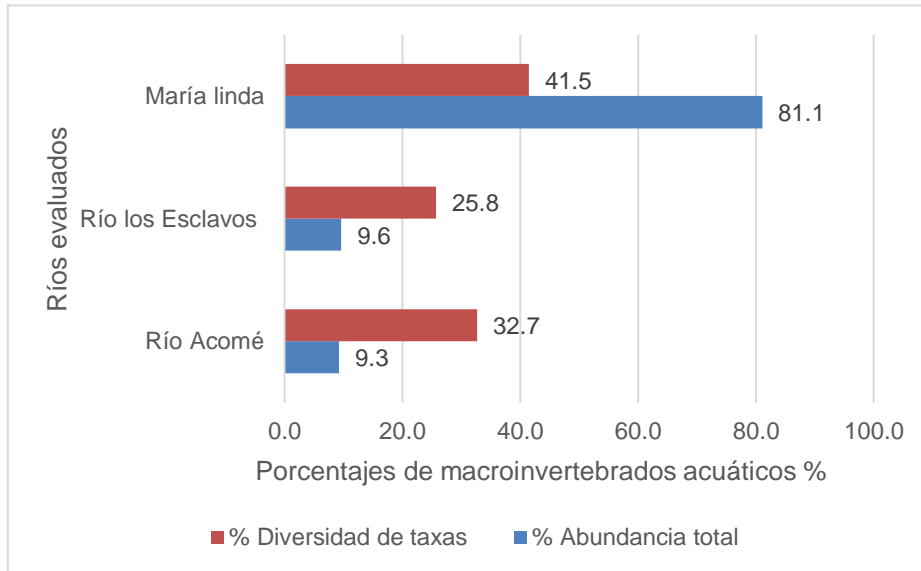


Figura 58 Representación gráfica del porcentaje de diversidad de taxones de macroinvertebrados acuáticos con el porcentaje de abundancia total por sitios de muestreo del año 2019

La riqueza de especies se define como el número total de variedades que se encuentran en un hábitat, ecosistema, paisaje, área o región determinada (García-Ríos, et al., 2020). Los sitios de muestreo mejores en relación a este aspecto fueron el río María Linda en sus dos partes altas, MLCAR y MLCAH, y el río Acomé en su parte alta ACOCA. El índice Shannon - Wiener se usa en ecología y otras ciencias similares para medir biodiversidad específica también indica el valor de la importancia ecológica (Verdesoto, et al., 2022). Este se representa normalmente con H' y se expresa con un número positivo; en la mayoría de los ecosistemas naturales varía de 0.5 y 5. Su valor normal está entre 2 y 3; Cuando los datos son inferiores a 2 se consideran bajos en diversidad y superiores a 3 son altos. Este puede aumentar por dos razones: primero, por incremento en la riqueza de especies y, segundo, por un aumento en la equitatividad de la representación de la abundancia relativa de especies (García-Ortiz, et al., 2023). Los sitios evaluados que presentaron mayores valores del mismo fueron: ACOCA con 3.84 H' , MLCAR 3.46 H' y MLCAH 3.52 H' , los tres están ubicados en la parte alta de los ríos.

El índice Alfa de Fisher cuantifica e involucra intrínsecamente la relación entre el número de individuos y la cantidad de especies presentes, ha sido efectivamente empleado para estimar la riqueza de especies en áreas geográficas extensas usando muestras provenientes de áreas

reducidas (Villamarín, et al., 2020.) Los sitios de muestreo que presentaron valores altos del mismo fueron el ACOCA y el MLCAR, por ser los ríos que poseen más individuos y mayor riqueza de especies. Los resultados se observan en el Cuadro 21.

Por su parte, el índice de Simpson es de dominancia más que de diversidad y representa la probabilidad de que dos individuos escogidos al azar pertenezcan a la misma especie. Su inverso considera como un buen indicador de diversidad. Los valores de Fisher y Simpson al disminuir, indicando una mayor dominancia de una o dos especies (Salmeron et al., 2017). El río que presentó mayor dominancia de especies fue el MLCB y los que exhibieron menor fueron ACOCA, MLCAR y MLCAH; estos ríos demostraron mayor diversidad de especies. Los resultados se muestran en el Cuadro 21 y en la Figura 59.

Cuadro 21

Índices ecológicos para cada sitio de muestreo de los ríos evaluados en el año 2019

Cuenca	ACOC A	ACOC M	ACOC B	LECA	LECM	LECB	MLCA R	MLCA H	MLCM	MLCB
Riqueza	77	66	71	65	58	47	96	81	50	44
Shannon	3.84	2.72	2.47	2.19	3.15	2.59	3.46	3.52	2.43	0.21
Fisher Alpha	25.61	13.13	15.97	11.95	19.90	10.54	27.80	22.35	10.23	5.06
Simpson	0.97	0.87	0.74	0.73	0.92	0.88	0.93	0.95	0.87	0.06
Simpson %	96.98	87.46	74.35	73.23	91.55	88.01	93.27	94.96	86.76	5.83
Inverso Simpson	33.09	7.98	3.90	3.73	11.83	8.34	14.86	19.84	7.55	1.06

En la Figura 59 se presentan en forma gráfica los resultados de los índices calculados en los muestreos del año 2019. Se observan con grandes diferencias por las dimensionales con las que se calculan los mismos. El que presenta mayor tamaño en la Gráfica 58 es el Porcentaje de Simpson. Los demás sus valores no son tan grandes numéricamente.

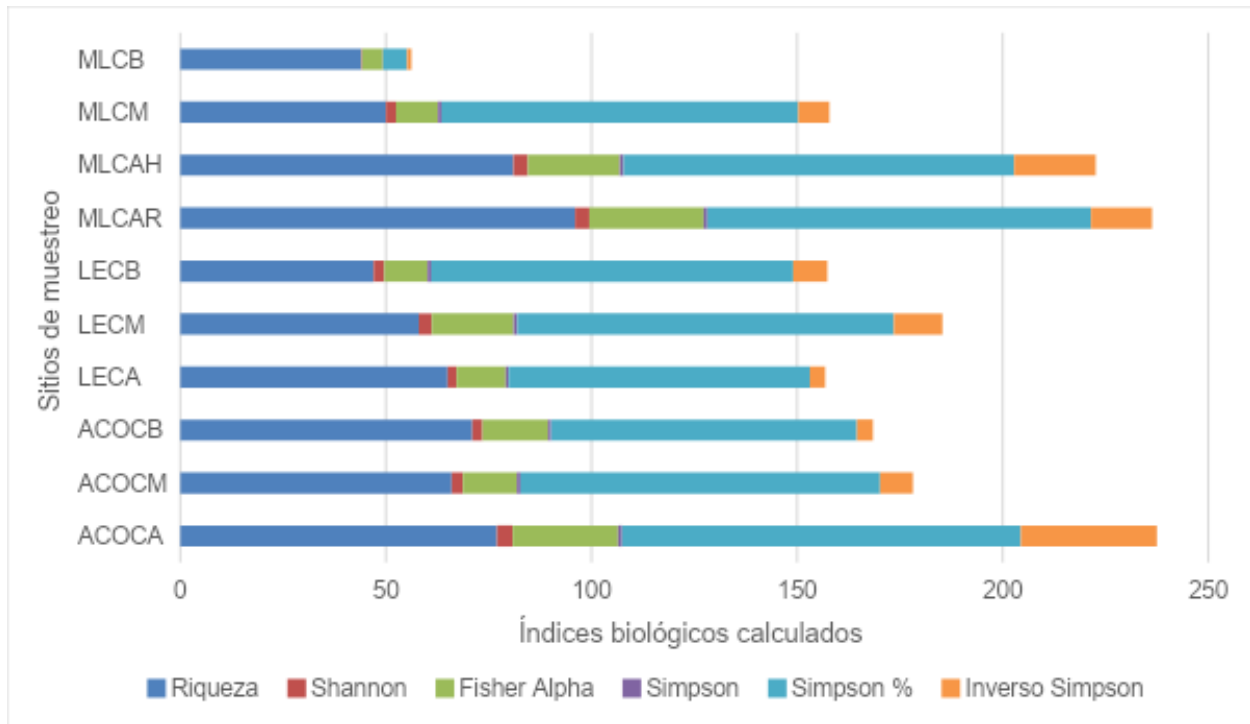


Figura 59 Resultados de los diversos índices biológicos calculados para los resultados de los macroinvertebrados acuáticos del año 2019

En el Cuadro 22, se presentan los resultados de la abundancia total y relativa de los muestreos de los macroinvertebrados acuáticos del año 2019. La primera se reportó con una cantidad de 41,276 individuos. El taxon más cuantioso fue la clase Malacostraca: Orden Decapoda representando una abundancia relativa del 74.73 %, seguido por el filo Arthropoda: subfilo Hexapoda, la clase Insecta con un 15 % y Gastropoda con un 9.09 %. Las demás tuvieron muy poca representación.

Cuadro 22

Resultados de la abundancia total y relativa de los muestreos de macroinvertebrados acuáticos del año 2019

Filo, Subfilo, Clase	Clase y Orden	Abundancia	Abundancia relativa
Filo: Arthropoda Subfilo: Crustacea, Clase: Malacostraca	Orden Decapoda	30846	74.73
Filo: Mollusca	Clase Gastropoda	3839	9.09
	Orden Hemiptera	2274	5.51
Filo: Arthropoda, Subfilo: Hexapoda Clase: Insecta	Orden Ephemeroptera	1647	3.99
	Orden Diptera	1237	3
	Orden Trichoptera	616	1.49
	Orden Coleoptera	547	1.33
	Orden Odonata	171	0.41
	Orden Plecoptera	53	0.13
	Orden Megaloptera	24	0.06
	Orden Lepidoptera	14	0.03
	Orden Blattaria	1	0.01
Filo: Annelida	Clase: Clitellata Sub Clase: Oligochaeta	4	0.01
Filo Arthropoda	Subfilo: Crustacea Clase: Ostracoda	2	0
Filo: Platyhelminthes Clase: Trepaxonemata	Orden Neophora	1	0
		41,276	100

En la Figura 60, se pueden apreciar los resultados de los porcentajes de abundancia relativa del año 2019. Se observa que los mayores taxones fueron: orden Decapoda, clase Insecta y Gastropoda.

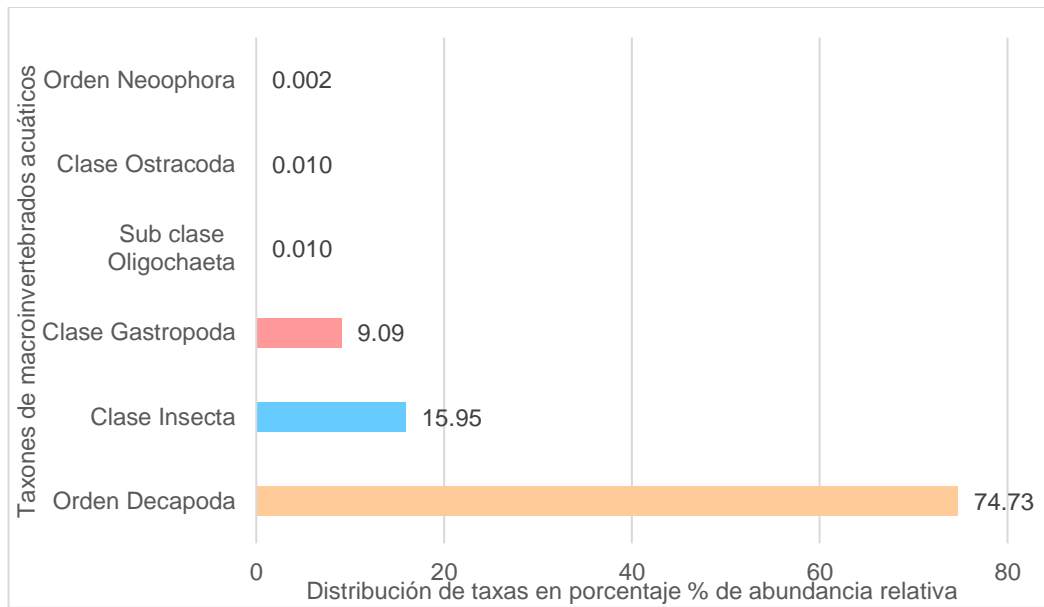


Figura 60 Representación de las principales Taxones de macroinvertebrados acuáticos encontrados durante los muestreos del año 2019

De la clase Malacostraca: orden Decapoda la familia predominante fue *Palaemonidae*, la cual representó el 99.88 %, lo que se puede apreciar en la Figura 61. En el presente estudio no se pudo identificar a nivel de especie, debido a que los organismos representantes de esta familia eran juveniles. Se reportó alta abundancia en las partes bajas de los ríos que desembocaban muy cerca del mar. Estos organismos viven en concentraciones de oxígeno de 0 a 5.59 mg/l, también son tolerantes a cambios de temperatura y salinidad (Granados, et al., 2018).

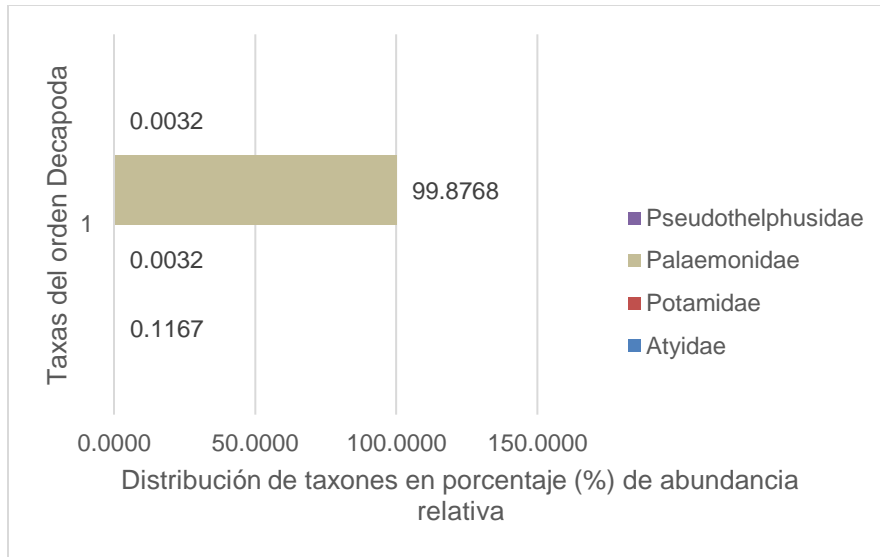


Figura 61 Representación gráfica de las principales familias del orden Decapoda

La clase Gastropoda representó el 9.09 % de los organismos encontrados durante el estudio del año 2019, siendo la familia Thiaridae la más abundante con un 97.29 %, lo cual se muestra en la Figura 62.

La familia Thiaridae se puede encontrar abundantemente en cuerpos de agua lénticos y lóticos. Es considerado uno de los huéspedes intermediarios más frecuentes de trematodos que pueden causar enfermedades a los humanos (Veeravechskij et al., 2018; Lentge-Maab et al., 2021). Los caracoles de este grupo monofilético son miembros importantes de los ecosistemas de agua dulce en los trópicos y subtropicos, son herbívoros y alimentadores de detritos (Healy, & Glaubrecht, 2018).

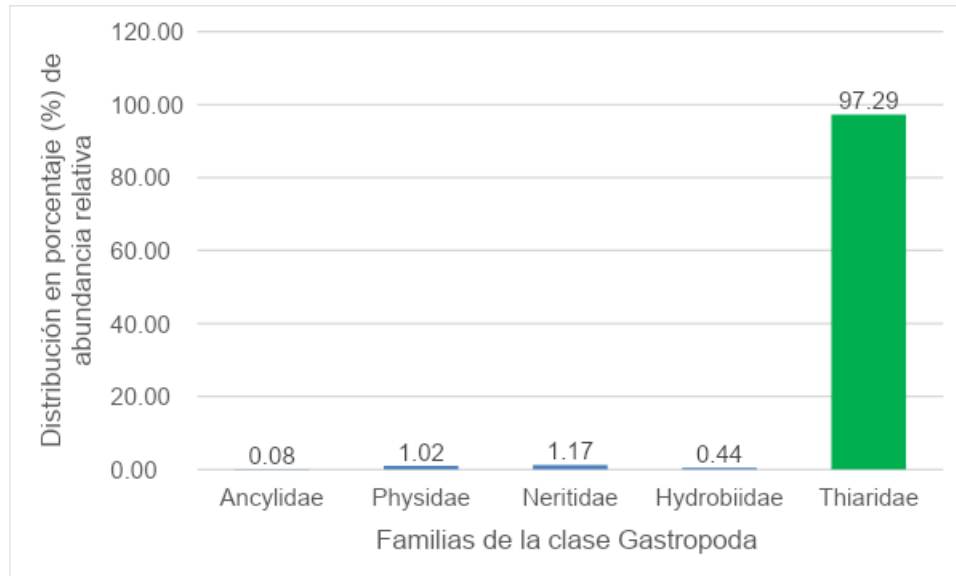


Figura 62 Representación gráfica de las familias de la clase Gastropoda, encontrados en los muestreos del año 2019

La clase Insecta representó el 15.95% de abundancia relativa, de todos los organismos encontrados en los muestreos del año 2019. Se pudieron identificar 10 órdenes, lo cual se exhibe en la Figura 63. De éstos, los mayores porcentajes fueron: Hemiptera con un 34.54%, Ephemeroptera con un 25% y Diptera con un 18.79%. Los otros órdenes se reportaron con porcentajes menores a 10%.

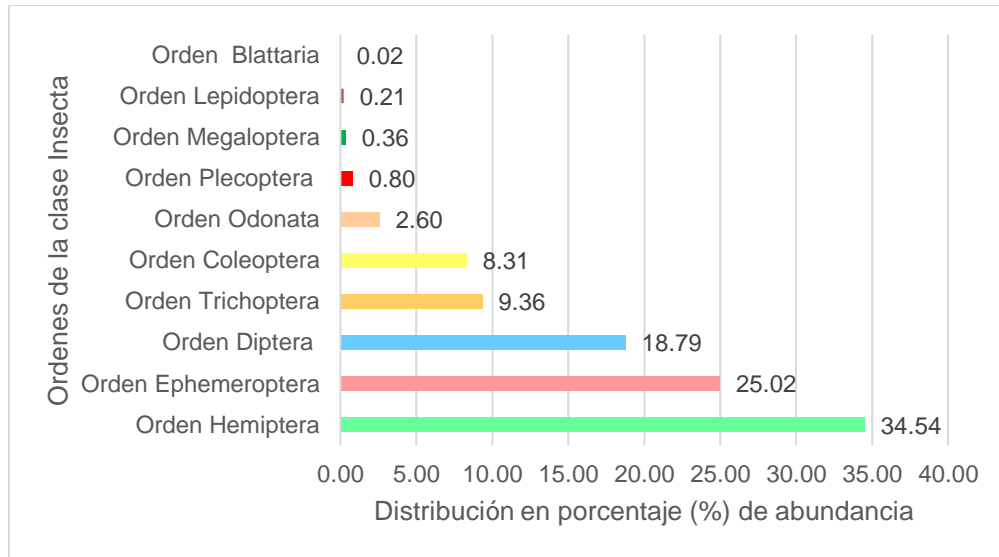


Figura 63 Representación gráfica de los diferentes órdenes de la clase Insecta de los muestreos del año 2019

Con respecto al orden Hemiptera, de la clase Insecta, las familias más abundantes fueron Veliidae con un 53.38% y Gerridae con un 37.20%. Las otras familias se encontraron en porcentajes muy bajos, menores del 5 %. Los resultados se pueden observar en la Figura 64.

Las familias Veliidae y Guerridae se encuentran ampliamente distribuidas en todo el mundo. En América y, principalmente, en la región Neotropical existe una alta diversidad de especies (Molano y Morales, 2019; Polanco, 2019). También se consideran excelentes bioindicadores de la calidad del agua y el grado de degradación de los ecosistemas acuáticos (Gutiérrez–Fonseca, 2010).

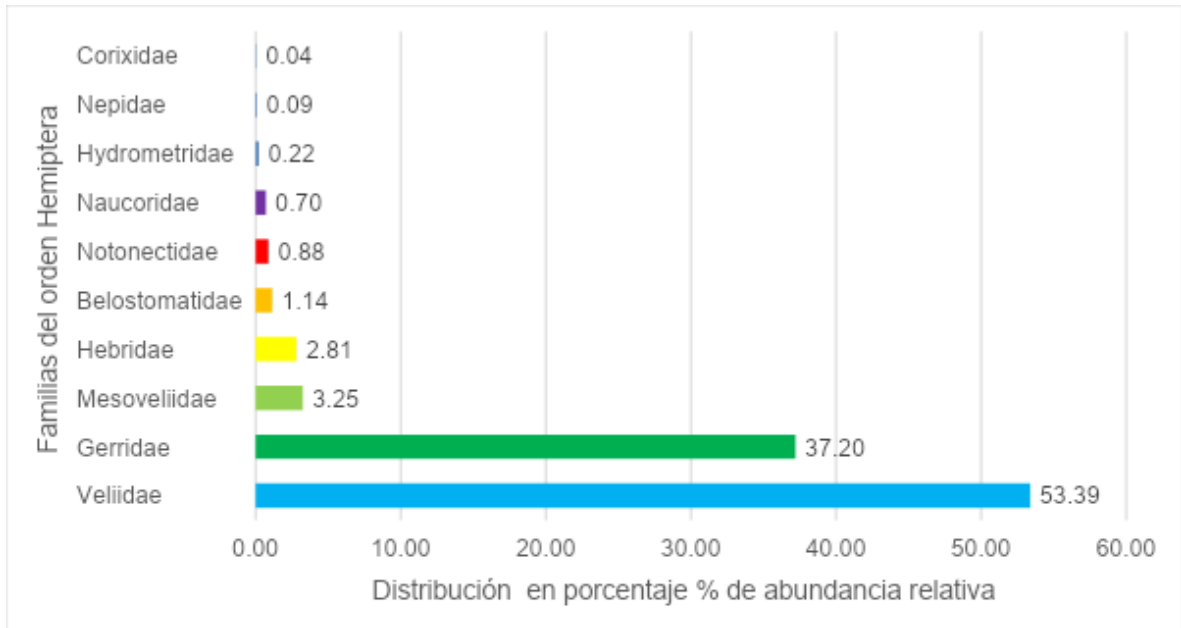


Figura 64 Representación gráfica de las principales familias del orden Hemiptera

El orden Ephemeroptera representó el 25.02% de la clase Insecta, siendo las familias Baetidae con un 53.61%, Leptohyphidae con un 29.39% y Leptophlebiidae con un 12.51%, las más representativas. Las demás se encontraron en muy bajos porcentajes, lo cual se puede ver en la Figura 65.

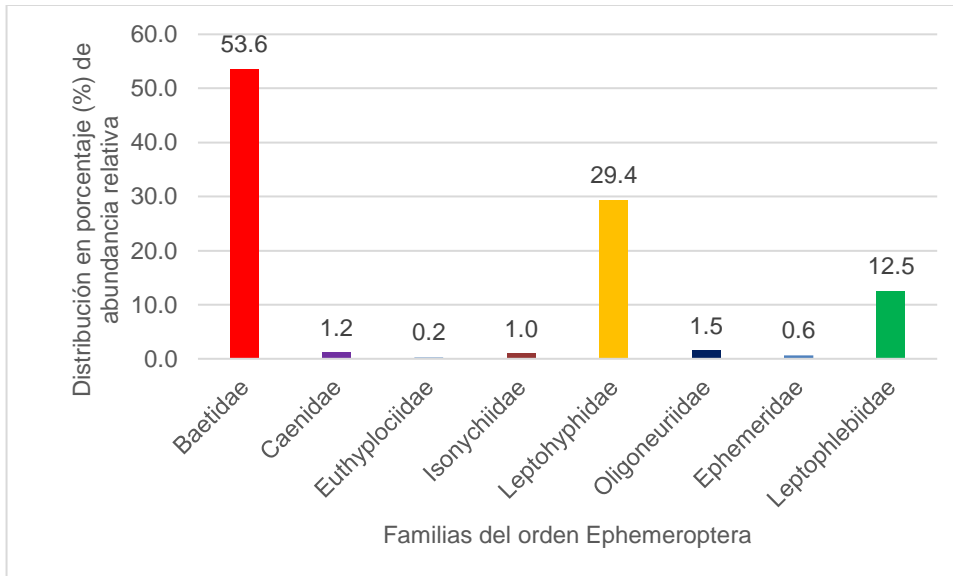


Figura 65 Representación gráfica de las principales familias del orden Ephemeroptera

Las familias de Baetidae, Leptohyphidae y Leptophlebiidae presentan amplia distribución en todo el mundo (Gattolliat et al., 2023). La familia Baetidae solamente se ha reportado en agua dulce (Gattolliat et al., 2023). En cuanto a la familia Leptohyphidae, la mayoría se encuentran en corrientes de agua con buena calidad, con baja carga orgánica residual y niveles de oxígeno disuelto cercanos a la saturación. Están ubicados en zonas conservadas o con bajos niveles de intervención antrópica (Monjardim, et al., 2020).

Los organismos pertenecientes a la familia de Leptophlebiidae son cosmopolitas y muy diversas morfológicamente; también son la segunda más abundante, en número de especies en el orden Ephemeroptera (Monjardim et al., 2020). La misma se ha reportado en ríos que se encuentran en áreas con actividad agrícola intensa que sufren cambios estructurales debido a la falta de áreas protegidas o monitoreo ambiental inadecuado (Del Castillo, et al., 2024).

El orden Diptera representó el 18.79 % de todos los organismos representantes de la clase Insecta. De este orden, las familias Chironomidae y Simuliidae fueron más abundantes con un 82.78 % y 9.14 %, respectivamente. Lo cual se puede apreciar en la Figura 66.

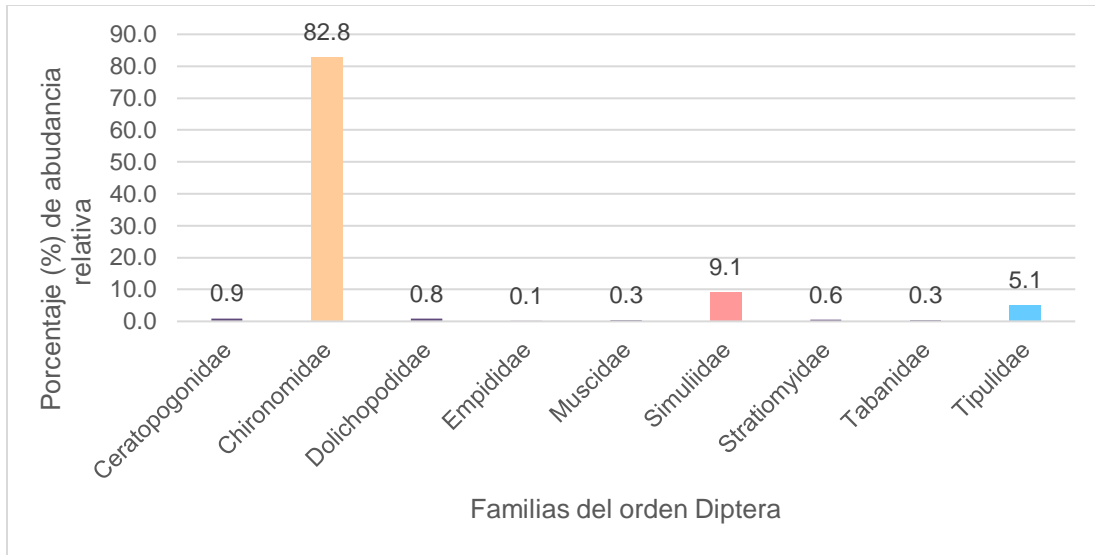


Figura 66 Representación gráfica del porcentaje de familias del orden Diptera

La familia Chironomidae se ha encontrado en todo tipo de agua dulce, incluso en aguas salobregas (Lin et al., 2018). Los organismos pertenecientes a la misma se han reportado en gran cantidad en aguas estancadas y de bajo movimiento (Machado et al., 2015). Por su parte, los pertenecientes a la familia de Simuliidae son conocidos como moscas negras (Adler y Crosskey, 2015). La misma también presentan importancia médica, ya que muerden y puede producir alergias y enfermedades, lo cual se han mencionado a nivel mundial. En sus etapas inmaduras, pueden proliferar en el agua de ríos o arroyos que fluyen rápidamente, es decir, donde hay buena oxigenación del agua, por lo que han sido considerados como buenos indicadores ecológicos de la calidad del agua (Buitrago-Guacaneme, et al., 2018).

Las familias más abundantes del orden Trichoptera fueron Hidropsychidae con un 58.11 %, Philopotamidae con un 27.59%, Hydrobiosidae con un 6.16%, Lepidostomatidae con 2.27% y Calamoceratidae con 1.78%. Los resultados se presentan en la Figura 67.

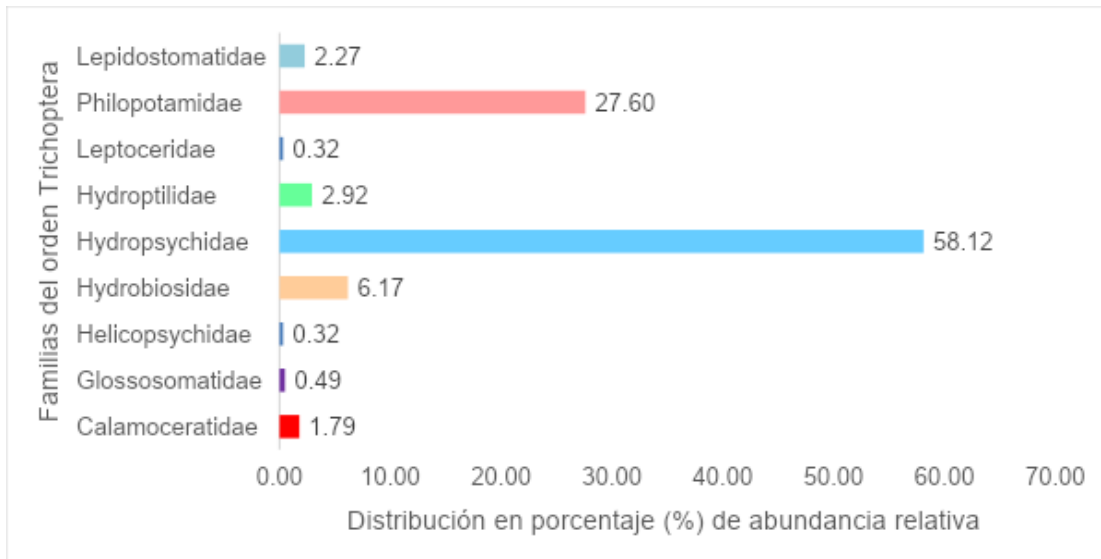


Figura 67 Representación gráfica de las familias representantes del orden Trichoptera

La familia Hidropsychidae es abundante y de amplia distribución geográfica dentro del orden Trichoptera. Regularmente, se encuentran ubicados en zonas de corrientes rápidas, sustratos rocosos y espacios abiertos con mayor incidencia de luz solar (Álvarez-Soraca et al., 2017).

Los organismos representantes de la familia de Philopotamidae son larvas que se encuentran en acumulaciones de materia orgánica (hojarasca) o sustratos de ambientes lóticos. Desde ríos grandes hasta en nacimientos de riachuelos con cauce rocoso y cubierto de musgo pueden ser localmente muy abundantes. Generalmente, es frecuente encontrarlos en las áreas de “rápidos” de los arroyos (Springer et al., 2010a).

Las larvas pertenecientes a la familia Hydrobiosidae son depredadoras de vida libre en aguas corrientes. Pueden formar pupas usando pequeñas piedras que después se pegan a los sustratos por la secreción de seda (Gomes y Calor, 2016).

La familia Lepidostomatidae está ampliamente distribuida en todo el hemisferio norte, y se extiende hacia el sur hasta Panamá, Nueva Guinea y la Región Afrotropical; se han encontrado larvas de estos organismos recolonizando después de una perturbación (Hussain, et al., 2021).

La familia Calamoceratidae es una familia cosmopolita, que viven en parches de hojas en aguas de flujo lento. Está conformada por ocho géneros y 197 especies, en el neotrópico

americano se han reportado 60 especies (Wichard et al., 2020). Las larvas seleccionan las hojas para la construcción de sus pupas, las cuales están protegidas químicamente contra la degradación microbiana. Estas se alimentan de hojas trituradas (Barcelos-Silva, et al., 2017).

Del Orden Coleoptera, se reportaron las siguientes familias: Elmidae 40 %, Staphylinidae 35.3 %, Dryopidae 7.9 % e Hydrophilidae con un 7.5 %. Estos resultados se pueden apreciar en la Figura 68. En general, los escarabajos acuáticos son buenos indicadores de la calidad ecológica del agua, debido a su amplio rango de requerimientos ecológicos y biológicos. Pueden indicar contaminación por detergentes que rompen la tensión superficial que se forma en el plastrón (Bouchard, et al., 2017)

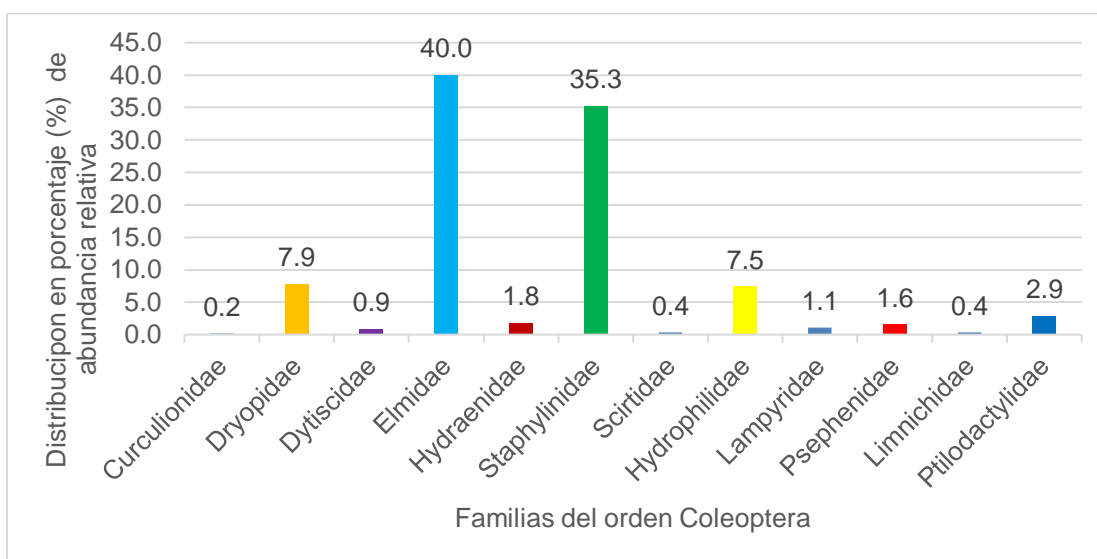


Figura 68 Representación gráfica de los organismos que conforman las familias del orden Coleoptera

Elmidae es una familia extendida de escarabajos acuáticos comunes en una variedad de hábitats de agua corriente. En general, los organismos que pertenecen a ésta son muy abundantes y diversos en ríos de aguas bien oxigenadas y con presencia de gran cantidad de materia orgánica en descomposición (hojarasca y madera) (Bouchard, et al., 2017).

En cuanto a Staphylinidae se han descrito más de 30,000 especies, las cuales en su mayoría son terrestres. Se han encontrado organismos de esta familia en ambientes salobres, principalmente en zonas marino-costeras (Puchkov, et al., 2020). Los ríos de la vertiente del

Pacífico de Guatemala en la desembocadura son ambientes marino-costeros, por lo cual no es extraño encontrar organismos representantes de las mismas.

Por su parte, Dryopidae también incluye algunos géneros que se encuentran en aguas tranquilas, tales como estanques, piscinas y arrozales. También se han reportado estos géneros en las hojarasca de los bosques. Algunas larvas terrestres de esta familia se pueden encontrar en el suelo (Shepard y Sites, 2016).

Los organismos representantes de la familia Hydrophilidae se encuentran distribuidos en todos los continentes. Existen tres principales factores que determinan la distribución de las especies, como son el medio ambiente, la interacción biótica y el movimiento. Los factores abióticos influyen de forma local (Girón & Short, 2021).

Del orden Odonata se encontró el predominio de las siguientes familias: Coenagrionidae 28.1 %, Libellulidae 23.4 %, Protoneuridae 17.5 %, y Calopterygidae con un 10.5 %, lo cual se puede apreciar en la Figura 69. Sermeño et al., (2010b) mencionan que algunas familias de este orden pueden habitar ambientes salobres, como son las desembocaduras de estos ríos en el mar. También se reporta que se han encontrado en diferentes clases de calidad del agua (Sermeño et al., 2010b).

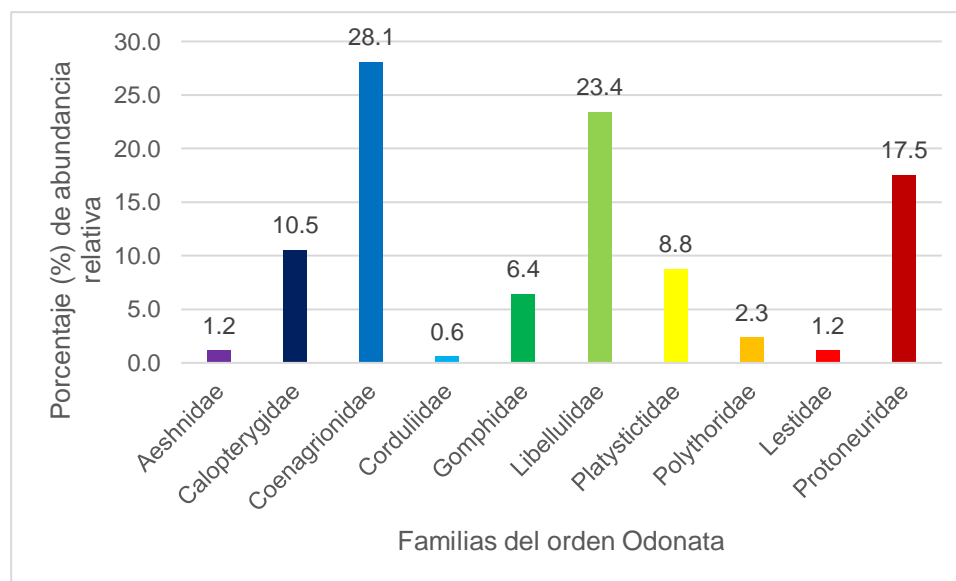


Figura 69 Familias del orden Odonata reportadas en los muestreos del año 2019

Las náyades de las familias de Coenagrionidae, Libellulidae Protoneuridae y Calopterygidae se pueden encontrar en diversos ambientes acuáticos incluso adheridos a los tallos de plantas acuáticas (Palacino-Rodríguez et al., 2020). Debido a que las tolerancias a los factores ambientales son muy variables, no fue extraño encontrarlos en los ríos de la vertiente del Pacífico de Guatemala (Sermeño et al., 2010b). Además, los adultos de Libellulidae se pueden observar volando cerca de quebradas, ríos, lagunas y otros cuerpos de agua dulce o salobre.

No se puede definir una clasificación de la calidad del agua con los macroinvertebrados solos sin aplicar un índice de calidad biológica. En general se puede decir que el agua de los ríos de la vertiente del Pacífico de Guatemala, por la alta diversidad de macroinvertebrados acuáticos tiene una calidad que puede ir de buena a regular. En las partes altas de los sitios de muestreo había más diversidad, por lo que se podrían clasificar como de buena calidad. En las zonas bajas de los ríos, había menos diversidad, por lo que su clasificación podría ser regular.

4.2. Resultados del segundo objetivo de investigación

Para la caracterización de la calidad del agua de los ríos de la vertiente del Pacífico, se utilizó el Protocolo de Bioevaluación Rápida (RBP) (Barbour, 1999), como base para clasificar por rangos de calidad del agua los muestreos realizados durante el año 2019. Se obtuvieron los siguientes resultados: el 6.6 % se clasificó de clase “regular”, el 10 % “excelente”, el 20 % como “buena” y el 63.33 % como “mala”.

El uso de RBP como índice control resultó muy conveniente, pues correlaciona muy bien tanto con los índices fisicoquímicos como con los biológicos. Otra característica importante es que el RBP no cambia con las diferentes épocas del año, sino que se mantiene constante. Por otro lado, si se comparan los índices fisicoquímicos con los biológicos, sí muestran comportamientos diferentes. Este aspecto es importante, ya que quedó corroborado que hay diferencias existentes entre ambos índices, por las características de estos. Gil-Rodas et al. (2023) demostraron que la presencia de altas concentraciones de ciertos parámetros puede afectar negativamente la calidad del agua medida a través de un índice fisicoquímico. Lo anterior no necesariamente podría afectar la vida de los organismos biológicos como los macroinvertebrados acuáticos en el río. El uso de un índice biológico podría, entonces, mostrar una buena calidad, mientras que un índice fisicoquímico una mala calidad del mismo río. Los resultados de la investigación de Gil-Rodas et al., (2023), se presentan en el Cuadro 17, también en las Figuras: 20, 21, 22, 23, 24 y 25.

4.2.1. Normativa de calidad del agua para Guatemala

Al estudiar los distintos reglamentos utilizados en varios países, se observó lo siguiente: Contienen varias categorías, pero la mayoría solo implican tres clases y en otros casos, se considera solamente una. Los estatutos estudiados fueron los de los siguientes países: el de Oregón, Cuba, Chile, Ecuador, Perú, Bolivia, Costa Rica, República Dominicana, Moldova, Europa y Asia Central, Alabama, California, Florida y Arizona en Estados Unidos; British Columbia y Manitoba en Canadá; Taiwán, Japón y la India.

Se comparó la información de cada reglamento con la realidad ambiental de Guatemala. Se decidió utilizar como referencia el esquema de Costa Rica que tiene cinco clases y diferentes usos del agua para cada clase. Por considerarse el más completo que existe y su conveniencia para la región.

Costa Rica cuenta con una normativa conocida como el *Reglamento para la evaluación y clasificación de la calidad de cuerpos de agua* (MINAE, 2007). En el cual se establecen cinco categorías en la clasificación de la calidad del agua: la clase 1 corresponde al agua no contaminada y la 5 corresponde al agua más contaminada. Además, varios usos de los ríos pueden aparecer en una sola clase (Cuadro 3 del reglamento costarricense, cuyos datos se encuentran en el Cuadro 14).

Se propone un sistema de calidad del agua para Guatemala basado en cinco clases o categorías que se relacionan con el posible uso y calidad del agua (Cuadro 3 y 4 del reglamento costarricense).

La propuesta de reglamento que se muestra en el Cuadro 19 (el cual se encuentra ubicado en páginas previas, debido a que el mismo era necesario que comparar los resultados de los parámetros fisicoquímicos del año 2018 y 2019). Se nombró como: “Normativa propuesta para evaluar la calidad del agua de los ríos de Guatemala”. La cual está dividida en cinco clases y muestra los límites de permisibilidad para varios indicadores de calidad. Se consideraron estatutos de varios países o propuestas de investigadores, siempre y cuando concuerden con la realidad ambiental existente en Guatemala. El Cuadro 19 se desarrolló de acuerdo con la información de la base de datos de campo producida en los años 2018 y 2019, así como los resultados que se fueron dando durante la generación de los diferentes índices. En caso que ninguna Normativa se relacionará con los rangos de los parámetros se buscó autores que tuvieran información referente al tema. Cuando no se encontraba ni leyes, ni autores, se utilizaron los promedios de los datos de campo del año 2019.

4.2.2. Cálculo de los SI

Siguiendo la metodología para el cálculo de los Sub Índices- SI, propuesta por Calvo-Brenes (2018; 2019), se utilizó la información de los Cuadros 18 y 19, así como la escala de clasificación seleccionada para un ICA específico para Guatemala (Cuadro 13). Con lo anterior se obtuvieron las fórmulas de transformación para cada parámetro de calidad del agua y así desarrollar las ecuaciones para el cálculo del SI indicadas en el Cuadro 23.

Cuadro 23

Fórmulas de transformación para el SI para un nuevo ICA específico para Guatemala

Indicador	Origen	Fórmulas de transformación
Alcalinidad (mg/l)	Propio según datos de campo	Si SI > 100 entonces SI = 100 SI = $-0.1705 * X + 99.476$ Si X > 524 entonces SI = 10
Amonio (mg/l)	Europa Central/Asia modificado	Si SI > 100 entonces SI = 100 SI = $7.0051 * X^2 - 51.635 * X + 99.818$ Si X > 2.8 entonces SI = 10
Cloruros (mg/l)	Propio según datos de campo	Si SI > 100 entonces SI = 100 SI = $-0.002 * X^2 - 0.0381 * X + 100.33$ Si X > 530 entonces SI = 10
Coliformes fecales (NMP/100ml)	Europa Central/Asia (modificado)	Si SI > 100 entonces SI = 100 Si X = 0 – 100 entonces SI = 100 SI = $1 * 10^{-7} * X^2 - 0.0056 * X + 90.657$ Si X > 27000 entonces SI = 10
Conductividad (µS/cm)	Perú	Si SI > 100 entonces SI = 100 SI = $-7 * 10^{-7} * X^2 - 0.0077 * X + 100.69$ Si X > 7400 entonces SI = 10
DBO ₅ (mg/l)	Chile modificado	Si SI > 100 entonces SI = 100 SI = $-0.001 * X^2 - 0.7117 * X + 100.48$ Si X > 110 entonces SI = 10
Dureza (mg/l)	Roldan, Gabriel	Si SI > 100 entonces SI = 100 SI = $-0.00015 * X^2 - 0.1401 * X + 100.34$ Si X > 435 entonces SI = 10
Fosfato (mg/l)	Singh modificado	Si SI > 100 entonces SI = 100 SI = $0.1882 * X^2 - 11.839 * X + 99.8$ Si X > 100 entonces SI = 10
Fósforo total (mg/l)	Europa Central/Asia	Si SI > 100 entonces SI = 100 SI = $-80.236 * X + 100.5$ Si X > 1.13 entonces SI = 10
Nitrato (mg/l)	Costa Rica	Si SI > 100 entonces SI = 100 SI = $-0.1286 * X^2 - 1.5286 * X + 100.57$ Si X > 21 entonces SI = 10
Nitrito (mg/l)	Perú (modificado)	Si SI > 100 entonces SI = 100 SI = $-10.0 * X + 100$ Si X > 9 entonces SI = 10
Nitrógeno total (mg/l)	Europa Central/Asia (modificado)	Si SI > 100 entonces SI = 100 SI = $-4.0054 * X + 100.05$ Si X > 22.5 entonces SI = 10
Oxígeno disuelto (mg/l)	Liou (modificado)	Si SI > 100 entonces SI = 100 SI = $22.174 * X - 44.231$

		Si $X < 2.45$ entonces SI = 10 Si $X > 6.5$ entonces SI = 100
pH (Adimensional)	Europa Central/Asia	Si $6.5 < X \leq 9.0$ entonces SI = 100 Si $X < 6.5$ o > 9.0 entonces SI = 20
Porcentaje saturación O ₂ (%)	Costa Rica modificado	Si SI > 100 entonces SI = 100 SI = $-0.004 * X^2 + 1.6664 * X - 26.67$ Si $X < 23$ entonces SI = 10
Salinidad (ppt)	Propio según datos de campo	Si SI > 100 entonces SI = 100 SI = $-89.786 * X + 100.36$ Si $X > 1$ entonces SI = 10
Sólidos Sedimentables (ml/l)	Propio según datos de campo	Si SI > 100 entonces SI = 100 SI = $-0.0793 * X + 99.602$ Si $X > 1130$ entonces SI = 10
Sólidos Suspendidos Totales (mg/l)	Propio según datos de campo	Si SI > 100 entonces SI = 100 SI = $-0.0003 * X^2 - 0.0698 * X + 100.08$ Si $X > 445$ entonces SI = 10
Sulfatos (mg/l)	Europa Central/Asia (modificado)	Si $X < 250$ entonces SI = 100 Si $250 < X \leq 350$ entonces SI = 90 Si $X > 350$ entonces SI = 20
Turbiedad (UTN)	Propio según datos de campo	Si SI > 100 entonces SI = 100 SI = $-0.1598 * X + 100.35$ Si $X > 565$ entonces SI = 10

4.2.2.1. Comparación del cálculo de los SI en relación con las lluvias

Para comprobar si la precipitación pluvial afectaba los resultados de los cálculos de SI, se procedió a realizar una interpretación de los valores de los SI, relacionándolos con las diferentes épocas climáticas de Guatemala, para lo cual, se utilizó la Figura 70, donde se presenta el promedio de lluvias mensuales para el 2019, en relación con los sitios de los tres ríos: Acomé, María Linda y Los Esclavos.

este indicador, clasifica el agua como clase 2 con “contaminación incipiente”, durante la época lluviosa. Sin embargo, los niveles promedios en ambas épocas del año 2019 son de (5.8 mg/l) y del porcentaje de saturación de oxígeno (60 %) encontrándose dentro de los rangos admisibles para la preservación de la flora y fauna en el agua. Duarte et al., (2015) indica que las categorías de oxígeno disuelto deben ser mayores o igual a 4.0 mg/l, para el desarrollo de la vida acuática. El cálculo del SI del porcentaje de saturación del oxígeno en ambas épocas, clasifica el agua de igual manera como clase 3 con “contaminación moderada”.

Los valores de SI de salinidad no cambian sustancialmente con las lluvias, se mantienen bastante constantes. En la época seca el 63 % del cálculo del SI clasificó el agua como clase 2 con contaminación “incipiente” y en la época lluviosa el 65 % la denominó como clase 1 con “ninguna” contaminación. Solamente hay un sitio de muestreo que se categorizó como clase 4, “contaminación severa”, según la normativa propuesta para calidad del agua de los ríos de Guatemala. El cuerpo de agua que se catalogó de esta manera fue Los Esclavos en la parte baja, la cual es un área sumamente deforestada (Ver Anexo II). Esto sucede cuando ocurren las lluvias, los sedimentos son arrastrados hacia los ecosistemas hídricos, debido a la escorrentía, causando alteración en los diferentes parámetros de calidad del agua.

La DBO₅ se ve afectada por las lluvias. En el Anexo III, se puede apreciar que, durante las mismas, los valores de SI para la DBO₅ mejoran debido al factor de dilución, provocado por las precipitaciones. La DBO₅ se asocia principalmente a la materia orgánica procedente de las aguas residuales domésticas, entre otras fuentes (Calvo-Brenes, 2018). En la época seca solamente el 55 % de los sitios de muestreo se clasifican como clase 1 “ninguna contaminación”. En la época lluviosa aumenta el porcentaje a un 65 % donde se clasifica el agua como clase 1.

Los valores de SI para la turbidez se ven afectados por la escorrentía durante la época lluviosa. En el Anexo III, se puede apreciar que este parámetro se clasifica el agua de mejor forma durante la época seca. Debido a que el agua está sin mucho movimiento, durante la misma, la clasificación se mantiene en un 72 % como de clase 1, “sin ninguna contaminación”. Por el contrario, durante la época lluviosa solamente el 50 % de los sitios de muestreo se clasifican como clase 1. La turbidez se define como la medida de la claridad del agua y está relacionada con el efecto que produce el material suspendido, el cual disminuye el paso de la luz a través del agua. Los materiales suspendidos, causantes de la turbidez en el agua, incluyen partículas de suelo (arcilla, limo y arena), algas, plancton, microbios y otras sustancias (Marín-Velásquez, T. y Arriojas – Tocuyo, 2020).

Los valores de SI de la alcalinidad son afectados por las lluvias, por el factor de dilución, reportándose el 55 % de los sitios de muestreo, clasificados como clase 2 con “contaminación Incipiente”. No siendo así durante los diferentes meses pertenecientes a la época seca., en donde el 45 % de los sitios de muestreo se clasifican como clase 3 con “Contaminación Moderada”. Este parámetro expresa la capacidad que tiene el agua de mantener su pH a pesar de recibir una solución ácida o alcalina. Corresponden principalmente a los hidróxidos, carbonatos y bicarbonatos de los iones como calcio, magnesio, sodio, potasio y amonio. El principal efecto del indicador es su reacción con ciertos cationes en el agua, lo que conduce a la formación de precipitados (Pérez–López, 2016).

La dureza, los cloruros, los sólidos sedimentables y los sólidos totales no cambian en los muestreos realizados durante las dos épocas, tanto lluviosa como seca. La dureza del agua representa una medida de la cantidad de metales alcalinotérreos en agua, fundamentalmente calcio (Ca^{2+}) y magnesio (Mg^{2+}) provenientes de disolución de rocas minerales (Soliz-Castro, et al., 2018). Las concentraciones de estos compuestos no son altas en esta zona, debido a que en el área no hay muchos carbonatos en los suelos. La fuente de los sólidos en general son los procesos extractivos, y su efecto sobre los ecosistemas acuáticos se manifiesta en la reducción de la penetración de la luz y con ello impedimento de la fotosíntesis (Espinosa et al., 2017). Más del 90 % de los valores de SI de estos parámetros, clasifican el agua como clase 2 y 1 con “contaminación incipiente” y “sin ninguna contaminación”, respectivamente.

En cuanto a los SI de los nutrientes, como fósforo total, sulfatos, nitritos, amonio y nitrógeno total no cambian durante las dos épocas del año, siendo la clasificación del agua en un 90 % de igual forma. Solamente los nitratos califican el agua en un 75 % como clase 1 en la época seca y en la época lluviosa como clase 5 en un 40 %. Lo anterior se debe al aumento de este nutriente durante la época lluviosa, por la escorrentía, que lleva los residuos de los fertilizantes a los ríos. Bolaños et al., (2017) manifiestan que las principales rutas de ingreso de nitrógeno a las masas de agua son a través de aguas residuales industriales o municipales, como por ejemplo tanques sépticos o descargas de corrales ganaderos, residuos animales (incluyendo aves y peces) y también por las descargas de la emisión de gases de vehículos.

Los niveles de SI de los sulfatos en el agua de lluvia y superficial se correlacionan con las emisiones de dióxido de azufre ocasionadas por la actividad humana (Bolaños et al., 2017). Sin embargo, los SI de los sulfatos clasifican el agua en un 100 % como clase 1 con “ninguna contaminación”. Lo anterior indica que no hay incidencia de los sulfatos en esta área.

Los fosfatos tienen un comportamiento diferente a los demás nutrientes: En la primera época seca del muestreo, durante los meses de febrero y abril, los valores son altos, calificando el agua en un 85 % como clase 5 “contaminación muy severa”. Esto sucede a consecuencia del movimiento que se hace de la tierra para sembrar, antes de que comiencen las lluvias. No siendo así durante la segunda época de muestreo que correspondió a noviembre y diciembre, en donde el 60 % de los SI calculados clasificaron el agua como clase 1 “sin ninguna contaminación”. Lo anterior ocurre porque que en dicha época se está produciendo el corte de la caña de azúcar y no hay movimiento de la tierra. El alto contenido de fosfato se asocia con algunos fertilizantes, así como con las aguas residuales domésticas (Calvo-Brenes 2018; Roldán y Ramírez, 2022).

El cálculo de los SI para los coliformes fecales se mantienen constantes, debido a que el aporte de estos es por las aguas residuales domésticas, las cuales se producen de igual manera durante todo el año (Calvo-Brenes 2018; Roldán, y Ramírez, 2022). Por último, el valor del RBP se mantiene constante durante todo el año, debido a que éste no se ve afectado por el aumento de las lluvias.

4.2.3. Desarrollo de un nuevo ICA fisicoquímico

Para desarrollar un nuevo índice fisicoquímico (ICA) para Guatemala, fue necesario probar tres fórmulas de agregación, las cuales se llamaron por el nombre de sus autores: Dojlido (1974), Brown et al. (1970,1973) y Dinius (1987). Se nombró como Dojlido-1 a la que se emplearon todos los indicadores evaluados en el campo y en el laboratorio, con una propuesta de reglamento anterior a la específica para Guatemala (Cuadro 19). La Dojlido-2 se le nombró a la cual se prueban todas las variables y se calculan los Subíndices (SI) con la Normativa propuesta para evaluar la calidad del agua de los ríos de Guatemala (Cuadro 19). En la nombrada como Dojlido-3 se redujeron las variables. Por su parte, en la de Brown 1 se reducen las variables a “criterio de experto”, en la Brown 2 se cambian algunas variables a “criterio de experto” y por medio de correlación.

El Cuadro 24 presenta el análisis estadístico de los coeficientes de correlaciones bivariados de Pearson para cada uno de ellos. El RBP es el índice control de referencia y sobre este se efectúan todas las comparaciones con el resto de los índices. El primer ICA evaluado fue el ICA-ES, cuyo cálculo se efectuó de acuerdo con lo indicado en la metodología. Existe una correlación con el RBP; sin embargo, su nivel de confianza es de 84.7% ($\alpha = 0.153$), el cual no es significativamente alto.

Cuadro 24

Matriz con los coeficientes de correlaciones bivariadas de Pearson en diferentes fórmulas de agregación para desarrollar el ICA-GT

	RBP	ICA-ES	Dojlido-1	Dojlido-2	Dojlido-3	Brown-1	Brown-2	Dinius
Significancia a dos colas	1	0.153	0.174	0.020	0.022	0.001	0.006	0.009
% de confianza		84.7	82.6	98	97.8	99.99	99.4	99.1

En el RBP el 83 % de la evaluación de la calidad del agua está entre clase 4 y clase 2. Clasificando el agua entre “Severa e Incipiente” respectivamente.

Al utilizar la fórmula de agregación nombrada Dojlido-1, la correlación tuvo un nivel de confianza de 82.6% ($\alpha = 0.174$), el cual no es alto. En el Cuadro 25 se muestra que el 93 % de todos los sitios muestreados están en la categoría de contaminación “Severa”, según la de Dojlido-1, al compararlos con la escala de calidad propuesta para el ICA-GT (Cuadro 13). Se determinó que los indicadores causantes del mal desempeño fueron provocados por nitritos, nitratos, fosfatos y OD, los cuales, al sacar los rangos de valores mínimos, máximos y promedios, eran extremadamente altos.

Cuadro 25

Comparación entre el RBP y las diferentes versiones de la fórmula de Dojlido 1,2 Y 3

Stio de muestreo	Época de muestreo	RBP	Fórmulas de agregación				
			ICA-SV	Dojlido			
				1	1	3	
ACOMECA1	seca1	149	71.21	81.1	82.1	74.9	
ACOMECA1		70	67.88	44.6	58.4	45.6	
ACOMECA1		59	70.24	36.1	61.1	48.4	
LECA1		74	43.5	33.9	51.8	36.9	
LECA1		85	43.34	28.5	60.6	46.5	
LECA1		83	48.89	36.4	62	47.4	
MLCAER1		176	51.34	29.3	74.5	61.3	
MLCAH1		157	58.02	79.3	82.7	74.1	
MLCM1		94	54.94	60.1	85.6	80.2	
MLCB1		75	55.26	63.1	64.3	54.9	
ACOCA2		seca2	147	56.95	36.2	68.7	53.3
ACOCA2			70	53.5	36.4	76.1	64
ACOCA2			60	47.8	28.4	62.8	48.6
LECA2	75		51.28	24.4	38.2	24.6	
LECA2	86		54.39	35.3	67.3	54.5	
LECA2	83		50.61	31	54.7	50	
MLCAER2	176		50.5	29	39.5	25.1	
MLCAH2	157		50.2	29.5	39.8	25.2	
MLCM2	94		47.24	29.6	79.8	70.5	
MLCB2	75		44.35	28.8	38.4	25.2	
ACOCA3	lluviosa 1		140	59.19	25.4	92	86.7
ACOCA3			62	63.33	31.5	91.2	85.1
ACOCA3			54	58.17	39.9	88.7	80.7
LECA3		70	50.28	24.8	39.7	25.1	
LECA3		79	52.59	39.3	89.4	82.2	
LECA3		68	49.93	36.5	86.7	78.8	
MLCAER3		172	67.6	40.4	92.2	87.3	
MLCAH3		157	66.49	40.3	91.4	86.5	
MLCM3		74	60.76	39.5	90.2	87.4	
MLCB3		63	54.36	31.9	82.4	73.1	
ACOCA4		lluviosa2	145	77.3	40.2	87.9	76.1
ACOCA4			67	66.56	29.6	44.6	28.6
ACOCA4			57	63.31	29.5	39.2	24.7
LECA4	71		66.99	39.5	40	25.2	

LECM4		79	63.3	29.7	38.8	24.6	
LECB4		81	62.03	29.3	29.4	18.3	
MLCAER4		173	64.67	31.6	92.6	91.5	
MLCAH4		155	44.11	24.8	39.6	25.3	
MLCM4		72	41.63	28.7	38.3	25.2	
MLCB4		60	47.32	38.8	88.7	85.7	
ACOCA5	seca 3	151	61.01	39.9	86.7	73.8	
ACOCM5		71	61.46	38.8	77.5	61.5	
ACOCB5		60	54.47	28	37.6	23.7	
LECA5		74	57.12	29.8	40.3	25.5	
LECM5		85	44.9	24.7	38.6	24.5	
LECB5		85	50.94	24.7	38.7	24.7	
MLCAER5		178	59.53	36.8	90.5	84	
MLCAH5		160	57.57	30.9	84.8	74.8	
MLCM5		95	53.22	38	83.5	71.1	
MLCB5		76	56.35	39.2	82.5	70.1	
ACOCA6		seca 4	147	73.09	30.4	41.3	26.1
ACOCM6			70	71.6	29.9	40	25.4
ACOCB6			60	65.29	29.1	38.1	25.1
LECA6			75	61.38	35.9	59.6	46.9
LECM6			86	62.35	38.3	72.9	61.2
LECB6			83	61.03	37.3	67	50.9
MLCAER6	176		63.19	37.9	70.1	56.6	
MLCAH6	157		74.29	39.4	81.1	65.6	
MLCM6	94		72.5	39.5	81.9	67.8	
MLCB6	75		70.75	37.2	66	47.3	

La escala de colores para la clasificación de la calidad del agua usando el RBP se encuentra en el Cuadro 11 "B".

La escala de colores para la clasificación de la calidad del agua usando el ICA-SV se encuentra en el Cuadro 6.

La escala de colores para la clasificación de la calidad del agua usando la fórmula de agregación de Dojlido se encuentra en el Cuadro 13.

Con una nueva propuesta de reglamentación mejorada, la cual ya se incluye en el Cuadro 19, se calculó nuevamente un ICA al que se codificó como Dojlido-2. De nuevo se muestra que se usaron todos los indicadores seleccionados para su evaluación. En estas nuevas circunstancias, el ICA mejoró su nivel de confianza a un 98.0% ($\alpha = 0.020$). En el Cuadro 25, se presenta la comparación del RBP con la fórmula de Dojlido-2. Esta fórmula clasificó el agua entre clase 2 en un 28 %, clase 3 en un 28 % y clase 4 en un 32 %.

El siguiente paso fue utilizar el programa SPSS a partir del ICA con la fórmula Dojlido-2, empleando la herramienta de reducción de variables conocida como método *Stepwise* que permitió codificar un nuevo ICA, el cual se nombró como Dojlido-3.

La idea del método *Stepwise* es elegir el mejor modelo en forma secuencial, incluyendo o excluyendo una sola variable predictora en cada paso de acuerdo con ciertos criterios (Acuña, 2004). En este caso particular, se utilizó el algoritmo *Stepwise selection*, el cual también se conoce como “Selección paso a paso”. Este va probando los mismos, comenzando con el de regresión simple y añadiendo o eliminando parámetros, dependiendo de los niveles de significancia y confianza. El proceso termina cuando ninguno de los indicadores, que no han entrado aún, tienen importancia suficiente como para ingresar. Para este proceso, se utilizó el programa SPSS. Existen limitaciones en el uso del mismo, pero a criterio de experto se consideró que era el adecuado para la selección de variables.

Esta herramienta permitió eliminar diferentes indicadores, según su valor de coeficiente de correlación parcial bivariado de Pearson, analizando su nivel de significancia y los coeficientes de determinación ajustados (R^2 adj). Con este análisis se logró generar varios modelos de regresión con número de indicadores y R^2 ajustados diferentes. Se pudo considerar que su nivel de confianza no variaba con respecto al ICA anterior, pues fue de 97.8%; sin embargo, se logró disminuir el número de indicadores usados. Los últimos cuatro modelos dieron un R^2 adj de 72.4-74.8% el cual es un valor considerado aceptable desde el punto de vista estadístico (Acuña 2004). También se pudo haber utilizado el *Akaike Information Criterion* (AIC) y Criterio Bayesiano de Información (BIC). Tanto AIC como BIC comparten el mismo término de bondad de ajuste. A medida que crece el tamaño de la muestra, la exactitud predictiva mejora debido a que se admiten efectos sutiles en los modelos. La AIC favorece cada vez más la inclusión de tales efectos, mientras BIC no lo hace (Cavanaugh, & Neath, 2019). A criterio de experto no se eligieron estos métodos de análisis estadísticos, porque se consideró suficiente el cálculo del coeficiente de correlación parcial bivariado de Pearson.

El último modelo obtenido con la herramienta *Stepwise selection* dio un valor de significancia 0.000 para cada indicador, excepto para fósforo total de 0.007 y alcalinidad con 0.001. Los parámetros seleccionados fueron oxígeno disuelto, amonio, nitritos, nitratos, fósforo total, DBO_5 y alcalinidad. Al aplicar la reducción de variables, se quedaron solamente siete, el ICA se mantuvo bastante íntegro en su evaluación. Solo necesitaron éstas para hacer su trabajo, utilizando la fórmula de agregación de Dojlido (1974) (con la Normativa propuesta para evaluar

la calidad del agua de los ríos de Guatemala). El resultado de la comparación entre el RBP y la fórmula de Dojlido 3 se presenta en el Cuadro 25. Se puede observar que como clase 2 se clasifica el 23 %, como clase 3 el 43 % y como clase 4 el 30 %. A pesar de que existe una alta parsimonia, en la elección de la herramienta *Stepwise selection*, esto se realizó porque se buscaron las explicaciones y metodologías más simples entre varias alternativas. Para que el método fuera de fácil replicación y utilización.

También se evaluó un ICA utilizando la fórmula de agregación de Brown et al., (1970,1974), la cual es la misma propuesta por Horton (1965). Ésta emplea todas las variables y da a W_i el mismo peso para todos los parámetros ($W_i=0.05$ para 20 variables). Se codificó como Brown 1, la correlación de la misma fue buena con un nivel de confianza de 99.9% ($\alpha = 0.001$). Sin embargo, la clasificación de la calidad por colores con respecto al RBP se mostró bastante desfasada. La evaluación con el RBP el 63 % de los puntos muestreados estaban clasificados como clase 4 en la categoría de contaminación “Severa”. Por otro lado, con Brown et al. (1970; 1973) el 72 % de los casos la clasificación fue como clase 2 “Incipiente” y el 28 % en clase 1 o con “Ninguna” contaminación, esto se presenta en el Cuadro 26. La principal razón de la diferencia es que la ecuación de Brown le agrega pesos a las variables para el cálculo del SI y cambia con las estaciones climáticas. Por otro lado, el RBP no cambia con las épocas climáticas.

Efectuando la reducción de variables en el ICA Brown 1, se observó en los diferentes modelos que, en general, algunas variables correlacionaron muy bien. Se seleccionaron varias utilizando el criterio de experto, como son las siguientes: OD, conductividad, DBO_5 , Turbidez, alcalinidad, fosfatos, Nitratos y CF. El R^2 ajustado fue de 91.1, para la mayoría de parámetros, exceptuando los fosfatos los que no se correlacionaron. La conductividad tuvo un $\alpha = 0.05$ y los coliformes fecales tuvieron un $\alpha = 0.013$. Por lo anterior se sustituyeron los fosfatos por fósforo total, mejorando el R^2 ajustado el cual fue de 93.3. Bajo este nuevo escenario, la conductividad no correlacionó y entonces se eliminó del modelo. El R^2 ajustado, quedó en 93.1 y todos los indicadores con correlaciones parciales con $\alpha = 0.000$. Las variables son OD, DBO_5 , turbidez, alcalinidad, nitratos, amonio, coliformes fecales y fósforo total. Finalmente, se codificó como Brown-2, presenta un nivel de confianza de 99.4%; la cual clasificó el 53 % del agua como clase 2 con “contaminación incipiente” y el 42 % como clase 3 con contaminación “moderada”.

Se evaluó también un ICA con la fórmula de agregación de Dinius (1987), también con reducción de indicadores por medio de SPSS. El nivel de confianza fue de 99.1%, pero su comportamiento al evaluar la calidad del agua fue similar al de Brown et al., (1970,1973). Los

resultados de la comparación entre el RBP y las ecuaciones de Brown y Dinius se presentan en el Cuadro 26. Ésta fórmula clasificó el 40 % como clase 3 con contaminación “moderada” y el 58 % como clase 4 con contaminación “severa”.

Finalmente, para seleccionar el ICA fisicoquímico para Guatemala, se deben tener en cuenta una serie de consideraciones importantes. La primera es que el RBP basa su evaluación en indicadores del hábitat, en el cual las variables no cambian en el corto o mediano plazo. Por eso se ve que un punto de muestreo no se presentan variaciones de un mes a otro, o si se trata de época lluviosa o seca. Los patrones de calidad se mantienen constantes, como se puede observar en los cuadros 25 y 26. Por otro lado en los índices fisicoquímicos sí se observan diferentes valores en el corto tiempo, especialmente las comparaciones entre las épocas climáticas. Eso provoca que no haya demasiado paralelismo en la clasificación de la calidad del agua entre ambos tipos de índices. Mas aún, esta constancia de los valores del RBP, en relación con la inconstancia de los valores de los índices fisicoquímicos, conlleva a que los R^2 adj. no sean tan altos. Si a esto se considera que la fórmula de agregación de Dojlido (1994) resultó en una mayor sensibilidad del ICA ante los cambios de calidad, se tendrán valores bajos en el R^2 adj.

Cuadro 26

Comparación entre el RBP con las diferentes versiones de las fórmulas de agregación de Brown y Dinius

Stio de muestreo	Epoca muestreo	RBP	Fórmulas de agregación			
			Brown-1	Brown-2	Dinius-1	
ACOMECA1	seca1	149	91.1	84.9	81.3	
ACOMECA1		70	85.4	74.4	65.5	
ACOMECA1		59	85.1	74	65.9	
LECA1		74	82	67.4	56.8	
LECA1		85	84.4	71.8	63	
LECA1		83	83.9	71.5	62.9	
MLCAER1		176	87	79.2	74.1	
MLCAH1		157	90.8	83.8	80.3	
MLCM1		94	91.2	86.6	84.2	
MLCB1		75	84.9	74	67.5	
ACOCA2		seca2	147	87.1	76	69.2
ACOCA2			70	88.6	80.2	74.8
ACOCA2	60		84.4	72.8	65.5	

LECA2		75	83.3	69.3	56.6	
LECM2		86	85.3	75.7	68.8	
LECB2		83	83	71	63.8	
MLCAER2		176	86.3	73.1	61	
MLCAH2		157	87.5	76.3	63.7	
MLCM2		94	86.4	76.4	74	
MLCB2		75	82.2	68.5	56	
ACOCA3	lluviosa 1	140	93.3	88.6	87.7	
ACOCM3		62	93	88.6	87.3	
ACOCB3		54	91.7	85.5	83.9	
LECA3		70	85.7	74.5	61	
LECM3		79	91.3	86	84.8	
LECB3		68	89.3	82.3	81	
MLCAER3		172	94	89.7	88.6	
MLCAH3		157	93.7	89.4	88	
MLCM3		74	91.6	87.8	87	
MLCB3		63	87.1	78.4	76.5	
ACOCA4		lluviosa2	145	92.9	89.6	87.5
ACOCM4			67	86.1	72.7	60.1
ACOCB4			57	84.4	71.2	57.6
LECA4			71	86.9	84.6	82.6
LECM4	79		83.2	70.7	58.3	
LECB4	81		78.6	68.9	56.7	
MLCAER4	173		94	91.4	90.8	
MLCAH4	155		82.9	66.7	56.2	
MLCM4	72		80.9	61.5	50.8	
MLCB4	60		90.1	84.8	84.3	
ACOCA5	seca 3	151	92.1	85.2	82.2	
ACOCM5		71	89.2	80.7	76	
ACOCB5		60	83.4	66.3	52	
LECA5		74	87.1	76.8	65.5	
LECM5		85	80.7	61.3	51.3	
LECB5		85	80.3	63.4	53.5	
MLCAER5		178	92.2	86	85.1	
MLCAH5		160	87.9	76.6	75.5	
MLCM5		95	89.2	79.3	76.9	
MLCB5		76	88	78.1	75.8	
ACOCA6	seca 4	147	87.7	74.2	61.3	
ACOCM6		70	84.8	70.5	57.2	

ACOCB6	60	84.5	72.8	57.9
LECA6	75	84.5	72.8	64.3
LECM6	86	86	76.5	71.2
LECB6	83	85	71.9	65.1
MLCAER6	176	87.2	75.3	68.6
MLCAH6	157	91	82.9	78.3
MLCM6	94	90.2	82.6	78.5
MLCB6	75	89.3	80.9	72.3

La escala de colores para la clasificación de la calidad del agua usando el RBP se encuentra en el Cuadro 11 "B".

La escala de colores para la clasificación de la calidad del agua usando las fórmulas de agregación de Brown y Dinius se encuentra en el Cuadro 13.

Considerando lo anterior, se observa que los ICA de Brown et al. (1970;1973) y Dinius (1987) muestran mejores R^2 adj. y mejores correlaciones con el RBP, si se consideran únicamente los valores numéricos de los índices. Sin embargo, no ocurre igual con la clasificación del agua, relacionada también con los colores, por parte de estos índices con relación al RBP. Si bien el ICA Dojlido-3 tiene un valor menor en su R^2 ajustado, la similitud de la calidad reportada y su color por clase, por el ICA Dojlido-3, es similar al del RPB, contrario a lo que ocurre con Brown *et al.*, (1970,1973) o Dinius (1987). Igualmente, es importante saber que la fórmula de agregación de Dojlido (1974) tiene la particularidad de agregar mayor sensibilidad al índice, con relación a otras fórmulas, de acuerdo con Calvo-Brenes (2018), por lo que el R^2 adj. se ve negativamente afectado.

Si se hace una evaluación donde se consideran las diferencias entre lo clasificado por calidad del RBP con cada indicador y si en los casos en que no hay variación en la denominación de colores, se asigna un 0, en el caso en que haya un rango o color de diferencia se le asigna un 1 y así sucesivamente, se obtiene el Cuadro 27.

Cuadro 27

Diferencia en la clasificación del agua entre el RBP con cada ICA evaluado

RBP	ICA-ES	Dojlido-1	Dojlido-2	Dojlido-3	Brown-1	Brown-2	Dinius-1
Diferencias	0.91	0.77	0.88	0.82	1.60	1.09	1.05

Del Cuadro 27 se puede observar que el ICA que mostró menores diferencias con respecto a la clasificación dada por el RBP fue el Dojlido-1, seguido del Dojlido-3. El ICA Dojlido-1 requirió del empleo de 20 variables, mientras que el 3 solo requirió de 7. Además, el nivel de probabilidad de la correlación entre ambos índices fue de 82.6%. El valor cercano a 1 en el Cuadro 27 para el ICA Dojlido-3 supone que, en la mayoría de los casos, clasificó al agua con un grado de calidad inferior al que mostró el RBP. Una de las razones de esta diversidad es el tipo de escalas utilizado para los índices fisicoquímicos evaluados y la del RBP, son diferentes en la separación entre rangos distintos.

4.3. Resultados del tercer objetivo de investigación

A fin de cumplir el tercer objetivo de la investigación, el cual buscaba estimar las relaciones de los macroinvertebrados y los parámetros fisicoquímicos para definir los mejores bioindicadores y diseñar un índice biológico a nivel de familias. Entre las pruebas que se realizaron para relacionar los macroinvertebrados acuáticos con los parámetros fisicoquímicos se encuentra el Análisis de Componentes Principales (ACP). El ACP se utilizó como una prueba exploratoria. En la Figura 71, se presenta la comparación entre los macroinvertebrados acuáticos, los diferentes parámetros fisicoquímicos y los sitios de muestreo en los tres ríos evaluados durante el año 2019.

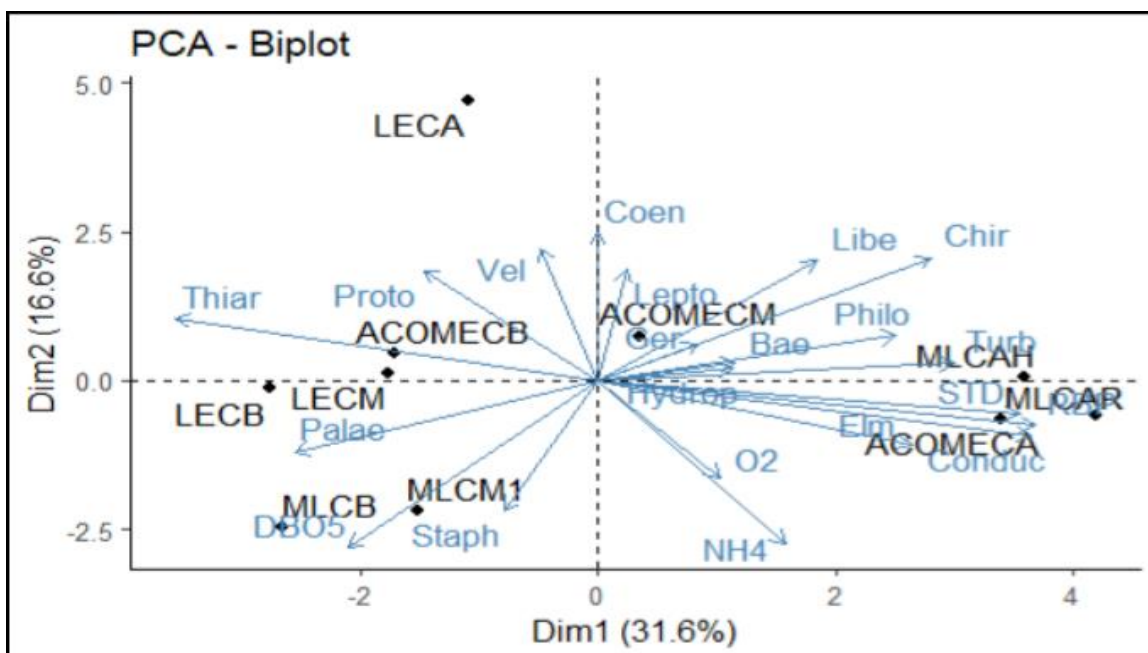


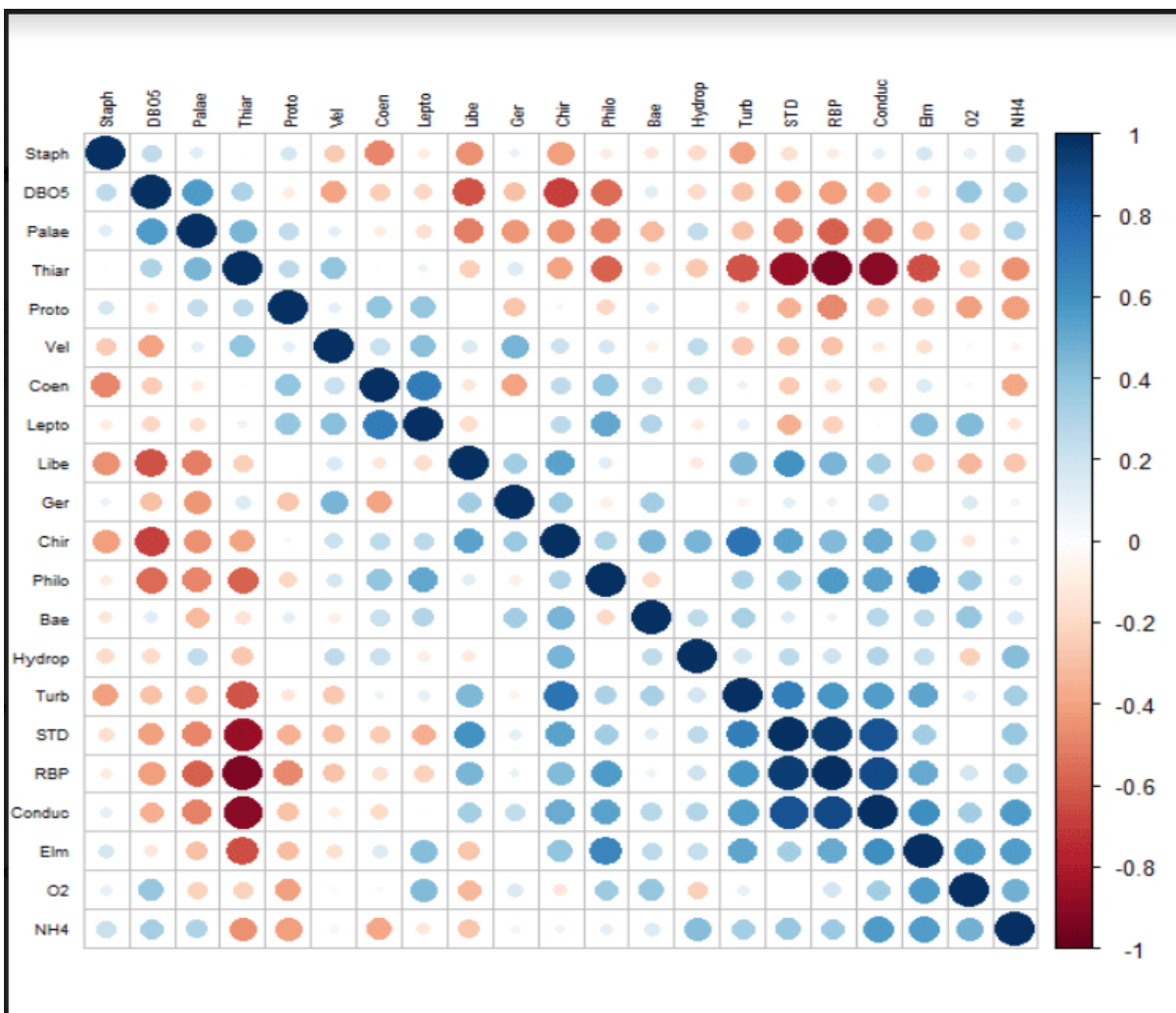
Figura 71 Resultados del ACP para los parámetros fisicoquímicos, macroinvertebrados acuáticos y sitios de muestreo del año 2019

En la Figura 72, se puede apreciar en la parte derecha que los sitios de muestreo que se encontraban en la parte alta de los ríos, como el ACOMCA, MLCAH y MLCAR, se relacionan con los parámetros como oxígeno disuelto. El Promedio de Calidad Físicoquímica del agua (PCQ) y el Protocolo de Bioevaluación Rápida (RBP), los cuales se encuentran también del mismo lado. Relacionado con las partes altas de los ríos, presentaban las mejores calidades del agua, se observan familias como Calamoceratidae, Calopterygidae, Hidropsychidae que son organismos pertenecientes al orden Trichoptera, los que mayormente se consideran buenos indicadores de calidad del agua (Álvarez-Soraca et al., 2017). El presente estudio se puede comparar con otros similares realizados en Costa Rica, Colombia y Cuba, donde se demostraba que los mayores valores del BMW-CR, BMWP-Col y BMWP-Cub se registraron fundamentalmente en las partes altas y medias de las cuencas de los ríos evaluados (Ochieng, et al., 2020; Herrera et al., 2022; Wan Abdul Ghani, et al., 2018).

Por otro lado, los sitios de muestreo en las partes medias y bajas de los ríos evaluados durante el año 2019 se encuentran agrupados del lado izquierdo de la gráfica. Estos sitios de se relacionan principalmente con la demanda bioquímica de oxígeno, DBO₅. Se puede observar alta presencia de organismos como Palaemonidae, los cuales, a pesar de que son sensibles a las bajas concentraciones de oxígeno, se alimentan de nutrientes en los sedimentos y a eso se puede deber su alta presencia. Estos organismos viven en concentraciones de oxígeno de 0 a 5.59 mg/l, también son tolerantes a cambios de temperatura y salinidad (Asensio-Martínez, et al., 2024).

En la Figura 72 se presenta una correlación de Pearson, entre más azul el color es una correlación positiva y si el color es rojo fuerte es una correlación negativa. Si presenta menos color la correlación está ausente.

En la Figura 72, se observa la correlación entre familias de macroinvertebrados acuáticos y los parámetros físicoquímicos. Se puede apreciar que hay ciertos parámetros como los STD, el oxígeno disuelto y el amonio, que presentan muy buena correlación con algunos macroinvertebrados acuáticos. Para realizar la comparación, fue necesario revisar la correlación entre cada parámetro con cada familia de macroinvertebrados acuáticos evaluados (Ochieng, et al., 2020; Herrera et al., 2022; Wan Abdul Ghani, et al., 2018).



Nombres completos de los macroinvertebrados acuáticos

Staph = Staphylinidae	Coen = Coenagrionidae	Lepto= Leptohyphidae
Palae = Palaemonidae	Libe = Libellulidae	Philo = Philopotamidae
Thiar= Thiaridae	Ger = Gerridae	Hydrop = Hydrophilidae
Proto = Protoneuridae	Chir = Chironomidae	Elm = Elmidae
Vel = Veliidae		

Figura 72 Correlación entre familias de macroinvertebrados acuáticos y los parámetros fisicoquímicos de los muestreos del año 2019

Para continuar con el diseño del índice biológico a nivel de familias, fue necesario relacionar la presencia de las familias de macroinvertebrados acuáticos con los promedios de los resultados de los parámetros fisicoquímicos de calidad del agua (PCQ). Se decidió desarrollar

un *Biological Monitoring Working Party* (BMWP) para la vertiente del Pacífico de Guatemala, siguiendo la metodología propuesta por Ruiz-Picos et al., (2017).

A continuación, se presentan los resultados del primer paso para el desarrollo del BMWP para Guatemala, el cual consistió en desarrollar un promedio de calidad del agua fisicoquímica llamado por las siglas PCQ.

En el Cuadro 28, se presenta el resultado de aplicar el programa XL STAT (2013), al promedio de los parámetros fisicoquímicos de los muestreos realizados durante el año 2019, luego de haberlos ajustado a una escala adimensional. Esto se utilizó para la reducción de variables.

Cuadro 28
Matriz de configuración para la reducción de variables

Parámetro	F1
Fósforo total (PT)	0.832
Sólidos sedimentables (Ss)	-0.632
Sólidos Totales Disueltos (STD)	0.925
Porcentaje de saturación de oxígeno (psO)	0.838
Fosfato (PO ₄ ³⁻)	0.803
Oxígeno disuelto (O ₂)	0.832
Potencial de hidrógeno (pH)	0.778
Nitrógeno total (N total)	0.519
Nitritos (NO ₂ ⁻)	0.929
Nitratos (NO ₃ ⁻)	0.764
Amonio (NH ₄ ⁺)	0.919
Coliformes totales (Colif t)	0.837
Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO ₅)	0.838
Conductividad (Cond)	0.922
Turbidez (Turb)	0.945
Temperatura ambiente (Tam)	0.789
Temperatura del agua (Tag)	0.860

Nota: Los valores en negritas corresponden, para cada variable, al factor para el cual el coseno cuadrado es mayor.

Se eligieron los parámetros que presentaron valores de significancia arriba de 0.860, quedando seleccionados los siguientes parámetros: sólidos totales disueltos (STD), nitritos NO₂⁻, amonio NH₄⁺, conductividad (Cond), turbidez (Turb) y temperatura del agua (Tag). Debido a la

importancia biológica que representan el oxígeno disuelto (O_2) y a la demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5), fueron elegidos para poder calcular el promedio de calidad fisicoquímica del agua (PCQ).

En el Cuadro 29, se presentan los parámetros de calidad del agua elegidos y los rangos máximos y mínimos, así como las leyes con las cuales se relacionaron los rangos de Guatemala.

Cuadro 29

Rangos de calidad del agua fisicoquímica y leyes relacionadas

Parámetro	Máximo	Mínimo	Base de la legislación
Sólidos Totales Disueltos (STD)	500	0	Legislación de El Perú
Nitritos (NO_2^-)	0.12	0.01	Europa – Asia Central
Amonio (NH_4^+)	9.09	0.25	Datos de campo
Conductividad (Cond)	900	0	Provincia de Mendoza, Argentina
Turbidez (Turb)	300	25	Costa Rica
Temperatura del agua (Tag)	29.15	22.39	Datos de campo
Oxígeno disuelto (O_2)	7.8	2.1	México
Demanda Bioquímica de Oxígeno DBO_5	100	2	República Dominicana

En el Cuadro 30, se presenta la sumatoria de los valores promedios de calidad fisicoquímica del agua (PCQ) ajustados del 1 al 10, de los cuales, al calcular el promedio, el máximo valor de PCQ fue de 8, lo cual sirvió para asignar valores a las familias de macroinvertebrados acuáticos.

Cuadro 30*Sumatoria de valores promedios de calidad del agua para BMWP-GT*

	STD	NH ₄	Cond	Turb	Tag	O ₂	DBO ₅	NO ₂	RBP	PCQ
ACOMECA	5	10	7	9	6	10	7	7	8	8
ACOMECEM	1	10	2	8	1	6	7	8	1	5
ACOMECEB	1	10	3	6	2	2	7	7	0	4
LECA	1	0	0	6	2	0	0	0	1	1
LECM	1	1	0	5	3	2	7	0	2	2
LECB	1	7	0	3	3	2	8	7	2	4
MLCAR	8	10	8	9	5	0	3	10	10	7
MLCAH	4	10	7	7	5	5	1	10	8	6
MLCM	1	10	4	3	2	9	9	10	2	5
MLCB	1	10	0	6	3	2	9	9	1	5

Después de calcular el promedio de los taxones de macroinvertebrados por sitios y por épocas de muestreo, se continuó con la transformación de las clases por la abundancia de los organismos.

Posteriormente, se relacionaron las clases de abundancia de organismos utilizando las matrices de promedios de familias por sitios de muestreo con el promedio de calidad fisicoquímica (PCQ). Lo cual se muestra en el Cuadro 31.

Cuadro 31

Ejemplo de la relación del PCQ con las clases de abundancia de los macroinvertebrados acuáticos

	PCQ	Ancy	Phys	Dryo	Dyt	Elm	Hydra	Staph	Hydro	Lamp	Psef	Pti	Aty	Palae	Bae	Cae	Eut	Iso	Lepto	Oli gne	Ephe	Lephe
LECA	1	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	1	2	3	2	1	2
LECM	3	0	0	0	0	1	1	2	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	2	0	0	2
LECB	3	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	4	2	0	0	0	1	0	0	0
ACOMECEM	4	0	1	0	0	2	0	0	1	0	0	0	1	2	4	0	0	0	3	0	0	1
ACOMECEB	4	0	0	0	0	1	0	2	1	0	1	0	2	5	3	1	0	0	3	0	0	1
MLCB	4	0	0	0	0	1	0	2	0	0	0	0	0	5	1	0	0	0	1	0	0	0
MLCM1	5	0	0	0	0	1	0	3	0	0	0	0	0	1	3	0	0	0	2	0	0	2
MLCAH	6	0	0	1	0	3	0	2	1	0	0	1	0	0	2	0	0	0	3	0	0	2
MLCAR	7	0	0	2	1	1	0	1	1	1	0	1	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0
ACOMECA	8	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	3	1	0	0	3	0	0	2

Nombres completos de las familias de macroinvertebrados acuático

Abreviaturas	Nombres
Ancy	→ Ancyliidae
Phys	→ Physidae
Dryo	→ Dryopidae
Dyt	→ Dytiscidae
Elm	→ Elmidae
Hydra	→ Hydraenidae
Staph	→ Staphylinidae
Hydro	→ Hydrophilidae
Lamp	→ Lampyridae
Psef	→ Psephenidae
Pti	→ Ptilodactylidae

Abreviaturas	Nombres
Palae	→ Palaemonidae
Bae	→ Baetidae
Cae	→ Caenidae
Eut	→ Euthyplociidae
Iso	→ Isonychiidae
Lepto	→ Leptohiphidae
Oligne	→ Oligoneuriidae
Ephe	→ Ephemeridae
Lephe	→ Leptophlebiidae

Después de realizar el promedio de calidad fisicoquímica del agua (PCQ), el máximo valor fue de 8. Estos valores se utilizaron para calcular la bioevaluación de los macroinvertebrados acuáticos. Para realizarlo, se presentó la necesidad de calcular primero la frecuencia de clases de abundancia de macroinvertebrados sobre el promedio de calidad fisicoquímica del agua (PCQ). Posteriormente, se calculó el quinto percentil, para obtener el valor de cada taxa (Ruiz-Picos et al., 2017).

Un estudio similar realizado por Zhushi et al., (2020) menciona cambios en la calidad del agua, en un estudio realizado en la cuenca del río Lepenci (Kosovo), iguales a los que se dieron en los ríos de la vertiente del Pacífico. La calidad del agua mostró una variación de alta calidad en las estaciones o sitios de muestreo ubicados en las partes altas de los ríos. Los sitios de muestreo nombrados como MLCAH, MLCAR y ACOMECA, los cuales se encontraban ubicados en las partes altas de los ríos muestreados durante el año 2019, muestran los mejores valores para PCQ. Por otro lado, los ríos que se encuentran en las áreas media y baja presentan los menores valores de PCQ. El único sitio que muestra valores diferentes, a pesar de que se encuentra en una zona denominada “alta”, fue el LECA, que presenta un PCQ de valor bajo. Lo anterior se debe a que el río Los Esclavos es el más deforestado de los tres evaluados. Por su parte, los índices bióticos como los BMWP muestran diferencias en la calificación del agua y sensibilidades a los cambios ambientales. Zhushi et al. (2020) consideran que los mismos reflejan la calidad del agua y el estado ecológico de los ríos, lo cual se pudo observar en los resultados obtenidos en los ríos de la vertiente del Pacífico de Guatemala.

Se propusieron dos valores de bioevaluación por familia o grupos de macroinvertebrados: se calcularon dos BMWP-GT, uno llamado BMWP-GT-1 y el otro BMWP-GT-2. El primero presenta los valores originales obtenidos durante el primer cálculo de la bioindicación. En la segunda propuesta, se ajustó el valor de bioindicación a las siguientes familias: Euthyplociidae, Leptophlebiidae, Guerridae, Veliidae, Hydroptilidae, Philopotamidae, Lepidostamatidae y de la subclase Oligochaetoda, según el criterio de expertos y a la consulta en otros valores de bioindicación, donde estos taxones presentan valores diferentes (Reyes, 2012; MINAE, 2007; Leñaño-Sanabria, y Pérez-Barriga, 2020). En el Cuadro 32, se muestra la comparación entre otros índices y el BMWP-GT -2. Un cotejo similar lo efectuaron Paisley et al., (s.f.), donde se evaluaron dos métodos diferentes de uso de datos biológicos y ambientales como base para asignar puntuaciones a los macroinvertebrados acuáticos.

Cuadro 32

Comparación de valores de bioindicación entre diferentes índices biológicos de la región latinoamericana

	BMWP-ATI	BMWP-CR	BMWP-COL	BMWP-GT-2
Ancylidae	4	NA	6	1
Physidae	3	3	3	1
Dryopidae	3	5		6
Dytiscidae	4	4	9	7
Elmidae	5	5	6	3
Hydraenidae	5	5		3
Staphylinidae	5	4		3
Hydrophilidae	5	3	3	3
Lampyridae	4	4	10	7
Psephenidae	7	7	10	4
Ptilodactylidae	7	7		6
Atyidae		7		3
Palaemonidae		7	8	3
Baetidae	4		7	1
Caenidae	4	4	7	4
Euthyplociidae	6	6	9	4*
Isonychiidae	6	6		1
Leptophlebiidae	8	8	9	3*
Oligoneuriidae	5	5		1
Ephemeridae			9	1
Leptohyphidae	5	5	7	1
Ceratopogonidae	4	4	3	7
Chironomidae	2	2	2	1
Dolichopodidae	4	4	4	6
Simuliidae	3	4	8	2
Tipulidae	4	4	3	1
Belostomatidae	4	4	5	1
Gerridae	5		8	3*
Hebridae			8	4
Hydrometridae			4	3
Mesoveliidae	4		5	3
Naucoridae	4	4	7	3
Notonectidae	4	4	7	4
Veliidae	4		8	3*
Crambidae	5			3
Corydalidae	6	6		6
Neritidae				4
Hydrobiidae	3		8	6
Thiaridae	NA	7	5	1
Calopterygidae	4	4	7	3
Coenagrionidae	4	4	7	1
Gomphidae	7	7		1
Libellulidae	6	6	6	1

Platystictidae	7	7		6
Protoneuridae	7			1
Perlidae	9	9	10	6
Calamoceratidae	8	8	10	6
Hydrobiosidae	9	9	9	2
Hydropsychidae	5	5	7	2
Hydroptilidae	6	6	7	5*
Philopotamidae	7	7		5*
Lepidostomatidae	9	9		7*
Oligochaeta	1	1		3*

En el Cuadro 33, se presentan los resultados de la bioindicación de las diferentes taxas de macroinvertebrados. En este cuadro, se resumen los dos valores, uno para el BMWP-GT-1 y el otro para el BMWP-GT-2. La diferencia que muestra cada uno en algunas familias, se debe a los sitios de muestreo donde fueron reportadas. Como el caso de la subclase *Oligochaetodae* que se reportó en sitios de muestreo valorados por PCQ altos, esa es la razón de su valor. Un caso similar lo presentan Magallón et al., (2021), donde indica que algunos macroinvertebrados mostraron diferentes valores de bioindicación al compararse con otros estudios, lo cual se debió a los procesos de adaptación y calibración del BMWP.

Cuadro 33

Valores de bioindicación por taxones para dos propuestas de BMWP-GT

	BMWP-GT-1	BMWP-GT-2
Ancyliidae	1	1
Physidae	1	1
Dryopidae	6	6
Dytiscidae	7	7
Elmidae	3	3
Hydraenidae	3	3
Staphylinidae	3	3
Hydrophilidae	3	3
Lampyridae	7	7
Psephenidae	4	4
Ptilodactylidae	6	6
Atyidae	3	3
Palaemonidae	3	3
Baetidae	1	1
Caenidae	4	4
Euthyplociidae	1	4
Isonychiidae	1	1
Leptophlebiidae	1	3
Oligoneuriidae	1	1
Ephemeridae	1	1

	BMWP-GT-1	BMWP-GT-2
Leptohyphidae	1	1
Ceratopogonidae	7	7
Chironomidae	1	1
Dolichopodidae	6	6
Simuliidae	2	2
Tipulidae	1	1
Belostomatidae	1	1
Gerridae	1	3
Hebridae	4	4
Hydrometridae	3	3
Mesoveliidae	3	3
Naucoridae	3	3
Notonectidae	4	4
Veliidae	1	3
Crambidae	3	3
Corydalidae	6	6
Neritidae	4	4
Hydrobiidae	6	6
Thiaridae	1	1
Calopterygidae	3	3
Coenagrionidae	1	1
Gomphidae	1	1
Libellulidae	1	1
Platystictidae	6	6
Protoneuridae	1	1
Perlidae	6	6
Calamoceratidae	6	6
Hydrobiosidae	2	2
Hydropsychidae	2	2
Hydroptilidae	1	5
Philopotamidae	2	5
Lepidostomatidae	7	3
Oligochaeta	7	3

En el Cuadro 34, se presenta el cálculo de varios índices, utilizando los resultados de los muestreos del año 2019, siendo los siguientes: BMWP-ATI, IBF-SV, BMWP-CR, EPT comparados con los BMWP-GT-1, BMWP-GT-2 y con el RBP.

A continuación, se expone el mayor porcentaje del cálculo en la evaluación de cada uno de los índices. El Protocolo de Bioevaluación Rápida-RBP, evaluó el 63 % con categoría de calidad del agua como “mala”. El BMWP-Ati, el 55 % como de clase 3 con calidad del agua “dudosa”. El IBF-SV- el 50 % como clase 4 con calidad del agua “regular”. El BMWP-CR el 37 % lo clasificó como de clase 3 con calidad del agua “dudosa”. El porcentaje Ephemeroptera,

Plecoptera, Trichoptera fue el que más castigó la clasificación en donde el 93 % como de clase 4 con un nivel de contaminación “mala”. Por último, los índices propuestos para Guatemala, el BMWP-GT-1 el mayor porcentaje fue del 53 % para la clase 5 con un nivel de contaminación “muy severa”. El BMWP-GT-2 el 58 % clasificó el agua como clase 4, con contaminación “severa”. Todas las escalas con las escalas son de cinco clases, excepto la del EPT que tiene solamente 4. Cuadro 34. Comparación del cálculo de varios índices biológicos con los muestreos del año 2019. Cuadro 35. Correlaciones bivariadas de Pearson para índices biológicos Cuadro 36. Diferencias entre el RBP con índices biológicos Cuadro 37. Correlación de Pearson de la comparación entre varios índices y el RBP, de la aplicación a los datos del año 2018.

Cuadro 34

Comparación del cálculo de varios índices biológicos con los muestreos del año 2019

Sitios de muestreo	Índices						
	RBP	BMWP-ATI	IBF-SV	BMWP-CR	% EPT	BMWP-GT-1	BMWP-GT-2
ACOMECA1	149	86	5.65	74	48	37	46
ACOMECA1	70	50	7.34	86	0	31	37
ACOMECA1	59	43	6.34	42	11	18	24
LECA1	74	61	4.47	59	24	11	21
LECA1	85	66	5.59	63	59	25	31
LECA1	83	33	4.94	24	9.27	16	23
MLCAR1	176	86	5.7	88	61	59	51
MLCAH1	157	110	5.6	113	50	65	66
MLCM1	94	53	5.34	48	5	18	26
MLCB1	75	28	5.01	22	0.37	14	20
ACOCA2	147	90	5.09	75	19	45	51
ACOCA2	70	53	4.59	48	13	28	34
ACOCA2	60	44	5.36	42	30	20	26
LECA2	75	107	4.17	97	5	25	38
LECA2	86	53	5.09	50	47	22	30
LECA2	83	59	5.24	45	12	24	30
MLCAR2	176	97	5.25	87	21	30	31
MLCAH2	157	51	5.26	39	12	24	30
MLCM2	94	16	4.01	15	0.37	5	7
MLCB2	75	36	4.51	29	1.4	15	21
ACOCA3	140	49	5.62	51	60	24	26
ACOCA3	62	46	5.82	33	60	18	24
ACOCA3	54	56	6.22	43	46	19	31
LECA3	70	37	4.9	20	0.5	9	15
LECA3	79	39	5.47	13	0	18	29

LECB3	68	40	4.19	30	0	16	20
MLCAR3	172	82	5.3	69	53	50	50
MLCAH3	157	109	4.98	104	68	55	57
MLCM3	74	25	5.72	28	7	9	14
MLCB3	63	25	5.67	15	25	13	15
ACOCA4	145	37	4.86	34	43	8	14
ACOCM4	67	37	5.32	34	44	11	17
ACOCB4	57	54	5.53	56	22	29	33
LECA4	71	50	6.94	51	28	13	16
LECM4	79	19	6.47	16	20	6	5
LECB4	81	20	5.87	15	0	5	6
MLCAR4	173	33	5.23	34	86	27	24
MLCAH4	155	31	4.58	19	0	14	16
MLCM4	72	31	5.11	22	11	13	17
MLCB4	60	21	4.4	20	0	9	11
ACOCA5	151	49	5.62	51	60	24	26
ACOCM5	71	41	5.82	33	64	21	25
ACOCB5	60	56	6.22	43	46	19	26
LECA5	74	26	4.9	20	0.5	9	15
LECM5	85	39	5.39	25	0	18	22
LECB5	85	37	4.2	27	2	13	17
MLCAR5	178	79	6.58	72	12	40	46
MLCAH5	160	19	6	17	0	8	11
MLCM5	95	38	5.65	30	1.25	19	24
MLCB5	76	57	4.8	46	7	27	31
ACOCA6	147	81	5.16	88	63	40	77
ACOCM6	70	36	5.41	47	21	16	26
ACOCB6	60	75	5.91	67	7.85	36	32
LECA6	75	46	6.02	47	79	9	12
LECM6	86	58	5.2	52	35	21	23
LECB6	83	27	5.47	22	3	10	12
MLCAR6	176	39	5.45	40	55	61	66
MLCAH6	157	46	4.82	47	70	52	70
MLCM6	94	51	5.41	41	68	27	38
MLCB6	75	39	5.99	32	0	17	20

La escala de colores para la clasificación de la calidad del agua usando el RBP se encuentra en el Cuadro 11 "B".

La escala de colores para la clasificación de la calidad del agua usando el BMWP-ATI se encuentra en el Cuadro 7 "B".

La escala de colores para la clasificación de la calidad del agua usando el IBF-SV se encuentra en el Cuadro 12.

La escala de colores para la clasificación de la calidad del agua usando el BMWP-CR se encuentra en el Cuadro 8 "B".

La escala de colores para la clasificación de la calidad del agua usando el % EPT se encuentra en el Cuadro 9.

La escala de colores para la clasificación de la calidad del agua usando el BMWP-GT-1 Y BMWP-GT-2 se encuentra en el Cuadro 15.

En el Cuadro 35, se presentan los resultados del cálculo de la correlación bivariada de Pearson a todos los índices aplicados a los resultados de los diferentes muestreos realizados durante el año 2019.

Cuadro 35

Correlaciones bivariadas de Pearson para índices biológicos

	RPB	BMWP-ATI	IBF-SV	BMWP-CR	EPT	BMWP-GT-1	BMWP-GT-2
Correlación de Pearson	1	0.001	0.789	0.001	0.002	0.000	0.000
Significancia (2 colas)							
% de confianza		99.99	21.1	99.99	99.9	100	100

Desde el punto de vista cualitativo, los índices BMWP- Ati y BMWP-CR tienden a calificar la calidad del agua mejor de lo que lo hace el RBP. En ese sentido, parece mejor el uso de los dos índices propuestos (BMWP-GT-1 y BMWP-GT-2) que son más estrictos en la apreciación de la calidad del agua. Al igual como mencionan Vera-Sánchez y Pinilla-Agudelo (2020), los resultados obtenidos en la presente investigación permitieron diferenciar con claridad los ríos menos contaminados y con una integridad biótica alta, de aquellos fuertemente deteriorados.

El análisis estadístico de la correlación bivariada de Pearson se presenta en el Cuadro 35. Se observa que no existe correlación con un nivel de confianza alto entre el IBF-SV y el RBP, apenas es de 21.1%. En cambio, el resto de los índices biológicos, como son el BMWP-CR, el EPT y los dos nuevos índices propuestos para la vertiente del Pacífico de Guatemala, tienen una correlación con un nivel de confianza igual o superior al 99.9%. El IBF-SV obtuvo el 21.1 % debido a que la calificación de los macroinvertebrados es inversa a la evaluación que hacen los índices llamados BMWP (Sermeño, 2010a).

Sin embargo, el Cuadro 34 muestra cualitativamente, por medio de la comparación de colores, que la clasificación de la calidad del agua realizada con los otros índices biológicos, difieren notoriamente de la del RBP, excepto los dos nuevos índices propuestos: el BMWP-GT-1 y el BMWP-GT-2.

En el Cuadro 36 se presenta el resultado del cálculo de la diferencia en cuanto a la clasificación por color de los índices en comparación con el RBP. Si el color era similar se le asigna un valor de 0. Si el color tiene solamente una escala de diferencia se le coloca el valor de 1, si son dos grados el valor de 2. Así sucesivamente se analiza cada uno. Luego se calcula el promedio de valores.

Cuadro 36

Diferencias entre el RBP con índices biológicos

RBP	Índices de calidad del agua biológicos evaluados					
	BMWP-ATI	IBF-SV	BMWP-CR	EPT	BMWP-GT1	BMWP-GT2
Diferencia	0.91	2	0.91	1.39	1.16	0.85

Se observa que en el Cuadro 36, el índice que presenta menos diferencias, con respecto al RBP, es el BMWP-GT-2, con valor 0.85. Si se compara con el BMWP-GT-1 que presenta una diferencia de 1.16. Los BMWP-Ati y BMWP-CR, muestran la misma diferencia. Los que más se distancias de la evaluación son el IBF-SV- y el EPT. Esto se debe a que la valoración que hace el primero es inversa a la mayoría de índices, porque en el mismo a los indicadores que son de buena calidad les asigna valores bajos y los de mala calidad, altos. Porque este evalúa la capacidad que tienen los macroinvertebrados de resistir la contaminación del agua. El EPT, es muy distinto de los demás índices porque solamente utiliza tres familias para su valoración.

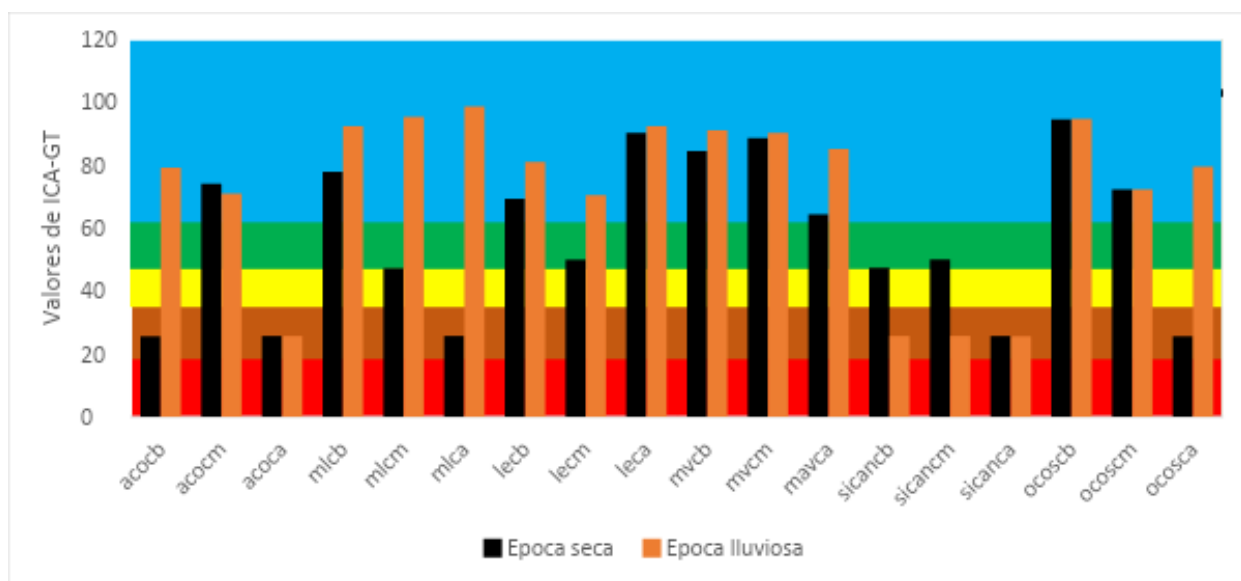
Zhushi et al., (2020) mencionan que es muy difícil la clasificación de la calidad del agua de los arroyos y el uso de un índice biótico común, debido a las distribuciones geográficas de las especies de macroinvertebrados y las diferencias biotipológicas de las corrientes. Por lo que, aunque los índices calculados presentan una buena correlación, la caracterización de la calidad del agua nunca será perfecta. A pesar de lo anterior, el BMWP se ha utilizado exitosamente en otros países como Turquía, España, Canadá, Polonia, Argentina y Tailandia (Zhushi et al., 2020) En América Latina, se distinguen los países como Colombia, Costa Rica y Panamá, donde ya se tienen índices adaptados a las condiciones de cada país (Cornejo et al., 2019).

4.4. Validación de los dos nuevos índices

Los dos nuevos índices el ICA-GT y el BMWP-GT se validaron utilizando los resultados de los muestreos realizados durante el año 2018.

4.4.1. Validación del ICA-GT

A continuación, se presenta la Figura 73, donde se muestran los resultados de la utilización del ICA-GT, con los datos promedios de los muestreos en los ríos evaluados durante el año 2018. Con esto se validó el uso del nuevo índice en los ecosistemas lóticos de la vertiente del Pacífico de Guatemala.



La escala de colores para la clasificación de la calidad del agua usando el BMWP-GT-1 Y BMWP-GT-2 se encuentra en el Cuadro 15.

Figura 73 Representación gráfica del cálculo del ICA-GT en los ríos de la vertiente del Pacífico de Guatemala, muestreados durante el año 2018

Se puede observar que el agua de los ríos se clasifica de mejor forma durante la época lluviosa. El 39 % nombró el agua con clase 1, “sin ninguna contaminación”, el 22 % denominó el agua con clase 2 con niveles de contaminación “incipiente”, sumando un total del 61 % de toda la clasificación en los mejores rangos, lo cual se debe al factor de dilución que provoca la escorrentía, en los diferentes parámetros de calidad del agua evaluados.

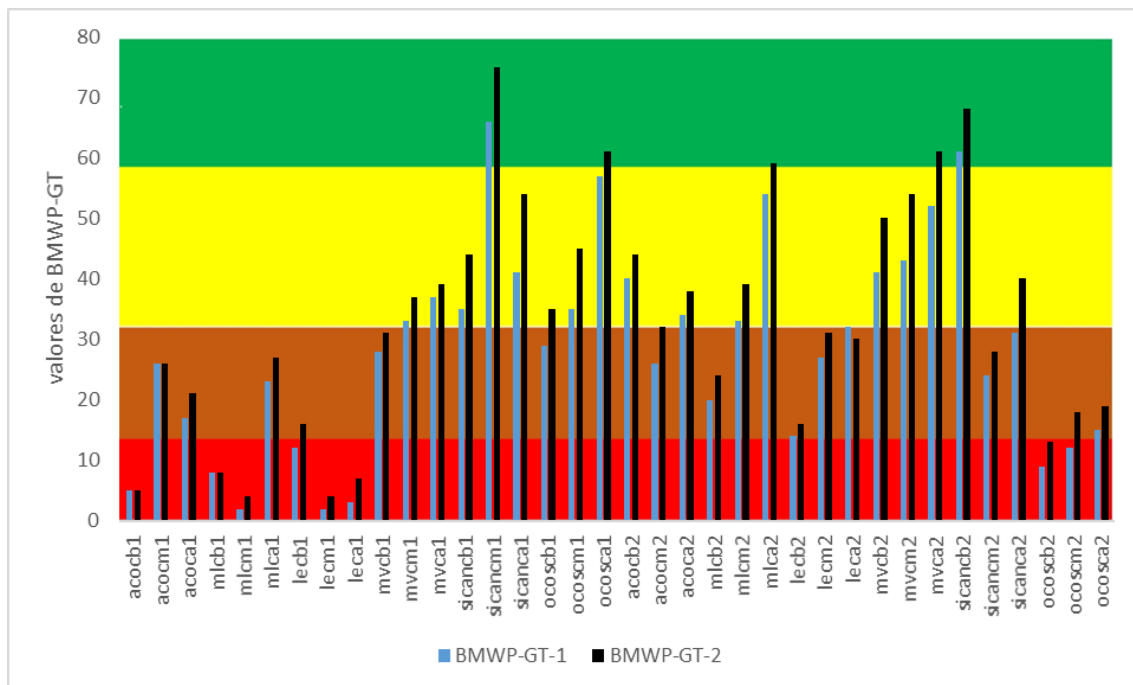
Durante la época seca el 44 % se clasificó como clase 3 con contaminación “moderada”, el 28 % como clase 4 con contaminación “severa”. Sumando las dos clasificaciones un total de 72 % en los rangos medios de la escala de evaluación de la calidad del agua para el ICA-GT.

En general, se puede decir, el ICA-GT varía en las dos épocas climáticas de Guatemala. Pineda-Pineda et al., (2018) mencionan que la calidad del agua de los recursos hídricos se ve

alterada por las actividades antropogénicas, el crecimiento demográfico y los fenómenos naturales como la precipitación pluvial.

4.4.2. Validación del BMWP-GT

Los dos nuevos índices propuestos se compararon entre las dos épocas de muestreo: seca y lluviosa. En la Figura 74, se puede apreciar la representación gráfica del cálculo del BMWP-GT-1 y del BMWP-GT-2 en la época seca de los muestreos realizados durante el año 2018.



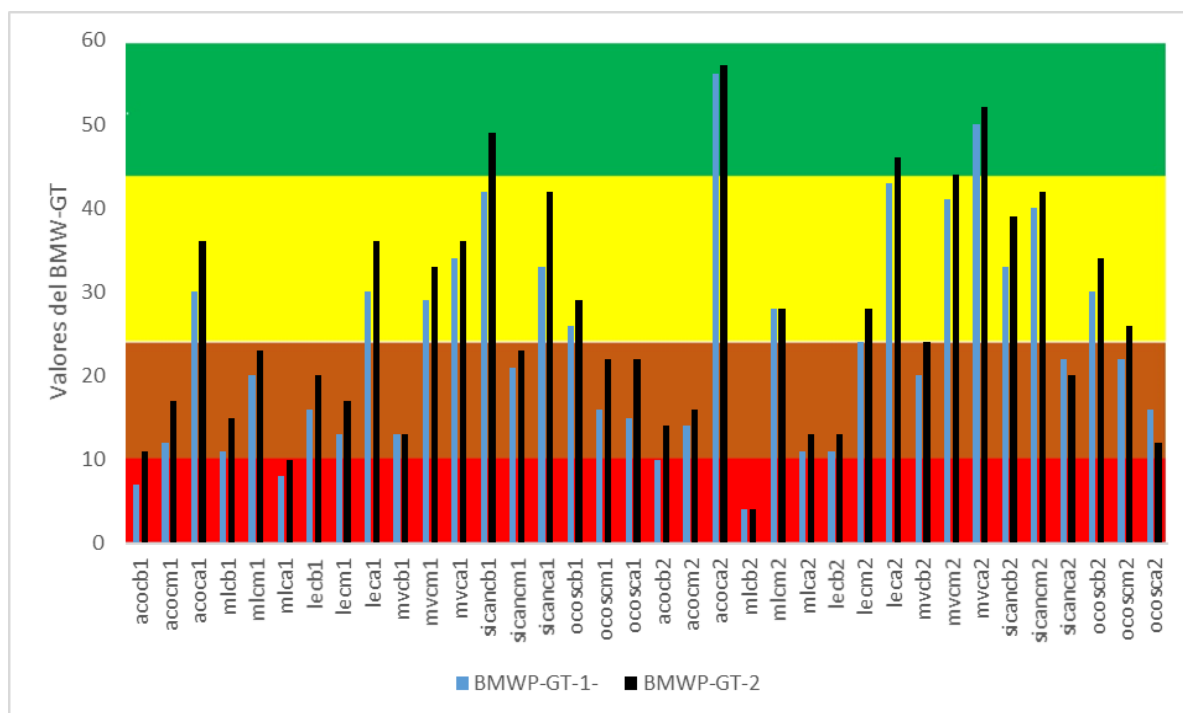
La escala de colores para la clasificación de la calidad del agua usando el BMWP-GT-1 Y BMWP-GT-2 se encuentra en el Cuadro 15.

Figura 74 Representación gráfica del cálculo del BMWP-GT1 y BMWP-GT2, durante la época seca en los ríos muestreados durante el año 2018

Durante la época seca la calidad del agua se clasifica de la siguiente forma. El BMWP-GT-1, el 53 % clasifica el agua como clase 4 con categoría “mala” y el 28 % como clase 5 con categoría “pésima”, sumando el 81 % de toda la clasificación con este índice. El BMWP-GT-2, clasifica un poco mejor el agua con el 44 % como clase 4 con categoría “mala” y el 28 % con categoría “regular”, siendo el 72 % de toda la clasificación.

En la Figura 75, se presenta el resultado del cálculo del BMWP- GT- 1 y 2 comparando los datos de los muestreos durante época lluviosa. El BMWP-GT-1, clasifica el 50 % de la calidad del agua como clase 4 con categoría “mala” y el 33 % como clase 5 con categoría “pésima”, sumando un total del 83 % de toda la clasificación. El BMWP-GT-2, clasifica el agua un poco mejor. El 44 % clasifica como clase 4 con categoría “mala” y el 31 % como clase 3 con categoría “regular”, sumando el total de 75 % de toda la clasificación.

Un estudio similar realizado por Magallón et al. (2021) demuestra que los valores de los índices biológicos cambian durante las diferentes épocas climáticas de un año de muestreo.



La escala de colores para la clasificación de la calidad del agua usando el BMWP-GT-1 Y BMWP-GT-2 se encuentra en el Cuadro 15.

Figura 75 Representación gráfica del cálculo del BMWP-GT1 y BMWP-GT2

El los cálculos de las dos épocas climáticas el BMWP-GT- 1, mantuvo el mayor porcentaje de clasificación, entre clase 4 y 5, mientras que el BMWP-GT-2, entre las clases 4 y 3. El segundo índice muestra una mejor clasificación del agua, subiendo un rango siempre, no importante la época del año.

El estado ecológico de los ríos de la vertiente del Pacífico se encuentra altamente deteriorado en las diferentes partes de las cuencas de estos, por el uso que se le da a la tierra, en los cultivos intensivos (MARN, 2023). Dichos estados se definen a través de la comparación con sitios de monitoreo de referencia, que no se encuentren tan manipulados antropogénicamente, como lo mencionan Zhushi et al., (2020). Al igual que el estudio presentado por estos autores, las condiciones de referencia aún no han sido establecidas para Guatemala, por lo que se pueden probar diferentes índices, pero no se puede dar una opinión final sobre la fiabilidad y precisión de estos. Lo que sí es importante señalar es que se ha demostrado con el presente estudio y el realizado por Zhushi et al., (2020), que el estado ecológico de los ríos evaluados se encuentra en un proceso de constante detrimento y que es urgente tomar medidas de protección de todos los ríos de la vertiente del Pacífico de Guatemala.

En la Figura 76, se presenta la comparación entre los resultados de la aplicación de los diferentes índices con los datos de los muestreos del año 2018. Los índices calculados fueron: BMWP-Ati, BMWP-CR, ICA-GT, RBP, BMWP-GT1 y el BMWP-GT2.

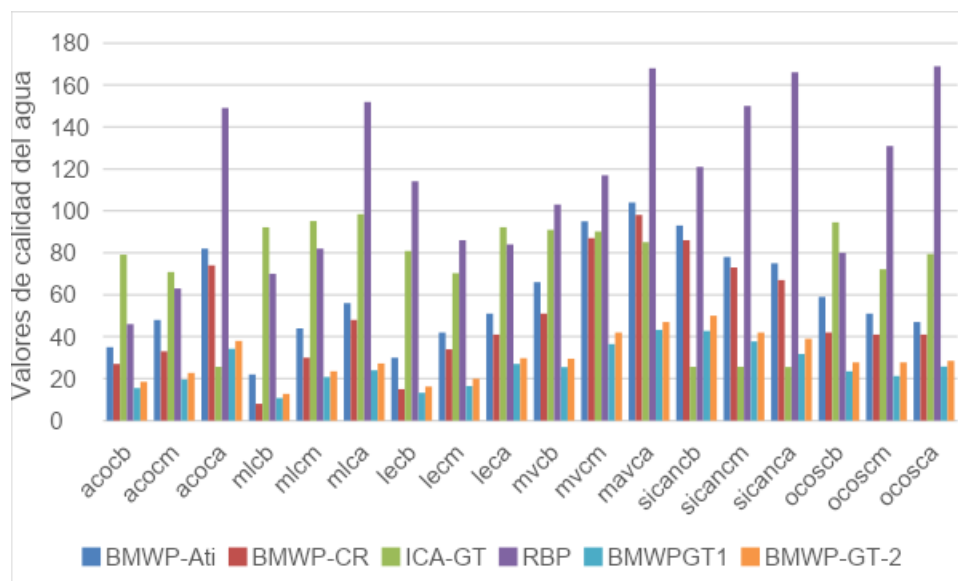


Figura 76 Comparación entre el cálculo de los diferentes índices para Guatemala en los resultados de los muestreos realizados durante el año 2018

Al comparar los resultados entre los índices calculados se puede apreciar que los valores son bastante similares. La principal diferencia se encuentra entre los índices biológicos y el fisicoquímico, como ya lo demostraron Gil-Rodas et al., (2023), donde se indica que los índices biológicos y los fisicoquímicos evalúan factores desiguales y por eso los valores disímiles. Los valores de ICA-GT se relacionaron de mejor forma con los valores del RBP. También es

necesario comprender que los macroinvertebrados acuáticos son mucho más impactados por las actividades antropogénicas que los parámetros fisicoquímicos (Hafezul et al., 2018).

En el Cuadro 37 se presenta el resultado de la correlación de Pearson de los índices ICA-GT, BMWP-GT1, BMWP-GT2 comparado con el RPB, realizando los cálculos con los datos de los muestreos del año 2018. Los datos utilizados fueron de las dos épocas climáticas en seis ríos de la vertiente del Pacífico de Guatemala.

Cuadro 37

Correlación de Pearson de la comparación entre varios índices y el RBP, de la aplicación a los datos del año 2018

	RPB	ICA-GT	BMWP-GT-1	BMWP-GT-2
Correlación de Pearson	1	-0.419	0.621	0.629
Significancia (2 colas)				
% de confianza		91.7 %	99.4 %	99.5 %

Se puede observar que el ICA-GT presenta una correlación de Pearson negativa, esto se debe al tipo de análisis que hace el mismo en comparación con el RBP, que evalúa los nichos ecológicos para el desarrollo de la vida de los organismos que habitan los ecosistemas acuáticos. Debido a lo anterior los índices biológicos presentan correlaciones positivas de Pearson. Con porcentajes de confianza mayores que el ICA-GT. El BMWP-GT1, presenta un % de 99.4, mientras que el BMWP-GT2, es de 99.5 %. El segundo es levemente mejor que el primero, porque la bioevaluación de los macroinvertebrados acuáticos se ajustó a criterio de expertos, produciendo una mejor valoración de los ríos de la vertiente del Pacífico de Guatemala.

Para mejorar el funcionamiento del BMWP entre las partes altas y bajas de las distintas cuencas de los ríos evaluados, sería conveniente realizar más muestreos en lugares de referencia. También sería de mucha utilidad aumentar el número de sitios de muestreo para que la comparación se mayor.

CAPÍTULO V. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

5.1. Conclusiones

- Después de evaluar la calidad del agua de la vertiente del Pacífico durante los años 2018 y 2019 se demostró que es factible el desarrollo de dos índices, uno fisicoquímico, denominado ICA-GT y uno biológico utilizando macroinvertebrados acuáticos, nombrado como BMWP-GT.
- Se pudo determinar la calidad del agua de seis ríos de la vertiente del Pacífico de Guatemala, utilizando indicadores fisicoquímicos, microbiológicos y biológicos (usando macroinvertebrados acuáticos). Después de hacer comparaciones entre las diferentes épocas climáticas, seca y lluviosa, se demostró que solamente la temperatura del agua, la salinidad, la conductividad, los sólidos totales disueltos, los coliformes totales, fecales y el Protocolo de Bioevaluación Rápida (RBP), no presentaron diferencias significativas, entre ambas épocas. También se demostró que las partes altas de los ríos reportaron mejores valores de calidad del agua, tanto física, química como biológica, en comparación con las partes medias y bajas.
- Se demostró que se puede diseñar un Índice Fisicoquímico de Calidad del agua, nombrado como ICA-GT, utilizando para ello la Normativa propuesta para evaluar la calidad del agua de los ríos de Guatemala. Se confirmó además que el ICA-GT puede utilizarse en toda la república de Guatemala, ya que correlaciona muy bien con índices como el Protocolo de Bioevaluación Rápida-RBP.
- Es posible estimar la relación de los macroinvertebrados acuáticos con los diferentes parámetros fisicoquímicos, para diseñar un índice biológico denominado BMWP-GT. Lo anterior permitió demostrar que el integrar índices fisicoquímicos, biológicos y evaluaciones del hábitat como el RBP, representa una estrategia valiosa para evaluar múltiples tipos de estresores ambientales en el contexto de acciones de mitigación y programas de gestión.
- La hipótesis propuesta se cumplió ya que se pudo demostrar, que es factible la implementación de dos índices de calidad del agua, uno biológico y otro fisicoquímico y microbiológico. También se demostró que con estos índices se puede formular un reglamento de calidad del agua adaptado a las condiciones específicas de Guatemala. Lo anterior mejorará la capacidad de evaluar la calidad del agua en todo el país.

5.2. Recomendaciones

- Es necesario realizar más estudios de calidad del agua comparando áreas que no estén manipuladas antropogénicamente (comparando las diferentes vertientes de Guatemala), utilizando indicadores físicos, químicos y biológicos; principalmente, macroinvertebrados acuáticos. Esto permitiría ser comparadas con áreas más deterioradas y así conocer los diferentes procesos de evolución de los ríos. Lo anterior servirá para cubrir todos los espectros de calidad del agua para Guatemala, desde aguas muy limpias hasta altamente contaminadas.
- Los dos nuevos índices, tanto el ICA-GT como el BMWP-GT2, pueden ser ampliamente utilizados por los diferentes investigadores que deseen comparar sus resultados de calidad del agua de los ríos de la vertiente del Pacífico y para toda la República de Guatemala. También estos dos índices pueden servir como referencia para los países de la región mesoamericana, lo cual incluye el sur de México, Belice, El Salvador y Honduras.
- Vale mencionar la opinión expresada por Abdelkarim (2020), quien está de acuerdo con esta investigación y sus conclusiones. Este autor recomienda la complementación de diferentes organismos biológicos en términos de sensibilidad y tolerancia a los niveles de contaminación para monitorear la contaminación del río. Además, la combinación de índices fisicoquímicos, biológicos y de hábitat es más útil para evaluar varios tipos de estresores ambientales, cuando se evalúan acciones de mitigación y programas de gestión.

BIBLIOGRAFÍA

- Abbasi, T., & Abbasi, S. A. (2012). *Water quality indices*. Kidlington, Oxford: Elsevier.
- Abdelkarim, M. S. 2020. Biomonitoring and bioassessment of running water quality in developing countries: A case study from Egypt. *The Egyptian Journal of Aquatic Research*, 46 (4), 313-324, <https://doi.org/10.1016/j.ejar.2020.11.003>
- Acuña, E. (2004). *Análisis de regresión*. Puerto Rico: Editorial Universidad de Puerto Rico.
- Adams, J., Pretorius, L., & Snow, G. C. (2019). Deterioration in the water quality of an urbanized estuary with recommendations for improvement. *Water SA*, 45 (1), <https://doi.org/10.4314/wsa.v45i1.10>
- Adler, P. H., & Crosskey, R. W. (2015). Cytotaxonomy of the *Simuliidae* (Diptera): A systematic and bibliographic conspectus. *Zootaxa*, 3975 (1), 1-139.
- Aguilera-Giraldo, I. A., y Vásquez-Ramos, J. M. (2019). Distribución espacial y temporal de *Elmidae* (Insecta: Coleoptera) y su relación con los parámetros fisicoquímicos en el río Ocoa, Meta, Colombia. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 43 (166), 108-119.
- Al-Shami, S. A., Rawi, C. S. M., Ahmad, A. H., Madrus, M. R., Hamid, S. A., Ghani, W. M. H. W. A., ... & AlMutairi, K. A. (2017). Biodiversity patterns of aquatic macroinvertebrates in tropical forests streams as a response to logging activities and deforestation. *Acta Ecologica Sinica*, 37 (5), 332-339.
- Alabama Department of Environmental Management Water Division. (2021). *Water quality program*. United States: ADEM.
- Alba – Tercedor, J. (1996). Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. *IV Simposio del agua en Andalucía*, (2), 203-213.
- Alfaro, M. (2016). *Caracterización de las comunidades arbóreas en la ribera del río Acomé, Escuintla, Guatemala, C. A: Diagnóstico de la situación del Bosque en la cuenca hidrográfica Acomé, Escuintla y servicios prestados en el ICC, Guatemala, C. A.* [Tesis Ingeniera Agrónoma en Recursos Renovables, Universidad de San Carlos de Guatemala].

- Álvarez-Soraca, K. D., Tamaris-Turizo, C. E., y Guzmán-Soto, C. J. (2017). Morfología de las piezas bucales y hábitos alimenticios de *Leptonema* y *Smicridea* (Trichoptera: Hydropsychidae) del río Gaira, Sierra Nevada de Santa Marta, Colombia. *Revista de Biología Tropical*, 65 (4), 1231-1244.
- American Public Health Association for Science [APHA]. (2017). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. (23th ed.). United States: Author.
- Arizona Department of State. (2016). *The Arizona administrative code: Enviromental quality / Supplement 16-4*. United States: Department of Environmental Quality, Office of the Secretary of State, & Public Services Division.
- Asensio-Martínez, Á., Adame, L., Aguilar-Latorre, A., Millán, B., Domínguez-García, M., & Magallón-Botaya, R. (2024). Pilot study of an online brief mindfulness-based intervention to improve the well-being of managers and reduce their stress at work. *International Journal of Occupational Safety and Ergonomics*, 1-9.
- Barbour, M., Gerritsen, J., Snyder, B., & Stribling, J. (1999). *Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: Periphyton, benthic macroinvertebrates and fish*. (2a ed. Washington: U. S. Environmental Protection Agency, & Office of Water.
- Basterrechea, M., y Guerra Noriega, A. (2019). Recursos hídricos. **En** E. J. Castellanos, A. Paiz–Estévez, J. Escribá, M. Rosales–Alconero, y Santizo (Eds.), *Primer reporte de evaluación del conocimiento sobre cambio climático en Guatemala* (pp. 86 -107). Guatemala: Editorial Universitaria UVG.
- Banda, T., & Kumarasamy, K. (2020). Development of water quality indices (WQIs): A review. *Environ Stud.*, 29 (3), 2011-2021. <https://doi.org/10.15244/PJOES/110526>
- Bolaños-Alfaro, J., Cordero-Castro, G. y Segura-Araya, G., (2017). Determinación de nitritos, nitratos, sulfatos y fosfatos en agua potable como indicador de contaminación ocasionada por el hombre, en dos cantones de Alajuela (Costa Rica). *Tecnología en Marcha*, 30 (4). 15 – 27. <https://doi.org/10.18845/tm.v30i4.3408>
- Barcelos-Silva, P., Desiderio, G. R., & Pes, A. M. (2017). A new species of *Phylloicus* Müller 1880 (Trichoptera: Calamoceratidae) from Espírito Santo State, southeastern Brazil. *Zootaxa*, 4238 (2), 287-292.

- Bouroncle, C., Imbach, P., Rodríguez-Sánchez, B., Medellín, C., Martínez-Valle, A., & Läderach, P. (2017). Mapping climate change adaptive capacity and vulnerability of smallholder agricultural livelihoods in Central America: Ranking and descriptive approaches to support adaptation strategies. *Climatic Change*, 141, 123-137.
- Biró, K., & Szalmáné Csete, M. (2021). Corporate social responsibility in agribusiness: Climate-related empirical findings from Hungary. *Environment, Development and Sustainability*, 23 (4), 5674-5694.
- Borges, F. O., Sampaio, E., Santos, C. P., & Rosa, R. (2022). Impacts of low oxygen on marine life: Neglected, but a crucial priority for research. *The Biological Bulletin*, 243 (2), 104-119.
- Bouchard, P., Smith, A. B., Douglas, H., Gimmel, M. L., Brunke, A. J., & Kanda, K. (2017). Biodiversity of coleoptera. *Insect Biodiversity: Science and Society*, 337-417.
- British Columbia. (2015). *British columbia water quality in working water quality guidelines for other water uses*. Recuperado julio 10, 2023, de <http://www.gaea.ca/public/Regulations/BC-water-, quality-guidelines.pdf>
- Brown, R., McClelland, N., Deininger, R., & Tozer, R. (1970). *A water quality index: Do we dare? / Presented in the National Symposium on Data and Instrumentation for Water Quality Management, Madison, Wisconsin*. United States: Water & Sewage Works.
- Brown, R., McClelland, N., Deininger, R., & Landwehr, J. (1973). *Validating the WQI / Presented in the National Meeting of the American Society of Civil Engineers*. Washington, D.C.: Water & Sewage Works.
- Buenaño, M., Vásquez, C. A., Zurita-Vásquez, H., Parra, G., y Pérez, R. (2018). Macroinvertebrados bentónicos como indicadores de calidad del agua en la cuenca del Pachanlica, provincia de Tungurahua, Ecuador. *Intropica*, 13 (1), 41-49.
- Buitrago-Guacaneme, A., Sotelo-Londoño, A., Pimlla-Agudelo, G. A., García-García, A., Moneada, L. I., & Adler, P. H. (2018). Abundance and diversity of black flies (Diptera: Simuliidae) in rivers of the Andean Eastern Hills of Bogotá (Colombia), and its relationship with water stream physicochemical variables. *Universitas Scientiarum*, 23 (2), 291-317.
- Bulbul, A., & Mishra, A. (2022). Effects of dissolved oxygen concentration on freshwater fish: A review. *International Journal of Fisheries and Aquatic Studies*, 10 (4), 113-127.

- Cano, F., (2018). *Diagnóstico de los cuerpos de agua de la cuenca del lago de Amatitlán*. Guatemala: Autoridad para el Manejo Sustentable de la Cuenca y del lago de Amatitlán [AMSA].
- California Regional Water Quality Control Board. (2008). *Resolution No. R4-2008-009*. Los Ángeles, California: Author.
- Calvo-Brenes, G. (2015). *Ríos: Fundamentos sobre su calidad y la relación con el entorno socioambiental*. Editorial Tecnológica de Costa Rica.
- Calvo-Brenes, G. (2018). *Índices e indicadores sobre la calidad del agua*. Editorial Tecnológica de Costa Rica.
- Calvo-Brenes, G. (2019). Nuevo índice para valorar la calidad de aguas superficiales en Costa Rica. *Tecnología en Marcha*, 32-4 (octubre-diciembre), 104-115.
- Castellanos, E., Fernández, D., Vies, M., y Quilo, A. (2014). Análisis de cambios de uso de la tierra, causas de la deforestación y emisiones de carbono. Recuperado julio 10, 2023, de https://sgccc.org.gt/wp-content/uploads/2016/07/Deforestacio%C3%83n_UVG.pdf
- Carrera, C., y Fierro, C. (2001). Manual de monitoreo: Los macroinvertebrados acuáticos como indicadores de la calidad del agua. *En* Buenaño, M., Vásquez, C., Zurita-Vásquez, H., Parra, G., y Pérez, R. (Eds.). (2018). Macroinvertebrados bentónicos como indicadores de calidad del agua en la cuenca del Pachanlica, provincia de Tungurahua, Ecuador. *Intropica*, 13 (1), 41-49.
- Cavanaugh, J. E., & Neath, A. A. (2019). The Akaike information criterion: Background, derivation, properties, application, interpretation, and refinements. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Computational Statistics*, 11 (3), e1460.
- Chan Santisteban, M. L., y Peña, W. (2015). Evaluación de la calidad del agua superficial con potencial para consumo humano en la cuenca alta del Sis Icán, Guatemala. *Cuadernos de Investigación UNED*, 7 (1), 19-23.
- Chitlapilly Dass, S., Bosilevac, J. M., Weinroth, M., Elowsky, C. G., Zhou, Y., Anandappa, A., & Wang, R. (2020). Impact of mixed biofilm formation with environmental microorganisms on E. coli O157: H7 survival against sanitization. *Science of Food*, 4 (1), 16.
- Comisión Guatemalteca de Normas [Coguanor]. (2013). *Norma técnica guatemalteca, agua para consumo humano (agua potable)*. Ministerio de Economía de Guatemala.

- Comité Coordinador Regional de Instituciones de Agua Potable y Saneamiento de Centroamérica, Panamá y República Dominicana [Capre]. (1994). *Normas de calidad del agua para consumo humano*. Costa Rica: Autor.
- Cornejo, A., López-López, E., Ruiz-Picos, R., Sedeño-Díaz, J., Armitage, B., Arefina, T., Nieto, C., Tuñón, A., Molinar, M., Ábrego, T., Pérez, E., Tuñón-Rivas, A., Magué, J., Rodríguez, H., Pineda, J., Cubilla-Higuera, J., y Avila-Quintero, M. (2017). *Diagnóstico de la condición ambiental de los afluentes superficiales de Panamá*. Instituto Conmemorativo Gorgas de Estudios de la Salud, y Ministerio de Ambiente de Panamá.
- Cornejo, A., López-López, E., Sedeño-Díaz, J. E., Ruiz-Picos, R. A., Macchi, P., Kohlmann, B., Correa-Araneda, F., Boyero, L., Bernal-Vega, J., Ríos, T., Avila, I., & Tuñón, A. R. (2019). *Protocolo de biomonitorio para la vigilancia de la calidad del agua en afluentes superficiales de Panamá*. Panamá: Instituto Conmemorativo Gorgas de Estudios de la Salud.
- Consejo Nacional de Áreas Protegidas [Conap]. (2019). *VI informe nacional de cumplimiento a los acuerdos del Convenio sobre la Diversidad Biológica*. Recuperado julio 10, 2023, de <https://repositorio.catie.ac.cr/handle/1154/9198>
- Cuban National Bureau of Standards. (2014). *Norma cubana NC: Higiene comunal - fuentes de abastecimiento de agua – calidad y protección sanitaria*. La Habana, Cuba: Oficina Nacional de Normalización.
- Cude, C. G. (2001). Oregon water quality index: A tool for evaluating water quality management effectiveness. *Journal of the American Water Resources Association*, 37 (1), 125-137.
- Cupil-Díaz, A. (2015). *Calidad del agua mediante el análisis fisicoquímico, demanda bioquímica y química de oxígeno en los humedales de Tumilco, Veracruz, México*. México: Universidad Veracruzana.
- Da Costa, L. M., de Araújo Santos, G. A., de Mendonça, G. C., Morais Filho, L. F. F., de Meneses, K. C., de Souza Rolim, G., & La Scala, N. (2022). Spatiotemporal variability of atmospheric CO₂ concentration and controlling factors over sugarcane cultivation areas in southern Brazil. *Environment, Development and Sustainability*, 24 (4), 5694-5717.
- Del Castillo, P. L., Luna, L. M. G., Peters, J. G., & Iborra, G. M. L. (2024). Checklist and abundance with new records of Mayflies (Insecta: *Ephemeroptera*) to Sierra Maestra Mountain Range, Cuba. *Hidrobiológica*, 34 (2).

- Department of Environmental Protection. (2016). *Classification of surface waters, usage, reclassification, classified waters*. Florida: Autor.
- Departamento de Protección Ambiental de Florida. (2005). *Regla de implementación de recursos hídricos – calidad del Agua*. Recuperado julio 10, 2023, de <https://www.flrules.org/gateway/ruleno.asp?id=62-40.430&Section=0>
- Dinius, S. (1987). Desing of an index of water quality. *Water Resource Bulletin of the American Water Resources Association*, 23 (5), 833 -842.
- Dojlido, J., Raniszewski, J., & Woyciechowska, J. (1994). Water quality index applied to rivers in the Vistula river basin in Poland. *Environmental Monitoring and Assessment*, 33, 33-42.
- Duarte, C., Pico, G., y Estupiñán, R. (2015). Determinación de la capacidad de autodepuración en un tramo del río Fonce en San Gil con base en el balance de oxígeno disuelto. *Revista Matices Tecnológicos*, 6, 30-35.
- Duca, G. (2014). *Management of water quality in Moldova*. New York: Springer Cham Heidelberg. Doi 10.1007/978-3-319-02708-1
- Escobar-Anleu, B. I. (2020). Monocultivos e industrias extractivas en Guatemala: ¿Qué relación tienen la deficiencia institucional, la falta de investigación científica y los impactos ambientales? *Ciencia, Tecnología y Salud*, 7 (1).
- Espinosa, K., Díaz, Y., Olano, S., Fernández, J., y Carreño, J. (2017). *Evaluación fisicoquímica y microbiológica del agua del caño Córdoba del municipio de Arauca*. España: Sistema de Investigación Tecnológico e Innovación [SENNA].
- Fenoglio, S., Badino, G., & Bona, F., (2002). Benthic macroinvertebrate communities as indicators of river environment quality: An experience in Nicaragua. *Revista de Biología Tropical*, 50, 1125 -1131.
- Flores, C., y Flores, K. (2021). Pruebas para comprobar la normalidad de datos en procesos productivos: Anderson – Darling, Ryan – Joiner, Shapiro – Wilk y Kolmogorov – Smirnov. *Societas*, 23 (2), 83-106.

- Food and Agriculture Organization of the United Nations [FAO], The International Fund for Agricultural Development [IFAD], The Pan American Health Organization [PAHO], The United Nations Children's Fund [UNICEF], & The World Food Programme [WFP]. (2023). *Regional overview of food security and nutrition - Latin America and the Caribbean 2022: Towards improving affordability of healthy diets*. Recuperado julio 10, 2023, de <https://doi.org/10.4060/cc3859en>
- Galindo-Domínguez, H. (2020). *Estadística para no estadísticos: Una guía básica sobre la metodología cuantitativa de trabajos académicos* (Vol. 59). Alcoy (Alicante), España. Doi <https://doi.org/10.17993/EcoOrgyCso.2020.59>
- García-Ortiz, A. A., Lozano-Trejo, S., Pérez-Munguía, R. M., Molina-León, I., Castañeda-Hidalgo, E., & Díaz-Zorrilla, G. O. (2023). Macroinvertebrados acuáticos en manantiales de la subcuenca río Copalita, Oaxaca, México. *Revista Chilena de Entomología*, 49 (4), 681-692.
- García-Ríos, R., Moi, D. A., & Peláez, O. E. (2020). Efectos del gradiente altitudinal sobre las comunidades de macroinvertebrados bentónicos en dos períodos hidrológicos en un río altoandino neotropical. *Ecología Austral*, 30 (1), 33-44.
- Gattolliat, J.-L., Samraoui, B., Benhadji, N., Kechemir, L., Zrelli, S., El Yaagoubi, S., El Alami, M., & Sartori, M. (2023). *Baetidae* (Baetidae, Ephemeroptera) in the Maghreb: State of the art, key, and perspectives. *Zookeys*, 1139, 137-163. <https://zookeys.pensoft.net/article/94586/>
- Gil-Rodas, N., Calvo-Brenes, G., Guerra, A., y Perdomo, A., (2021). Water quality assessment of six rivers of the Pacific side of Guatemala. *Environmental Earth Sciences*, 80 (196). <https://doi.org/10.1007/s12665-021-09505-w>
- Gil-Rodas, N., Guevara, M., Rivas, G., Dávila, G., García, D., Contreras, A., Alvizures, P., Martínez, M., y Calvo-Brenes, G. (2023). A comparative study of several types of indices for river quality assessment. *Water Quality Research Journal*, 58 (3). <https://doi:10.2166/wqrj.2023.029>
- Girón, J. C., & Short, A. E. Z. (2021). The *Acidocerinae* (Coleoptera, Hydrophilidae): Taxonomy, classification, and catalog of species. *ZooKeys*, 1045, 1.
- Global Water Partnership [GWP]. (2015). *Situación de los recursos hídricos en Centroamérica: Guatemala*. Honduras: GWP Centroamérica.

- Gobierno de Guatemala. (2006). *Acuerdo Gubernativo No. 236-2006: Reglamento de las descargas y reúso de aguas residuales y de la disposición de lodos*. Recuperado julio 10, 2023, de https://www.marn.gob.gt/wpfd_file/reglamento-de-las-descargas-y-reuso-de-aguas-residuales-ag-236-2006/
- Gomes, V., & Calor, A. R. (2016). Taxonomy of *Atopsyche* banks (Trichoptera: Hydrobiosidae) from Brazil: New species, distributional notes and identification key. *Zootaxa*, 4139 (1), 51-75.
- Granados, S., Villasante, F., Chaurand, L., Jacinto, E., & Guerrero, M. (2018). Contributions to the biology of molting and growth of the Lonarm river prawn *Macrobrachium Tenellum* (Decapoda: Palaemonidae) in Mexico. *Arch. Biol. Sci., Belgrade*, 64 (2), 651 -658.
- Grennfelt, P., Engleryd, A., Forsius, M., Hov, Ø., Rodhe, H., & Cowling, E. (2020). Acid rain and air pollution: 50 years of progress in environmental science and policy. *Ambio*, 49, 849-864.
- Guan, Q., Hao, J., Ren, G., Li, M., Chen, A., Duan, W., & Chen, H. (2020). Ecological indexes for the analysis of the spatial–temporal characteristics of ecosystem service supply and demand: A case study of the major grain-producing regions in Quzhou, China. *Ecological Indicators*, 108, 105748.
- Gutierrez-Fonseca, P. (2010). *Guía ilustrada para el estudio ecológico y taxonómico de los insectos acuáticos del Orden Coleoptera en El Salvador*. El Salvador: Editorial Universitaria, y Organización de los Estados Americanos [OEA].
- Hafezul, W., Ghani, W., Kutty, A., Mahazar, M., Al-Shami, S., y Ab-Hamid, S. (2018). Performance of biotic indices in comparison to chemical-based Water Quality Index (WQI) in evaluating the water quality of urban river. *Environ. Monit. Assess.*, 190, 297. <https://doi.org/10.1007/s10661-018-6675-6>
- Halliwell, D. B., Langdon, R. W., Daniels, R. A., Kurtenbach, J. P., y Jacobson, R. A. (2020). Clasificación de especies de peces de agua dulce del noreste de Estados Unidos para su uso en el desarrollo de índices de integridad biológica, con aplicaciones regionales. *En Evaluación de la sostenibilidad y la integridad biológica de los recursos hídricos utilizando comunidades de peces* (pp. 301-337). Estados Unidos: Prensa CRC.
- Haque, S. E. (2021). How effective are existing phosphorus management strategies in mitigating surface water quality problems in the US? *Sustainability*, 13 (12), 6565.

- Herrera-Martínez, J., Navarro-Sining, B., Torres-Cervera, K., Martínez-García, N., Royero-Ibarra, A., y Cahuana-Mojica, A. (2022). Determinación de los índices BMWP/ Col, (QBR), (IHF) e ICO en Valledupar, Colombia. *Revista Politécnica*, 18 (35), 110-127. <https://doi.org/10.33571/rpolitec.v18n35a8>
- Healy, J., & Glaubrecht, M. (2018). Ultraestructure of spermatophoral sperm in the freshwater gastropod *Thiara amarula* (Linnaeus,1758) (Cerithioidea: Thiaridae): Potential taxonomic features including eusperm nuclear content differentiation. *Journal of Molluscan Studies*, 84 (3), 310 – 323. <http://doi.org/10.1093/molus/eyy018>
- Hofstra, N., Kroeze, C., Flörke, M., & Van Vliet, M. (2019). Water quality: A new challenge for global scale model development and application. *ScienceDirect*, 36 (A1-A5), <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2019.01.001>
- Horton, R. (1965). An index – number system for rating water quality. *Journal Water Pollution Control Federation*, 37 (3), 300 – 306.
- Hussain, Z., Majeed, A., Parey, S. H., Saini, M. S., & Pandher, M. S. (2021). Checklist of the family *Lepidostomatidae* Ulmer, 1903 (Insecta: Trichoptera) of India. *Records of the Zoological Survey of India*, 117-126.
- ICC [Instituto Privado de Investigación sobre Cambio Climático]. (2012a). *Estudio hidrológico de la cuenca del río María Linda*. Guatemala: Autor.
- ICC (2012b). *Estudio hidrológico de la cuenca del río Los Esclavos*. Guatemala: Autor.
- ICC (2015). *Estudio hidrológico de la cuenca del río Madre Vieja*. Guatemala: Autor.
- Instituto Boliviano de Normalización y Calidad [Ibnorca]. (2004). Norma boliviana NB512: Agua potable / requisitos. (3ª ed.). República de Bolivia: Ministerio del Agua, Viceministerio de Servicios Básicos.
- India Water Portal. (1982). *The tolerance limits of parameters are specified as per classified use of water depending on varius uses of water / As per ISI-IS:2296*. India: Author.
- Instituto Nacional de Normalización [INN]. (1987). *Norma chilena oficial: Requisitos de calidad del agua para diferentes usos: NC 1333.oF78 (modificada 1987)*. Chile: Autor.
- Instituto Nacional de Sismología, Vulcanología, Meteorología e Hidrología [Insivumeh]. (s. f.). *Departamento de Investigación y Servicios Hídricos*. Recuperado julio 10, 2023, de <https://insivumeh.gob.gt>

- Instituto Nacional de Estadística [INE]. (2016). *Compendio estadístico ambiental 2015*. Recuperado julio 10, 2023, de <https://www.ine.gob.gt/sistema/uploads/2016/12/12/akJPkymTIGr1QQoommBxUNXhZ9Qhwph.pdf>
- INE. (2019). XII Censo nacional de población y VII de vivienda: Principales resultados. Recuperado julio 10, 2023, de <https://censo2018.ine.gob.gt/documentacion>
- INE. (2023). Proyecciones nacionales 1950 – 2050. Recuperado julio 10, 2023, de <http://www.ine.gob.gt/proyecciones/>
- Instituto de Investigación en Ciencias Naturales y Tecnología [IARNA], Universidad Rafael Landívar [URL], y Perez, G. (2019). Ajustes y correcciones del mapa del Sistema Guatemalteco de Áreas protegidas -SIGAP- [Mapa digital]. Recuperado julio 10, 2023, de <http://sie.url.edu.gt/capas-geograficas/>.
- Japan International Cooperation Agency [JICA]. (2016). *La ley del río: Marco legal para el manejo de ríos y agua en Japón*. Japón: Instituto de Desarrollo de Infraestructura.
- Kędra, M., & Wiejaczka, Ł. (2018). Climatic and dam-induced impacts on river water temperature: Assessment and management implications. *Science of the Total Environment*, 626, 1474-1483.
- Kulkarni, S. J. (2016). A review on research and studies on dissolved oxygen and its affecting parameters. *International Journal of Research and Review*, 3 (8), 18-22.
- Landwehr, J. (1974). *Water quality indices: Construction and analysis* [Tesis Doctorado, University of Michigan].
- Leaño-Sanabria, J., y Pérez-Barriga, D. (2020). Determinación de la calidad del agua mediante el índice BMWP/BOL (Bioindicadores ecológicos) del río Trancas, municipio de Entre Ríos-Tarija. *RevActaNova*, 9 (4), 569 – 591. http://www.scielo.org.bo/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1683-07892020000100007
- Lekshmiprasad, S., & Kani, K. M. (2017). Water quality assessment of Ashtamudi lake using NSF-WQI. *International Journal of Emerging Technology and Advanced Engineering*, 7 (1), 130-135.
- Lentge-Maab, N., Neiber, M., Gimnich, F., & Glaubrecht, M. (2021). Evolutionary systematics of the viviparous gastropod *Sermyla* (Gastropoda: Cerithioidea: Thiaridae), with the description of a new species. *Zoological Journal of the Linnean Society*, 192, 723 -762.

- López-López, E., & Sedeño, E. (2015). The role of fish and macroinvertebrates as indicators of water quality. *En* Armon, R., y Hanninen, O. (Eds.), *Environmental indicators* (pp. 643-661). <https://doi.org/10.1007/978-94-017-9499-2>
- Lin, X. L., Stur, E., & Ekrem, T. (2018). DNA barcodes and morphology reveal unrecognized species in Chironomidae (Diptera). *Insect Systematics & Evolution*, 49 (4), 329-398.
- Liou, S., Shang-Lien, L., & Shan-Hsin, W. (2003). A generalized water quality index for Taiwan. *Environmental Monitoring and Assessment*, 96, 35-52.
- Luiza-Andrade, A., Montag, L. F. D. A., & Juen, L. (2017). Functional diversity in studies of aquatic macroinvertebrates community. *Scientometrics*, 111, 1643-1656.
- Machado, N. G., Nassarden, D. C. S., Santos, F. D., Boaventura, I. C. G., Perrier, G., Souza, F. S. C. D., ... & Biudes, M. S. (2015). *Chironomus* larvae (Chironomidae: Diptera) as water quality indicators along an environmental gradient in a neotropical urban stream. *Revista Ambiente & Agua*, 10, 298-309.
- Magallon Ortega, G., Escalera Gallardo, C., López-López, E., Sedeño-Díaz, J. E., Lopez Hernandez, M., Arroyo-Damián, M., & Moncayo-Estrada, R. (2021). Water quality analysis in a subtropical river with an adapted biomonitoring working party (BMWP) index. *Diversity*, 13 (11), 606.
- Manitoba Water Stewardship. (2011). *Manitoba water quality standards, objectives, and guidelines*. Recuperado mayo 9, 2019, de <http://www.gov.mb.ca/waterstewardship/index.html>
- Marin-Velásquez, T., y Arriojas-Tocuyo, J. (2020). Remoción de turbidez de agua mediante filtración utilizando cáscara de coco (Cocos nucifera) a nivel de laboratorio. *Rev. Ion*. 2020, 33 (2), 99 – 110. <https://doi.org/10.18273/revion.v33n2-2020008>
- Merrit, W., Cummins, K., & Berg. M. (2017). Trophic relationships of macroinvertebrates. *Methods in Stream Ecology*, 1 (3), 413-433. <http://dx.doi.org/10.1016/B878-0-12-416558-8.00020-2>
- Ministerio de Ambiente de Ecuador. (1998). *Norma de calidad ambiental y de descarga de efluentes al recurso agua: Libro VI, Anexo 1*. Gobierno de Ecuador.
- Ministerio de Ambiente y Energía de Costa Rica [Minae]. (2007). *Executive decree No. 33903-S*. Costa Rica: Autor.

- Ministerio de Ambiente y Recursos Naturales [MARN]. (2023). *Informe ambiental del estado de Guatemala: Correspondiente al período 2022*. Guatemala: Autor.
- Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales de República Dominicana. (2012). *Norma ambiental de calidad de aguas superficiales y costeras*. República Dominicana: Autor.
- Ministerio de Salud de Perú. (2011). *Reglamento de la calidad del agua para consumo humano: DS No.031-2010-SA. 44 P.* Perú: Autor.
- Monjardim, M., Paresque, R., & Salles, F. F. (2020). Phylogeny and classification of *Leptophlebiidae* (Ephemeroptera) with an emphasis on Neotropical fauna. *Systematic Entomology*, 45 (2), 415-429.
- Molano, F., y Morales, I. (2019). Diversidad y distribución de chinches semiacuáticas (Hemiptera: Gerromopha: Veliidae) de Colombia. *Encuentro Internacional Facultad de Ciencias-UPTC, XIV (II)*. <https://repositorio.uptc.edu.co/handle/001/5322>
- Mugnai, R., Oliveira, R. B., Do Lago Carvalho, A., Baptista, D. F., (2008). Adaptation of the Indice Biotico Esteso (IBE) for water quality assessment in rivers of Serra do Mar, Rio de Janeiro State, Brazil. *Tropical Zoology*, 21, 57 -74.
- Ochieng, H., Odong, R., & Okot-Okumu, J. (2020). Comparison of temperate and tropical versions of Biological Monitoring Working Party (BMWP) index for assessing water quality of river Aturukuku in Eastern Uganda. *Global Ecology and Conservation*, 23, e01183.
- Oregon State. (2014). *Water quality guidance values summary*. United States: Department of Environmental Quality.
- Organization for Economic Co-Operation, and Development [OECD]. (2011). *Establishing a dynamic system of surface water quality regulation: Guidance for countries of Eastern Europe, Causasus and Central Asia*. París: Environmental Performance and Information Division Environment Directorate.
- Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura [UNESCO]. (2017). Relevamiento de la investigación y la Innovación en la República de Guatemala. En A. Lemarchand (Ed.), *Colección GOSPIN de perfiles nacionales en políticas de ciencia, tecnología e innovación*, vol. 6. París: Autor

- Palacino-Rodríguez, F., Altamiranda-Saavedra, M., Andrés Palacino, D., & Carolina Penagos, A. (2020). Ecology of *Mesamphiagrion laterale* (Odonata: Coenagrionidae): Abundance, reproduction and interactions with co-occurring species. *International Journal of Odonatology*, 23 (2), 165-182.
- Paisley, M., Trigg, D., & Walley, W. (s. f.). *Revision of the Biological Monitoring Working Party (BMWP) Score system: Derivation of present – only and abundance – related scores from field data*. United Kingdom: Centre for Intelligent Environment Systems Staffordshire University.
- Peluso, J., Aronzon, C., Ríos de Molina, M., Rojas, D., Cristos, D., & Pérez, C. (2020). Integrated analysis of the quality of water bodies from the lower Paraná river basin with different productive uses by physicochemical and biological indicators. *Environmental Pollution*, 263 (114434), 1- 10. <http://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114434>
- Peña, S., Bohórquez, A., Barrera, K., Salamanca, S., Jiménez, D., y Botello, W. (2019). Macroinvertebrados como bioindicadores de la calidad del agua en la quebrada La Calabozza (Yopal, Casanare). *Revista Entre Ciencia e Ingeniería*, 13 (25), 14-22.
- Pérez-López, E. (2016). Control de calidad en aguas para consumo humano en la región occidental de Costa Rica. *Tecnología en Marcha*, 29 (3), 3-14. <https://doi.org/10.18845/atm.v29i3.2884>
- Pérez, V. (2021). *Análisis de la dinámica de la vegetación, su relación con los servicios ecosistémicos hídricos y la implementación de buenas prácticas de manejo de cuencas, parte alta del río Ocosito, Guatemala* [Tesis Maestría, Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza [CATIE] de Costa Rica].
- Pineda-Pineda, J., Rosas-Acevedo, J., Sigarreta-Almira, J., Hernández-Gómez, J., & Reyes-Umaña, M. (2018). Biotic indices to evaluate water quality: BMWP. *International Journal of Environment, Ecology, Family and Urban Studies*, 8 (5), 23 – 36.
- Pineda, O. (2021). *Factores responsables de la deforestación en Guatemala*. Recuperado julio 10, 2023, de <https://www.engormix.com/ganadería-carne/articulos/factores-responsables-deforestación-guatemala-t45497.htm>

- Polanco, P. (2019). *Diversidad y distribución de Gerridae (Insecta: Hemiptera) en Panamá* [Tesis Maestría en Entomología, Universidad de Panamá]. Recuperado julio 10, 2023, de <https://up-rid.up.ac.pa/3417/>
- Porras, J. C. (2016). Comparación de pruebas de normalidad multivariada. *Anales Científicos*, 77 (2),141-146).
- Puchkov, A. V., Brygadyrenko, V. V., Faly, L. I., & Komaromi, N. A. (2020). *Staphylinids (Coleoptera, Staphylinidae) of Ukrainian metropolises. Biosystems Diversity*, 28 (1), 41-47.
- Quiroz-Fernández, L. S., Izquierdo-Kulich, E., y Menéndez-Gutiérrez, C. (2017). Aplicación del índice de calidad de agua en el río Portoviejo, Ecuador. *Ingeniería Hidráulica y Ambiental*, 38 (3), 41-51.
- Regalado, O., Villagrán, X., Pérez, G., Castellanos, E., Martínez, G., Incer, D., Ramos, V., H., Molina, O., Belteton, C., y Gómez, J. (2012). *Mapa de cobertura forestal de Guatemala 2010 y dinámica de la cobertura forestal 2006-2010*. Guatemala: Instituto Nacional de Bosques [Inab], Consejo Nacional de Áreas Protegidas [Conap], Universidad del Valle de Guatemala [UVG], Universidad Rafael Landívar [URL].
- Reyes, F. (2012). *Uso de macroinvertebrados acuáticos como indicadores biológicos de la calidad del agua en la cuenca del lago de Atitlán, Guatemala* [Tesis Maestría, Universidad de Costa Rica].
- Roldán, G., y Ramírez-Restrepo, J. J. (2022). *Fundamentos de limnología neotropical*. (3ª ed.). Bogotá, Colombia: Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales Colección Julio Carrizos Valenzuela No. 18.
- Ruiz-Picos, R., Kohlmann, B., Sedeño, E., & López-López, E., (2017). Assessing ecological impairments in Neotropical rivers of México: Calibration and validation of the Biomonitoring Working Party Index. *Int. J. Environ. Sci. Technol.*, 14. (3). <https://doi.org/10.1007/S13762-017-1299-x>
- Sáenz, E. (2021). *Guatemala perdió en los últimos años casi una cuarta parte de sus bosques*. Guatemala: Swissinfo.

- Salmerón López, A., Geada López, G., & Fagilde Espinoza, M. D. C. (2017). Propuesta de un índice de diversidad funcional: Aplicación a un bosque semideciduo micrófilo de Cuba Oriental. *Bosque (Valdivia)*, 38 (3), 457-466.
- Sermeño, J., Serrano-Cervantes, L., Springer, M., Paniagua, M. R., Pérez, D., Rivas Flores, A. W., ... Arias de Linares, A. Y. (2010a). Determinación de la calidad ambiental de las aguas de los ríos de El Salvador, utilizando invertebrados acuáticos: Índice biológico a nivel de familias de invertebrados acuáticos en El Salvador (IBF-SV-2010). *En Formulación de una guía metodológica estandarizada para determinar la calidad ambiental de las aguas de los ríos de El Salvador, utilizando insectos acuáticos* (p. 43). Proyecto Universidad de El Salvador [UES], Organización de los Estados Americanos [OEA], Editorial UES.
- Sermeño-Chicas, J. M., Pérez, D., Gutiérrez-Fonseca, P., Springer, M., y Hernández Martínez, M. Á. (2010b). *Guía ilustrada para el estudio ecológico y taxonómico de los insectos acuáticos inmaduros del orden Odonata en El Salvador*. Roma: Food and Agriculture Organization [FAO]. <https://agris.fao.org/search/en/providers/122525/records/6511b0e158c30050e8a3e4bb>
- Schmera, D., Heino, J., Podani, J., Erős, T., & Dolédec, S. (2017). Functional diversity: A review of methodology and current knowledge in freshwater macroinvertebrate research. *Hydrobiologia*, 787, 27-44.
- Servicio Nacional de Estudios Territoriales [SNET]. (2010). *Índice de calidad del agua general "ICA"*. El Salvador: Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- Shaghghi, N., Nguyen, T., Patel, J., Soriano, A., & Mayer, J. (2020). *Doxy: Dissolved oxygen monitoring*. Seattle, United States: 2020 IEEE Global Humanitarian Technology Conference (GHTC).
- Shepard, W. D., y Sites, R. W. (2016). Aquatic beetles of the families *Dryopidae* and *Elmidae* (Insecta: Coleoptera: Byrrhoidea) of Thailand: Annotated list and illustrated key to genera. *Natural History Bulletin of the Siam Society*, 61 (2).
- Shrestha, A. K., & Basnet, N. (2018). The correlation and regression analysis of physicochemical parameters of river water for the evaluation of percentage contribution to electrical conductivity. *Journal of Chemistry*, 2018 (1), 8369613.

- Singh, R., Nath, S., Prasad, S., & Nema, A. (2008). Selection of suitable aggregation function for estimation of aggregate pollution index for river Ganges in India. *Journal of Environmental Engineering*, 134 (8), 689 -701.
- Singh, P., Dobhal, R., Sharma, B., y Tyagi, S. (2013). Water quality assessment in terms of water quality index. *American Journal of Water Resources, Science and Education Publishing*, 1 (3). <https://doi.org/10.12691/AJWR-1-3-3>
- Siregar, V. M. M., Sinaga, K., & Hanafiah, M. A. (2022). A prototype of water turbidity measurement with Fuzzy method using microcontroller. *Internet of Things and Artificial Intelligence Journal*, 2 (2), 75-97.
- Soto-Navarro, C., Harfoot, M., Hill, S., Campbell, J., Mora, F., Campos, C., Pretorius, C., Pascual, U., Kapos, V., Alisson, H., y Burgess, N. (2021). Towards a multidimensional biodiversity index for national application. *Nature Sustainability Perspective*, 4 (1), 933–942. <https://doi.org/10.1038/s41893-021-00753-z>
- Solíz-Castro, Y., Zúñiga-Zúñiga, L., y Mora-Alvarado, D. (2018). La conductividad como parámetro predictivo de la dureza del agua en pozos y nacientes de Costa Rica. *Tecnología en Marcha*, 31 (1), 35–46. <https://doi.org/10.18845/tm.v31k1.3495>
- Springer, M., Aguilar, A. Z., y Cervantes, L. S. (2010a). *Guía ilustrada para el estudio ecológico y taxonómico de los insectos acuáticos inmaduros del orden Trichoptera en El Salvador*. El Salvador: Ciudad Universitaria.
- Springer, M., Ramírez, A., y Hanson, A. (2010b). Macroinvertebrados de agua dulce de Costa Rica I. *Revista de Biología Tropical*, 58 (4), 1–200.
- Szklarek, S., Górecka, A., & Wojtal-Frankiewicz, A. (2022). The effects of road salt on freshwater ecosystems and solutions for mitigating chloride pollution: A review. *Science of The Total Environment*, 805, 150289.
- Tang, M., Xu, W., Zhang, Ch., Shao, D., Zhou, H., & Li, Y. (2022). Risk assessment of sectional water quality based on deterioration rat of water quality indicators: A case study of the main canal of the Middle Route of South to North Water Diversion Project. *Science Direct. Journal*, 135 (108592), 1- 11. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.1085>
- Taiwan. (2019). *Water quality monitoring*. Taiwan: Ministry of Environment.

- Travlos, I. S., Cheimona, N., Roussis, I., & Bilalis, D. J. (2018). Weed-species abundance and diversity indices in relation to tillage systems and fertilization. *Frontiers in Environmental Science*, 6, 11.
- United Nations [UN]. (2023). *Global Sustainable Development Report (GSDR) 2023*. Recuperado diciembre 10, 2023 de <https://sdgs.un.org/gsdrgsd2023>
- Universidad Rafael Landívar [URL], Instituto de Investigación en Ciencias Naturales y Tecnología [IARNA], y Departamento de Ciencias Ambientales. (2022). *Ensayo y análisis sobre el agua en Guatemala*. (2ª ed.). Guatemala: Vicerrectoría de Investigación de la Universidad Rafael Landívar.
- Verdesoto, C. C., Quiroz, L. M., Piloza, D. S., González, A. J., & Archundia, G. B. (2022). Análisis de la regeneración natural de las especies forestales del Jardín Botánico de la Universidad Técnica de Manabí. *Ab Intus*, (9), 7-17.
- Vera-Sánchez, D., y Pinilla- Agudelo. (2020). Aproximación preliminar a un índice multimétrico de macroinvertebrados (IMARBO) para evaluar el estado ecológico de los ríos de las cuencas alta y media del río Chicamocha en Boyacá, Colombia. *Gestión y Ambiente*, 23 (1), 37 – 55.
- Veeravechsukij, N., Krailas, D., Suluck, N., Wiggering, B., Neiber, M., y Glaubrecht, M. (2018). Molecular phylogeography and reproductive biology of the freshwater snail *Tarebia granifera* in Thailand and Timor (Cerithioidea, Thiaridae): Morphological disparity versus genetic diversity. *Zoosyst. Evol.*, 94 (2), 461-493. <https://doi.org/10.3897/zse.94.28981>
- Villamarín, C., Rieradevall, M., & Prat, N. (2020). Macroinvertebrate diversity patterns in tropical highland Andean rivers. *Limnetica*, 39 (2), 677-691.
- Viswanathan, V., y Schirmer, M., (2015). Water quality deterioration as a driver for river restoration: A review of case studies from Asia, Europe and North America. *Environ Earth Sci.*, 74, 3145-3158. <https://doi.org/10.1007/s12665-015-4353-3>
- Wan Abdul Ghani, W. M. H., Abas Kutty, A., Mahazar, M. A., Al-Shami, S. A., & Ab Hamid, S. (2018). Performance of biotic indices in comparison to chemical-based Water Quality Index (WQI) in evaluating the water quality of urban river. *Environmental Monitoring and Assessment*, 190, 1-14.

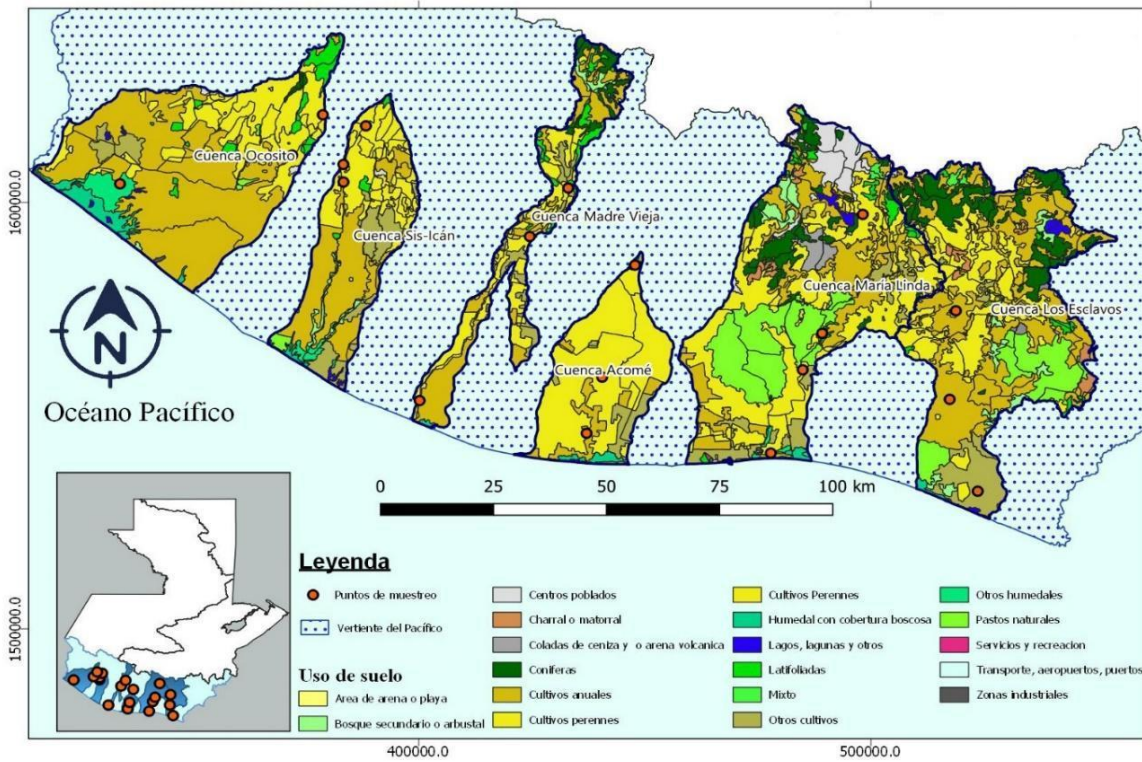
- Wichard, W., Espeland, M., Müller, P., & Wang, B. (2020). New species of caddisflies with bipectinate antennae from Cretaceous Burmese amber (Insecta, Trichoptera: Odontoceratidae, Calamoceratidae). *European Journal of Taxonomy*, (653).
- World Health Organization [WHO]. (2024). *Guidelines for drinking-water quality: Smallwater supplies*. Geneva: Author.
- Yasumoto, M. (1996). *Classification of water quality standards* (Vols. I. y 2.). Japan: UNESCO-EOLSS. https://www.eolss.net/ebooklib/sc_cart.aspx?File=E2-19-01-02
- Zhang, X., Zhi, X., Chen, L., & Shen, Z. (2020). Spatiotemporal variability and key influencing factors of river fecal coliform within a typical complex watershed. *Water Research*, 178, 115835.
- Zhushi, F., Bytyci, P., Murtezan, I, Fetoshi, O., Prespa, Y., Shala, A., Muja-Bajraktari, N., y Czikkely, M. (2020). The use of macroinvertebrate based biotic indices and diversity indices to evaluate the water quality of Lepenci river basin in Kosovo. *Journal of Environmental Science and Health Part A*, 55 (6): 748-758. <https://doi.org/10.1080/10934229.2020.1738172>
- Zounemat-Kermani, M., Alizamir, M., Fadaee, M., Sankaran Namboothiri, A., & Shiri, J. (2021). Online sequential extreme learning machine in river water quality (turbidity) prediction: A comparative study on different data mining approaches. *Water and Environment Journal*, 35 (1), 335-348.

ANEXOS

Anexo I. Instrumento para la evaluación del hábitat utilizando el protocolo propuesto por Barbour et al., también llamado Protocolo de Bioevaluación Rápida (RBP) (1999).

Parámetro	Óptimo	Subóptimo	Marginal	Pobre
1. Heterogeneidad de sustratos disponibles para la epifauna	Más de 70% del sustrato es estable y puede ser colonizado por la epifauna (El trecho presenta una mezcla de piedras, troncos sumergidos o superficiales o cualquier otro sustrato estable)	Entre 40 y 70% del sustrato es estable. Además, existe un sustrato nuevo aun sin condiciones para ser habitado	Entre 20 y 40% del sustrato es estable. Frecuentemente perturbado o removido	Menos de un 20% del sustrato es estable. Ausencia de hábitats adecuados.
Puntos:	20 19 18 17 16	15 14 13 12 11	10 9 8 7 6	5 4 3 2 1 0
2. Empotramiento o del sustrato	Entre 0 y 25% de la superficie de rocas, piedras y grava está rodeada de sedimento fino.	Entre 25 y 50 % de la superficie de rocas, piedras y grava rodeadas de sedimento fino	Entre 50 y 75% de la superficie de rocas, piedras y grava rodeadas de sedimento fino	Más de un 75% de la superficie de rocas, piedras y grava rodeadas de sedimento fino
Puntos:	20 19 18 17 16	15 14 13 12 11	10 9 8 7 6	5 4 3 2 1 0
3. Relación profundidad y velocidad	El trecho del río presenta las cuatro combinaciones siguientes: a) lento/profundo, b) lento/ bajo, c) rápido/profundo, d) rápido/bajo	Sólo tres combinaciones. La ausencia de rápido/bajo determina el menor puntaje	Sólo dos combinaciones. La ausencia de rápido/bajo y lento/bajo determina el menor puntaje	Una sola combinación presente. Usualmente lento/profundo)
Puntos:	20 19 18 17 16	15 14 13 12 11	10 9 8 7 6	5 4 3 2 1 0
4. Deposición de sedimentos	Ausencia de islas o bancos de arenas. Menos del 5% del fondo afectado por la deposición de sedimentos	Reciente y escasa formación de bancos de piedras, arena o sedimento fino. Entre el 5 y el 30% del fondo afectado por la deposición de sedimentos; ligera deposición en los pozos	Deposición moderada de grava, arena o sedimento fino sobre bancos viejos y nuevos. Entre 30 y 50% del fondo afectado. Sedimento sobre obstrucciones, constricciones y recodos. Moderada deposición en pozos.	Grandes depósitos de material fino. Muchos bancos. Más del 50% del fondo cambia con frecuencia. Pozos casi ausentes debido a la gran deposición de sedimentos.
Puntos:	20 19 18 17 16	15 14 13 12 11	10 9 8 7 6	5 4 3 2 1 0
5. Estado del cauce de flujo	El nivel del agua alcanza la base de las márgenes y la exposición del sustrato de fondo es mínima.	El agua sólo cubre el 75% del cauce o menos del 25% del sustrato de fondo queda expuesto.	El nivel del agua cubre entre el 25 y 75% del cauce y queda expuesta la mayor parte del sustrato de los rápidos	Muy poca agua sobre el cauce y la mayoría como pozos.
Puntos:	20 19 18 17 16	15 14 13 12 11	10 9 8 7 6	5 4 3 2 1 0
6. Alteración del cauce	Ausencia o mínima presencia de canalización o dragado. Corriente con cauce normal.	Cierta canalización presente por puentes. Evidencia de canalización actual o pasada	Canalización extensiva. Diques u otras estructuras presentes en ambas márgenes. Entre el 40 y 80% del trecho del río canalizado y alterado.	Márgenes protegidas con gaviones o cemento. Más del 80% del trecho del río canalizado y alterado. Los hábitats internos eliminados totalmente.
Puntos:	20 19 18 17 16	15 14 13 12 11	10 9 8 7 6	5 4 3 2 1 0
7. Frecuencia de rápidos	Ocurrencia de rápidos relativamente frecuente. La relación distancia entre rápidos y el ancho del río es < 7 (generalmente 5 o 7).	Ocurrencia de rápidos poco frecuente. La relación distancia entre rápidos y el ancho del río se encuentra entre 7 y 15.	Ocurrencia ocasional de rápidos. La relación distancia entre rápidos y el ancho del río se encuentra entre 15 y 25.	Por lo general el agua corre sin interrupción o rápidos muy bajos. La relación distancia entre rápidos y el ancho del río es mayor a 25.
Puntos:	20 19 18 17 16	15 14 13 12 11	10 9 8 7 6	5 4 3 2 1 0
8. Estabilidad de las Márgenes	Márgenes estables. Ausencia de erosión o desprendimientos. Poca posibilidad de problemas futuros. Menos del 5% de la margen está afectada	Estabilidad moderada. Pequeñas áreas de erosión. Entre 5 y 30% de las márgenes del trecho tiene áreas de erosión.	Inestabilidad moderada Entre 30 y 60% de las márgenes del trecho tiene áreas de erosión. Posibilidad de fuerte erosión durante las crecidas.	Inestabilidad completa. Áreas muy erosionadas. Frecuencia de áreas despejadas en trechos rectos y recodos. Entre 60 y 100% de las márgenes del trecho erosionadas.
Puntos:	Margen Izquierda 10 5	8 7 6	5 4 3	2 1 0
Puntos:	Margen Derecha 10 5	8 7 6	5 4 3	6 1 0
9. Vegetación protectora de las riberas	Más del 90% de las márgenes y la zona ribereña está cubierta por vegetación nativa incluyendo árboles, arbustos, macrófitas. Vegetación tupida natural.	Entre el 70 y 90% de las márgenes cubiertas por vegetación nativa. Vegetación algo abierta.	Entre el 50 y 70% de las márgenes cubiertas por vegetación nativa. Vegetación abierta.	Menos del 50% de las márgenes cubiertas por vegetación nativa.
Puntos:	Margen Izquierda 10 5	8 7 6	5 4 3	2 1 0
Puntos:	Margen Derecha 10 5	8 7 6	5 4 3	6 1 0
10. Amplitud de la vegetación ribereña	Extensión de la vegetación ribereña mayor a 18 m y sin impacto antrópico.	Extensión de la vegetación ribereña entre 12 y 18 m y un mínimo impacto antrópico	Extensión de la vegetación ribereña entre 6 y 12 m y un impacto antrópico evidente.	Extensión de la vegetación ribereña menor a 6 m. Poca o ninguna vegetación debido a un fuerte impacto antrópico.
Puntos:	Margen Izquierda 10 5	8 7 6	5 4 3	2 1 0
Puntos:	Margen Derecha 10 5	8 7 6	5 4 3	6 1 0
Total				

Anexo II. Mapa de ubicación de las cuencas muestreadas durante el año 2018 y el uso del suelo.



Anexo III. Cálculos de SI para los diferentes ríos de la vertiente del Pacífico en las épocas secas y lluviosas del año 2019

Punto de muestreo	Nombre	Cuenca	Mes	Época	pH	OD	PSO	Salinidad	Conduct	DBO ₅	Turb	alc
ACOMECA1	Acomé	Alta	feb-19	seca	100.0	45.3	47.4	95.9	99.9	95.5	98.1	63.7
ACOMECM1	Acomé	Media	feb-19	seca	100.0	20.7	29.4	86.9	98.2	80.8	88.8	48.4
ACOMECEB1	Acomé	Baja	feb-19	seca	100.0	22.7	31.0	86.0	98.2	68.3	96.2	51.8
LECA1	Los esclavos	Alta	feb-19	seca	100.0	17.3	33.0	86.9	98.5	31.0	99.6	66.3
LECM1	Los esclavos	Media	feb-19	seca	100.0	23.3	34.1	85.1	98.1	93.3	98.9	89.3
LECB1	Los esclavos	Baja	feb-19	seca	100.0	28.9	37.5	85.1	97.8	95.7	99.7	28.8
MLCAR1	María Linda (el Rincón)	Alta	feb-19	seca	100.0	45.3	50.4	94.1	99.7	95.2	100.0	67.1
MLCAH1	María linda hidroeléctrica	Alta	feb-19	seca	100.0	50.2	50.5	93.2	100.0	93.8	100.0	53.5
MLCM1	María linda	Media	feb-19	seca	100.0	51.5	53.9	86.9	99.0	81.7	100.0	91.0
MLCB1	María linda	Baja	feb-19	seca	100.0	28.7	29.5	76.1	97.4	67.0	98.8	46.7
ACOMECA2	Acomé	Alta	abr-19	seca	100.0	40.2	44.7	98.6	99.0	28.3	99.9	85.9
ACOMECM2	Acomé	Media	abr-19	seca	100.0	36.2	47.0	86.9	98.0	50.8	99.4	82.5
ACOMECEB2	Acomé	Baja	abr-19	seca	100.0	22.9	36.3	89.6	99.4	68.8	99.4	77.4
LECA2	Los esclavos	Alta	abr-19	seca	100.0	33.5	35.7	88.7	98.4	10.0	96.2	84.2
LECM2	Los esclavos	Media	abr-19	seca	100.0	28.0	38.0	85.1	98.1	45.8	98.3	85.9
LECB2	Los esclavos	Baja	abr-19	seca	100.0	27.5	19.8	86.9	98.0	37.1	97.0	85.9
MLCAR2	María Linda (el Rincón)	Alta	abr-19	seca	100.0	45.3	50.4	95.9	100.0	10.0	84.4	91.8
MLCAH2	María Linda hidroeléctrica	Alta	abr-19	seca	100.0	50.2	50.5	94.1	99.7	10.0	94.8	91.0
MLCM2	María Linda	Media	abr-19	seca	100.0	51.5	53.9	87.8	98.6	52.5	81.0	85.9
MLCB2	María Linda	Baja	abr-19	seca	100.0	10.0	29.5	82.4	97.6	75.1	86.3	83.3
ACOMECA3	Acomé	Alta	jun-19	lluviosa	100.0	100.0	88.1	94.1	99.5	72.0	94.4	74.5
ACOMECM3	Acomé	Media	jun-19	lluviosa	100.0	100.0	90.1	88.7	98.6	64.0	96.2	75.1
ACOMECEB3	Acomé	Baja	jun-19	lluviosa	100.0	100.0	88.9	91.4	99.0	55.0	90.4	78.4
LECA3	Los esclavos	Alta	jun-19	lluviosa	100.0	94.7	84.8	89.6	98.9	91.4	73.8	86.5
LECM3	Los esclavos	Media	jun-19	lluviosa	100.0	100.0	88.9	86.9	98.4	72.0	89.6	76.5
LECB3	Los esclavos	Baja	jun-19	lluviosa	100.0	95.8	80.7	88.7	98.7	75.9	80.7	75.1
MLCAR3	María Linda (el Rincón)	Alta	jun-19	lluviosa	100.0	69.8	72.6	97.7	100.0	100.0	98.9	80.8

MLCAH3	María Linda hidroeléctrica	Alta	jun-19	lluviosa	100.0	65.5	70.4	94.1	99.6	100.0	99.9	78.4
MLCM3	María Linda	Media	jun-19	lluviosa	100.0	89.1	75.8	87.8	98.3	100.0	86.6	71.1
MLCB3	María Linda	Baja	jun-19	lluviosa	100.0	66.9	70.4	86.9	98.3	100.0	83.9	82.5
ACOMECA4	Acomé	Alta	Se-19	lluviosa	100.0	88.2	92.8	100.3	99.8	100.0	99.6	51.8
ACOMECA4	Acomé	Media	Se-19	lluviosa	100.0	82.9	81.0	89.6	99.3	99.8	96.5	38.2
ACOMECA4	Acomé	Baja	Se-19	lluviosa	100.0	81.5	70.4	89.6	98.8	99.9	93.2	36.5
LECA4	Los esclavos	Alta	Se-19	lluviosa	100.0	88.2	70.4	94.1	99.7	99.3	80.1	50.1
LECM4	Los esclavos	Media	Se-19	lluviosa	100.0	82.9	71.5	93.2	99.6	99.8	58.6	53.5
LECB4	Los esclavos	Baja	Se-19	lluviosa	100.0	82.9	70.4	42.0	99.6	99.3	63.6	45.0
MLCAR4	María Linda (el Rincón)	Alta	Se-19	lluviosa	100.0	89.6	69.3	95.0	99.7	78.2	98.9	87.6
MLCAH4	María Linda hidroeléctrica	Alta	Se-19	lluviosa	100.0	82.9	72.6	93.2	99.5	78.2	52.4	72.2
MLCM4	María Linda	Media	Se-19	lluviosa	100.0	71.5	70.4	94.1	99.6	89.6	29.4	69.7
MLCB4	María Linda	Baja	Se-19	lluviosa	100.0	88.2	81.0	90.5	99.0	89.9	85.8	82.5
ACOMECA5	Acomé	Alta	nov-19	seca	100.0	100.0	90.4	94.1	99.7	93.3	95.4	49.3
ACOMECA5	Acomé	Media	nov-19	seca	100.0	100.0	100	73.4	98.7	96.9	88.0	56.9
ACOMECA5	Acomé	Baja	nov-19	seca	100.0	100.0	99.2	82.4	98.8	94.7	54.8	73.9
LECA5	Los esclavos	Alta	nov-19	seca	100.0	93.8	92.8	83.3	96.2	98.3	80.1	80.8
LECM5	Los esclavos	Media	nov-19	seca	100.0	93.8	81.0	92.3	96.2	82.1	58.6	41.6
LECB5	Los esclavos	Baja	nov-19	seca	100.0	88.2	70.4	91.4	96.2	91.1	63.6	39.9
MLCAR5	María Linda (el Rincón)	Alta	nov-19	seca	100.0	69.8	72.6	95.0	99.7	78.2	98.9	89.3
MLCAH5	María Linda hidroeléctrica	Alta	nov-19	seca	100.0	65.5	70.4	93.2	99.5	78.2	94.1	86.7
MLCM5	María Linda	Media	nov-19	seca	100.0	89.1	75.8	94.1	99.6	89.6	85.2	65.4
MLCB5	María Linda	Baja	nov-19	seca	100.0	66.9	70.4	90.5	99.2	89.9	87.4	66.3
ACOMECA6	Acomé	Alta	dic-19	seca	100.0	66.9	75.8	93.2	99.5	99.8	99.2	10.5
ACOMECA6	Acomé	Media	dic-19	seca	100.0	44.7	58.9	86.0	98.2	99.8	99.4	10.3
ACOMECA6	Acomé	Baja	dic-19	seca	100.0	10.0	26.8	87.8	98.6	99.8	98.3	72.2
LECA6	Los esclavos	Alta	dic-19	seca	100.0	22.4	29.8	83.3	97.6	99.8	96.2	58.6
LECM6	Los esclavos	Media	dic-19	seca	100.0	36.7	42.3	89.6	98.7	99.8	93.8	67.1
LECB6	Los esclavos	Baja	dic-19	seca	100.0	48.0	48.7	87.8	98.4	99.8	87.2	27.3
MLCAR6	María Linda (el Rincón)	Alta	dic-19	seca	100.0	33.1	39.1	95.0	99.8	99.8	98.4	50.8
MLCAH6	María Linda hidroeléctrica	Alta	dic-19	seca	100.0	86.2	73.7	95.0	99.8	99.8	99.2	40.2

MLCAR3	María Linda (el Rincón)	Alta	jun-19	lluviosa	93.0	100.0	99.6	100.0	81.7	10.0	100
MLCAH3	María Linda hidroeléctrica	Alta	jun-19	lluviosa	90.3	100.0	99.6	100.0	86.1	10.0	100
MLCM3	María Linda	Media	jun-19	lluviosa	86.2	100.0	99.6	100.0	77.6	10.0	100
MLCB3	María Linda	Baja	jun-19	lluviosa	90.3	100.0	99.6	100.0	51.1	10.0	100
ACOMECA4	Acomé	Alta	Se-19	lluviosa	90.6	100.0	95.6	100.0	100.0	81.0	100
ACOMECA4	Acomé	Media	Se-19	lluviosa	86.2	100.0	92.2	100.0	100.0	61.8	100
ACOMECA4	Acomé	Baja	Se-19	lluviosa	88.8	100.0	89.3	99.8	100.0	58.7	100
LECA4	Los esclavos	Alta	Se-19	lluviosa	92.6	100.0	94.4	100.0	100.0	61.8	100
LECM4	Los esclavos	Media	Se-19	lluviosa	93.0	100.0	96.8	100.0	100.0	63.4	100
LECB4	Los esclavos	Baja	Se-19	lluviosa	92.6	100.0	96.2	100.0	100.0	63.4	100
MLCAR4	María Linda (el Rincón)	Alta	Se-19	lluviosa	91.7	100.0	99.6	100.0	92.5	7.5	100
MLCAH4	María Linda hidroeléctrica	Alta	Se-19	lluviosa	91.1	100.0	99.5	100.0	80.4	10.0	100
MLCM4	María Linda	Media	Se-19	lluviosa	91.1	100.0	99.4	100.0	78.8	10.0	100
MLCB4	María Linda	Baja	Se-19	lluviosa	85.8	100.0	99.4	100.0	81.2	10.0	100
ACOMECA5	Acomé	Alta	nov-19	seca	90.4	100.0	99.6	100.0	90.9	97.0	100
ACOMECA5	Acomé	Media	nov-19	seca	84.8	100.0	99.6	100.0	81.2	95.4	100
ACOMECA5	Acomé	Baja	nov-19	seca	77.2	100.0	99.5	100.0	79.6	25.1	100
LECA5	Los esclavos	Alta	nov-19	seca	84.8	100.0	99.6	100.0	81.2	10.0	100
LECM5	Los esclavos	Media	nov-19	seca	84.8	100.0	99.6	100.0	82.0	10.0	100
LECB5	Los esclavos	Baja	nov-19	seca	66.3	100.0	99.6	100.0	82.0	10.0	100
MLCAR5	María Linda (el Rincón)	Alta	nov-19	seca	93.0	100.0	99.6	100.0	85.3	10.0	100
MLCAH5	María Linda hidroeléctrica	Alta	nov-19	seca	91.7	100.0	99.6	100.0	83.5	10.0	100
MLCM5	María Linda	Media	nov-19	seca	87.0	100.0	99.6	100.0	97.9	84.2	100
MLCB5	María Linda	Baja	nov-19	seca	84.8	100.0	99.6	100.0	99.0	90.6	100
ACOMECA6	Acomé	Alta	dic-19	seca	94.4	100.0	99.6	100.0	100.0	100.0	100
ACOMECA6	Acomé	Media	dic-19	seca	84.3	100.0	99.6	100.0	100.0	100.0	100
ACOMECA6	Acomé	Baja	dic-19	seca	86.9	100.0	99.6	100.0	100.0	98.6	100
LECA6	Los esclavos	Alta	dic-19	seca	86.6	100.0	99.6	100.0	100.0	100.0	100
LECM6	Los esclavos	Media	dic-19	seca	88.8	100.0	99.5	100.0	99.7	93.8	100
LECB6	Los esclavos	Baja	dic-19	seca	88.2	100.0	99.5	100.0	97.3	82.6	100
MLCAR6	María Linda (el Rincón)	Alta	dic-19	seca	95.6	100.0	99.6	100.0	100.0	100.0	100

MLCAH6	María Linda hidroeléctrica	Alta	dic-19	seca	94.5	100.0	99.6	100.0	100.0	98.6	100
MLCM6	María Linda	Media	dic-19	seca	90.0	100.0	99.6	100.0	100.0	98.6	100
MLCB6	María Linda	Baja	dic-19	seca	86.3	100.0	99.6	100.0	99.7	93.8	100





Punto de muestreo	Nombre	Cuenca	Mes	Época	NO ₃	NO ₂	NH ₄	N tot	CF	RBP prom
ACOMECA1	Acomé	Alta	feb-19	seca	97.6	82.0	99.8	99.6	100.0	149
ACOMECA1	Acomé	Media	feb-19	seca	97.6	66.0	97.3	99.6	100.0	70
ACOMECA1	Acomé	Baja	feb-19	seca	98.1	66.0	96.7	99.7	100.0	59
LECA1	Los esclavos	Alta	feb-19	seca	97.1	66.0	98.3	99.5	84.6	74
LECM1	Los esclavos	Media	feb-19	seca	10.0	76.7	96.7	84.4	89.0	85
LECB1	Los esclavos	Baja	feb-19	seca	96.6	85.2	96.2	99.4	84.6	83
MLCAR1	María Linda (el Rincón)	Alta	feb-19	seca	99.6	10.0	99.8	100.0	100.0	176
MLCAH1	María Linda hidroeléctrica	Alta	feb-19	seca	99.1	84.7	99.8	99.9	100.0	157
MLCM1	María Linda	Media	feb-19	seca	98.6	76.7	96.7	99.8	100.0	94
MLCB1	María Linda	Baja	feb-19	seca	95.0	79.4	96.7	99.1	84.6	75
ACOMECA2	Acomé	Alta	abr-19	seca	99.9	28.6	99.3	99.6	89.3	147
ACOMECA2	Acomé	Media	abr-19	seca	99.9	23.3	96.2	99.6	100.0	70
ACOMECA2	Acomé	Baja	abr-19	seca	99.8	10.0	91.7	99.7	84.6	60
LECA2	Los esclavos	Alta	abr-19	seca	100.0	10.0	96.2	99.5	84.6	75
LECM2	Los esclavos	Media	abr-19	seca	100.0	23.3	99.3	84.4	89.0	86
LECB2	Los esclavos	Baja	abr-19	seca	99.7	15.2	92.2	99.4	84.6	83
MLCAR2	María Linda (el Rincón)	Alta	abr-19	seca	100.0	28.6	92.2	100.0	100.0	176
MLCAH2	María Linda hidroeléctrica	Alta	abr-19	seca	100.0	39.3	99.8	99.9	100.0	157
MLCM2	María Linda	Media	abr-19	seca	99.7	10.0	92.2	99.8	84.6	94
MLCB2	María Linda	Baja	abr-19	seca	99.8	33.9	67.5	99.1	84.6	75
ACOMECA3	Acomé	Alta	jun-19	lluviosa	89.0	82.0	94.7	98.1	88.1	140
ACOMECA3	Acomé	Media	jun-19	lluviosa	89.6	74.0	99.8	98.2	88.1	62
ACOMECA3	Acomé	Baja	jun-19	lluviosa	74.9	71.3	99.3	96.1	84.6	54
LECA3	Los esclavos	Alta	jun-19	lluviosa	10.0	10.0	99.8	76.8	100.0	70
LECM3	Los esclavos	Media	jun-19	lluviosa	48.7	47.3	99.8	92.8	100.0	79

LECB3	Los esclavos	Baja	jun-19	lluviosa	22.0	36.6	99.3	90.0	100.0	68
MLCAR3	María Linda (el Rincón)	Alta	jun-19	lluviosa	87.9	90.0	99.8	98.0	100.0	172
MLCAH3	María Linda hidroeléctrica	Alta	jun-19	lluviosa	91.3	99.4	99.8	98.5	100.0	157
MLCM3	María Linda	Media	jun-19	lluviosa	74.9	44.6	99.3	96.1	86.0	74
MLCB3	María Linda	Baja	jun-19	lluviosa	12.6	33.9	99.8	89.1	84.6	63
ACOMECA4	Acomé	Alta	Se-19	lluviosa	95.0	10.0	95.7	99.4	88.1	145
ACOMECM4	Acomé	Media	Se-19	lluviosa	10.0	10.0	89.3	99.2	84.6	67
ACOMECEB4	Acomé	Baja	Se-19	lluviosa	10.0	10.0	82.6	97.6	88.7	57
LECA4	Los esclavos	Alta	Se-19	lluviosa	63.9	10.0	91.2	99.2	84.6	71
LECM4	Los esclavos	Media	Se-19	lluviosa	10.0	10.0	86.4	96.9	89.5	79
LECB4	Los esclavos	Baja	Se-19	lluviosa	10.0	10.0	77.5	95.0	90.0	81
MLCAR4	María Linda (el Rincón)	Alta	Se-19	lluviosa	100.0	100.0	99.8	99.8	84.6	173
MLCAH4	María linda hidroeléctrica	Alta	Se-19	lluviosa	10.0	10.0	81.2	95.2	84.6	155
MLCM4	María Linda	Media	Se-19	lluviosa	10.0	33.9	66.7	96.8	84.6	72
MLCB4	María Linda	Baja	Se-19	lluviosa	33.6	52.6	94.2	96.4	84.6	60
ACOMECA5	Acomé	Alta	nov-19	seca	92.9	10.0	57.5	96.4	100.0	151
ACOMECM5	Acomé	Media	nov-19	seca	72.2	10.0	32.6	91.6	100.0	71
ACOMECEB5	Acomé	Baja	nov-19	seca	10.0	10.0	23.6	95.6	100.0	60
LECA5	Los esclavos	Alta	nov-19	seca	54.2	65.7	10.0	94.0	84.6	74
LECM5	Los esclavos	Media	nov-19	seca	10.0	74.5	10.0	94.4	84.6	85
LECB5	Los esclavos	Baja	nov-19	seca	10.0	74.3	10.0	96.4	84.6	85
MLCAR5	María Linda (el Rincón)	Alta	nov-19	seca	56.5	20.6	94.7	93.7	100.0	178
MLCAH5	María Linda hidroeléctrica	Alta	nov-19	seca	11.2	39.3	67.5	89.0	86.5	160
MLCM5	María Linda	Media	nov-19	seca	28.3	10.0	45.5	90.6	100.0	95
MLCB5	María Linda	Baja	nov-19	seca	56.5	10.0	46.6	93.7	100.0	76
ACOMECA6	Acomé	Alta	dic-19	seca	99.9	10.0	44.2	96.0	89.5	147
ACOMECM6	Acomé	Media	dic-19	seca	99.9	10.0	44.9	96.0	89.0	70
ACOMECEB6	Acomé	Baja	dic-19	seca	99.9	10.0	46.6	96.2	84.6	60
LECA6	Los esclavos	Alta	dic-19	seca	100.0	10.0	46.6	99.5	84.6	75
LECM6	Los esclavos	Media	dic-19	seca	99.7	10.0	46.6	84.4	89.5	86
LECB6	Los esclavos	Baja	dic-19	seca	99.7	10.0	45.5	99.4	89.0	83





MLCAR6	María Linda (el Rincón)	Alta	dic-19	seca	100.0	10.0	47.2	100.0	100.0	176
MLCAH6	María Linda hidroeléctrica	Alta	dic-19	seca	100.0	10.0	47.9	99.9	100.0	157
MLCM6	María Linda	Media	dic-19	seca	99.9	10.0	47.9	99.8	84.6	94
MLCB6	María Linda	Baja	dic-19	seca	99.8	10.0	46.9	99.1	89.5	75

Anexo IV. Ejemplos de los diferentes aspectos que evalúa el RPB, con imágenes de los ríos de Guatemala





a. Heterogeneidad de sustratos disponibles para la epifauna

	Óptimo					Subóptimo					Marginal					Pobre					
	Mas del 70 % del sustrato es estable y puede ser colonizado por la epifauna (El trecho presenta una mezcla de piedras, troncos sumergidos o superficiales o cualquier otro sustrato estable)					Entre 40 y 70 % del sustrato es estable. Además, existe un sustrato nuevo aun sin condiciones para ser habitado.					Entre 20 y 40 % del sustrato es estable. Frecuentemente perturbado o removido.					Menos de un 20 % del sustrato es estable. Ausencia de hábitats adecuados.					
Puntos	20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0
Ejemplos																					
	1					2					3					4					





b. Empotramiento del sustrato

	Óptimo					Subóptimo					Marginal					Pobre					
	Entre el 0 y 25 % de la superficie de rocas, piedras y grava está rodeada de sedimento fino					Entre el 25 y 50 % de la superficie de rocas, piedras y grava rodeadas de sedimento fino					Entre el 50 y 75 % de la superficie de rocas, piedras y grava rodeadas de sedimento fino					Más de un 75 % de la superficie de rocas, piedras y grava rodeadas de sedimento fino					
Puntos	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0
Ejemplos																					
	5					6					7					8					


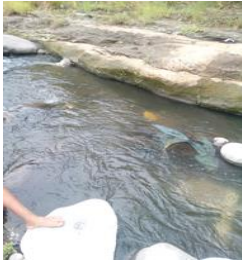


c. Relación profundidad velocidad

	Óptimo					Subóptimo					Marginal					Pobre					
	El trecho del río presenta las cuatro combinaciones siguientes: a) lento/profundo, b) lento/bajo, c) rápido/profundo, d) rápido/bajo.					Solo tres combinaciones. La ausencia de rápido/bajo determina el menor puntaje					Solo dos combinaciones. La ausencia de rápido/bajo y lento/bajo determina el menor puntaje					Una sola combinación presente. Usualmente lento/profundo.					
Puntos	20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0
Ejemplos	 9					 10					 11					 12					





d. Deposición de sedimentos

	Óptimo					Subóptimo					Marginal					Pobre					
	Ausencia de islas o bancos de arenas. Menos del 5% del fondo afectado por la deposición de sedimentos					Reciente y escasa formación de bancos de piedras, arena o sedimento fino. Entre el 5 y el 30% del fondo afectado por deposición de sedimentos; ligera deposición en los pozos					Deposición moderada de grava, arena o sedimento fino sobre bancos viejos y nuevos. Entre 30 y 50% del fondo afectado. Sedimento sobre obstrucciones, constricciones y recodos. Moderada deposición en pozos.					Grandes depósitos de material fino. Muchos bancos. Más del 50% del fondo cambia con frecuencia. Pozos casi ausentes debido a la gran deposición de sedimentos.					
Puntos	20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0
Ejemplos	 13					 14					 15					 16					


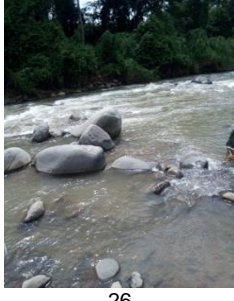

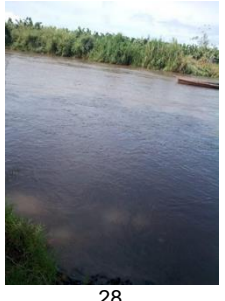
e. Estado del cauce de flujo

	Óptimo					Subóptimo					Marginal					Pobre					
	El nivel del agua alcanza la base de las márgenes y la exposición del sustrato de fondo es mínima.					El agua sólo cubre el 75% del cauce o menos del 25% del sustrato de fondo queda expuesto.					El nivel del agua cubre entre el 25 y 75% del cauce y queda expuesta la mayor parte del sustrato de los rápidos					Muy poca agua sobre el cauce y la mayoría como pozos.					
Puntos	20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0
Ejemplos	 17					 18					 19					 20					


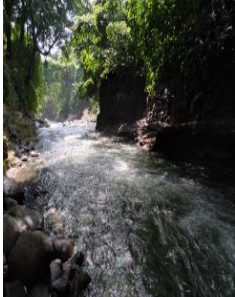

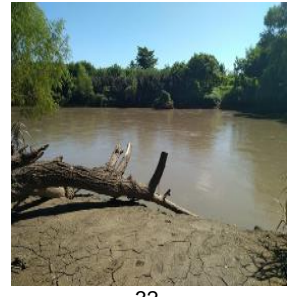
f. Alteraciones del cauce

	Óptimo					Subóptimo					Marginal					Pobre					
	Ausencia o mínima presencia de canalización o dragado. Corriente con cauce normal.					Cierta canalización presente por puentes. Evidencia de canalización actual o pasada					Canalización extensiva. Diques u otras estructuras presentes en ambas márgenes. Entre el 40 y 80% del trecho del río canalizado y alterado.					Márgenes protegidas con gaviones o cemento. Más del 80% del trecho del río canalizado y alterado. Los hábitats internos eliminados totalmente.					
Puntos	20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0
Ejemplos	 21					 22					 23					 24					





g. Frecuencia de rápidos

	Óptimo					Subóptimo					Marginal					Pobre					
	Ocurrencia de rápidos relativamente frecuente. La relación distancia entre rápidos y el ancho del río es < 7 (generalmente 5 o 7).					Ocurrencia de rápidos poco frecuente. La relación distancia entre rápidos y el ancho del río se encuentra entre 7 y 15.					Ocurrencia ocasional de rápidos. La relación distancia entre rápidos y el ancho del río se encuentra entre 15 y 25.					Por lo general el agua corre sin interrupción o rápidos muy bajos. La relación distancia entre rápidos y el ancho del río es mayor a 25.					
Puntos	20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0
Ejemplos	 25					 26					 27					 28					

h. Estabilidad de las márgenes

	Óptimo		Subóptimo			Marginal			Pobre			
	Márgenes estables. Ausencia de erosión o desprendimientos. Poca posibilidad de problemas futuros. Menos del 5% de la margen está afectada		Estabilidad moderada. Pequeñas áreas de erosión. Entre 5 y 30% de las márgenes del trecho tiene áreas de erosión.			Inestabilidad moderada. Entre 30 y 60% de las márgenes del trecho tiene áreas de erosión. Posibilidad de fuerte erosión durante las crecidas.			Inestabilidad completa. Áreas muy erosionadas. Frecuencia de áreas despejadas en tramos rectos y recodos. Entre 60 y 100% de las márgenes del trecho erosionadas.			
Puntos	Margen izquierdo	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0
Puntos	Margen derecho	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0
Ejemplos	 29		 30			 31			 32			

i. Vegetación protectora de las riberas

	Óptimo			Subóptimo			Marginal			Pobre													
	Más del 90% de las márgenes y la zona ribereña está cubierta por vegetación nativa incluyendo árboles, arbustos, macrófitas. Vegetación tupida natural						Entre el 70 y 90% de las márgenes cubiertas por vegetación nativa. Vegetación algo abierta.						Entre el 50 y 70% de las márgenes cubiertas por vegetación nativa. Vegetación abierta.						Menos del 50% de las márgenes cubiertas por vegetación nativa.				
Puntos	Margen Izquierdo	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0											
Puntos	Margen Derecho	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0											
Ejemplos	 <p>33</p>			 <p>34</p>			 <p>35</p>			 <p>36</p>													

j. Amplitud de la vegetación ribereña

	Óptimo			Subóptimo			Marginal			Pobre													
	Extensión de la vegetación ribereña mayor a 18 m y sin impacto antrópico.						Extensión de la vegetación ribereña entre 12 y 18 m y un mínimo impacto antrópico						Extensión de la vegetación ribereña entre 6 y 12 m y un impacto antrópico evidente.						Extensión de la vegetación ribereña menor a 6 m. Poca o ninguna vegetación debido a un fuerte impacto antrópico.				
Puntos	Margen Derecho	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0											
Puntos	Margen izquierdo	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0											

Ejemplos	 <p data-bbox="480 495 509 520">37</p>	 <p data-bbox="789 495 818 520">38</p>	 <p data-bbox="1084 520 1114 546">39</p>	 <p data-bbox="1370 495 1399 520">40</p>
----------	---	---	--	---

- Créditos de fotografías: Fotografías 4,7,8,16 Proyecto Fodecyt 19-2011
- Lic. Gabriel Rivas: 2,3,5,6,9,10,11,12,13,14,15,16,17,18,19,21,22
- T.A. Jorge Mario Medina: 20,31,32,38 y 39
- T.A. Rodrigo Villatoro: 24
- Norma Gil de Castillo: 23,25,26,27,28,29,30,36,37 y 40