

UNIVERSIDAD RAFAEL LANDÍVAR
FACULTAD DE CIENCIAS AMBIENTALES Y AGRÍCOLAS
LICENCIATURA EN CIENCIAS AMBIENTALES CON ÉNFASIS EN GESTIÓN AMBIENTAL

EFFECTO DEL ESTADO ECOLÓGICO DE LAS FRANJAS RIBEREÑAS Y DE LOS USOS DE LA
TIERRA SOBRE LA CALIDAD DE AGUA DE LA SUBCUENCA DEL RÍO EL HATO; SAN AGUSTÍN
ACASAGUASTLÁN
TESIS DE GRADO

MELANY GIOVANNA SORIA BANCES
CARNET 10672-12

GUATEMALA DE LA ASUNCIÓN, FEBRERO DE 2018
CAMPUS CENTRAL

UNIVERSIDAD RAFAEL LANDÍVAR

FACULTAD DE CIENCIAS AMBIENTALES Y AGRÍCOLAS

LICENCIATURA EN CIENCIAS AMBIENTALES CON ÉNFASIS EN GESTIÓN AMBIENTAL

EFFECTO DEL ESTADO ECOLÓGICO DE LAS FRANJAS RIBEREÑAS Y DE LOS USOS DE LA
TIERRA SOBRE LA CALIDAD DE AGUA DE LA SUBCUENCA DEL RÍO EL HATO; SAN AGUSTÍN
ACASAGUASTLÁN
TESIS DE GRADO

TRABAJO PRESENTADO AL CONSEJO DE LA FACULTAD DE
CIENCIAS AMBIENTALES Y AGRÍCOLAS

POR
MELANY GIOVANNA SORIA BANCES

PREVIO A CONFERÍRSELE
EL TÍTULO DE INGENIERA AMBIENTAL EN EL GRADO ACADÉMICO DE LICENCIADA

GUATEMALA DE LA ASUNCIÓN, FEBRERO DE 2018
CAMPUS CENTRAL

AUTORIDADES DE LA UNIVERSIDAD RAFAEL LANDÍVAR

RECTOR: P. MARCO TULIO MARTINEZ SALAZAR, S. J.
VICERRECTORA ACADÉMICA: DRA. MARTA LUCRECIA MÉNDEZ GONZÁLEZ DE PENEDO
VICERRECTOR DE INVESTIGACIÓN Y PROYECCIÓN: ING. JOSÉ JUVENTINO GÁLVEZ RUANO
VICERRECTOR DE INTEGRACIÓN UNIVERSITARIA: P. JULIO ENRIQUE MOREIRA CHAVARRÍA, S. J.
VICERRECTOR ADMINISTRATIVO: LIC. ARIEL RIVERA IRÍAS
SECRETARIA GENERAL: LIC. FABIOLA DE LA LUZ PADILLA BELTRANENA DE LORENZANA

AUTORIDADES DE LA FACULTAD DE CIENCIAS AMBIENTALES Y AGRÍCOLAS

DECANA: LIC. ANNA CRISTINA BAILEY HERNÁNDEZ
SECRETARIO: MGTR. LUIS MOISES PEÑATE MUNGUÍA
DIRECTOR DE CARRERA: MGTR. JULIO ROBERTO GARCÍA MORÁN

NOMBRE DEL ASESOR DE TRABAJO DE GRADUACIÓN
MGTR. JERSON ELIZARDO QUEVEDO CORADO

TERNA QUE PRACTICÓ LA EVALUACIÓN

MGTR. NADIA MIJANGOS LÓPEZ
MGTR. VIRGINIA MOSQUERA SALLES
ING. PAMELA ANDREA ELIZABETH CAMARERO BARREDA DE QUIÑONEZ

Guatemala, 15 de enero de 2018

Consejo de Facultad
Ciencias Ambientales y Agrícolas
Presente

Estimados miembros del Consejo

Por este medio hago constar que he asesorado el trabajo de graduación de la estudiante Melany Giovanna Soria Bances, carné 10672-12, titulado: "EFECTO DEL ESTADO ECOLÓGICO DE LAS FRANJAS RIBEREÑAS Y DE LOS USOS DE LA TIERRA SOBRE LA CALIDAD DEL AGUA DE LA SUBCUENCA DEL RÍO HATO, SAN AGUSTÍN ACASAGUASTLÁN, GUATEMALA".

La cual considero que cumple con los requisitos establecidos por facultad, previo a su autorización de impresión.

Atentamente,



Ing. Jerson Quevedo
Colegiado No. 3096
Código URL: 18352



Universidad
Rafael Landívar
Tradición Jesuita en Guatemala

FACULTAD DE CIENCIAS AMBIENTALES Y AGRÍCOLAS
No. 06871-2018

Orden de Impresión

De acuerdo a la aprobación de la Evaluación del Trabajo de Graduación en la variante Tesis de Grado de la estudiante MELANY GIOVANNA SORIA BANCES, Carnet 10672-12 en la carrera LICENCIATURA EN CIENCIAS AMBIENTALES CON ÉNFASIS EN GESTIÓN AMBIENTAL, del Campus Central, que consta en el Acta No. 0610-2018 de fecha 2 de febrero de 2018, se autoriza la impresión digital del trabajo titulado:

EFFECTO DEL ESTADO ECOLÓGICO DE LAS FRANJAS RIBEREÑAS Y DE LOS USOS DE LA TIERRA SOBRE LA CALIDAD DE AGUA DE LA SUBCUENCA DEL RÍO EL HATO; SAN AGUSTÍN ACASAGUASTLÁN

Previo a conferírsele el título de INGENIERA AMBIENTAL en el grado académico de LICENCIADA.

Dado en la ciudad de Guatemala de la Asunción, a los 9 días del mes de febrero del año 2018.



**MGTR. LUIS MOISES PEÑATE MUNGUÍA, SECRETARIO
CIENCIAS AMBIENTALES Y AGRÍCOLAS
Universidad Rafael Landívar**

AGRADECIMIENTOS

A:

Mis padres, Gloria Bances y Juan Carlos Soria, por su acompañamiento y apoyo incondicional en mi educación y formación profesional tanto económica como afectivamente.

Universidad Rafael Landívar especialmente a la facultad de Ciencias Ambientales y Agrícolas por la formación que recibí a lo largo de estos años.

Mi asesor, Jerson Quevedo, por sus valiosos consejos, revisiones y correcciones. Así como por su desinteresado tiempo y dedicación en el desarrollo de la presente investigación.

Fundación Defensores de la Naturaleza por su gran apoyo en la realización de esta investigación. Especialmente a sus colaboradores: Raquel Leonardo por su disposición, por la información brindada y por servir como enlace entre la organización y yo; Israel, Jairo y Héctor por el valioso apoyo brindado en la fase de campo.

Licenciada Anna Cristina Bailey por su apoyo, asesoría y revisión de la presente investigación en especial por su apoyo en la identificación de las familias de macroinvertebrados.

Todos mis amigos que me han acompañado durante estos seis años de estudio y hemos compartido muy buenos momentos dentro y fuera de la universidad, en especial a: Vivian Díaz, Mynor Diez, Elena Siekavizza, Rodolfo Bolaños, Alejandra Mejía, Karen Echeverría, Solange Echeverría, Cristian García, Daniela Flores, Daniela Basterrechea y Mafer Rivas.

DEDICATORIA

A:

La Naturaleza: Por su perfección, equilibrio y armonía. Es mi vida y mi modelo a seguir.

Mis Padres: Gloria Bances y Juan Carlos Soria por su amor incondicional, porque me enseñaron a ver lo positivo, la capacidad de asombro, a disfrutar y ver lo bello en las cosas pequeñas, a disfrutar de la familia y la naturaleza. Por y para ustedes, los amo.

Mis Hermanos: Carlos y Jeanette por compartir tiempo conmigo, darme consejos para la vida, escucharme, hacerme reír, por los abrazos (a veces a regañadientes), por estar a mi lado siempre, por los buenos momentos y por darme mucho amor. Juanpi por enseñarme a ser la cuarta y no la tercera, definitivamente tenés tu lugar. Jei por ser la nueva hermana, por tus detalles, por hacer feliz a Carlos y por el cariño que le tenés a nuestra familia. Los amo mucho.

Mi Familia: Abuelos, tíos y primos por sus atenciones, tiempos compartidos y buenos momentos, pero principalmente por todo el amor que me tienen y me demuestran.

ÍNDICE

RESUMEN	xii
I. INTRODUCCIÓN.....	1
II. MARCO TEÓRICO	3
2.1 ANTECEDENTES.....	3
2.1.1 Marco legal con relación al agua, manejo de cuencas y franjas ribereñas	3
2.1.2 Estudios similares realizados en el mundo, en la región y en Guatemala	4
2.2 MARCO CONCEPTUAL	5
2.2.1 Cuenca hidrográfica	5
2.2.2 Franjas ribereñas	11
2.2.3 Usos de la tierra y su efecto sobre la calidad de agua	17
2.2.4 Macroinvertebrados bentónicos como indicadores de calidad del agua	18
2.2.5 Índice de correlación de Spearman.....	21
2.3 MARCO REFERENCIAL.....	22
2.3.1 Descripción del área de estudio	22
2.3.2 Actividades económicas que se realizan en la subcuenca	32
2.3.3 Situación actual	34
2.3.4 Otros trabajos de investigación	34
III. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA.....	35
3.1 DEFINICIÓN DEL PROBLEMA Y JUSTIFICACIÓN DE LA INVESTIGACIÓN	35
IV. OBJETIVOS	37
4.1 OBJETIVO GENERAL	37
4.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	37
V. METODOLOGÍA.....	37
5.1 AMBIENTE (LUGAR DE TRABAJO).....	37
5.2 UNIDAD DE ANÁLISIS	37
5.3 TIPO DE INVESTIGACIÓN.....	38
5.4 INSTRUMENTOS	38
5.5 PROCEDIMIENTO.....	38
5.5.1 Determinación de los puntos de muestreo	38

5.5.2 Determinación de la calidad del agua con base en el uso de macroinvertebrados bentónicos	42
5.5.3 Determinación del estado ecológico de las franjas ribereñas	46
5.5.4 Determinación de la relación entre la calidad del agua, el estado de las franjas ribereñas y los usos de la tierra	49
VI. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	50
6.1 DETERMINACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA CON BASE EN EL USO DE MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS	50
6.1.1 Macroinvertebrados	50
6.1.2 Índice de Diversidad de Shannon- Wiener	58
6.1.3 Calidad del agua	60
6.2 DETERMINACIÓN DEL ESTADO ECOLÓGICO DE LAS FRANJAS RIBEREÑAS	73
6.3 DETERMINACIÓN DE LA RELACIÓN ENTRE LA CALIDAD DEL AGUA, EL ESTADO DE LAS FRANJAS RIBEREÑAS Y LOS USOS DE LA TIERRA.....	78
6.3.1 Determinación de las áreas de drenaje y del porcentaje de los usos de la tierra	78
6.3.2 Determinación de la relación entre el estado de las franjas ribereñas y la calidad del agua.....	80
6.3.3 Determinación de la relación entre los usos de la tierra y la calidad del agua	82
6.3.4 Determinación de la relación entre el estado de las franjas ribereñas y los usos de la tierra	85
6.4 PROPUESTA PARA LA CONSERVACIÓN Y REHABILITACIÓN DE LAS FRANJAS RIBEREÑAS	88
VII. CONCLUSIONES.....	93
VIII. RECOMENDACIONES.....	96
IX. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	99
X. ANEXOS.....	110

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1: Taxonomía de suelos de la subcuenca del río Hato.....	29
Cuadro 2: Unidades geológicas de la subcuenca del río Hato.....	29
Cuadro 3: Precipitación acumulada mensual y anual en milímetros de la estación Los Albores.....	32

Cuadro 4: Porcentaje de la extensión de usos de la tierra de los puntos de muestreo preliminares	39
Cuadro 5: Puntos de muestreo.....	41
Cuadro 6: Valores del índice BMWP-CR	44
Cuadro 7: Valores del índice IBF-SV	45
Cuadro 8: Tipos de valle	47
Cuadro 9: Valores del índice RQI y calidad de las riberas	48
Cuadro 10: Coeficiente de correlación de Spearman	49
Cuadro 11: Número de individuos encontrados en época lluviosa y seca por órdenes y familias.....	57
Cuadro 12: Resultados del Índice de Diversidad de Shannon-Wiener.....	59
Cuadro 13: Resultados de calidad de agua con el índice BMWP-CR.....	62
Cuadro 14: Resultados de calidad de agua con el índice IBF-SV.....	67
Cuadro 15: Estado ecológico de las franjas ribereñas por medio del índice RQI.....	75
Cuadro 16: Relación entre calidad del agua (BMWP-CR) y el estado ecológico de las franjas ribereñas	81
Cuadro 17: Relación entre los usos de la tierra y la calidad de agua (BMWP-CR y IBF-SV).....	82
Cuadro 18: Relación entre usos de la tierra y el valor RQI	85
Cuadro 19: Relación entre usos de la tierra y tipo de valle	87

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Partes de una cuenca hidrográfica	6
Figura 2: Visión de cuenca como sistema	9
Figura 3: Estructura de las franjas ribereñas y beneficios al ecosistema	11
Figura 4: Principales funciones de las franjas ribereñas: Regulación de la transferencia de materiales y energía al ecosistema acuático y su incidencia en las condiciones del río y las comunidades de peces	12
Figura 5: Ubicación de Reserva de Biosfera Sierra de las Minas	23
Figura 6: Ubicación de la subcuenca del río Hato	24
Figura 7: Red de drenaje de la subcuenca del río Hato.....	24
Figura 8: Microcuencas de la subcuenca del río Hato.	25
Figura 9: Zonas de vida de la subcuenca del río Hato.....	25
Figura 10: Zonas de regulación y captación hídrica de la subcuenca del río Hato.....	26
Figura 11: Usos de la tierra de la subcuenca del río Hato (año 2012)	27
Figura 12: Capacidad de uso de la tierra de la subcuenca del río Hato.....	28
Figura 13: Intensidad de uso de la tierra de la subcuenca del río Hato	29
Figura 14: Geología de la subcuenca del río Hato.....	30
Figura 15: Dinámica de la cobertura forestal 2006-2010 en la subcuenca del río Hato .	31
Figura 16: Puntos de muestreo preliminares	40

Figura 17: Puntos de muestreo	41
Figura 18: Abundancia de órdenes de macroinvertebrados identificados en total y por época del año representados en porcentajes	51
Figura 19: Abundancia de familias de macroinvertebrados identificadas en total y por época del año representadas en porcentajes	52
Figura 20: Número de familias encontradas por punto de muestreo en cada muestreo	55
Figura 21: Número individuos identificados en cada punto de muestro por muestreo ...	55
Figura 22: Números de individuos de macroinvertebrados por órdenes	56
Figura 23: Dendograma del análisis de conglomerados del índice de diversidad de Shannon-Wiener por punto de muestreo.....	60
Figura 24: Resultados de calidad de agua según el índice BMWP-CR	62
Figura 25: Mapa de calidad de agua por punto de muestreo según índice BMWP-CR .	63
Figura 26: Dendograma del análisis de conglomerados del índice BMWP-CR por punto de muestreo	64
Figura 27: Relación entre el número de familias por punto de muestreo y la calidad del agua con el índice BMWP-CR.....	66
Figura 28: Resultados de calidad de agua según el índice IBF-SV	67
Figura 29: Mapa de calidad de agua por punto de muestreo según índice IBF-SV	68
Figura 30: Dendograma del análisis de conglomerados del índice IBF-SV por punto de muestreo	70
Figura 31: Valores del índice RQI.....	74
Figura 32: Mapa de los resultados del estado ecológico de las franjas ribereñas	74
Figura 33: Dendograma del análisis de conglomerados del índice RQI por punto de muestreo	76
Figura 34: Estado ecológico de las franjas ribereñas representado en porcentaje	77
Figura 35: Mapa de usos de la tierra por área de drenaje	80
Figura 36: Muestreo de macroinvertebrados	110
Figura 37: Muestras de macroinvertebrados	110
Figura 38: Macroinvertebrados en caja petri	110
Figura 39: Separación de macroinvertebrados	110
Figura 40: Almacenamiento de macroinvertebrados	111
Figura 41: Identificación de macroinvertebrados	111
Figura 42: Blaberidae vista dorsal y frontal.....	117
Figura 43: Blaberidae vista dorsal	117
Figura 45: Elmidae adulto	117
Figura 44: Elmidae larva vista frontal y dorsal	117
Figura 46: Staphylinidae vista dorsal y frontal	118
Figura 48: Haliplidae	118
Figura 47: Ptilodactylidae	118
Figura 49: Scirtidae vista dorsal y frontal.....	118
Figura 50: Psephenidae vista dorsal y frontal	118
Figura 53: Ceratopogonidae	118
Figura 51: Muscidae.....	118

Figura 52: Chironomidae.....	118
Figura 55: Simuliidae.....	119
Figura 54: Tabanidae partes superior, media e inferior	119
Figura 58: Dixidae	119
Figura 56: Stratiomyidae	119
Figura 57: Tipulidae.....	119
Figura 59: Baetidae branquias y cercis	119
Figura 60: Baetidae.....	119
Figura 62: Heptageniidae parte superior e inferior.....	120
Figura 61: Leptohyphidae.....	120
Figura 63: Leptophebiidae (parte superior e inferior)	120
Figura 64: Caenidae.....	120
Figura 65: Belostomatidae ninfa.....	120
Figura 66: Belostomatidae adultos (huevos)	120
Figura 67: Naucoridae vista dorsal y frontal	121
Figura 68: Hebridae vista dorsal y frontal	121
Figura 69: Veliidae vista dorsal y frontal (penacho de pelos pata media)	121
Figura 70: Gerridae	121
Figura 71: Amphipterygidae (Cabeza y branquias caudales).....	122
Figura 72: Calopterygidae (branquias caudales, antenas y labio)	122
Figura 73: Gomphidae vista dorsal y frontal	123
Figura 74: Coenagrionidae	123
Figura 75: Libellulidae vista dorsal y frontal, y labio.....	123
Figura 76: Megapodagrionidae vista dorsal y frontal, branquias caudales.....	123
Figura 77: Platystictidae	124
Figura 78: Polythoridae vista dorsal y frontal, branquias caudales	124
Figura 79: Calamoceratidae pronoto y casa de hojas.....	125
Figura 80: Calamoceratidae vista dorsal y frontal.....	125
Figura 81: Hydrobiosidae (Cara, pinzas y protopatas).....	125
Figura 82: Glossosomatidae.....	125
Figura 84: Hydropsychidae.....	126
Figura 83: Leptoceridae	126
Figura 85: Odontoceridae.....	126
Figura 86: Policentropodidae.....	126
Figura 87: Philopotamidae.....	126
Figura 88: Tipo de valle II - Punto de muestreo 5	127
Figura 89: Tipo de valle III - Punto de muestreo 1	127
Figura 90: Tipo de valle Ib - Punto de muestreo 10	127
Figura 91: Tipo de valle Ic - Punto de muestreo 6	127
Figura 92: Tipo de valle Ia - Punto de muestreo 7	127
Figura 93: Tipo de valle Ia - Punto de muestreo 12	127
Figura 94: Franjas ribereñas margen izquierdo y derecho Punto 1	128
Figura 95: Compactación del suelo margen izquierdo y derecho Punto 1	128

Figura 96: Franja ribereña margen izquierdo Punto 2.....	128
Figura 97: Franja ribereña margen derecho Punto 2	129
Figura 98: Franjas ribereñas Punto 3	129
Figura 99: Punto de muestreo 2 en época lluviosa (caña de azúcar en riberas).....	129
Figura 100: Atributos 2 y 3 del Punto 4	130
Figura 101: Franjas ribereñas del Punto 4.....	130
Figura 102: Franja ribereña margen derecho Punto 4	130
Figura 103: Franjas ribereñas Punto 5 (época seca y lluviosa)	130
Figura 104: Atributo 2 y 3 Punto 5	131
Figura 105: Atributo 1 Punto 5.....	131
Figura 106: Franjas ribereñas del Punto 6.....	131
Figura 107: Cultivo de café en la franja ribereña	131
Figura 108: Atributo 2 y 3 del Punto 6	131
Figura 109: Franjas ribereñas Punto 7	132
Figura 110: Franjas ribereñas Punto 8	132
Figura 111: Atributo 2 Punto 8.....	132
Figura 112: Camino en franja ribereña	132
Figura 113: Franjas ribereñas Punto 9	133
Figura 114: Atributo 2 y 3 Punto 10.....	133
Figura 115: Franjas ribereñas Punto 10	133
Figura 116: Franjas ribereñas Punto 11	133
Figura 117: Franjas ribereñas Punto 12	134

ÍNDICE DE ANEXOS

Anexo 1: Metodología de determinación de calidad de agua - fotografías.....	110
Anexo 2: Matriz para la evaluación del atributo 1 - Continuidad longitudinal de la vegetación.....	111
Anexo 3: Matriz para la evaluación del atributo 2 - Dimensiones de la anchura de la ribera.....	112
Anexo 4: Matriz para evaluar el atributo 3 - composición y estructura de la vegetación en la orilla.....	113
Anexo 5: Matriz para evaluar el atributo 3.1 - Composición y estructura de la vegetación tras la orilla.....	113
Anexo 6: Matriz para evaluar el atributo 4 - Regeneración natural de la vegetación ribereña.....	114
Anexo 7: Matriz para evaluar el atributo 5 - Condiciones de la orilla.....	115
Anexo 8: Matriz para evaluar el atributo 6 - Conectividad transversal de la ribera	115
Anexo 9: Matriz para evaluar el atributo 7 - Permeabilidad y grado de alteración del suelo	116
Anexo 10: Orden Blattodea	117

Anexo 11: Orden Coleoptera.....	117
Anexo 12: Orden Diptera.....	118
Anexo 13: Orden Ephemeroptera.....	119
Anexo 14: Orden Hemiptera.....	120
Anexo 15: Orden Lepidoptera.....	121
Anexo 16: Orden Megaloptera - Corydalidae.....	122
Anexo 17: Orden Odonata.....	122
Anexo 18: Oligochaeta.....	124
Anexo 19: Orden Plecoptera - Perlidae.....	125
Anexo 20: Orden Trichoptera.....	125
Anexo 21: Fotografías del tipo de valle.....	127
Anexo 22: Estado de la franja ribereña del punto 1 - Punto de aforo / Río Hato.....	128
Anexo 23: Franjas ribereñas del Punto 2 - San Agustín Acasaguastlán / Río Hato.....	128
Anexo 24: Franjas ribereñas del Punto 3 - Puerta de Golpe / Río Timiluya.....	129
Anexo 25: Franjas ribereñas del Punto 4 - Puerta de Golpe / Río Hato.....	130
Anexo 26: Franjas ribereñas Punto 5 - Timiluya / Río Hayvaso.....	130
Anexo 27: Franjas ribereñas Punto 6 - Chanrrayo / Quebrada el Conte.....	131
Anexo 28: Franjas ribereñas Punto 7 - Chanrrayo / Quebrada San Miguel.....	132
Anexo 29: Franjas ribereñas Punto 8 - Los Albores / Quebrada las Nubes.....	132
Anexo 30: Franja ribereña Punto 9 - Los Albores / Río Hato.....	133
Anexo 31: Franjas ribereñas Punto 10 - Hierbabuena / Río de en medio.....	133
Anexo 32: Franjas ribereñas Punto 11 - Las Delicias / Quebrada las Delicias.....	133
Anexo 33: Franjas ribereñas Punto 12 - Tequiz / Quebrada la Dorotea.....	134
Anexo 34: Usos de la tierra del área de drenaje del punto de muestreo 1.....	135
Anexo 35: Usos de la tierra del área de drenaje del punto de muestreo 2.....	136
Anexo 36: Usos de la tierra del área de drenaje del punto de muestreo 3.....	137
Anexo 37: Usos de la tierra del área de drenaje del punto de muestreo 4.....	138
Anexo 38: Usos de la tierra del área de drenaje del punto de muestreo 5.....	139
Anexo 39: Usos de la tierra del área de drenaje del punto de muestreo 6.....	140
Anexo 40: Usos de la tierra del área de drenaje del punto de muestreo 8.....	140
Anexo 41: Usos de la tierra del área de drenaje del punto de muestreo 9.....	141
Anexo 42: Usos de la tierra del área de drenaje del punto de muestro 10.....	142
Anexo 43: Usos de la tierra del área de drenaje del punto de muestreo 11.....	143
Anexo 44: Usos de la tierra del área de drenaje del punto de muestreo 12.....	144
Anexo 45: Dimensiones de anchura de las franjas ribereñas según la función.....	145
Anexo 46: Resumen del anexo 10 - dimensiones de anchura por función.....	147
Anexo 47: Franja ribereña tipo tres zonas - descripción de cada zona.....	147
Anexo 48: Diagrama de franja ribereña tipo tres zonas.....	148
Anexo 49: Tipo de vegetación versus eficiencia en las funciones.....	148

EFFECTO DEL ESTADO ECOLÓGICO DE LAS FRANJAS RIBEREÑAS Y DE LOS USOS DE LA TIERRA SOBRE LA CALIDAD DE AGUA DE LA SUBCUENCA DEL RÍO EL HATO, SAN AGUSTÍN ACASAGUASTLÁN

RESUMEN

El presente trabajo de investigación fue realizado en la subcuenca del río Hato, departamento de El Progreso. Tuvo como objetivo estudiar el efecto del estado ecológico de las franjas ribereñas y de los usos de la tierra sobre la calidad del agua de la subcuenca. En 12 puntos de muestreo se determinó la calidad del agua a través de las metodologías BMWP-CR y IBF-SV, el estado ecológico de las franjas ribereñas por medio del índice RQI y los usos de la tierra de las áreas de drenaje de los puntos de muestreo utilizando el Mapa de Usos de la Tierra 2012. La relación entre las tres variables se determinó por medio del coeficiente de correlación de Spearman en el programa InfoStat. La calidad del agua de la subcuenca del río Hato oscila entre buena a regular. Las áreas de drenaje con mejor calidad de agua se encontraron en la parte alta de la subcuenca con un uso predominante de bosque. El estado ecológico de las franjas ribereñas está muy degradado. El mayor deterioro se encontró en la parte baja y media de la subcuenca donde los usos son principalmente agrícolas y existe una mayor presencia de zonas urbanas. Además se determinó que la calidad del agua se ve afectada negativamente por la degradación del estado ecológico de las franjas ribereñas y por los usos urbano, caña de azúcar, café, pastizales y ausencia de bosque. Y afectada positivamente por el bosque ya que retiene las concentraciones de nitrógeno y fósforo, y no aporta contaminantes. Debido a lo anterior se recomienda ejecutar un plan de restauración y protección de franjas ribereñas y promover estrategias para conservar las áreas con cobertura forestal.

I. INTRODUCCIÓN

El agua es un recurso esencial para la vida humana y la destinamos para diversos usos como consumo doméstico, producción de alimentos, producción industrial y propósitos recreacionales. Es por eso que la calidad del agua es sumamente importante para la salud humana, el sustento de la vida, tanto acuática como terrestre y el desarrollo socioeconómico de las comunidades (Organización Mundial de la Salud, OMS, 2013). El agua contaminada que no puede utilizarse para cualquier propósito reduce de forma efectiva la cantidad de agua disponible en una determinada zona (Naciones Unidas, 2015). Además puede causar enfermedades y afecta a la integridad ecológica del ecosistema (OMS, 2013). Por lo tanto mantener una buena calidad del agua en los ríos y lagos es fundamental.

Las principales fuentes de contaminación del agua provienen de la escorrentía agrícola y de las aguas residuales domésticas y de efluentes industriales (Naciones Unidas, 2015). Las actividades humanas que se realizan dentro de una cuenca ejercen presión sobre el medio acuático. Estas, aunadas a la falta de gestión y tratamiento adecuado de las aguas residuales hace que la situación empeore (Naciones Unidas, 2015; OMS, 2016).

Otro factor que influye en la calidad del agua es el deterioro de las franjas ribereñas. Esto debido a que las franjas ribereñas prestan muchos servicios ecosistémicos que ayudan a la protección del agua. De los cuales se puede mencionar reducción de la entrada de contaminantes, estabilización del flujo del agua y las orillas y regulación de la temperatura (Möller, 2011; NC Wildlife Resources Commission, s/f). En ese sentido, se evidencia que en la medida que se deteriora una franja ribereña se alteran las características físico-químico del agua.

Debido a lo explicado anteriormente se hace fundamental evaluar de qué manera las distintas actividades humanas dentro de una cuenca influyen en la calidad del agua de los ríos y cómo el deterioro o conservación de las franjas ribereñas puede ayudar o perjudicar el ecosistema acuático en un área clave como lo es la subcuenca del río Hato, en el Nororiente de Guatemala. Esta subcuenca se encuentra en el corredor seco, el cual es un ecosistema singular en Guatemala, además el 45% de la misma está dentro del área protegida Reserva de Biosfera Sierra de las Minas y les brinda los recursos necesarios para su sustento a muchas familias del área.

La subcuenca del río Hato se encuentra en mal estado debido a la ausencia de estrategias para el manejo de los recursos naturales y al aumento poblacional lo cual ha llevado al deterioro de los recursos naturales. El cambio de uso de la tierra generado por la problemática anterior afecta directamente a la calidad del agua del río y sus afluentes, los cuales se encuentran contaminados. Las franjas ribereñas se encuentran en muy mal estado ya que en la orilla del río se observan especies vegetales introducidas como los cafetales, cañales y algunos cítricos (Consejo Municipal de Desarrollo del Municipio San Agustín Acasaguastlán, CMDMSAA, 2010).

Esta investigación tiene como objetivo estudiar los efectos que el deterioro de las franjas ribereñas y los diferentes usos de la tierra provocan sobre la calidad del agua de la subcuenca del río Hato para generar información útil que le permita a los gestores de la misma tomar decisiones de manejo de cuenca y protección de los recursos naturales, y de ese modo los pobladores puedan gozar de una mejor calidad de vida.

II. MARCO TEÓRICO

2.1 ANTECEDENTES

2.1.1 Marco legal con relación al agua, manejo de cuencas y franjas ribereñas

La gobernabilidad de los recursos naturales comprende el conjunto de políticas, legislaciones y medidas de administración del aprovechamiento y protección de los mismos y la capacidad institucional para aplicarlas y cumplirlas (Morán y Morales, 2011). El marco legal en Guatemala, en cuanto a temas como el agua, manejo de cuencas y las franjas ribereñas es muy débil. En la actualidad no existe ninguna ley que trate alguno de estos tres temas. Afortunadamente existen dispersas en distintas leyes varias disposiciones legales que ayudan, de cierta manera, a concretar el ámbito legal de los temas de interés. Las leyes que dan un aporte a la gobernanza de estos recursos son: Ley de Protección y Mejoramiento del Medio Ambiente, Ley de Áreas Protegidas, Ley Forestal, Ley Reguladora de las Áreas de Reserva Territoriales del Estado de Guatemala, entre otras (Quevedo, 2008).

No existe una ley de aguas a pesar que en el Art 127 de la Constitución Política de Guatemala establece que debe existir una específica para este recurso. Se ha intentado, sin éxito, la aprobación de iniciativas de Ley de Aguas por más de 50 años. La gestión y gobernanza del agua se basan en leyes especiales relativas a la salud, el medio ambiente, el bosque, las áreas protegidas, la seguridad alimentaria, el desarrollo rural y el cambio climático (Morán y Morales, 2011). Es importante mencionar que sí existe una política y una estrategia nacional del agua que fueron impuestas en el 2011. Estas son un gran aporte para la gestión del agua y fue un gran avance en el marco jurídico para la protección del recurso.

Algunas políticas que aportan a la gestión de las cuencas es la Política Nacional del Cambio Climático que establece que el ordenamiento territorial y la gestión integrada de los recursos hídricos son medios para adaptarse al cambio climático. También la Política Nacional de Desarrollo Rural Integral la cual promueve el manejo integrado de cuencas

hidrográficas, entre otras acciones (Morán y Morales, 2011) y la Política Nacional del Agua y sus estrategia las cuales promueven la conservación, protección y mejoramiento de fuentes de agua, bosque y suelos de las cuencas. Además a lo largo de los años se han creado autoridades para el manejo sustentable de cuencas específicas como la del Lago de Amatitlán, Lago de Atitlán, Lago de Izabal y Río Dulce, y Petén Itzá. Las cuales han sido decretadas por distintas leyes. (Congreso de la República de Guatemala, 1996; 1996b; 1998; 2003).

La legislación con relación a las franjas ribereñas también es bastante precaria, no se cuenta con ley ni política que regule el recurso a pesar que en varios artículos de la Constitución Política de la República (1985) se menciona a las franjas ribereñas como especiales y que se deben conservar. En el artículo 121 en el inciso b se establece que dentro de los bienes de propiedad del Estado se incluyen las zonas marítimas, los lagos, ríos navegables y sus riberas. El artículo 126 declara que los bosques y la vegetación de las riberas de los ríos y lagos gozarán de protección especial. Y finalmente en el artículo 128 se menciona que se debe reforestar las riberas y cauces para garantizar la permanencia de los ríos (Quevedo, 2008).

2.1.2 Estudios similares realizados en el mundo, en la región y en Guatemala

Se ha realizado varios estudios sobre los efectos que los estados de las franjas ribereñas y los usos de la tierra provocan sobre la calidad del agua en muchos países del mundo. Algunos ejemplos recientes con relación a los efectos de los usos de la tierra sobre la calidad del agua son estudios realizados en China (Chen y Lu, 2014; Ding, Jiang, Fu, Liu, Peng y Kang, 2015; Hongmei, Wei, Yuan y Jun, 2014; Kang, Lee, Cho, Ki, Cha y Kim, 2010; Li, Gu, Liu, Han y Zhang, 2008) en Estados Unidos (Bowden, Konovalske, Allen, Curran y Touslee, 2015; Hoorman, Hone, Sudman Jr, Dirksen y Iles, 2008; Tong y Wenli, 2002), en Corea del Sur (Sang-Woo, Soon-Jin, Sae-Bom, Ha-Sun y Hyun-Chan, 2009), en Nueva Zelanda (Baillie y Davies, 2002) y otros. Con respecto a el estado de las franjas ribereñas se han realizado menos estudios, aun así podemos mencionar los estudios de

(Hanson, 1997), (Osborne y Kovacic, 1993), (Dosskey, Vidon, Gurwick, Allan, Duval y Lowrance, 2010), (Broadmeadow y Nisbet, 2004), (Clausen, Guillard, Sigmund y K.M., 2000).

También se han realizado estudios en Latinoamérica principalmente en Brasil (Moraes, Wilhelm, Boelter, Stenert, Schulz, y Maltchik, 2014), Colombia (Chará, Pedraza, Giraldo e Hincapié, 2007) (Baird y Telfer, 2004), Costa Rica (Guerrero, 2011) y Honduras (Arcos, 2005). En Guatemala se han realizado muy pocos estudios sobre estos temas. Sobre uso de la tierra se puede mencionar el estudio de Robledo, Vanegas y Álvarez (2014), en el río Túnico de Izabal donde encontraron que el uso del suelo afecta significativamente la calidad del agua cuando se trata de la concentración del fósforo total pero no para el amonio y el nitrato. También se puede mencionar la tesis de maestría de Quevedo (2008), realizada en la microcuenca del río Toila donde evaluó las franjas ribereñas y los usos adyacentes de la misma.

2.2 MARCO CONCEPTUAL

2.2.1 Cuenca hidrográfica

Una cuenca hidrográfica es una unidad territorial natural que está delimitada por una divisoria topográfica denominada parte aguas, desde donde escurre el agua que se precipita en el territorio y se drena a un cauce común, puede ser un río, lago, embalse, estuario, humedal, el mar o el océano (Umaña, 2002). Las cuencas hidrográficas funcionan por gravedad, la cual hace correr el agua hacia abajo según el gradiente de la pendiente (Hofer y Warren, 2009). Todo punto de tierra está dentro de una cuenca (World Vison, s/f).

Una cuenca se conforma por determinadas partes de acuerdo al criterio que se utilice. Según el criterio altitudinal, la cuenca consta de tres partes (figura 1): la parte alta que se ubica en lo más elevado del relieve y corresponde a los nacimientos de los ríos los cuales

se desplazan por una gran pendiente y la erosión es vertical; la parte media en donde el río comienza a zigzaguar y se ensancha el valle, en ella se crea un equilibrio entre el material sólido que llega por la corriente y el material que sale, por lo que visiblemente no hay erosión y; la parte baja situada en las partes menos elevadas y más planas de la cuenca donde el río pierde fuerza y el material sólido drenado por la corriente se sedimenta, en esta parte el río desemboca a otros cuerpos de agua (World Vison, s/f).



Figura 1. Partes de una cuenca hidrográfica (World Vison, s/f)

Un segundo criterio se basa en la topografía donde las partes accidentadas forman las montañas y laderas (pendientes mayores a 20%), las partes de poca pendiente y casi planas (pendientes de 0 a 20%) conforman los valles, y el cauce que son las zonas donde discurre el río principal y sus afluentes. Las cuencas con poca variabilidad de relieve solo poseen los valles y el cauce (García, Campos, Villalobos, Jiménez y Solórzano, 2005; World Vision, s/f). Una cuenca también puede clasificarse tomando en cuenta el grado de concentración de la red de drenaje, este criterio define unidades menores como las subcuencas, microcuencas y quebradas (García, *et al.*, 2005).

- Quebrada: Es toda área que desarrolla su drenaje directamente a la corriente principal de una microcuenca. Varias quebradas pueden conformar una microcuenca.
- Microcuenca: Es cualquier área que desarrolla su drenaje directamente a la corriente principal de una subcuenca. Es decir que varias microcuencas conformar una subcuenca.
- Subcuenca: Conjunto de microcuencas que drenan directamente al cauce principal de la cuenca. Varias subcuencas conforman una cuenca.

2.2.1.1 La cuenca como sistema

Las cuencas son sistemas complejos, diversos y dinámicos ya que poseen entradas y salidas dónde se producen interacciones e interrelaciones entre los elementos que la conforman los cuales evolucionan permanentemente en función de las actividades antrópicas (Jiménez, 2005; Umaña, 2002). Los subsistemas están formados por los siguientes elementos (figura 2):

- Biológico: principalmente la flora, fauna y los elementos cultivados por el ser humano (World Vison, s/f).
- Físico: clima, suelos, bosques, red hidrográfica, usos de suelo, componentes geológicos, cantidad, calidad y disponibilidad de recursos naturales, amenazas naturales, etc. (García, A., *et al.*, 2005; García, W., s/f).
- Económico: combinación de técnicas diversas con los recursos para producir bienes y servicios, las posibilidades de explotación o transformación de los recursos (García, W., s/f). En este subsistema entran las actividades productivas como la agricultura, ganadería, industrias y servicios (World Vison, s/f). También el acceso a mercados, los medios de vida, ingresos, rentabilidad, inversión, pago y cobro de servicios ambientales (García, *et al.*, 2005).

- Social: comunidades humanas asentadas, demografía, acceso a servicios básicos, formas de organización, tenencia de la tierra, salud, educación, vivienda, normas, leyes, presencia de las instituciones, participación de la población, calidad de vida, conflictos, amenazas y vulnerabilidad (García, *et al.*, 2005; García, W., s/f; World Vision, s/f).
- Cultural: valores, tradiciones, normas, conducta y creencias de las comunidades, costumbres, etc. (García, *et al.*, 2005; García, W., s/f).

Los elementos que integran los subsistemas variarán de acuerdo al medio en el que se ubique la cuenca y al nivel de intervención del factor humano (Ordoñez J. , 2011). El enfoque de la cuenca como sistema también integra la interacción e interconexión entre la parte alta, media y baja de la cuenca, el análisis integral de las causas, consecuencias y soluciones de los problemas, identificación y uso sostenible de las potencialidades de la cuenca, y el papel del agua como recurso integrador de la cuenca (García, *et al.*, 2005; Jiménez, 2005). La interacción entre el subsistema social y el subsistema natural se da bajo tres aspectos: el medio natural como soporte de actividades de los sistemas sociales; fuente de recursos naturales; y receptor de residuos y efluentes (García, W., s/f).

Las cuencas hidrográficas realizan muchas funciones. Las cuales según García, *et al.*, (2005) se pueden clasificar en funciones ambientales, ecológicas, hidrológicas y socioeconómicas. Entre las primeras se puede mencionar la cuenca como sumidero de dióxido de carbono, banco de germoplasma, reguladora de la recarga hídrica y los ciclos biogeoquímicos, conservadora de la biodiversidad y la diversidad e integridad de los suelos. Entre las funciones ecológicas se encuentran los distintos sitios y rutas donde se llevan a cabo las interacciones, los hábitats para la flora y fauna. Las funciones hidrológicas son básicamente la captación, almacenamiento y descarga de agua en diferentes formas, sitios y tiempo, y la regulación del ciclo hidrológico. Y finalmente, García, *et al.*, (2005) resumen las funciones socioeconómicas en el suministro de

recursos naturales para el desarrollo de actividades productivas que mantienen a la población y la provisión de un espacio para el desarrollo cultural y social de la sociedad.

Los diferentes elementos de la cuenca, si están bien manejados y conservados, reducen los riesgos de desastres y problemas ambientales, lo cual beneficia a la situación socioeconómica de las poblaciones de la cuenca. Los árboles protegen el suelo del impacto de la lluvia, forman una barrera efectiva contra los deslaves y los aludes, regulan los caudales de agua y así previenen las inundaciones y la sequía, frenan la erosión, mejoran las propiedades químicas del agua por medio de la absorción, filtración y liberación óptima de la escorrentía. Finalmente, también se le asigna un valor recreativo simbólico al paisaje natural y cultural de las cuencas (Hofer y Warren, 2009).

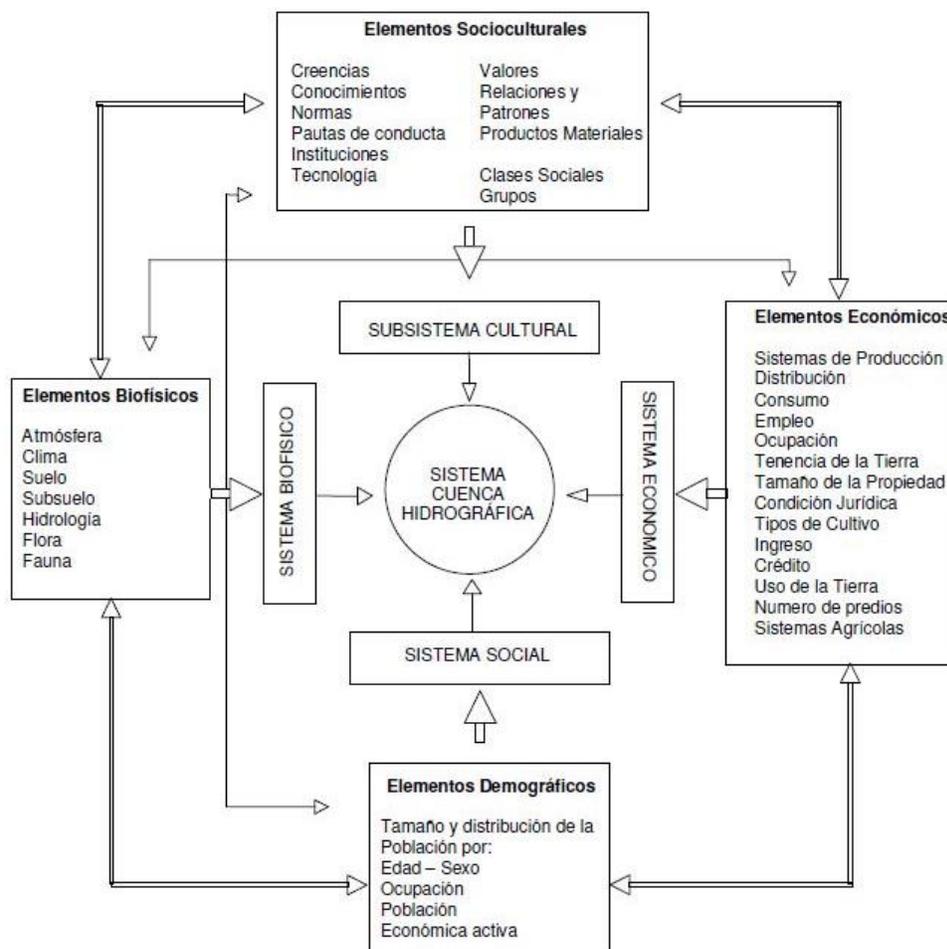


Figura 2: Visión de cuenca como sistema (García W. , s/f)

2.2.1.2 Manejo integrado de cuencas hidrográficas

Según Jiménez citado por Tomás Arosemena (2010), el manejo integrado de cuencas hidrográficas (MICH) es el conjunto de acciones que se realizan para aprovechar, utilizar, proteger, conservar, manejar y rehabilitar apropiadamente los recursos naturales en las cuencas, todo esto en función de las necesidades humanas, buscando una sostenibilidad ecológica, social, económica y un desarrollo sostenible.

El MICH provee la oportunidad de encontrar un equilibrio entre los diferentes usos que se le pueden dar a los recursos naturales y los impactos que éstos tienen. En el proceso del MICH debe existir una interacción de los recursos naturales y la población de la cuenca. Deben desarrollarse capacidades que faciliten la participación real de todos los actores tomando en cuenta un enfoque sistémico, multi e interdisciplinario y multi e intersectorial en los procesos de planificación, implementación, seguimiento, evaluación, concertación y toma de decisiones (Arosemena, 2010; Garcial, *et al.*, 2005).

Dourojeanni citado por García, *et al.*, (2005) indica que la visión integrada y sistémica en el MICH implica dos tipos de acciones, unas encaminadas a aprovechar los recursos naturales para el crecimiento económico, y otras acciones orientadas a conservarlos, recuperarlos y protegerlos con el fin de asegurar la sostenibilidad ambiental.

Los actores claves dentro del MICH son las municipalidades, los comités de cuenca, las diferentes organizaciones existentes, las instituciones gubernamentales, las instituciones educativas, las entidades de servicios, los proyectos y programas de desarrollo y la sociedad civil (García, *et al.*, 2005)

2.2.2 Franjas ribereñas

Las zonas ribereñas son áreas de transición entre el ecosistema acuático y el ecosistema terrestre (figura 3). Por lo que estas zonas tienen características de ambos ecosistemas y su vegetación está en constante contacto con el agua así puede resistir diversas condiciones de estrés. La naturaleza de las zonas ribereñas está influenciada por el tamaño del río, la hidrología y geología del área, los patrones del clima, las épocas climáticas, la altitud, el tamaño de la cuenca, la vegetación aledaña, el manejo del área y los patrones del uso del agua (NC Wildlife Resources Commission, s/f; Svejcar, 1997).



Figura 3: Estructura de las franjas ribereñas y beneficios al ecosistema (NSW Department of Primary Industries, 2005)

Las franjas ribereñas tienen un papel importante en el mantenimiento de la buena calidad del agua. Las funciones que estas brindan se pueden dividir en tres categorías: hidrología y dinámica de sedimentos, biogeoquímica y ciclo de nutrientes, y hábitat y sustento. La primera está relacionada con el almacenamiento del agua el cual favorece a una integridad hidrológica regulando las crecidas, reduciendo las inundaciones y promoviendo la infiltración del agua; y la intercepción de sedimentos, nitrógeno, fósforo, pesticidas y otras sustancias contaminantes, previniendo que lleguen al río. La segunda categoría hace referencia a que las franjas ribereñas son fuente importante de energía y nutrientes para el río. Las últimas funciones colocan a las zonas ribereñas como hábitat,

refugio y sustento de comida para muchas especies lo cual favorece a la biodiversidad y a la productividad (Möller, 2011; NC Wildlife Resources Commission, s/f).

Además, a las funciones anteriores, se puede agregar el potencial de las franjas ribereñas para espacios de recreación, la calidad estética que otorgan al paisaje y el mantenimiento de una temperatura adecuada del agua (Möller, 2011). En la figura 4 se muestra un resumen de las principales funciones que tienen las franjas ribereñas en el ecosistema acuático y las comunidades de peces.

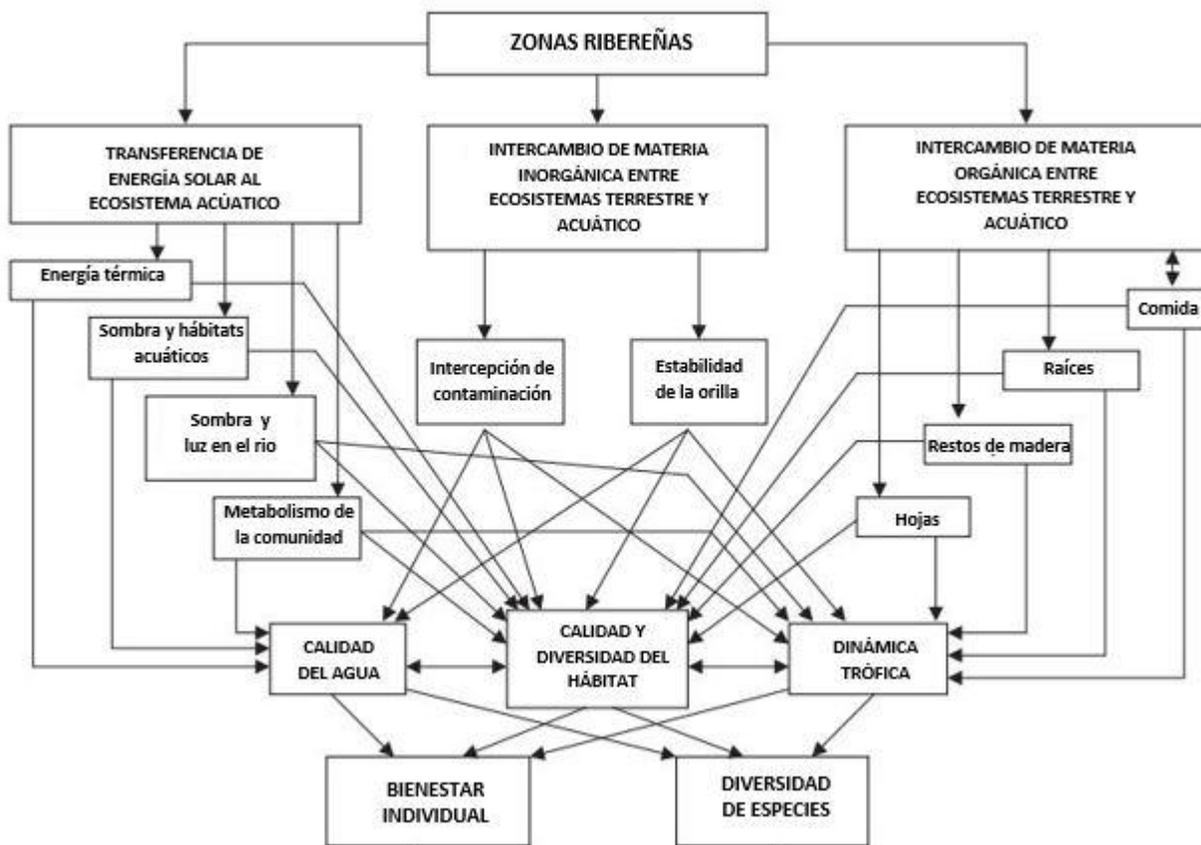


Figura 4: Principales funciones de las franjas ribereñas: Regulación de la transferencia de materiales y energía al ecosistema acuático y su incidencia en las condiciones del río y las comunidades de peces (Pusey y Arthington, 2003)

Los ríos son muy dinámicos, cambian en el transcurso del año y también entre años (Svejcar, 1997) por lo que el tipo de vegetación de las franjas ribereñas varía según las

condiciones y la dinámica del río. No existe un criterio estandarizado del ancho de las franjas ya que está sujeto a factores como: el tipo y la sensibilidad del ecosistema acuático, la fisiografía del lugar y el uso del suelo, sin embargo es conveniente que cada lado de la ribera posea por lo menos 10m de ancho. El ancho de la franja influye en el grado de protección del agua del río (Möller, 2011).

2.2.2.1 Efectos de la degradación de las franjas ribereñas sobre la calidad del agua

El principal aporte de las franjas ribereñas a la calidad del agua es la reducción de la conexión entre la fuente de contaminación potencial y el cuerpo receptor actuando como una barrera natural (Vigiak, Ribolzi, Pierret, Valentin, Sengtaheuanghoung y Noble, 2007). Es decir que es una zona de amortiguamiento que reduce la entrada de contaminación de fuentes difusas de diferentes usos como agrícolas, ganaderos y monocultivos (Möller, 2011). Lo anterior lo realiza a través de aumentar la infiltración, reducir la velocidad de la escorrentía, proteger los suelos de la erosión y filtrar las partículas sólidas y nutrientes, absorbiendo los contaminantes (Vigiak, *et al.*, 2007).

Estas funciones ecosistémicas se pierden cuando la zona ribereña se encuentra degradada por lo que la calidad del agua disminuye y el hábitat acuático se ve afectado. Los impactos radican en la entrada directa de las escorrentías en el cauce del río, la alteración de los cauces por el ingreso excesivo de sedimentos, la reducción de la productividad, de las áreas de refugio y de desove de los animales, y las riberas pierden su habilidad de amortiguamiento (Machtinger, 2007).

La degradación de las zonas ribereñas se da principalmente por distintos tipos de actividades humanas que implican cambios en la hidrología, geomorfología y la vegetación. Entre estas actividades se encuentra el mal manejo forestal, las malas prácticas agrícolas, la urbanización y diferentes tipos de recreación. La ganadería también altera las zonas ribereñas al destruir la vegetación, compactar el suelo, y aumentar los nutrientes y agentes patógenos en el agua por el estiércol. Otra causa

importante del deterioro de las franjas es la remoción total o modificación de las plantas nativas y la introducción de especies no nativas al área. Además los cambios en el flujo afectan regularmente a la vegetación por ahogamiento o por erosión. (Machtinger, 2007; NSW Department of Primary Industries, 2005; Zaines, 2007).

Arcos (2005) cita varios estudios realizados en Borneo de Iwata donde se demostró que al verse deterioradas las franjas ribereñas, por alteraciones humanas, los impactos de agroquímicos y la deposición de los sedimentos en el agua aumentan. Además Arcos en su estudio en la cuenca Sesemiles de Honduras encontró que existe una relación directa entre la calidad del agua y el ancho de las franjas ribereñas. Los muestreos en donde los anchos de las franjas eran mayores a 50 m la calidad del agua era mejor.

2.2.2.2 Deterioro de la franja ribereña y sus impactos sobre la diversidad de macroinvertebrados

Las franjas ribereñas proveen de pedazos de madera al ecosistema acuático que son utilizados por la fauna acuática como hábitat y áreas de reproducción. Además producen sombra al río y actúan como amortiguador de la temperatura (NSW Department of Primary Industries, 2005). La degradación de las zonas ribereñas puede alterar las condiciones físicas del ecosistema acuático debido a los procesos de erosión y sedimentación, la modificación de la hidrología, alteraciones del sustrato, entradas de nutrientes inorgánicos, aumento del acceso a la luz, aumento de la temperatura y aumento de la productividad primaria (Moraes, Wilhelm, Boelter, Stenert, Schulz y Maltchik, 2014). Estas alteraciones resultan en cambios en los procesos del ecosistema y en la composición y la estructura trófica de los macroinvertebrados y reducen la diversidad de los organismos (Moraes, *et al.*, 2014; Seger, Smiley Jr, King y Fausey, 2012).

Según Lynch *et al.*, Pearson y Penridge y Quinn citados por Pusey y Arthington (2003) la reducción de la cobertura vegetal de la ribera provoca un incremento del promedio de la

temperatura del agua en el verano y un decremento en las temperatura en invierno. La temperatura ambiental afecta a la producción primaria y el hábitat interno (Vigiak, *et al.*, 2007) además de que controla la tasa metabólica basal en los organismos poiquiloterms. Es por ello que las franjas ribereñas tienen una influencia en el crecimiento de la población y la distribución de los recursos para la reproducción, los cuales a su vez tienen consecuencias en la condición física de los individuos y determinan el tamaño de la población (Jobling citado por Pusey y Arthington, 2003). Además Moraes, *et al.*, (2014) indica que reducir las franjas ribereñas a menos de 30 m reduce la diversidad de los organismos.

Estudios demuestran que la biodiversidad y la abundancia de peces son mejores en las áreas con buenos estados de las franjas ribereñas (NSW Department of Primary Industries, 2005). En estudios realizados en Brasil por Roque *et al.*, Nessimian *et al.*, Hepp y Santos, Mesa, Buss *et al.*, Lorion y Hennedy citados por Moraes, *et al.*, (2014) se demuestra que la sustitución de las franjas ribereñas por diferentes usos como urbanización, agricultura o pasto reduce la riqueza y modifica la composición de los macroinvertebrados.

Arcos (2005) demostró en su estudio de Honduras que no solo la sustitución de las franjas ribereñas tenía impactos sobre la riqueza de macroinvertebrados sino que también la reducción del ancho de las mismas ya que la diversidad de organismos bentónicos creció con el aumento del ancho de las franjas. Además cita estudios realizados por Sweeney en Estados Unidos, Lester, *et al.*, en Nueva Zelanda y Brewin, *et al.*, en Nepal que reportan las relación entre el ancho de las riberas y las comunidades de macroinvertebrados. Por otro lado Moraes, *et al.*, (2014) observó en su estudio que el número de las familias de macroinvertebrados era similar entre áreas con diferentes anchos de franjas ribereñas.

Los macroinvertebrados también se ven afectados por el acceso de la luz y el tipo de zonas ribereñas ya que Seger, *et al.*, (2012) observó que las comunidades acuáticas variaban entre los diferentes tipos de zonas ribereñas y percibió una diferencia de comunidades entre las áreas con sombra y sin sombra. Otro hecho importante de resaltar es que la degradación de la vegetación ribereña se ha enlistado como Importante Proceso de Amenaza (Key Threatening Process) en Nueva Gales del Sur, Australia ya que genera impactos negativos en muchas especies amenazadas (NSW Department of Primary Industries, 2005).

2.2.2.3 Índice RQI

El índice RQI (Riparian Quality Index) es una metodología con base estructural, hidrológica y geomorfológica para determinar el estado de conservación de las franjas ribereñas. Las condiciones óptimas son las más naturales es decir que poseen menor intervención humana. El estado ecológico es analizado a través de una serie de atributos donde se valorizan con relación a determinadas condiciones de referencia que son variables según la tipología del tramo (Gonzalez, García, Lara y Garilleti, 2006).

Los atributos caracterizan la estructura y el funcionamiento dinámico de las riberas. La estructura se define mediante la continuidad longitudinal, dimensiones, composición y estructura de la vegetación ribereña. El funcionamiento dinámico se determina con la regeneración natural de la vegetación, la condición de la orilla, la conectividad transversal, y la permeabilidad y grado de alteración del relieve y sustrato ribereño; todo lo anterior se evalúa en función de la morfología del valle y del cauce, su régimen de caudales y su localización biogeográfica (Gonzalez, *et al.*, 2006).

La valorización del estado de las riberas se obtiene sumando los puntajes asignados a cada atributo ya que cada uno de ellos se valora de manera independiente. La valorización final oscila entre 10 y 120 puntos donde, entre mayor sea el valor mejor es el estado de conservación de las franjas (Gonzalez, *et al.*, 2006).

2.2.3 Usos de la tierra y su efecto sobre la calidad de agua

La tierra es el sustento de todos los ecosistemas terrestres, abarca los elementos que se encuentran en la superficie como los que están inmediatamente abajo, incluyendo suelo, clima, hidrología, cobertura vegetal, entre otros. El uso que se le da a la tierra está estrechamente relacionado con el lugar donde viven las personas, el modo de vida y la forma en que la sustentan. Ya que esta se caracteriza por las acciones de los seres humanos para producir, cambiar o mantener un tipo de cobertura de la tierra (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura, FAO, 2000; Fondo para el Medio Ambiente Mundial, fmam, 2012).

La tierra se puede utilizar de distintas formas entre ellas se encuentran los usos agrícolas, pecuarios, forestales, urbanos, industriales y combinación de los anteriores. La tierra posee distintas aptitudes o vocaciones que definen el mejor uso que se le puede asignar a la misma, tomando en cuenta los factores biofísicos y las condiciones sociales de un determinado espacio geográfico. Todo cambio del uso de la tierra genera impactos sobre factores como la flora, la fauna, el suelo, el agua y los seres humanos, principalmente si el cambio es a un uso diferente al de su vocación (Salas, Delgado, Esteva y Sampson, 2008).

Los usos de la tierra pueden generar importantes impactos en la hidrología (disponibilidad) y en la calidad del agua ya sean positivos o negativos (Frankenberger, s/f). Estos efectos incluyen cambios en la carga de sedimentos, concentraciones de productos agroquímicos, sales, metales, patógenos, aumento de las actividades primarias y cambio en la temperatura (Kiersch, 2002).

El aumento de la erosión, causada por la disminución de la cobertura vegetal provoca contaminación por sedimentos que reduce la penetración de la luz y la capacidad de almacenamiento de los embalses, y aumenta la absorción de metales, fósforo y sustancias orgánicas hidrofóbicas. El contenido de nutrientes en el agua puede verse afectado por

el uso de la tierra debido a la descomposición de materia vegetal, la utilización de fertilizantes y el estiércol en la ganadería los cuales se lavan con las lluvias. Este último también podría influir en el incremento de bacterias y patógenos en el agua. Además el uso de la tierra puede afectar a la temperatura del agua si se elimina la vegetación ribereña (Kiersch, 2002).

Huang, Zhan, Yan, Wu, y Deng (2013) y Ding, Jiang, Fu, Liu, Peng y Kang (2015) identificaron en sus estudios que las tierras con bosque y pradera tienen una influencia positiva en la calidad del agua ya que reducen y retienen las concentraciones de nitrógeno y fósforo mientras que las áreas urbanas tienden a degradar la calidad del agua. Huang, *et al.*, (2013) determinaron que las áreas cultivadas están estrechamente relacionadas con las concentraciones de nitrógeno en la cuenca del lago Chaohu.

2.2.4 Macroinvertebrados bentónicos como indicadores de calidad del agua

Los macroinvertebrados son invertebrados pequeños pero visibles al ojo humano, generalmente son mayores de 3mm (Conferencia Hidrográfica del Ebro, 2005). La mayoría de estas especies se encuentran asociadas a la superficie del fondo del río por lo que se conocen como macroinvertebrados bentónicos (Oscóz, 2009). Estos son el grupo de fauna dominante en los ríos y están constituidos por moluscos, crustáceos, gusanos, ácaros y muchas especies de insectos (González, Sánchez y Mairena, s/f).

Los macroinvertebrados tienen gran importancia dentro de los ecosistemas acuáticos ya que son fundamentales en la dinámica y el balance de nutrientes, transformación de materia orgánica, y el flujo de energía (Moraes, *et al.*, 2014; Oscóz, 2009). Además forman parte importante de la red trófica acuática ya que son fuente de alimento para organismos superiores (Oscóz, 2009).

Estos organismos forman uno de los grupos biológicos más utilizados como indicadores de calidad del agua debido a que presentan diferentes rangos de tolerancia a la contaminación de su hábitat (Arcos, 2005; González, *et al.*, s/f), presentan elevados índices de diversidad, están representados en diferentes taxones y no pueden huir fácilmente de la contaminación. Los invertebrados bentónicos se consideran útiles para la detección de las presiones fisicoquímicas (contaminación térmica, orgánica y por metales, cambios en la mineralización del agua, eutrofización) y presiones hidromorfológicas como alteraciones del régimen del caudal y alteraciones de la morfología del lecho fluvial (Conferencia Hidrográfica del Ebro, 2005; Oscoz, 2009).

La ventaja del muestreo biológico con macroinvertebrados es que no es necesario realizar identificaciones a nivel de especie para aplicar los índices, basta con realizarlo a nivel de familia (González, *et al.*, s/f), por lo que el muestreo es relativamente sencillo. Indica alteraciones a mediano y largo plazo ya que poseen ciclos de vida entre menos de un mes hasta más de un año (Conferencia Hidrográfica del Ebro, 2005), no es muy costoso e integran efectos acumulados en el tiempo y no solamente información puntual como ocurre con los análisis físico químicos (Vigiak, Ribolzi, Pierret, Valentin, Sengtaheuanghoung y Noble, 2007).

2.2.4.1 Método BMWP-CR

El método IBMWP es una metodología para evaluar la calidad de agua que utiliza la presencia de familias de macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores. El análisis es cualitativo ya que se basa en la presencia o ausencia de los individuos. El índice se calcula sumando las puntuaciones asignadas a cada familia de macroinvertebrados encontrados en el punto de muestreo, según su grado de sensibilidad o tolerancia a la contaminación. El puntaje se asigna una sola vez por familia (Conferencia Hidrográfica del Ebro, 2005).

El método BMWP-CR es una adaptación del índice IBMWP para Costa Rica. En esta versión se modificaron las familias que se pueden encontrar en Costa Rica y la puntuación de cada una según su sensibilidad o tolerancia a la contaminación. A cada familia se le asigna un puntaje entre 1 a 10 donde las familias más sensibles obtienen los puntajes más altos y las familias más tolerantes obtienen los puntajes más bajos. La puntuación total del BMWP-CR varía entre 0 y >120. Estas puntuaciones se agrupan en seis clases de calidad de agua: excelente, muy buena, buena, regular, pobre y muy pobre (Arcos, 2005; Mafla, 2005).

2.2.4.2 Método IBF-SV

El Índice Biológico o Biótico de Hilsenhoff (IB) fue desarrollado en 1977 por el Dr. William Hilsenhoff de la Universidad de Wisconsin con la intención de evaluar la reducción de oxígeno disuelto debido a la carga orgánica en los ríos. En este índice solo se utilizan organismos que requieren oxígeno disuelto como recurso necesario para la vida. El IB originalmente fue desarrollado para utilizarse con un nivel de diagnóstico taxonómico hasta especie o hasta género. En 1988 Hilsenhoff publicó una modificación del índice, el Índice Biótico a nivel de Familia (IBF), con el propósito de ahorrar tiempo y facilitar la evaluación en campo (Sermeño, Serrano, Springer, Paniagua, Pérez, Rivas, Menjivar, Bonilla, Carranza, flores, Gonzáles, Gutiérrez, Hernández, Monterrosa y Arias, 2010).

El Índice Biológico a nivel de Familia de invertebrados acuáticos en El Salvador (IBF-SV) es una modificación del IBF para El Salvador. Esta propuesta adaptó los puntajes y las familias a las condiciones propias de las aguas de los ríos del país. El índice presenta dos componentes importantes: el puntaje asignado a cada grupo de macroinvertebrados y la abundancia relativa de los grupos de invertebrados acuáticos encontrados. El puntaje final consiste en el promedio de los puntajes de los grupos taxonómicos encontrados en cada punto de muestreo ponderados por su abundancia relativa. En el IBF-SV se le asigna bajos valores de tolerancia a los organismos que son más sensibles a las bajas concentraciones de oxígeno disuelto, mientras que se le asigna altos valores a los

organismos con un amplio rango de tolerancia. Los valores asignados se encuentran entre 0 a 10 (Sermeño, *et al.*, 2010).

2.2.4.3 Índices de diversidad (Shannon- Wiener)

La diversidad de una comunidad biológica está en función del número de taxones y de la abundancia proporcional de las especies. Uno de los índices más utilizados para medir la diversidad es el de Shannon-Weaver (1963) (Conferencia Hidrográfica del Ebro, 2005). El índice está representado por H' y se expresa con un número positivo que varía entre 0.5 y 5. Este índice calcula la diversidad de un lugar tomando en cuenta la riqueza y la abundancia, a través de contar el número de especies y el número de individuos de cada especie y colocarlos dentro de la siguiente fórmula:

$$H' = - \sum_{i=1}^S (p_i * \log_2 p_i)$$
$$p_i = \frac{n_i}{N}$$

Donde “H” es el índice de Shannon-Weaver, “S” representa el número de especies, “ p_i ” es la porción de individuos de la especie “i” respecto al total de individuos, “ n_i ” representa el número de individuos de la especie “i” y “N” el número total de especies (Conferencia Hidrográfica del Ebro, 2005).

2.2.5 Índice de correlación de Spearman

El índice de correlación de Spearman es una medida que se utiliza para medir la relación entre dos variables aleatorias continuas. Sus valores oscilan entre 0 y 1 absolutos, es decir que fluctúan entre -1 y +1. La magnitud de la relación se refleja en el valor del número y no en el signo. Por lo que relaciones de -1 y +1 son igualmente fuertes. El signo representa si la relación es positiva o negativa. Una relación positiva indica que cuando una variable aumenta la segunda variable también aumenta. Mientras que la relación negativa indica que cuando una variable aumenta la segunda variable disminuye

(Martinez, Tuya, Martinez, Pérezy Canóva, 2009). La ecuación de este índice es la siguiente:

$$\rho = 1 - \frac{6\Sigma D^2}{N(N^2 - 1)}$$

Donde:

ρ es el coeficiente de correlación de Spearman, D^2 es la diferencia entre los rangos de las dos variables estadísticas, elevadas al cuadrado, N es el tamaño de la muestra expresada en parejas y Σ es la sumatoria.

Si el coeficiente de correlación es igual a 0 no existe relación entre las variables, si es igual a 1 o a -1 tienen una relación perfecta positiva o negativa y si el valor oscila entre 0 y 1 o -1 y 0 puede existir una relación fuerte, significativa, moderada o parcial. Cabe destacar que las variables puede que tengan una relación pero el índice da 0 o valores muy bajos porque su relación no es lineal (Fernández y Díaz, 2001).

Para aplicar este método se necesitan utilizar números ordinarios. Debido a lo anterior se ordenan los datos y se sustituyen por números ordinarios. Luego se obtiene la diferencia de las distintas parejas y la respectiva sumatoria, se aplica la ecuación y finalmente se interpretan los resultados (Raymundo, 2008).

2.3 MARCO REFERENCIAL

2.3.1 Descripción del área de estudio

El área de estudio es la subcuenca del río Hato la cual se encuentra en la Sierra de las Minas. Esta última es una cadena montañosa del nororiente del país que cuenta con una extensión de 242,642 ha (Fundación Defensores de la Naturaleza, FDN, 2010). Tiene ecosistemas diversos desde monte espinoso seco hasta bosque nuboso por lo que posee

gran riqueza natural de fauna y flora. Debido a su importancia natural fue declarada un área protegida en 1990 y desde entonces es administrada por la Fundación Defensores de la Naturaleza (figura 5) (Fundación Defensores de la Naturaleza, FDN, 2015).

La subcuenca del río Hato pertenece a la cuenca del río Motagua que es afluente de la vertiente del caribe. Se localiza en el municipio de San Agustín Acasaguastlán, El Progreso. La subcuenca se ubica en las siguientes coordenadas geográficas: entre 14°54'36" a 15°05'24" Latitud Norte y entre los 89°54'36" a 90°03'00" Longitud Oeste. Su área es de 197.856 km² y el perímetro es de 62.80 km. La altura máxima dentro de la subcuenca alcanza los 2,800 msnm y la altura mínima es de 200 msnm (Nuñez, 2010). En la figura 6 se muestra una cartografía de la subcuenca donde se puede observar la ubicación de la misma en Guatemala y dentro del área protegida Reserva de Biosfera Sierra de las Minas. En las figuras 7 y 8 se muestra la red de drenaje de la subcuenca del río Hato y las divisiones de las diferentes microcuencas que se encuentran dentro de la misma.

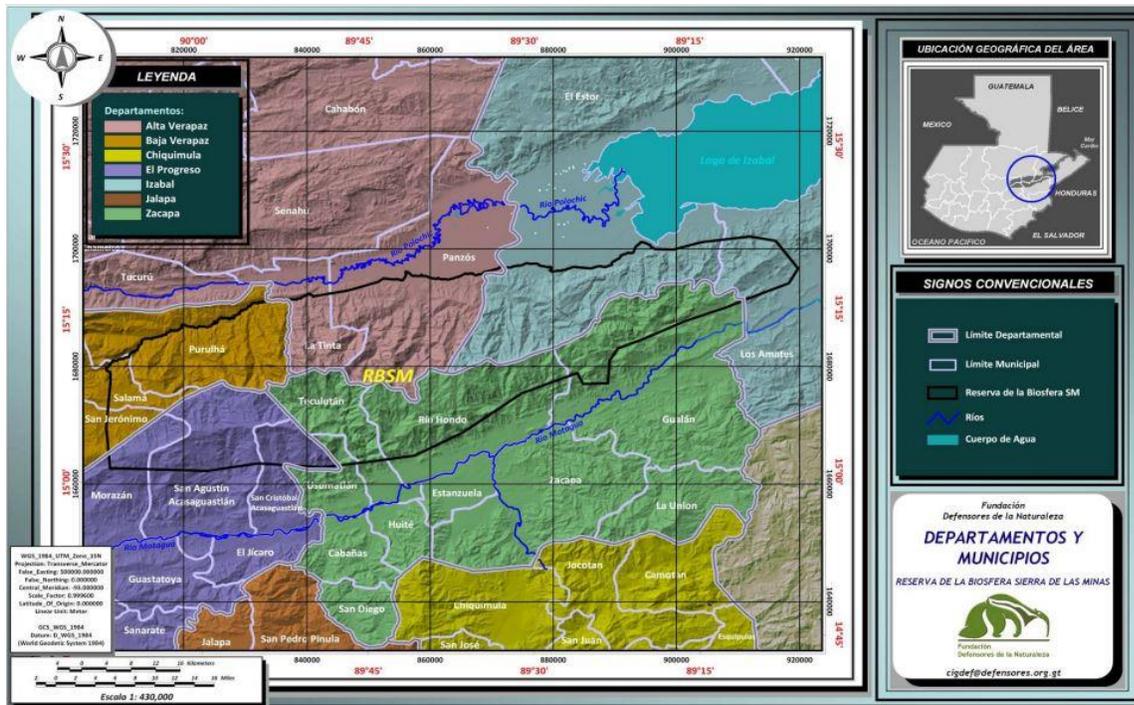


Figura 5: Ubicación de Reserva de Biosfera Sierra de las Minas (Fundación Defensores de la Naturaleza, FDN, s/f)

Con respecto a las zonas de vida de Holdridge la subcuenca posee cinco clasificaciones climáticas distintas: Monte Espinoso Subtropical (me-S), Zona de vida Bosque Seco Subtropical (bs-S), Bosque Húmedo Subtropical Templado (bh-St), Bosque Muy Húmedo Subtropical Frío (bmh-Sf) y el Bosque Húmedo Montano Bajo Subtropical (bh-MB) (figura 9) (Nuñez, 2010).

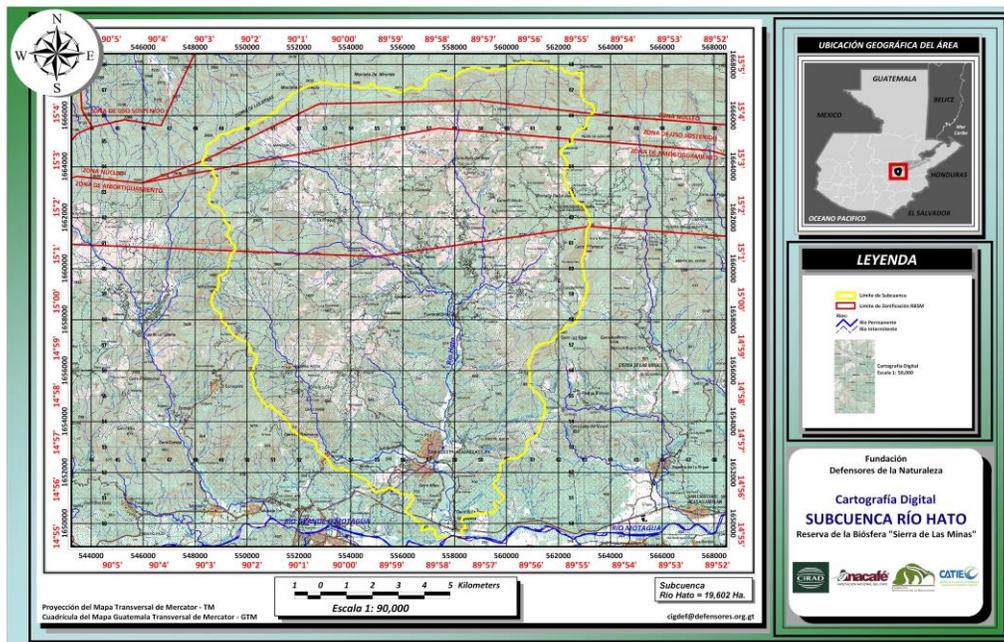


Figura 6: Ubicación de la subcuenca del río Hato (FDN, s/f)

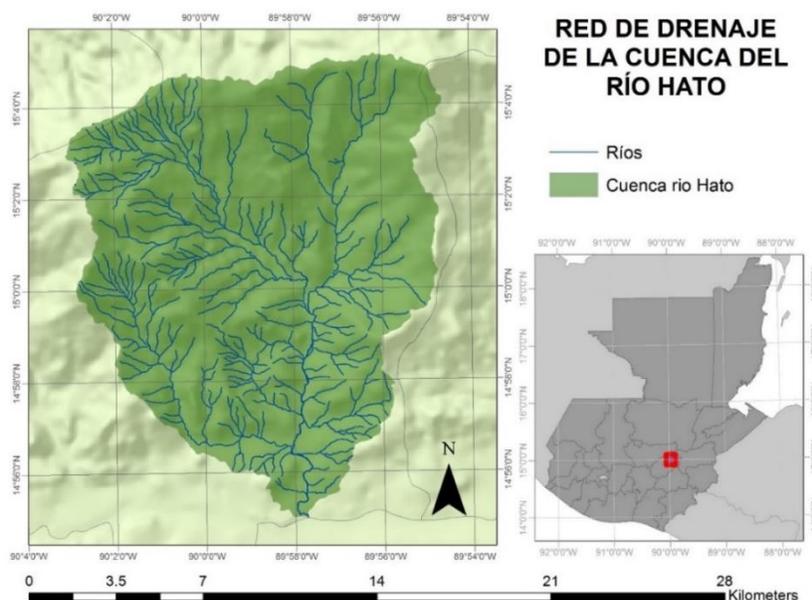


Figura 7: Red de drenaje de la subcuenca del río Hato. Elaboración propia con base en (Instituto Geográfico Nacional de Guatemala, IGN, 2007)

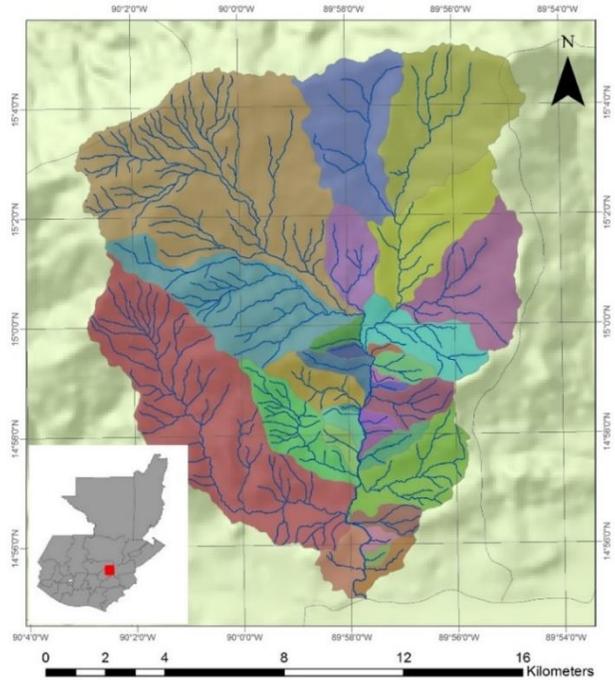


Figura 8: Microcuencas de la subcuenca del río Hato. Elaboración propia con base en (IGN, 2007)

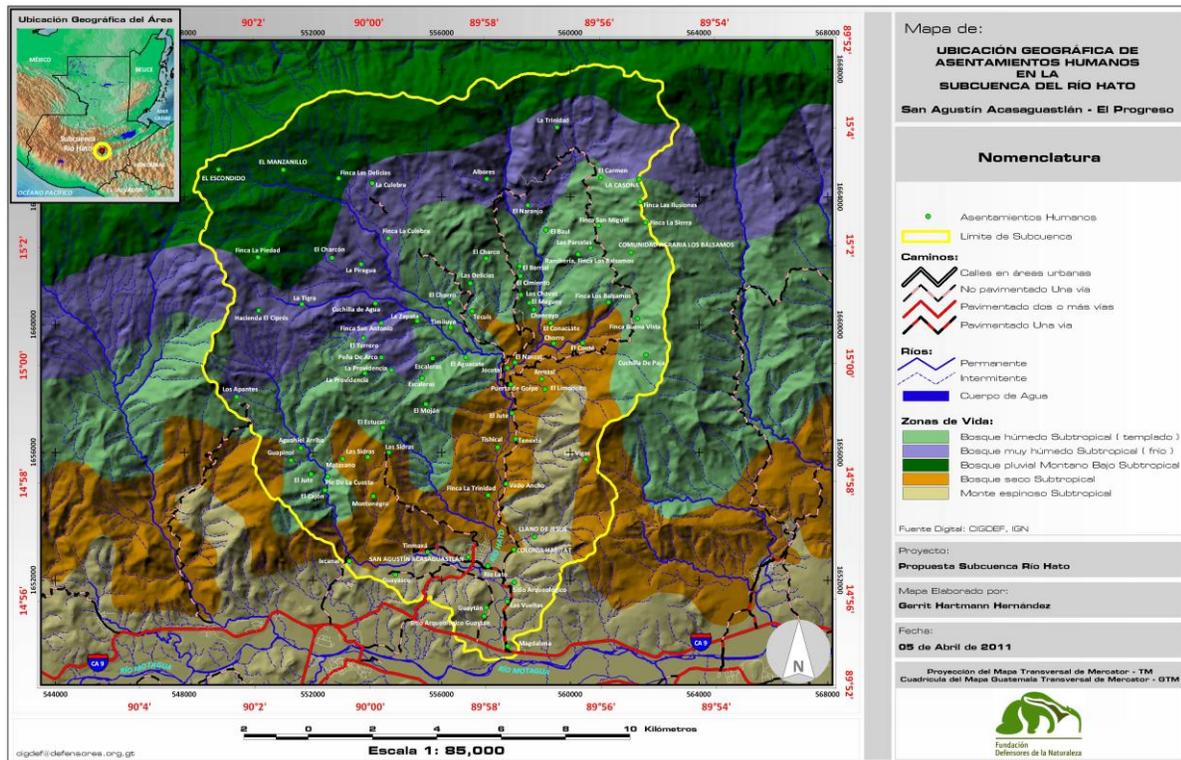


Figura 9: Zonas de vida de la subcuenca del río Hato (FDN, 2011)

En la figura 10 se muestra el mapa de zonas de regulación y captación hídrica de la subcuenca del río Hato. En ella se puede observar que el 87% de la superficie de la subcuenca pertenece a zonas de muy alta y alta regulación hídrica y el resto pertenece a zonas de media, baja y muy baja regulación hídrica. Las zonas muy altas se encuentran en la parte alta de la subcuenca, las zonas altas están, principalmente, en la parte media y baja de la subcuenca y el resto de zonas se encuentran alrededor del cauce del río y en conglomerados dispersos en las partes media y baja (Nuñez, 2010).

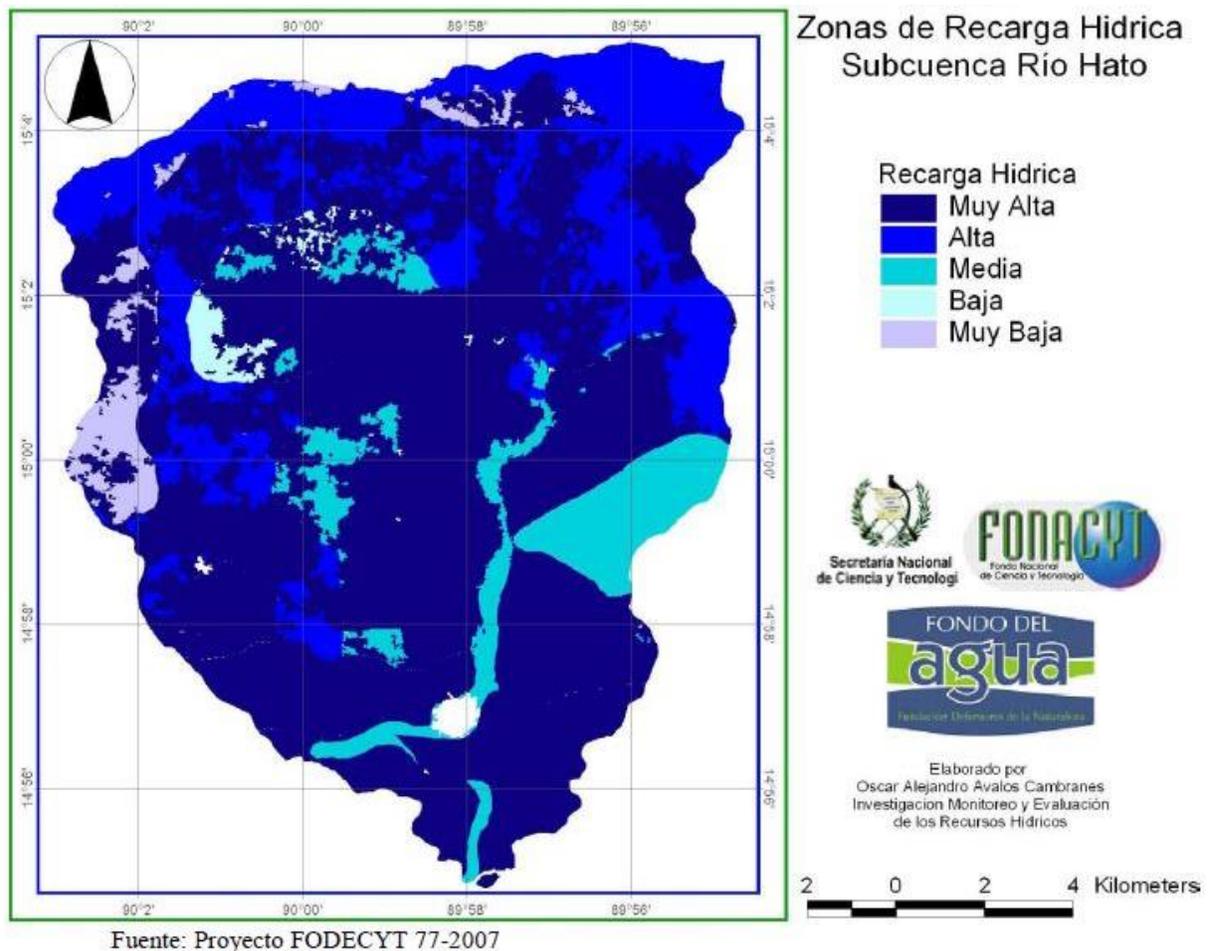


Figura 10: Zonas de regulación y captación hídrica de la subcuenca del río Hato (Nuñez, 2010)

En el figura 11 se muestra el uso de la tierra de la subcuenca del año 2012. En él se puede observar que la subcuenca posee 13 diferentes usos de la tierra, incluyendo los cuerpos de agua. El uso de mayor extensión son los arbustos y matorrales. En menor

proporción se encuentran usos forestales y agrícolas. En la parte media hay presencia de cultivos de granos básicos, cafetales, caña de azúcar, palma africana, árboles dispersos y zonas agrícolas heterogéneas. En la parte alta se encuentra la cobertura vegetal definida por bosques mixtos, latifoliados y coníferas. En la parte baja se encuentran los cultivos permanentes arbóreos y áreas urbanas. Dispersos en toda la cuenca hay espacios con poca vegetación o sin vegetación y pastizales.

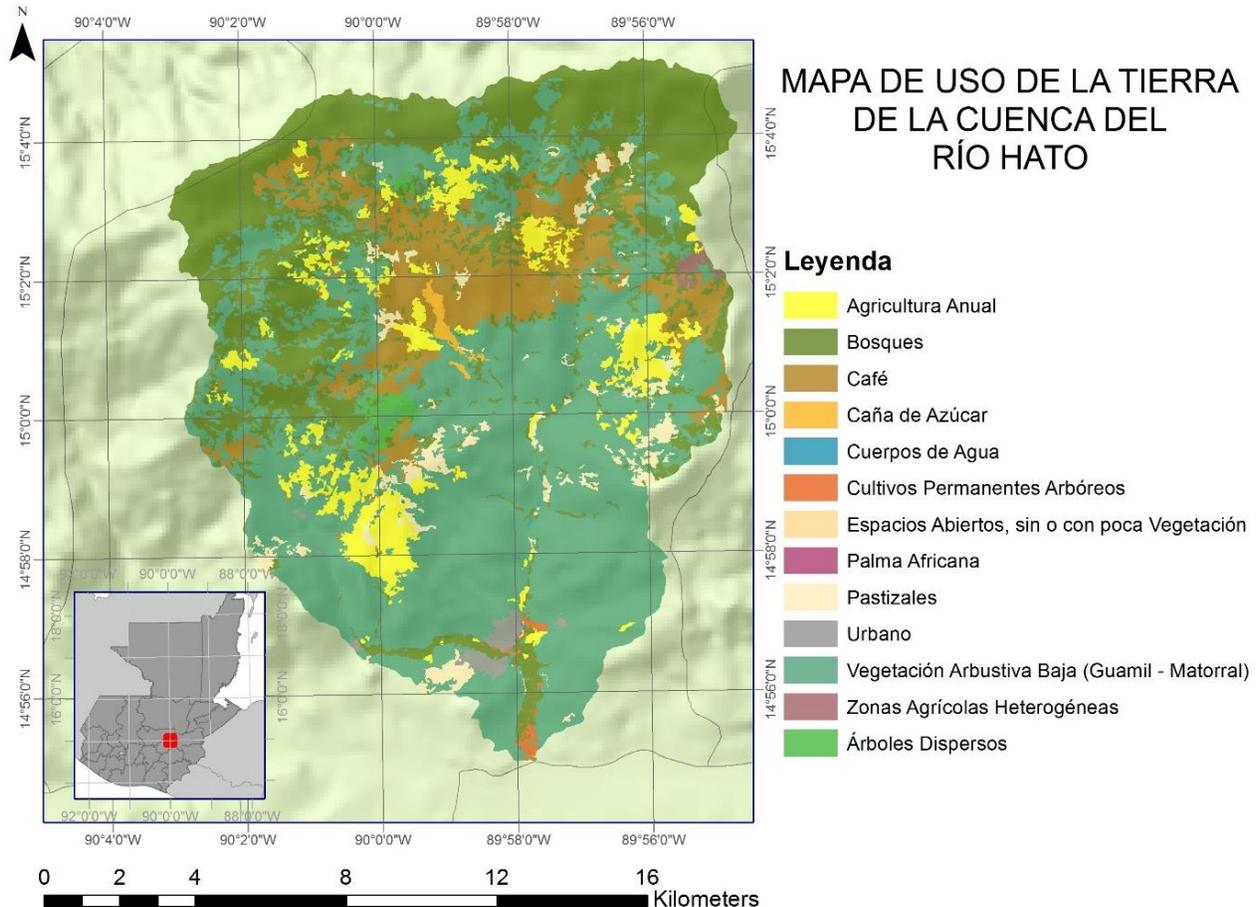


Figura 11: Usos de la tierra de la subcuenca del río Hato (año 2012). Elaboración propia con base en (GIMBOT, 2014)

En las figuras 12 y 13 se muestra la capacidad e intensidad de uso de la tierra de la subcuenca del río Hato. Observando las figuras se puede concluir que la subcuenca tiene primordialmente una vocación forestal. Además la mayor parte de su territorio se

encuentra en una intensidad de uso por debajo de su capacidad de uso, seguida del uso correcto y finalmente sobreuso que se extiende alrededor del río en la parte baja.

La subcuenca del río Hato posee cuatro diferentes tipos de suelos: entisoles, inceptisoles, alfisoles y ultisoles. El orden de suelos más predominante son los entisoles-inceptisoles con 7,569 ha, seguido de inceptisoles-alfisoles con 6,708 ha (cuadro 1). Además posee tres diferentes unidades geológicas: Rocas ígneas y metamórficas del Paleozoico, Rocas ígneas y metamórficas del Terciario, y Aluviones y coluviones del Cuaternario. La primera unidad geológica mencionada es la que posee mayor superficie dentro de la subcuenca con 89.73% (cuadro 2 y figura 14) (Nuñez, 2010).

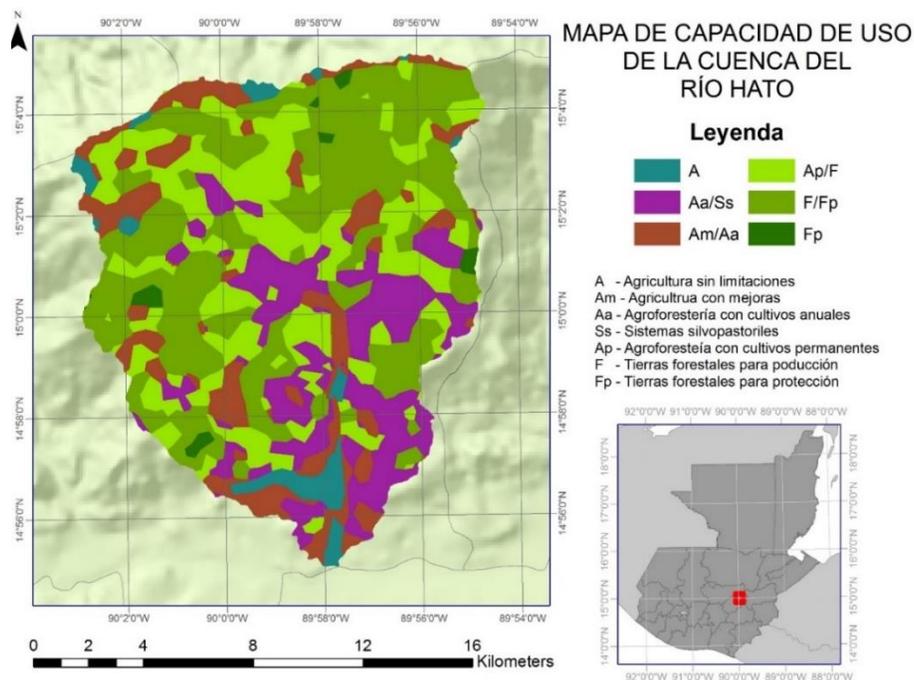


Figura 12: Capacidad de uso de la tierra de la subcuenca del río Hato. Elaboración propia con base en (CATIE-INAB-MAGA-UIPE-PEDN, 2001)

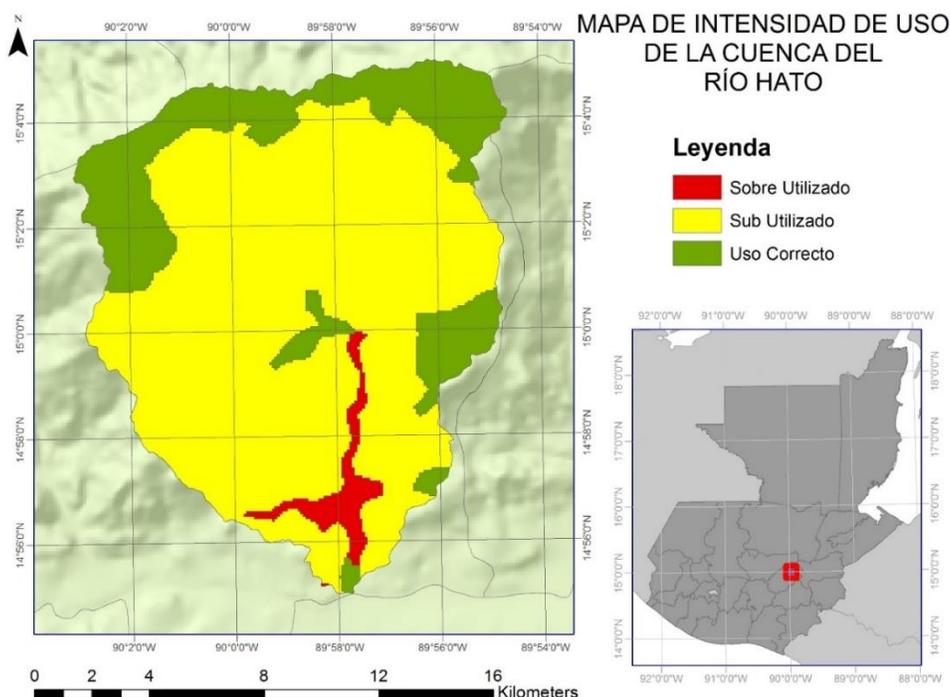


Figura 13: Intensidad de uso de la tierra de la subcuenca del río Hato. Elaboración propia con base en (PDEN-CATIE-IGN-MAGA-UPGGR, 2003)

Cuadro 1: Taxonomía de suelos de la subcuenca del río Hato

Orden de suelos	Suborden de suelos	Abreviatura	Extensión (Ha)	%
Entisol	Orthents	Eo	2,291	11.65
Entisol – Inceptisol	Orthents - Ustepts	Eo Ps	7,569	38,50
Entisol – Inceptisol	Psamments - Fluvents - Ustepts - Orthents	Ep Ef Ps Eo	714	3.63
Inceptisol – Alfisol	Ustepts - Ustalfs	Ps Ls	6,708	34.11
Ultisol –Inceptisol	Udults - Ustepts	Ud- Pd	2,381	12.11
		TOTAL	19,664	100

(Nuñez, 2010)

Cuadro 2: Unidades geológicas de la subcuenca del río Hato

Unidad geológica	Abreviatura	Extensión (Ha)	%
Rocas ígneas y metamórficas del Terciario	Pi	1,560	7.93
Rocas ígneas y metamórficas del Paleozoico	Pzm	17,644	89.73
Aluviones y coluviones del Cuaternario	Qa	461	2.34
	TOTAL	19,664	100

(Nuñez, 2010)

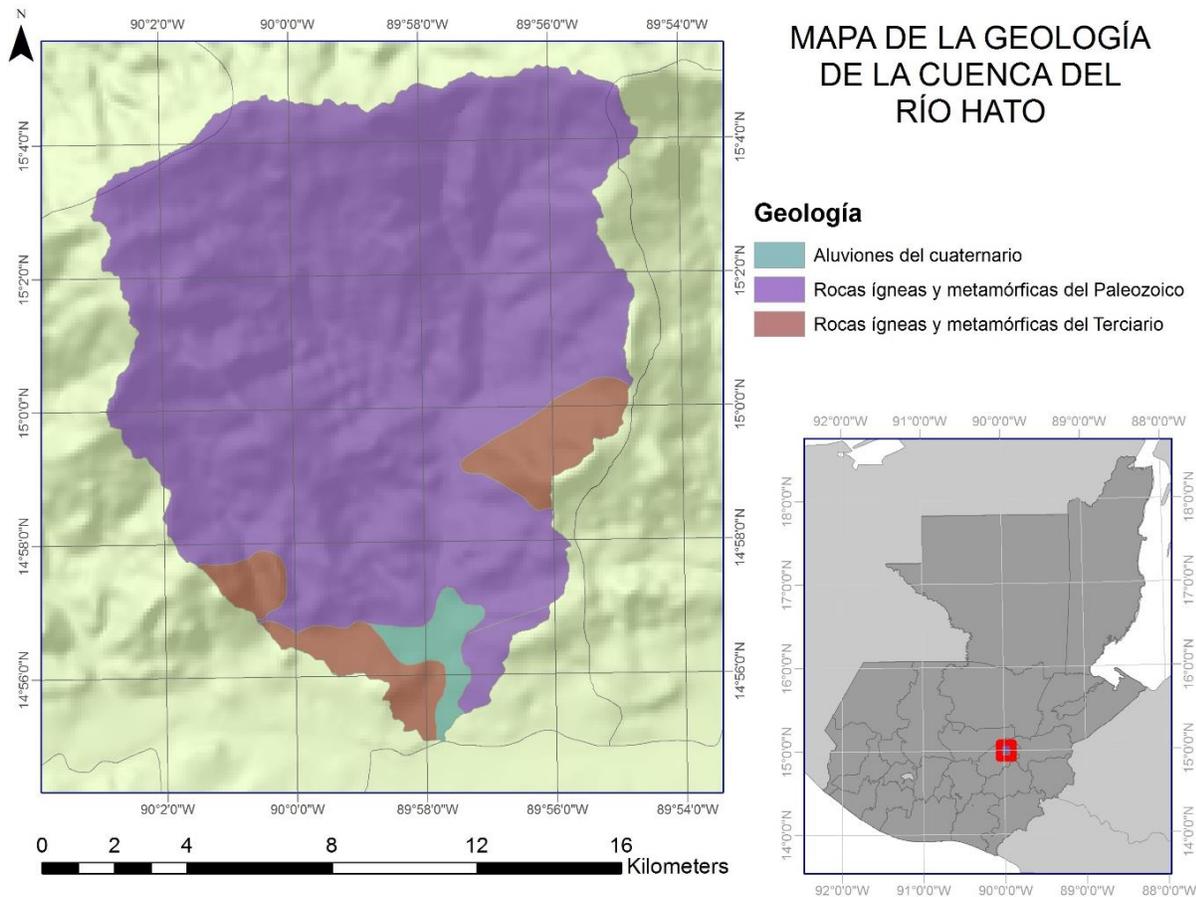


Figura 14: Geología de la subcuenca del río Hato. Elaboración propia con base en (CATIE-IGN-MAGA-PEDN, 2002)

En la figura 15 se observa la dinámica de la cobertura forestal de la subcuenca del 2006 al 2010. Donde se muestra que tiene cobertura forestal en 4,551 ha, lo cual equivale al 23% de la superficie total. En el período mencionado anteriormente la subcuenca tuvo una ganancia y pérdida de cobertura forestal del 4% por lo que no hubo una pérdida ni ganancia neta.

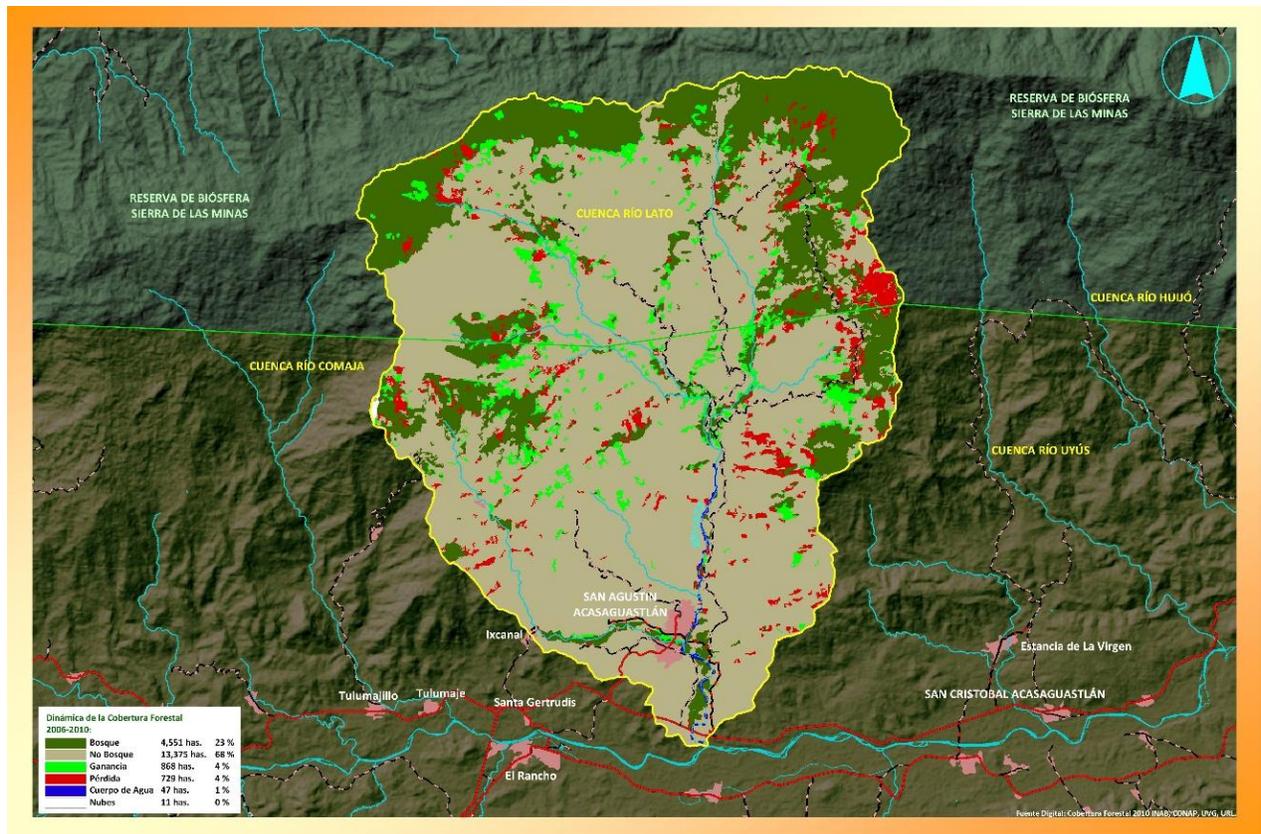


Figura 15: Dinámica de la cobertura forestal 2006-2010 en la subcuenca del río Hato (Nuñez, 2010)

La precipitación es baja debido principalmente al efecto de sombra por la topografía y relieve de la Sierra de las Minas, pero la disponibilidad de agua en esta zona se ve beneficiada por la precipitación horizontal que se produce en el bosque nuboso. Por lo anterior, los niveles de precipitación son considerablemente más bajos durante la época seca y aumentan en época lluviosa esto significa que en época de estiaje la disponibilidad de agua para los diferentes usos de la subcuenta disminuye (Nuñez, 2010). A continuación se presenta los datos de precipitación acumulada mensual y anual de la estación Los Albores que se encuentra en San Agustín Acasaguastlán (cuadro 3).

Cuadro 3: Precipitación acumulada mensual y anual en milímetros de la estación Los Albores

AÑO	ENE	FEB	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	AGO	SEP	OCT	NOV	DIC	ANUAL
1994	36	18.5	5	66.2	82.5	290.5	63.5	303.1	254	213.5	66.6	38.1	1437.5
1995	15.5	23.9	12	161	99	394.2	372	517.4	500	146.1	35.9	75	2352
1996	18	24.1	2.5	98.4	247.4	244.7	301.3	304.5	350.5	220.5	252	27.5	2091.4
1997	28	28	41	11	163	296.2	220.1	180	409.8	180.6	163	58	1778.7
1998	16	0	9	29	63	361	215	330	261	705	369	60	2418
1999	5	60	30	88	117	467	396	359	632.5	307.5	120	29.3	2611.3
2000	47	5	6	30	381	321	279.1	419.4	526.5	205.3	58.3	40.9	2319.5
2001	1.5	23.8	15.9	16.4	180.9	101.9	213.6	164	425	183.8	41.3	---	1368.1
2002	10.2	25.2	11.3	0.8	99	218.9	168.6	176.1	349.6	244.8	39.6	37.3	1381.4
2004	19.8	6.4	12.5	56.1	263.8	233.7	245.6	99.9	255	180	119.9	6.2	1498.9
2005	6.7	0.2	77.9	2.4	118.2	363	367.7	238.2	452.2	233.8	54.4	23.1	1937.8
2006	79.7	23.1	62.7	89.1	---	578.5	173.4	234.3	338.2	297.5	69.4	6.2	1952.1
2007	54.1	9.6	32.5	39.4	112.5	360	252.7	350.4	370.3	269.9	80.1	18.9	1950.4
2008	12.1	21.7	18.9	25	120.9	263.4	519.1	346.9	330.5	329.6	8.9	31.7	2028.7
2009	44.2	37.9	0.4	11	140.2	---	164.4	197.7	266.7	66.9	76.9	48.1	1054.4
2010	---	0.9	2	117.3	422	418.2	430.7	784.3	371.1	52.2	41.9		2640.6

(Instituto Nacional de Sismología, Vulcanología, Meteorología e Hidrología, INSIVUMEH, 2015)

Según datos del Censo Nacional de Habitación y Población para 1994 en el municipio San Agustín Acasaguastlán había una población de 26,315 personas. Al 2002 la población aumentó un 30% llegando a 26,315 personas. De acuerdo con las proyecciones al 2013 el municipio tendría 40,860 personas. La población del municipio ha estado en constante crecimiento y al 2002 tenían una tasa de crecimiento de 2% anuales (González, M., Hernández, J., Gómez, H., Méndez, T., Paniagua, W., Rodríguez, L., Ruiz, D. y S. Ortiz, 2015).

2.3.2 Actividades económicas que se realizan en la subcuenca

Debido a la tecnología moderna y a las necesidades humanas, la cuenca se ha convertido en fuente esencial de agua, energía y otros recursos naturales para el desarrollo agrícola, industrial y urbano (Hofer y Warren, 2009). Específicamente en la

subcuenca del río Hato, la cuenca es utilizada principalmente para actividades agrícolas, forestales, el comercio y turismo (Consejo Municipal de Desarrollo del Municipio San Agustín Acasaguastlán, CMDMSAA, 2010).

La actividad agrícola consiste, principalmente en el cultivo de granos básicos (maíz y frijol), hortalizas (tomate, chile dulce, berenjena, pepino) y cultivos perennes (cardamomo y café). El maíz y el frijol forman la mayor parte de los ingresos familiares. Dentro de la subcuenca no existe un gran desarrollo industrial. Las actividades industriales son la artesanía (elaboración de sombreros, hamacas, comales, ollas de barro, escobas), y la manufactura (materiales de construcción). Además existe un potencial para la minería en menor escala (explotación de piedras talco, yeso, argentina y mármol). El comercio es muy importante ya que todos los productos que se generan de la agricultura y las artesanías se venden en los mercados locales y algunos mercados vecinos (CMDMSAA, 2010).

Las actividades forestales se realizan en la parte alta de la subcuenca ya que es allí donde todavía hay cobertura forestal. Los beneficiarios de estas actividades son pocas personas ya que los terrenos aptos para el manejo forestal pertenecen a grandes fincas. En esta misma área también se realiza ecoturismo, aunque es en proporciones muy pequeñas. El turismo regular está presente en la subcuenca ya que el río Hato ha sido destino de vacaciones para locales y vecinos en días festivos y fines de semana (CMDMSAA, 2010).

Las actividades económicas afectan directamente al estado natural de la cuenca. La agricultura contribuye a la contaminación de los ríos debido al uso inadecuado y excesivo de agroquímicos. Además el conflicto de uso de la tierra se traduce en escorrentía agrícola principalmente en época lluviosa. Sin mencionar que el río Hato atraviesa la cabecera municipal y el municipio no cuenta con la infraestructura necesaria para el tratamiento adecuado de desechos sólidos y líquidos (CMDMSAA, 2010; Nuñez, 2010).

2.3.3 Situación actual

Bustamante (s/f) determinó que la subcuenca del río Hato es una de las más intervenidas del estudio que realizó ya que desde la parte alta tiene cultivos de café, caña, mango, nance y chicozapote. Además Avalos y Rosito citados por Nuñez (2010), determinaron que los recursos hidrológicos y recursos naturales renovables de la subcuenca son manejados insosteniblemente, hasta llegar a tener niveles severos de degradación cualitativa y cuantitativa.

El estudio de Bustamante (s/f) evidencia que la zona ribereña se encuentra en muy mal estado ya que a la orilla del río hay cafetales, cañales, chicozapote y otros cítricos. Sin mencionar que en el Plan de Desarrollo de San Agustín Acasaguastán se menciona que el agua del río está contaminada (CMDMSAA, 2010).

2.3.4 Otros trabajos de investigación

En el 2010, Fundación Defensores de la Naturaleza realizó un estudio de estimación de la recarga hídrica potencial en tres subcuencas del sistema Motagua – Polochic, entre las cuales se encuentra la subcuenca del río Hato. En este estudio se determinó que la subcuenca del río Hato fue la que presentó menores valores de precipitación y que la principal salida de agua es a través de la recarga hídrica. También se concluyó que la recarga hídrica de la cuenca equivale a 217.3×10^6 m³/año. La menor recarga hídrica se concentra en la parte baja mientras que la mayor recarga hídrica se distribuyen en la parte media y alta. Esa cantidad de recarga hídrica tiene la capacidad de abastecer a más de 200,000 familias teóricamente (Nuñez, 2010).

En el 2011, Jennipher Pensamiento realizó un estudio de la calidad del agua de varios afluentes del río Hato para determinar si tenían condiciones aptas para el consumo humano de los pobladores del municipio San Agustín Acasaguastlán. En este estudio se determinó que el agua tenía más presencia de lo permitido de coliformes totales, fecales

y *Escherichia coli*. Además, no cumplía con los parámetros de cromo y cloro, ni con la norma COGUANOR NGO 29001 Agua Potable. Defensores de la Naturaleza ha realizado algunos análisis de calidad de agua del río tanto biológicos como físico-químicos pero no han generado informes finales.

III. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

3.1 DEFINICIÓN DEL PROBLEMA Y JUSTIFICACIÓN DE LA INVESTIGACIÓN

La subcuenca del río Hato forma parte de la cuenca del río Motagua y es considerada un área estratégica dado que es un centro de diversidad biológica por encontrarse dentro del corredor seco, ecosistema muy importante para Guatemala por su singularidad. Posee cinco diferentes zonas de vida y alberga a distintas especies de flora y fauna. Además, la parte alta y media de la subcuenca se encuentran dentro del Área Protegida Reserva de Biosfera Sierra de las Minas, lo que realza la importancia de gestionar adecuadamente sus recursos y de investigar la cueca con el fin de obtener insumos para la conservación del área. También es importante mencionar que presta varios servicios ecosistémicos a las comunidades del municipio de San Agustín Acasaguastlán, principalmente el abastecimiento de agua y madera, y un espacio para desarrollar los medios de vida de los pobladores.

A pesar de su importancia y potencial esta subcuenca se ha visto afectada principalmente por el aumento de la población en el municipio y la ausencia de un manejo adecuado de los recursos naturales. Estas actividades han provocado una presión sobre los ambientes naturales, principalmente el bosque. Provocando un cambio de uso de la tierra de una manera poco ordenada y sin ningún criterio técnico o científico. Además muchos de esos nuevos usos de la tierra están ligados a la agricultura convencional, dónde se utilizan fertilizantes y la mayoría de veces no se aplican adecuadamente a los cultivos. Esta situación ha afectado las características físico-químicas de las aguas de dicha subcuenca.

A nivel de las franjas ribereñas, de acuerdo con el uso actual de la tierra se evidencia que la mayor parte de estos ecosistemas ha desaparecido dentro de la subcuenca y persisten pequeñas áreas aisladas alrededor de las orillas de los ríos. En muchas de estas áreas, los usos agrícolas han invadido el río y se evidencia compactación y alteración de la composición y estructura de la vegetación ribereña asociada al río. Estas áreas por lo tanto, son estratégicas, dado los múltiples servicios ecosistémicos que generan, tales como: actuar como zonas de amortiguamiento reteniendo el material orgánico e inorgánico y sustancias contaminantes provenientes de la escorrentía; estabilizar el flujo del agua y las orillas; participar en la transferencia de energía y nutrientes al ecosistema acuático; y regular la temperatura.

Derivado de lo anterior la Fundación Defensores de la Naturaleza está interesada en conocer los vínculos entre el uso de la tierra existente y el estado de la calidad del agua, así como el estado de las franjas ribereñas para promover su conservación, protección, restauración y/o rehabilitación, de acuerdo con el plan maestro del área protegida y para la generación de bienes y servicios ecosistémicos estratégicos para la población.

En ese sentido, se presenta la siguiente investigación, la cual tiene como objeto identificar la influencia que los diferentes usos de la tierra y los estados ecológicos de las franjas ribereñas de la subcuenca ejercen sobre la calidad del agua del río Hato y sus afluentes. Esta información servirá para que se puedan tomar medidas de manejo con el fin de preservar los bienes y servicios ambientales, mantener y mejorar la calidad del agua y el estado del ecosistema acuático. Lo que, a su vez, se traducirá en beneficios a las comunidades que se encuentran dentro de la subcuenca y a las poblaciones naturales.

IV. OBJETIVOS

4.1 OBJETIVO GENERAL

Estudiar el efecto del estado ecológico de las franjas ribereñas y de los usos de la tierra sobre la calidad del agua de la subcuenca del río Hato, Cuenca del río Motagua, Guatemala.

4.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Determinar la calidad del agua en la subcuenca del río Hato con base en el uso de macroinvertebrados bentónicos.

Determinar el estado de las franjas ribereñas de la subcuenca del río Hato con base en los puntos de muestreo utilizados para determinar la calidad del agua utilizando el método RQI.

Determinar la relación entre la calidad del agua, el estado de las franjas ribereñas y los usos de la tierra en la subcuenca del río Hato a través del coeficiente de Spearman.

V. METODOLOGÍA

5.1 AMBIENTE (LUGAR DE TRABAJO)

El área de estudio es específicamente la subcuenca del Río Hato que pertenece a la cuenca del Motagua y es parte de la vertiente del Caribe. Se localiza dentro del municipio de San Agustín Acasaguastlán, El Progreso. Las coordenadas geográficas de la subcuenca son entre los 14°54'36" a 15°05'24" latitud norte y entre los 89°54'36" a 90°03'00" longitud oeste. Tiene un área de 197.856 km² y un perímetro de 62.80 km (Nuñez, 2010).

5.2 UNIDAD DE ANÁLISIS

Las unidades de análisis en esta investigación fueron, el agua, las franjas ribereñas y los usos de la tierra existentes en la subcuenca del Río Hato que es afluente de la cuenca del río Motagua la cual pertenece a la vertiente del Caribe, y se encuentra dentro del municipio San Agustín Acasaguastlán, El Progreso.

5.3 TIPO DE INVESTIGACIÓN

La investigación es de tipo descriptiva ya que se conoció el estado de la calidad del agua y como ésta, se relaciona con el estado de las franjas ribereñas y los usos de la tierra. Por lo tanto, en esta investigación se determinaron los usos actuales de la tierra y el estado ecológico de la franja riberana para lograr determinar los efectos que generan sobre la calidad del agua de la subcuenca del río Hato. Lo anterior evidencia que dentro de la investigación hay tres variables y se intenta identificar la relación entre ellas para describir un fenómeno, lo cual es una característica de las investigaciones descriptivas.

5.4 INSTRUMENTOS

La investigación se realizó utilizando las metodologías BMWP-CR e IBF-SV para la determinación de la calidad de agua y el índice RQI para evaluar el estado de la franja ribereña. Estos elementos se detallan más adelante.

5.5 PROCEDIMIENTO

5.5.1 Determinación de los puntos de muestreo

Primero se hizo una determinación preliminar de los puntos de muestreo en función de las microcuencas pertenecientes a la subcuenca del río Hato y de los diferentes porcentajes de uso de la tierra que tenía cada una de ellas. Utilizando el programa ArcMap se sobrepuso la capa de microcuencas sobre la capa de los usos de la tierra obtenida del mapa del 2012 de usos de la tierra de Guatemala y se calculó el porcentaje de cobertura forestal, de superficie con cultivo de café, con cultivos anuales, con cultivos permanentes y porcentaje del área urbana de cada microcuenca.

Luego se escogieron las áreas de drenaje que tuvieran diferentes porcentajes de usos de la tierra (cuadro 4) de tal modo que se pudieran representar áreas con mayor cobertura forestal y áreas con mayor porcentaje de superficie con cultivos agrícolas o agroforestales, estas constituyeron los puntos de muestreos preliminares que se muestran en la figura 16.

Cuadro 4: Porcentaje de la extensión de usos de la tierra de los puntos de muestreo preliminares

Puntos	Área total	Bosques	Ausencia bosque	Café	Agricultura Anual	Cultivos Permanentes	Urbano
1	249.207	21.23%	78.77%	1.33%		5.38%	0.31%
13	4368.905	44.86%	55.14%	21.55%	7.15%		0.13%
14	478.7	4.54%	95.46%	40.25%			0.11%
17	3479.516	13.24%	86.76%	1.89%	14.24%	0.16%	3.88%
20	1727.722	66.60%	33.40%	15.04%	0.79%		
21	1121.832	15.98%	84.02%	20.54%	18.47%		0.06%
23	1032.66	16.38%	83.62%	14.60%	4.99%		0.08%
28	131.152	0.96%	99.04%	0.35%	0.08%	13.22%	0.36%
32	2104.8964	63.04%	36.96%	14.75%	2.17%		0.03%
33	259.11251	7.95%	92.05%	78.58%	2.01%		
34	383.3927	2.43%	97.57%	0.25%	61.28%		0.06%

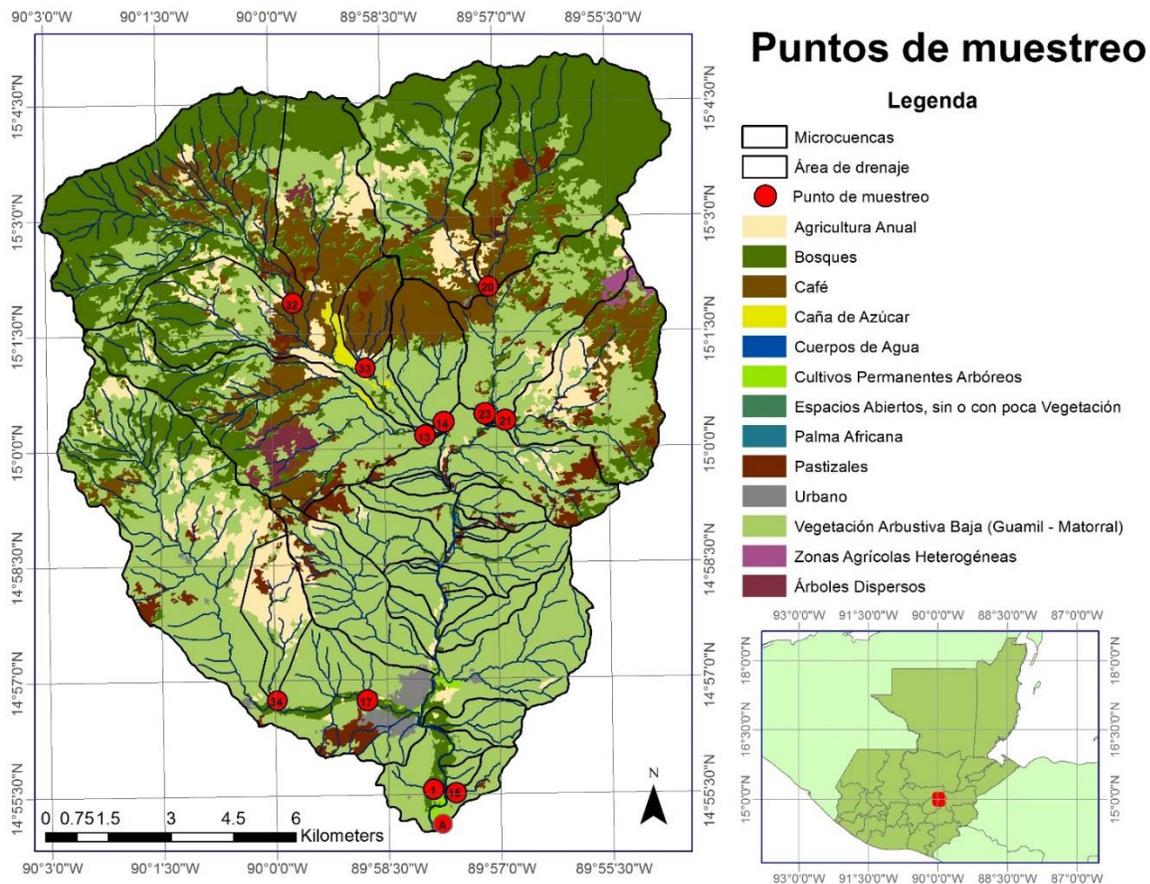


Figura 16: Puntos de muestreo preliminares

Teniendo los puntos de muestreo preliminares se realizó un viaje de campo para reconocer el área de estudio y evaluar si era factible realizar los muestreos en los puntos determinados. Con la información recabada en el campo se realizaron ajustes a los puntos de muestreo preliminares dando lugar a los puntos de muestreo definitivos, estos no necesariamente representan toda una microcuenca pero si un área de drenaje.

Se determinaron 12 puntos de muestreos en los que se incluye el punto de aforo de la subcuenca. En el cuadro 5 se muestran los diferentes puntos de muestreo y sus coordenadas, y en la figura 17 se pueden observar los mismos ubicados en el mapa de la subcuenca del río Hato.

Cuadro 5: Puntos de muestreo

COD	Puntos de muestreo		Parte de la cuenca	Coordenadas GTM	
	Lugar	Río			
1	Punto de aforo	Hato	Baja	557802	1649655
2	San Agustín	Hato	Baja	557253	1652300
3	Puerta de Golpe	Timiluya	Media	557906	1657830
4	Puerta de Golpe	Hato	Media	557924	1657983
5	Timiluya	Hayvaso	Media	557064	1659147
6	Chanrrayo	Quebrada el Conte	Media	559178	1659399
7	Chanrrayo	Quebrada San Miguel	Media	559942	1660941
8	Los Albores	Quebrada las Nubes	Alta	559405	1663970
9	Los Albores	Hato	Alta	557924	1664255
10	Hierbabuena	Río de en medio o Carmen	Alta	553511	1663439
11	Las Delicias	Quebrada las Delicias	Alta	554814	1662709
12	Tequiz	Quebrada la Dorotea	Media	555977	1660637

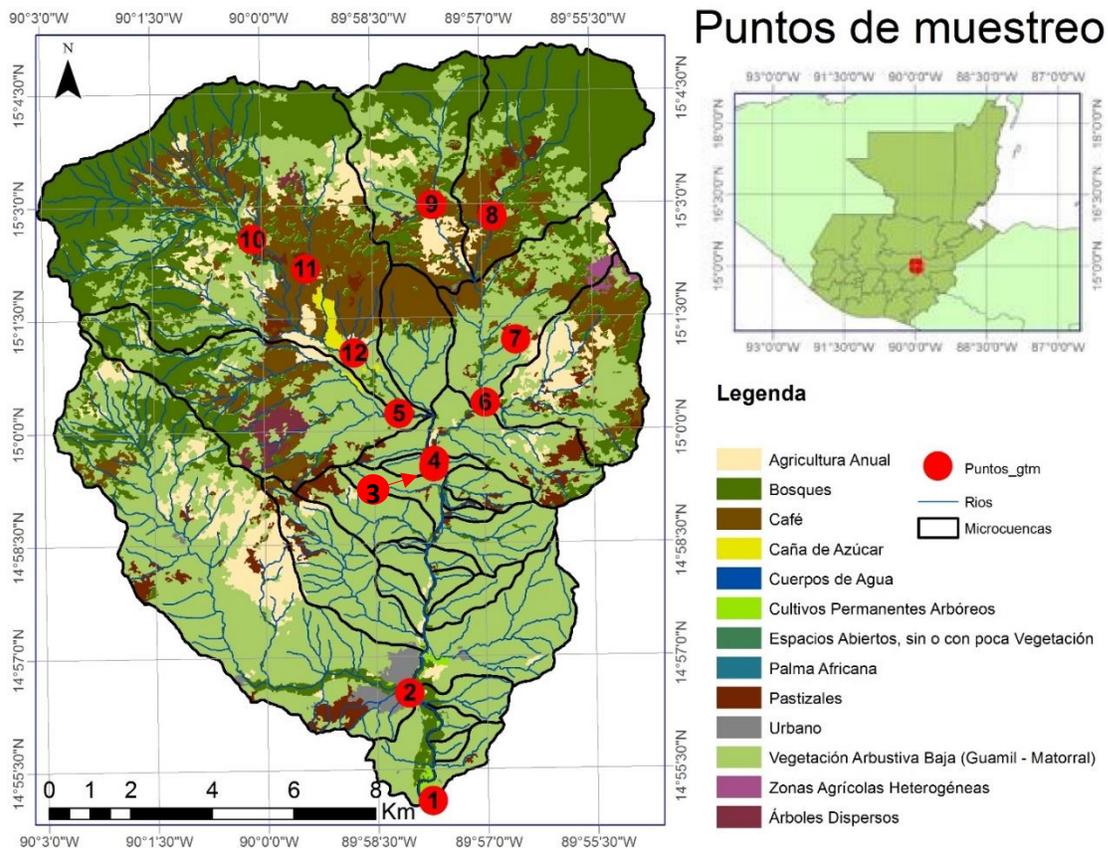


Figura 17: Puntos de muestreo

5.5.2 Determinación de la calidad del agua con base en el uso de macroinvertebrados bentónicos

En cada punto de muestreo los macroinvertebrados acuáticos fueron colectados en dos períodos, el primero de agosto a septiembre de 2016 y el segundo de enero a febrero de 2017. En cada mes se realizó un muestreo haciendo un total de cuatro muestreos, dos en la época lluviosa y dos en la época seca. Todos los muestreos se realizaron con colaboración del personal de Fundación Defensores de la Naturaleza de Sierra de las Minas específicamente de San Agustín Acasaguastlán.

Para determinar la calidad de agua de los distintos puntos de muestreo se utilizaron las metodologías BMWP-CR y IBF-SV las cuales se basan en la presencia de macroinvertebrados bentónicos como indicadores. El BMWP-CR es una adaptación para Costa Rica del método IBMWP y el IBF-SV es una adaptación del Índice Biótico a nivel de familia de Hilsenhoff para El Salvador. Se escogieron estas metodologías ya que los macroinvertebrados de Costa Rica y El Salvador son similares a los de Guatemala por su cercanía geográfica.

Para los muestreos fue necesario el uso de un cronómetro, redes D, palanganas con fondo blanco, un colador, alcohol al 75%, pinzas y recipientes para colocar las muestras. En cada punto el muestreo duró 30 minutos que fueron cronometrados para que los datos pudieran ser comparables. En ese tiempo, con la ayuda de la red D, se recolectaron macroinvertebrados de las orillas, del sustrato y de paquetes de hojas.

En los muestreos de las orillas se lavaron las raíces, vegetación y objetos sumergidos de manera rápida, asegurando que la fauna quedara atrapada en la red, en el muestreo de sustratos se colocó la red corriente abajo y se movió el sustrato corriente arriba con el pie para que la fauna se desprendiera del mismo y quedara atrapada en la red, para el muestreo de paquetes de hojas se lavaron las hojas dentro de la red con el fin de obtener los animales que se encuentran en ellos.

Para colocar las muestras en los recipientes primero se llenaron las palanganas de agua y se lavó la red dentro de ellas con los macroinvertebrados ya recolectados. Luego el agua se coló procurando que la mayoría de animales fueran quedando atrapados en el colador y finalmente la fauna se trasladó a los recipientes con alcohol al 75%. Si algún invertebrado quedaba en la palangana o en algunas hojas se recolectaba directamente con las pinzas. El recipiente de muestra fue etiquetado debidamente, incluyendo fecha, nombre del río, persona que hizo el muestreo y punto de muestreo. Las etiquetas se llenaron con lápiz para que el agua no les afectara.

Posteriormente en el laboratorio se identificaron las familias a las que pertenecían cada uno de los macroinvertebrados recolectados en cada punto de muestreo. Esto se realizó utilizando las claves taxonómicas hechas para el proyecto del IBF-SV y la clave de las familias más comunes de la región utilizada en el BMWP-CR. Los instrumentos y materiales que se utilizaron fueron cajas Petri, pinzas, agujas, estereoscopio, etanol al 70%, colador, palangana de fondo blanco, viales y papel de algodón.

En el laboratorio se colocó la muestra en la palangana de fondo blanco para que la separación de los macroinvertebrados fuera más fácil. Estos se colocaban en una caja Petri para su posterior identificación en el estereoscopio. La caja Petri debía tener suficiente etanol para cubrir por completo los insectos y así evitar que el reflejo de la luz impidiera ver los detalles. Después de la identificación se colocaron los animales en viales por familia y punto de muestreo y se almacenaron en el laboratorio de la Universidad Rafael Landívar. En las etiquetas se colocó el lugar, la técnica que se utilizó para la recolección, el río muestreado, las coordenadas, el colector, el orden y la familia. Las etiquetas fueron hechas con papel de algodón y lápiz. En el anexo 1 se encuentran algunas fotografías referentes a la metodología de la determinación de la calidad de agua.

Además se realizó un cuadro en Excel donde se fue ingresando las diferentes familias y el número de individuos encontrados por punto de muestreo y por época, y luego se les asignó el puntaje según los índices BMWP-CR y el IBF-SV.

Finalmente se aplicó el criterio de ambos índices. Para el BMWP-CR se sumaron los puntajes de cada familia (una única vez por familia independientemente de la cantidad de individuos encontrados) para cada punto de muestreo. Mientras que para el IBF-SV se multiplicó la abundancia por el puntaje de la familia y el resultado se dividió entre el número total de individuos recolectados en el punto de muestreo. Luego se sumaron los puntajes obtenidos de todas las familias por cada punto de muestreo. Los resultados de ambos índices se ubicaron dentro de diferentes rangos para obtener la calidad del agua del punto de muestreo.

El índice BMWP-CR tiene un rango de cero hasta un máximo indeterminado que no suele superar los 200. Según el valor obtenido se pueden identificar seis clases de calidad de agua (cuadro 6). Mientras que para el índice IBF-SV se tiene un rango de 0 a 10 dividido en 7 categorías como se observa en la cuadro 7.

Cuadro 6: Valores del índice BMWP-CR

Nivel de Calidad de Agua	BMWP-CR	Calidad de agua
Aguas de calidad excelente	>120	Excelente
Aguas de calidad buena, no contaminadas sensiblemente	101-120	Muy buena
Aguas de calidad regular, eutrófica, contaminación moderada	61-100	Buena
Aguas de calidad mala, contaminadas.	36-60	Regular
Aguas de calidad mala, muy contaminadas.	16-35	Pobre
Aguas de calidad muy mala, extremadamente contaminadas.	<15	Muy pobre

(Mafla, 2005)

Cuadro 7: Valores del índice IBF-SV

IBF-SV	Calidad de agua	Interpretación
0.00 - 3.75	Excelente	Contaminación orgánica improbable
3.76 - 4.25	Muy buena	Contaminación orgánica leve posible
4.26 - 5.00	Buena	Alguna contaminación orgánica probable
5.01 - 5.75	Regular	Contaminación orgánica bastante sustancial es probable
5.76 - 6.50	Regular pobre	Contaminación sustancial probable
6.51 - 7.25	Pobre	Contaminación muy sustancial probable
7.26 - 10.00	Muy pobre	Contaminación orgánica severa probable

(Sermeño, *et al.*, 2010)

Además se calculó el Índice de diversidad de Shannon-Wiener utilizando el programa Excel y la siguiente fórmula.

$$H' = - \sum_{i=1}^S (ni/N * \log_2 ni/N)$$

Donde “H” es el índice de Shannon-Wiener, “S” representa el número de especies, “ni” representa el número de individuos de la especie “i” y “N” el número total de especies.

Se realizó una prueba de T apareada para determinar si existe diferencia significativa entre los resultados de diversidad y de calidad de agua entre épocas. Además se realizó un análisis de conglomerados para poder agrupar los puntos de muestreo en función de los resultados de diversidad biológica obtenidos a través de la implementación del Índice de Shannon-Wiener. Las pruebas estadísticas anteriores permitieron analizar y discutir de mejor manera los resultados.

5.5.3 Determinación del estado ecológico de las franjas ribereñas

Para la determinación del estado ecológico de la franja ribereña se utilizó el índice RQI, el cual se aplicó en escala de tramo fluvial, en los mismos puntos de muestreo de la determinación de la calidad de agua, en donde la longitud del río mantenía condiciones homogéneas de los siete atributos que se evaluaron. El tramo fluvial se determinó con base en la continuidad longitudinal del área la cual fue para cada punto de muestreo de 100m.

Para esta fase de la investigación se utilizó una cinta métrica y las hojas de campo que se muestran en los anexos 2-9 donde se encuentra la información necesaria (puntaje y características) para evaluar los siete atributos. Primero se midieron 100 metros a lo largo del río los cuales determinaron el área de las franjas ribereñas que se evaluó. Luego se determinó el tipo de valle con ayuda de la información del cuadro 8, para así poder realizar una comparación entre la anchura actual de la franja ribereña y la anchura óptima de cada uno.

Los atributos que se evaluaron caracterizan la estructura y el funcionamiento dinámico de las franjas ribereñas. Los atributos relativos a la estructura de la franja ribereña como la longitud, la anchura, y la composición y estructura de la vegetación de las franjas se valoraron en cada margen por separado debido a que las condiciones pueden ser diferentes. Mientras que los atributos con relación al funcionamiento dinámico de la ribera como la regeneración de la vegetación arbórea y arbustiva, la condición de la orilla, la conectividad transversal, y la permeabilidad y condiciones del substrato ribereño se valoraron de manera conjunta en ambos márgenes. Para la evaluación del estado ecológico de las riberas es muy importante la observación y el criterio técnico del evaluador.

Cuadro 8: Tipos de valle

VALLE TIPO I Situado en tramos altos, de cabecera o de Montaña.		
1-A Valle estrecho, en V, de origen fluvial, con inclinación de las laderas vertientes igual o superior a 45°. Corresponde a tramos altos de montaña, con pendiente longitudinal elevada, generalmente en cauces de pequeño tamaño. La sinuosidad del río puede ser elevada, como consecuencia del relieve, o puede ser muy pequeña, en tramos rectos de garganta. Materiales del lecho del río procedentes de las laderas más próximas, con escasa redistribución fluvial, formando cascadas, escalones o rápidos continuos, y orillas generalmente estables, a menudo con controles rocosos y cubiertas con vegetación.	1-B Valle relativamente amplio, en U, de origen glaciar, con inclinación de las laderas vertientes igual o superior a 45°. Corresponde a tramos altos de montaña, con pendiente longitudinal intermedia o baja, generalmente en cauces pequeños o de tamaño medio. La sinuosidad del río puede ser elevada, ligada a los procesos fluviales que tienen lugar actuando sobre materiales sueltos de origen glaciar. Materiales del lecho del río procedentes de morrenas glaciares o de sedimentos aluviales más recientes, generalmente de pequeño diámetro, y orillas generalmente inestables, sin vegetación, o con una distribución de árboles y arbustos muy irregular.	1-C Valle relativamente estrecho y confinado, en forma de U, formando cañones o cortados rocosos con fuerte inclinación y altura. Corresponde a tramos altos de montaña, con pendiente longitudinal elevada o intermedia, generalmente en cauces pequeños o de tamaño medio. La sinuosidad del río puede ser elevada, ligada a la sinuosidad del valle, que también es elevada como consecuencia del relieve, o puede ser muy pequeña, en tramos rectos. Materiales del lecho del río mixtos, procedentes de las laderas más próximas y de tramos de aguas arriba, con alguna redistribución fluvial, formando rápidos continuos o secuencia de rápidos y remansos y orillas generalmente estables, a menudo con controles rocosos y cubiertas con vegetación.
VALLE TIPO II Valle relativamente abierto, con inclinación de las laderas vertientes inferior a 45°, a menudo surcadas por una red de afluentes relativamente desarrollada, frecuente en los tramos altos y medios de los cauces que discurren por terrenos de sierras y montañas bajas, o en tramos medios de ríos montañosos, donde todavía queda sin configurar la llanura de inundación del cauce principal. La anchura del valle es mayor que en el caso anterior y la sinuosidad del río puede estar ligada al relieve o de forma incipiente a los procesos fluviales. Materiales del lecho del río de origen mixto (coluvial y aluvial), en función de la estabilidad de las orillas, con evidencia de redistribución fluvial y formación de rápidos y remansos.	VALLE TIPO III Valle muy abierto y de considerable anchura, con llanura de inundación bien definida y confinada por terrazas fluviales. Se localiza con mayor frecuencia en los tramos medios y bajos de los ríos de mayor tamaño, donde los cauces ya no se ven afectados directamente por la hidrología de las laderas vertientes, al existir un espacio central con dimensiones suficientes para la redistribución de los sedimentos y la creación de meandros ligados a los procesos fluviales de erosión y sedimentación. Materiales del lecho del río transportados y redistribuidos por la corriente y sinuosidad ligada a procesos fluviales.	VALLE TIPO IV Valle en relieve plano. Cauce poco encajado en el valle y llanura de inundación no confinada, discurriendo sobre antiguos depósitos sedimentarios de origen fluvial o lacustre, sobre los que a menudo se forman humedales, turberas o "tablas" por desbordamiento frecuente de los cauces y elevación de los niveles freáticos.

(Gonzalez, García, Lara y Garilleti, 2006)

Finalmente con la información recabada en campo se determinó el estado ecológico global de las franjas ribereñas sumando los valores asignados a cada atributo de cada punto de muestreo y ubicándolas en las categorías que se muestran en el cuadro 9. La puntuación más alta corresponde al mejor estado de conservación y la puntuación más baja corresponde al estado más degradado.

Cuadro 9: Valores del índice RQI y calidad de las riberas

Valor del RQI	Estado de la ribera	Condición ecológica	Estrategias de gestión
120-100	Muy bueno	Los atributos de las riberas no presentan amenazas en su funcionamiento, encontrándose en un estado de elevada naturalidad (máximo 3 atributos con una puntuación inferior al óptimo, correspondiente al estado "bueno")	Gran interés de conservación para mantener el estado actual y prevenir la alteración de las funciones riparias.
99-80	Bueno	Al menos dos o tres atributos de las riberas están amenazados en su funcionamiento (máximo 3 atributos con una puntuación inferior, correspondiente al estado "regular")	Interés de protección para prevenir la alteración y mejorar la integridad de las funciones riparias.
79-60	Regular	Al menos dos o tres atributos de las riberas están degradados en su funcionamiento y el resto tiene amenazas de degradación (máximo 3 atributos con una puntuación inferior, correspondiente al estado "malo").	Necesidad de restauración para asegurar la funcionalidad hidrológica y ecológica de las riberas
59-40	Pobre	Más de tres atributos de las riberas están seriamente alterados en su funcionamiento y el resto también se encuentra degradado	Necesidad de rehabilitación y restauración para recuperar la funcionalidad hidrológica y ecológica de las riberas
39-10	Muy pobre	Más de tres atributos de las riberas están muy degradados en su funcionamiento y el resto está también degradado.	Necesidad de rehabilitación y restauración para reintroducir la funcionalidad hidrológica y ecológica de las riberas o mejorar su situación actual respecto a su estado de máximo potencial.

(Gonzalez, *et al.*, 2006)

Se realizó un análisis de conglomerados para poder agrupar los tramos en función de los resultados obtenidos de la implementación del RQI. Esta agrupación permitió analizar y discutir de mejor manera los resultados.

5.5.4 Determinación de la relación entre la calidad del agua, el estado de las franjas ribereñas y los usos de la tierra

Primero se determinó las áreas de drenaje y los usos de la tierra perteneciente a cada punto de muestreo. Las áreas de drenaje se digitalizaron manualmente utilizando las hojas cartográficas del IGN escala 1-50,000 y el mapa de microcuencas de la subcuenca del río Hato a través de ArcMap 10.2.2. Después se realizó una intersección de cada área de drenaje con el mapa de usos de la tierra del 2012 para obtener los usos de la tierra que influyen en cada uno de los puntos. Luego con la herramienta calcular geometría del mismo programa se calculó el área que representaba cada uso de la tierra en cada uno de las áreas de drenaje. Toda esta información se ordenó en una tabla en Excel.

La relación entre la calidad del agua, el estado de las franjas ribereñas y los usos de la tierra se determinó por medio de la utilización del coeficiente de correlación de Spearman. Para calcularlo se ordenaron todos los datos obtenidos en un cuadro: época, número de muestreo, número de familias, número de individuos, el valor de los índices BMWP-CR, IBF-SV, RQI y de Shannon, también se colocaron los tipos de valle y los 7 atributos del índice RQI por separado y finalmente los porcentajes de cada uso de la tierra encontrado. Luego estos datos se ingresaron al programa InfoStat y se correlacionaron todos con todos. El cuadro que generó el programa se evaluó según los criterios del cuadro 10.

Cuadro 10: Coeficiente de correlación de Spearman

p-valor	Valor del coeficiente de Spearman	Grado de correlación entre las variables
	$r = 0$	No correlación pero no independencia
Existe correlación si el p-valor es menor a 0.05	$r = 1$	Correlación positiva perfecta
	$0 < r < 1$	Correlación positiva
	$r = -1$	Correlación negativa perfecta
	$-1 < r < 0$	Correlación negativa

Los valores positivos y negativos pueden indicar una correlación fuerte, significativa, moderada, parcial o pobre según el valor obtenido. En este estudio se evaluó el grado de correlación de la siguiente manera.

$>\pm 0.95$ = Correlación fuerte.

± 0.80 = Correlación significativa.

± 0.70 = Correlación moderada.

± 0.50 = Existe una relación parcial.

$<\pm 0.50$ = Relación pobre

VI. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

6.1 DETERMINACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA CON BASE EN EL USO DE MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS

6.1.1 Macroinvertebrados

En el estudio fueron identificadas 53 diferentes categorías taxonómicas de macroinvertebrados, clasificadas en 12 órdenes los cuales pertenecen a las clases Insecta y Gastropoda, y la subclase Oligochaeta. Los insectos fueron los que presentaron más variedad de órdenes: Blattodea, Coleóptera, Díptera, Ephemeroptera, Hemíptera, Lepidoptera, Megaloptera, Odonata, Plecoptera y Trichoptera. Mientras que para los gastrópodos y los oligoquetos no fue posible identificar categorías taxonómicas más específicas.

El hecho de que la clase insecta fue la más representada en el estudio coincide con el estudio realizado por Cárdenas, Reyes, López, Woo, Ramírez y Ibrahim (2007), en donde el 91% de los géneros pertenecían a la clase Insecta y el 9% restante a otros grupos como Moluscos y Anélida (Oligochaeta). Los insectos son el grupo más abundante y diverso de los macroinvertebrados de los ecosistemas dulce acuícolas (Hanson, Springer y Ramírez, 2010).

Los órdenes de macroinvertebrados más abundantes fueron Ephemeroptera (34.31%), Díptera (13.49%) y Trichoptera (11.66%). Seguidos de los órdenes Hemíptera (10.26%), Coleóptera (10.04%) y Odonata (7.97%). En la época lluviosa los órdenes en los cuales

se encontraron más individuos fueron Ephemeroptera (40.34%), Gastropoda (12.26%) y Coleóptera (12.23%), y en la época seca fueron Ephemeroptera (30.59%), Díptera (14.51%) y Trichoptera (13.88%) (figura 18). Es importante mencionar que el orden con mayor variedad de familias fue Díptera (11), seguido de Odonata (10) y Trichoptera (9).

En varios estudios se han encontrado a los órdenes Ephemeroptera, Díptera, Trichoptera y Coleóptera como los órdenes más abundantes (Arroyo y Encalada, 2009; Cárdenas, *et al.*, 2007; Memory, 2011; Reyes-Morales y Springer, 2014; Salceado, Cosme y Trama, 2013) y diversos (Reyes-Morales y Springer, 2014). Los efímeros se encuentran en casi todos los ambientes de agua dulce, es por eso que es muy común encontrarlos en los muestreos aunque son aún más abundantes y diversos en los fondos rocosos de los ríos. El orden Díptera aunque es principalmente terrestre, contiene más especies dulceacuícolas que cualquier otro grupo de macroinvertebrados (Hanson, *et al.*, 2010) y Trichoptera es uno de los órdenes de insectos acuáticos más diversos (Springer, 2010).

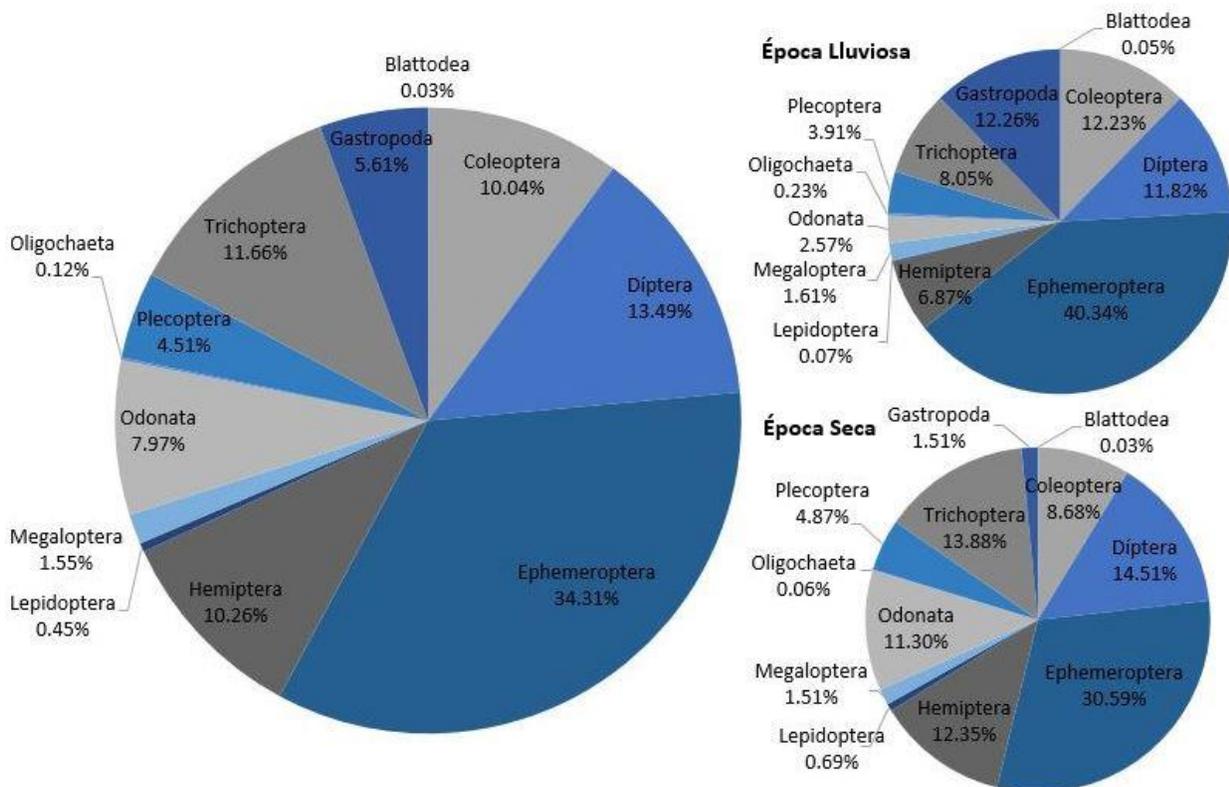


Figura 18: Abundancia de órdenes de macroinvertebrados identificados en total y por época del año representados en porcentajes

Las diez familias que tuvieron mayor representatividad en el estudio fueron Baetidae (18.35%), Leptohyphidae (7.38%) y Leptophebiidae (5.84%) del orden Ephemeroptera, Hydropsychidae (9.25%) del orden Trichoptera, Veliidae (8.36%) del orden Hemíptera, Simuliidae (7.26%) y Chironomidae (5.15%) del orden Díptera, Elmidae (7.21%) del orden Coleóptera, los gastrópodos (5.61%) y la familia Perlidae (4.51%) del orden Plecoptera. Las otras 43 familias representan el 21.07% de los individuos encontrados. En la época lluviosa las familias con mayor abundancia fueron Baetidae (27.22%), Gastropoda (12.26%), Simuliidae (11.44%), Elmidae (10.60%) e Hydropsychidae (7.39%). Mientras que para la época seca las familias más abundantes fueron Baetidae (12.89%), Veliidae (10.49%), Hydropsychidae (10.39%), Chironomidae (8.21%) y Leptohyphidae (7.65%) (figura 19).

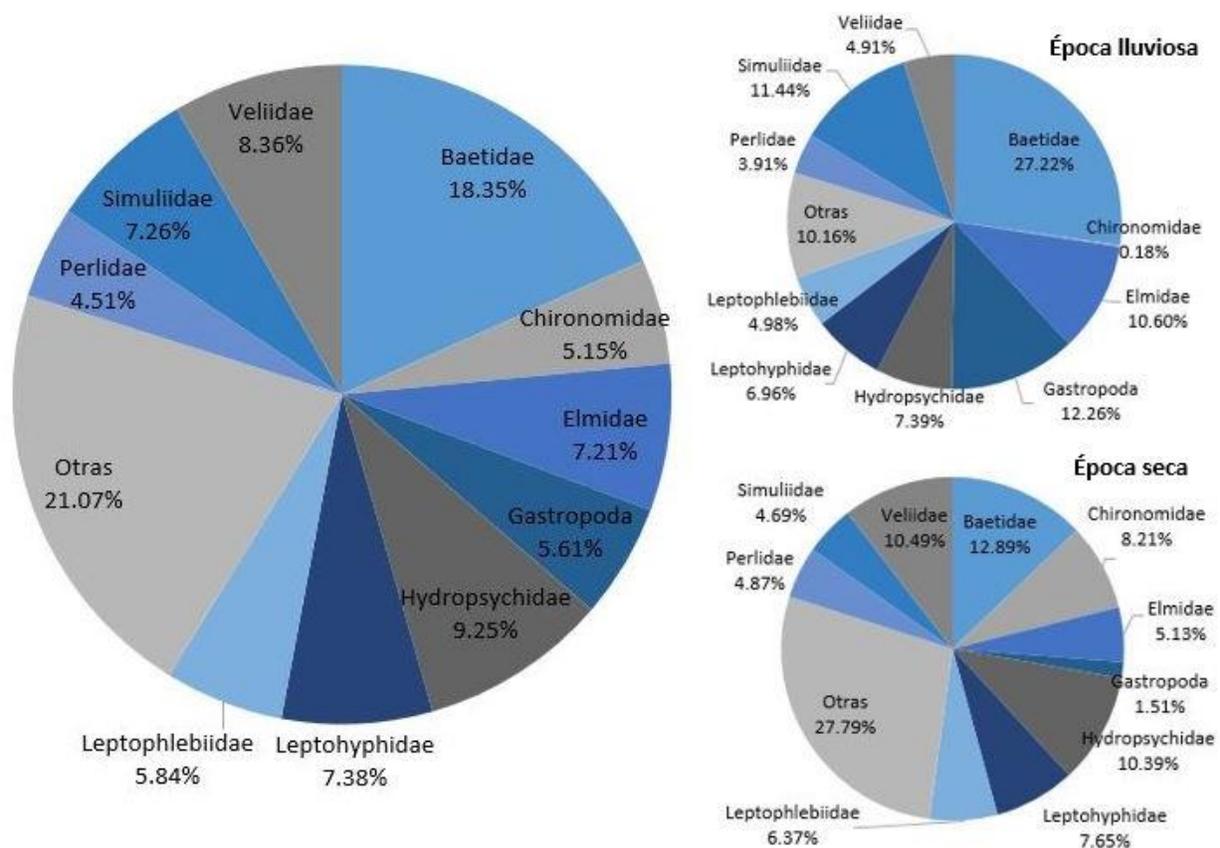


Figura 19: Abundancia de familias de macroinvertebrados identificadas en total y por época del año representadas en porcentajes

La presencia y abundancia de las distintas familias de macroinvertebrados depende de diversos factores como la geología, el tipo de sustrato, la temperatura del agua, la presencia de sedimentos o contaminantes, la disponibilidad de oxígeno disuelto, la estacionalidad entre otros. Por ejemplo, las ninfas de Baetidae son abundantes en la mayoría de las quebradas y ríos no contaminados y además tienen tolerancias amplias a la temperatura y, hasta cierto punto, a la contaminación (Flowers y De la Rosa, 2010). Por estas características en varios estudios, al igual que en la presente investigación, se ha encontrado a la familia Baetidae como la más abundante o una de las más abundantes (Foster, 2014; Reyes-Morales y Springer, 2014; Salceado, *et al.*, 2013).

Otros estudios también colocan a las familias Hydropsychidae, Simuliidae, Elmidae y Chironomidae como las más abundantes de sus investigaciones (Foster, 2014; Lozano, 2005; Reyes-Morales y Springer, 2014; Salceado, *et al.*, 2013). Entre las especies más abundantes en los ríos están las filtradoras de materia orgánica fina en suspensión, especialmente de la familia Hydropsychidae (Springer, 2010) y Simuliidae (Hanson, *et al.*, 2010). Las familias Chironomidae y Simuliidae ocupan un amplio rango de hábitats de agua dulce y frecuentemente son los dípteros más abundantes de ríos y arroyos (Cranston, 1995).

Es importante mencionar que el punto 7 “Chanrrayo / Quebrada San Miguel” se secó en la época seca, debido a la poca precipitación, por lo que se hizo imposible muestrearlo. Es por eso que en varios análisis no se tomó en cuenta.

En total fueron encontrados 11,537 individuos de los cuales en la época lluviosa se encontraron 4,398 (en el primer muestreo 1,975 y en el segundo muestreo 2,423) y en la época seca se encontraron 7,139 (en el tercer muestreo 3,560 y en el cuarto muestreo 3,579) (figura 21). Con excepción del primer muestreo del punto 12 “Tequiz / Quebrada la Dorotea”, en cada muestreo de la época seca se encontraron más individuos. También

se encontraron más familias en los dos muestreos de la época seca en comparación con los dos muestreos de época lluviosa en la mayoría de los puntos (figura 20).

A nivel de órdenes se encontraron más individuos en la época seca a excepción de los moluscos (época lluviosa 539 – época seca 108) y las oligoquetas (época lluviosa 10 – época seca 4) que se encontraron sustancialmente menos (figura 22).

Es decir que en la mayoría de los puntos de muestreo se encontró mayor número de familias, individuos y órdenes en la época seca. Esto se debe a que la variabilidad estacional afecta a la abundancia y diversidad de los macroinvertebrados debido al cambio en el caudal y al cambio de la presencia de sólidos en el río (Lozano, 2005). En la época lluviosa se aumenta el caudal de los ríos por lo que algunos macroinvertebrados se lavan (Jacob, Christopher, Robinson y Uehlinger, 2003). La precipitación también aumenta la escorrentía lo cual inducen una alta sedimentación e inestabilidad de la zona litoral por lo que la transparencia de los ríos se reduce provocando una reducción en la producción primaria y disminución y dispersión de la disponibilidad de la comida para los macroinvertebrados (Sharma y Rawat, 2009). Por lo que podemos decir que los niveles altos de agua determinan una baja densidad en las comunidades de macroinvertebrados y los niveles bajos permiten su recuperación (Wasson y Marín, 1988; Wasson *et al.*, 1997 y Flecker y Feifarek, 1994 citados por Molina, Gibon, Pinto y Rosales, 2008)

En muchos estudios, al igual que en el presente, se ha observado que los aportes más altos de órdenes (Lozano, 2005), familias (Lozano, 2005; Salvatierra, 2012) y organismos (Forero-Céspedes y Reinoso-Flórez, 2013; Lozano, 2005; Makoba, Shivoga, Michiri y Miller, 2008; Molina, *et al.*, 2008; Salvatierra, 2012; Sharma y Rawat, 2009; TLBG / UP / STRI, 2012) se ha encontrado en la época seca.

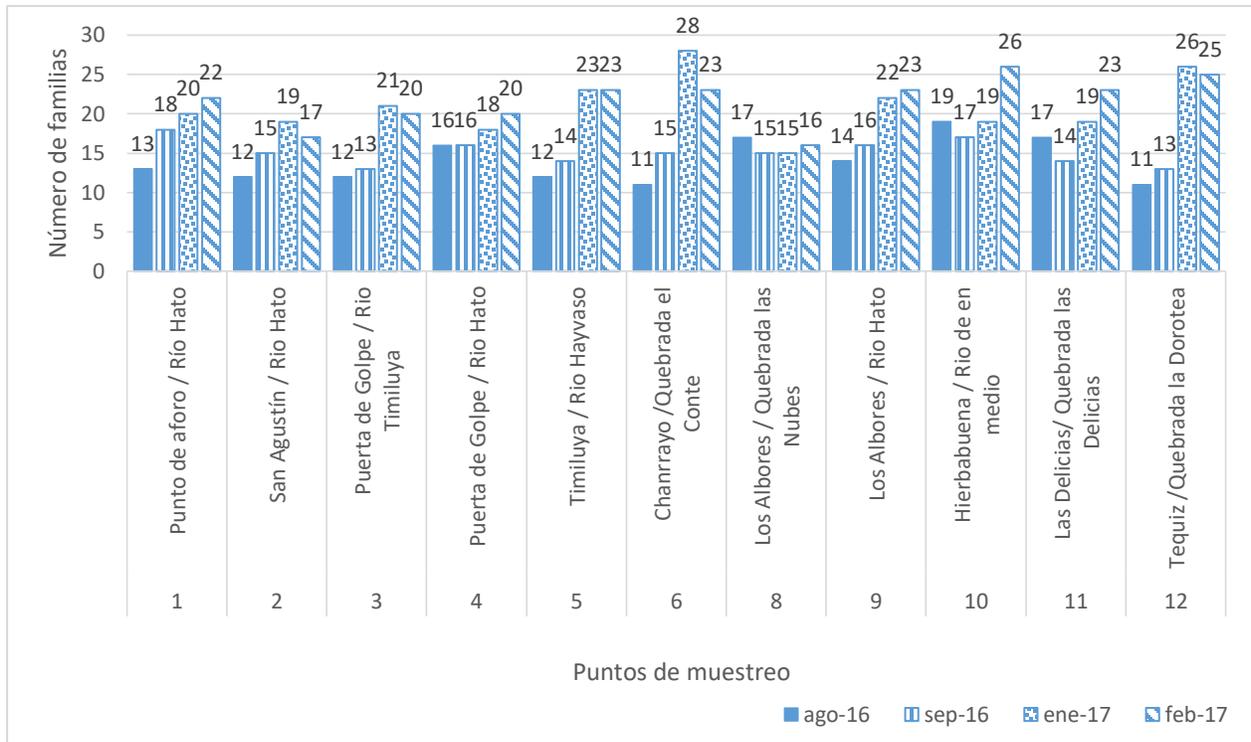


Figura 20: Número de familias encontradas por punto de muestreo en cada muestreo

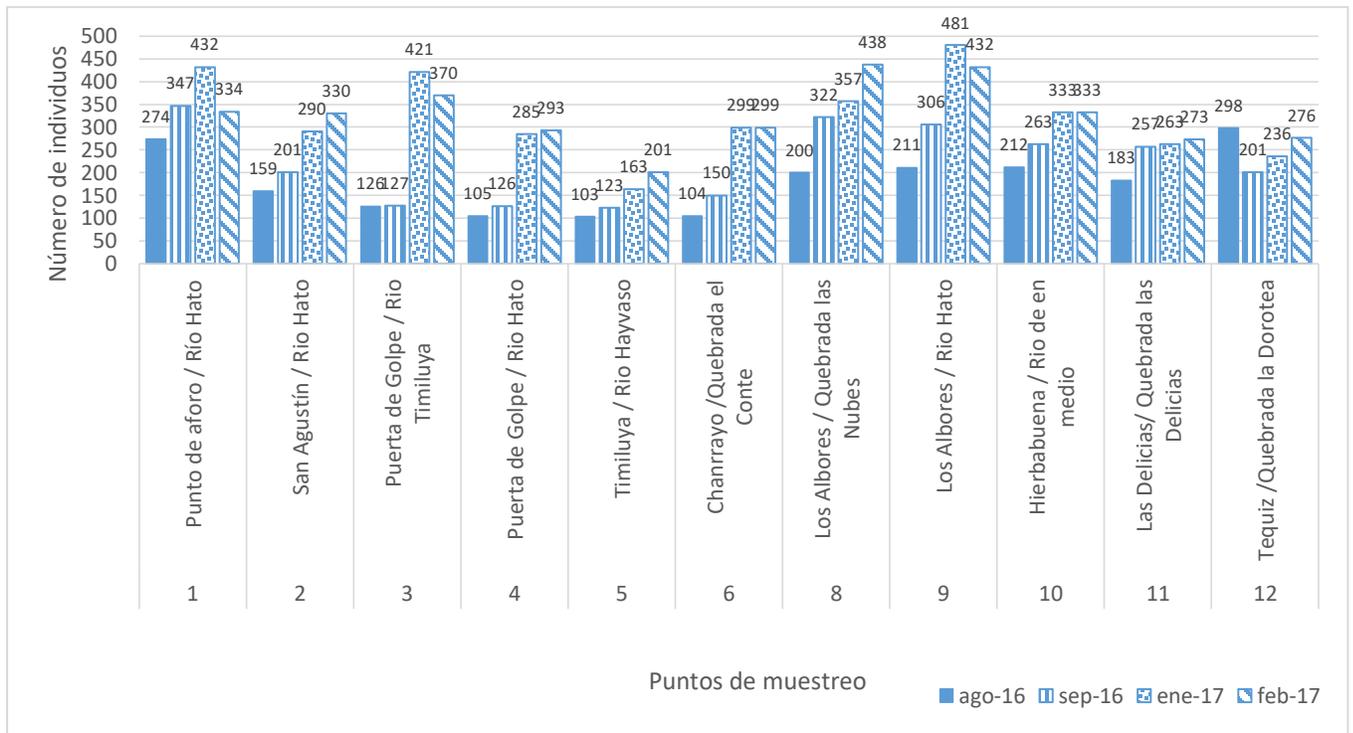


Figura 21: Número de individuos identificados en cada punto de muestreo por muestreo

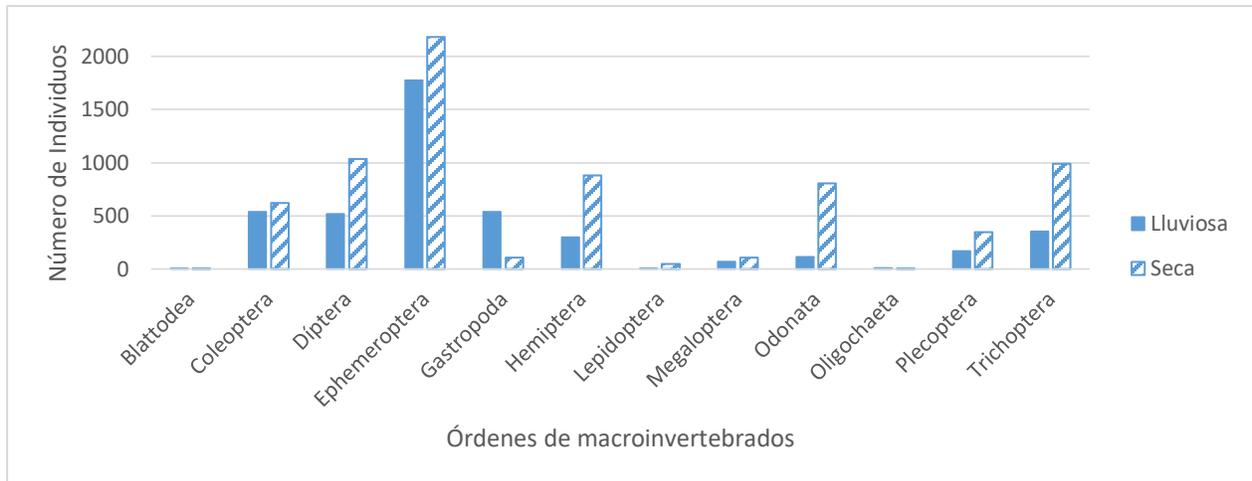


Figura 22: Números de individuos de macroinvertebrados por órdenes

Las familias Dixidae, Muscidae, Stratiomyidae y Tipulidae del orden Díptera, las familias Amphipterygidae y Protoneuridae del orden Odonata y las familias Calamoceratidae, Glossosomatidae, Hydroptilidae, Odontoceridae y Polycentropodidae del orden Trichoptera no fueron encontradas en la época lluviosa. Mientras que en la época seca no se encontraron las familias Scirtidae y Staphylinidae del orden Coleoptera, las familias Athericidae y Ephydriidae del orden Díptera, las familias Hebridae y Mesoveliidae del orden Hemiptera y la familia Lestidae del orden Odonata (cuadro 11).

Las familias sensibles a la contaminación encontradas fueron Odontoceridae, Leptoceridae, Glossosomatidae, Calamoceratidae, Hydrobiosidae, Perlidae, Polythoridae, Leptophlebiidae, Heptageniidae, Athericidae y Blattodea de las cuales la mayoría son del orden Trichoptera.

Cuadro 11: Número de individuos encontrados en época lluviosa y seca por órdenes y familias

Órdenes y familias	Lluviosa	Seca	Órdenes y familias	Lluviosa	Seca
Blattodea	2	2	Hemiptera	302	882
Blaberidae	2	2	Veliidae	216	749
Coleoptera	538	620	Lepidoptera	3	49
Elmidae	466	366	No identificada	3	49
Haliplidae	17	48	Megaloptera	71	108
Psephenidae	30	89	Corydalidae	71	108
Ptilodactylidae	16	117	Odonata	113	807
Scirtidae	7	0	Amphipterygidae	0	2
Staphylinidae	2	0	Calopterygidae	19	72
Díptera	520	1036	Coenagrionidae	15	132
Athericidae	1	0	Gomphidae	7	225
Ceratopogonidae	2	5	Lestidae	9	0
Chironomidae	8	586	Libellulidae	58	274
Dixidae	0	7	Megapodagrionidae	3	74
Dolichopodidae	1	3	Platystictidae	1	15
Ephydriidae	2	0	Polythoridae	1	12
Muscidae	0	1	Protoneuridae	0	1
Simuliidae	503	335	Oligochaeta	10	4
Stratiomyidae	0	11	No identificada	10	4
Tabanidae	3	14	Plecoptera	172	348
Tipulidae	0	74	Perlidae	172	348
Ephemeroptera	1774	2184	Trichoptera	354	991
Baetidae	1197	920	Calamoceratidae	0	24
Caenidae	15	11	Glossosomatidae	0	12
Heptageniidae	37	252	Hydrobiosidae	5	51
Leptohyphidae	306	546	Hydropsychidae	325	742
Leptophlebiidae	219	455	Hydroptilidae	0	1
Hemiptera	302	882	Leptoceridae	1	5
Belostomatidae	35	13	Odontoceridae	0	3
Gerridae	21	26	Philopotamidae	23	144
Hebridae	1	0	Polycentropodidae	0	9
Mesoveliidae	2	0	Gastropoda	539	108
Naucoridae	27	94	No identificada	539	108

También se encontraron familias con una sensibilidad moderada a la contaminación de las cuales se pueden mencionar Polycentropodidae, Philopotamidae, Hydroptilidae, Hydropsychidae, Protoneuridae, Platystictidae, Megapodagrionidae, Libellulidae,

Gomphidae, Calopterygidae, Coenagrionidae, Corydalidae, Veliidae, Naucoridae, Mesoveliidae, Hebridae, Gerridae, Belostomatidae, Leptohyphidae, Caenidae, Baetidae, Tipulidae, Tabanidae, Stratiomyidae, Dolichopodidae, Dixidae, Simuliidae, Staphylinidae, Scirtidae, Ptilodactylidae, Psephenidae, Haliplidae, Elmidae y el orden Lepidoptera. En esta clasificación se encuentra la mayor variedad de familias y órdenes.

Finalmente los individuos pertenecientes a las categorías taxonómicas Oligochaeta y Gastropoda, y algunas familias del orden Díptera como Muscidae, Ephydriidae, Chironomidae, Ceratopogonidae, son muy tolerantes a la contaminación. En los anexos del 10 al 20 se muestran imágenes de los individuos de algunas de las familias de macroinvertebrados identificados.

6.1.2 Índice de Diversidad de Shannon- Wiener

Los puntos de muestreo de este estudio muestran una diversidad de baja a media ya que los resultados del índice de diversidad de Shannon-Weaver (H') oscila entre 0.50 a 2.78 (cuadro 12). Los ecosistemas naturales relativamente diversos tienen un índice de Shannon de 3 o 4 (Gliessman, 2002) y según Sneath y Sokal (1973) citados por Lozano (2005) cuando los valores del índice son menores de 2.4 indican que el ecosistema se encuentra sometido a fuerte tensión antrópica.

Cuadro 12: Resultados del Índice de Diversidad de Shannon-Wiener

Punto de muestreo	Época lluviosa		Época seca	
	Muestreo 1	Muestreo 2	Muestreo 3	Muestreo 4
1 Punto de aforo / Río Hato	1.17	0.62	2.37	2.62
2 San Agustín / Río Hato	1.58	1.65	2.09	2.21
3 Puerta de Golpe / Río Timiluya	1.97	2.08	2.55	2.62
4 Puerta de Golpe / Río Hato	1.93	1.81	2.24	2.49
5 Timiluya / Río Hayvaso	1.99	2.21	2.61	2.50
6 Chanrrayo /Quebrada el Conte	2.28	2.19	2.78	2.61
8 Los Albores / Quebrada las Nubes	1.98	1.61	1.62	1.87
9 Los Albores / Río Hato	1.94	2.18	2.40	2.59
10 Hierbabuena / Río de en medio	2.22	1.74	2.54	2.67
11 Las Delicias/ Quebrada las Delicias	1.69	1.25	2.06	2.66
12 Tequiz /Quebrada la Dorotea	0.50	1.32	2.20	2.24

De acuerdo con los resultados del análisis de conglomerados (figura 23) los puntos de muestreo se pueden agrupar en cuatro conjuntos. El punto de muestreo 8 “Los Albores /Quebrada las Nubes” presentó valores de diversidad de 1.98, 1.61, 1.62 y 1.87. Los puntos 12 “Tequiz /Quebrada la Dorotea” y 1 “Punto de aforo /Río Hato” presentaron los valores de diversidad más bajos del estudio con valores mínimos de 0.50 y 0.62 respectivamente en la época lluviosa. Esto pudo deberse a que los puntos de muestreo 1 y 12 son los que poseen mayor porcentaje de área urbana dentro de su área de drenaje (0.80% y 0.23% respectivamente), por lo que existe una mayor intervención antrópica que afecta a los organismos acuáticos. La diversidad de macroinvertebrados de estos puntos aumentó en la época seca debido a que el ecosistema se encuentra menos perturbado y da lugar a que los individuos se recuperen (Molina, *et al.*, 2008).

Los puntos de muestreo 4 “Puerta de golpe /Río Hato”, 11 “Las Delicias /Quebrada las Delicias” y 2 “San Agustín /Río Hato” presentaron valores entre 1.25 y 1.93 en la época lluviosa y valores entre 2.06 y 2.66 en la época seca. Finalmente los puntos de muestreo 6 “Chanrrayo /Quebrada el Conte”, 9 “Los Albores /Río Hato”, 5 “Timiluya /Río Hayvaso”, 10 “Hierbabuena /Río de en medio” y 3 “Puerta de golpe /Río Timiluya” fueron los puntos más diversos de la investigación con valores mayores a 1.94 (con excepción del muestreo 2 del punto 10) en ambas épocas. Estos puntos presentaron índices de diversidad más

altos debido a que hay menor intervención humana que afecte el hábitat de los macroinvertebrados. A pesar que los puntos 3, 5, 6, 9 y 10 poseen usos de la tierra diferentes al bosque el porcentaje de área urbana en estos es menor a 0.09 o inexistente.

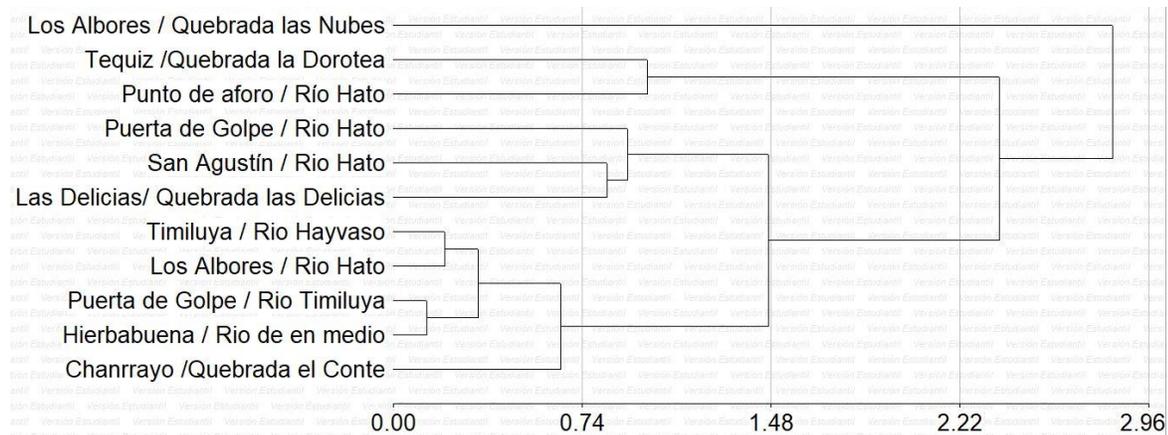


Figura 23: Dendrograma del análisis de conglomerados del índice de diversidad de Shannon-Wiener por punto de muestreo

En la época seca se mostraron resultados de diversidad más altos en comparación con los resultados de la época lluviosa, la única excepción es el primer muestreo del punto 8 “Los Albores / Quebrada las Nubes”. De acuerdo con los resultados de la prueba T ($p=0.0007$) muestra que existe una diferencia significativa entre los resultados de época seca y época lluviosa. Esto se debe a que en la época lluviosa el ecosistema está más afectado, especialmente por el aumento de la escorrentía que incrementa la concentración de sólidos, el caudal; y la disminución de oxígeno derivado principalmente del aumento de nutrientes y de sedimento en el agua (Lozano, 2005; Sharma y Rawat, 2009).

6.1.3 Calidad del agua

Tal y como se mencionó anteriormente, en esta investigación se utilizaron dos metodologías para la determinación de la calidad del agua con base en el uso de macroinvertebrados bentónicos (BMWP-CR y IBF-SV). A continuación se muestran los resultados de calidad de agua derivados de la implementación de ambas metodologías. En estos resultados se evidencia que existe diferencia entre los resultados de calidad del

agua, lo cual obedece a los criterios de ponderación y las variables que toman en cuenta las metodologías, haciendo que el índice IBF-SV presente una mayor sensibilidad para el análisis de la calidad del agua y dando un puntaje más balanceado y representativo. Esto se explicará detalladamente, en un apartado, más adelante.

6.1.3.1 Resultados del índice BMWP-CR

La calidad del agua de la cuenca del río Hato, según el promedio de los resultados de todos los puntos de muestreo, es buena (92.8) conforme al índice BMWP-CR. La calidad de agua de los diferentes puntos de muestreo se encuentra entre regular a excelente. No se encontró aguas con calidad pobre ni muy pobre. Los resultados se observan en el cuadro 13 y se grafican en la figura 24 y 25.

Los mejores puntajes para todos los puntos de muestreo exceptuando el punto 8 y un muestreo del punto 10 se encontraron en la época seca. Estadísticamente se encontró que existe diferencia significativa entre los valores de calidad de agua de ambas épocas ($p=0.0002$) a través de la prueba T. Este incremento de calidad en la época seca se debe a que se aumentó el número de familias en los últimos dos muestreos, con excepción de los puntos mencionados anteriormente, los cuales presentaron un número de familias muy similar en los cuatro muestreos. Las variaciones de familias de una época climática a otra se atribuyen a los cambios fisicoquímicos que tienen las corrientes de agua reduciendo el número de grupos taxonómicos en la época lluviosa (Lozano, 2005).

Cuadro 13: Resultados de calidad de agua con el índice BMWP-CR

		M1	M2	M3	M4	\bar{x}					
1	Punto de aforo / Río Hato	60	R	88	B	99	B	103	MB	87.50	B
2	San Agustín / Río Hato	66	B	63	B	94	B	79	B	75.50	B
3	Puerta de Golpe / Río Timiluya	64	B	66	B	107	MB	101	MB	84.50	B
4	Puerta de Golpe / Río Hato	72	B	83	B	90	B	108	MB	88.25	B
5	Timiluya / Río Hayvaso	56	R	70	B	124	E	108	MB	89.50	B
6	Chanrrayo /Quebrada el Conte	57	R	82	B	152	E	121	E	103.00	MB
7	Chanrrayo / Quebrada San Miguel	47	R	81	B					64.00	B
8	Los Albores / Quebrada las Nubes	97	B	97	B	91	B	93	B	94.50	B
9	Los Albores / Río Hato	68	B	93	B	128	E	140	E	107.25	MB
10	Hierbabuena / Río de en medio	114	MB	99	B	112	MB	148	E	118.25	MB
11	Las Delicias / Quebrada las Delicias	78	B	75	B	110	MB	125	E	97.00	B
12	Tequiz /Quebrada la Dorotea	51	R	66	B	124	E	119	MB	90.00	B
	Promedio (\bar{x})	69	B	80	B	112	MB	113	MB	92.80	B

Calidades de agua: E-Excelente, MB-Muy buena, B-Buena, R-Regular.

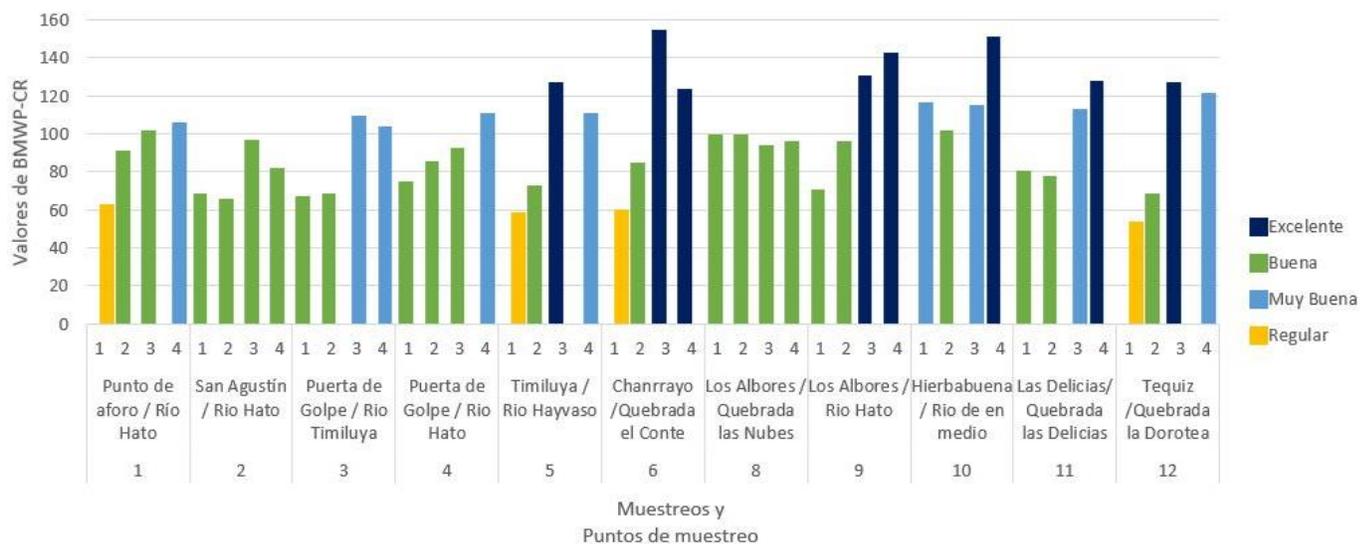


Figura 24: Resultados de calidad de agua según el índice BMWP-CR

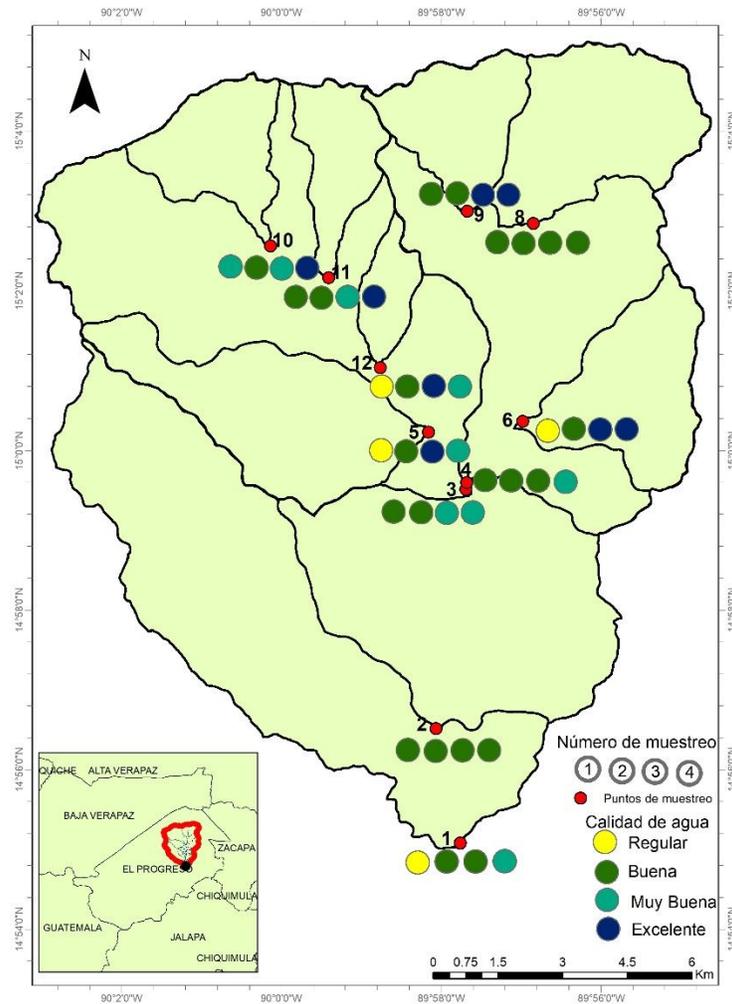


Figura 25: Mapa de calidad de agua por punto de muestreo según el índice BMWP-CR

Los resultados del análisis de conglomerados muestran dos grupos y tres puntos de muestreo aislados (figura 26) excluyendo el punto 7 “Chanrrayo / Quebrada San Miguel”, debido a que, como se mencionó anteriormente, no se pudo muestrear en la época seca ya que no llevaba agua. El primer grupo lo componen los puntos 1, 4, 3, 11, 5 y 12 los cuales en promedio poseen una calidad de agua buena (84.5-97). Presentaron valores entre 51 y 88 en la época lluviosa los cuales representan calidades de agua regulares y buenas y valores entre 90 a 125 en la época seca representando calidades de agua de buenas a excelentes. Estos resultados obedecen a los usos predominantes en sus áreas de drenaje, las cuales poseen un porcentaje de área urbana y sus tres principales usos de la tierra son vegetación arbustiva baja, bosque y café (a excepción del punto 11).

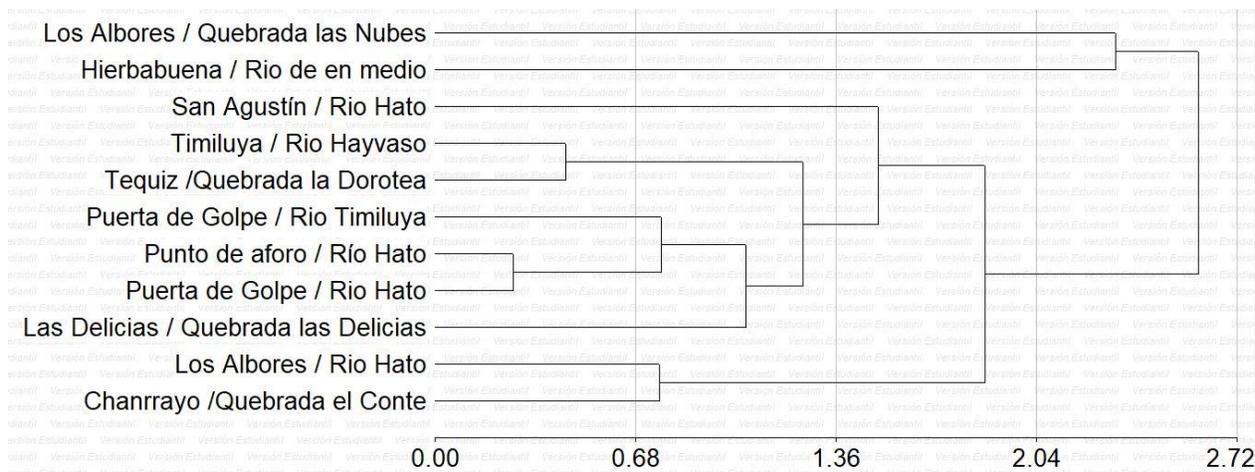


Figura 26: Dendrograma del análisis de conglomerados del índice BMWP-CR por punto de muestreo

En el segundo grupo se encuentran los puntos de muestreo 9 y 6 que tiene en promedio una calidad de agua muy buena, presentando calidades de agua excelentes (121-152) en los dos muestreos de época seca y calidades de agua entre regular (57) a buena (82, 68 y 93) en época lluviosa. Ambos puntos obtuvieron valores de diversidad relativamente altos.

Los puntos 2, 8 y 10 no pertenecen a ningún grupo. Los puntos 2 y 8 presentaron calidades de agua buena (63-97) en todos sus muestreos y el punto 10 presentó calidades muy buenas en los primeros muestreos de cada época (114 y 112), calidad de agua buena en el segundo muestreo (99) y calidad excelente en el cuarto muestreo (148). Este comportamiento obedece a la alta diversidad de familias existentes, cuya sobrevivencia depende de la calidad del agua de dichos puntos de muestreo cuyas áreas de drenaje se encuentran con cobertura vegetal relacionada principalmente con café y bosque. Por último, es importante mencionar que el punto 10 se encuentra en la parte alta de la cuenca.

En los puntos que obtuvieron mejores puntajes se encontraron, a diferencia de los demás puntos, familias como Ptilodactilidae (Coleoptera), Heptageniidae (Ephemeroptera) e Hydrobiosidae (Trichoptera) los cuales presentan poca tolerancia a la contaminación y presentan puntajes de 7, 10 y 10 respectivamente. Además Flowers (2010) asegura que los Heptageniidae son habitantes de quebradas limpias con corrientes rápidas y Springer (2010) menciona que la gran mayoría de las especies de tricópteros habitan ríos y quebradas de aguas limpias y bien oxigenadas.

Además de no encontrarse las familias mencionadas anteriormente, en los puntos con calidades de agua deficientes se encontraron las familias Tabanidae (Díptera), Caenidae (Ephemeroptera), Naucoridae (Hemiptera) y la clase Gastrópoda. Estas clases taxonómicas son representantes de aguas con mediana y mala calidad o ambientes perturbados (Cárdenas, *et al.*, 2007).

Se encontró mayor diversidad de familias en aguas con mejor calidad que en aguas con calidad pobre (figura 27). Estos resultados son respaldados por estudios que muestran que las aguas de buena calidad son los que poseen mayor diversidad biológica (Auquilla, Astorga y Jiménez, 2005; Cárdenas, *et al.*, 2007; Chará J., 2003; Chará, Pedraza, Giralta e Hincapié, 2007; Rodríguez, Ríos, Espinosa, Cedeño y Jiménez, 2016; Salvatierra, 2012). Además estadísticamente se encontró una relación entre los resultados del índice BMWP-CR y el índice de diversidad de Shannon, con un valor de p de 3.41E-08 y un valor del coeficiente de Spearman de 0.72 que indica una correlación positiva moderada. En términos generales, los ambientes lóticos, especialmente los ríos de aguas limpias y bien oxigenadas, son los ecosistemas de agua dulce que albergan la mayor diversidad de macroinvertebrados (Hanson, *et al.*, 2010).

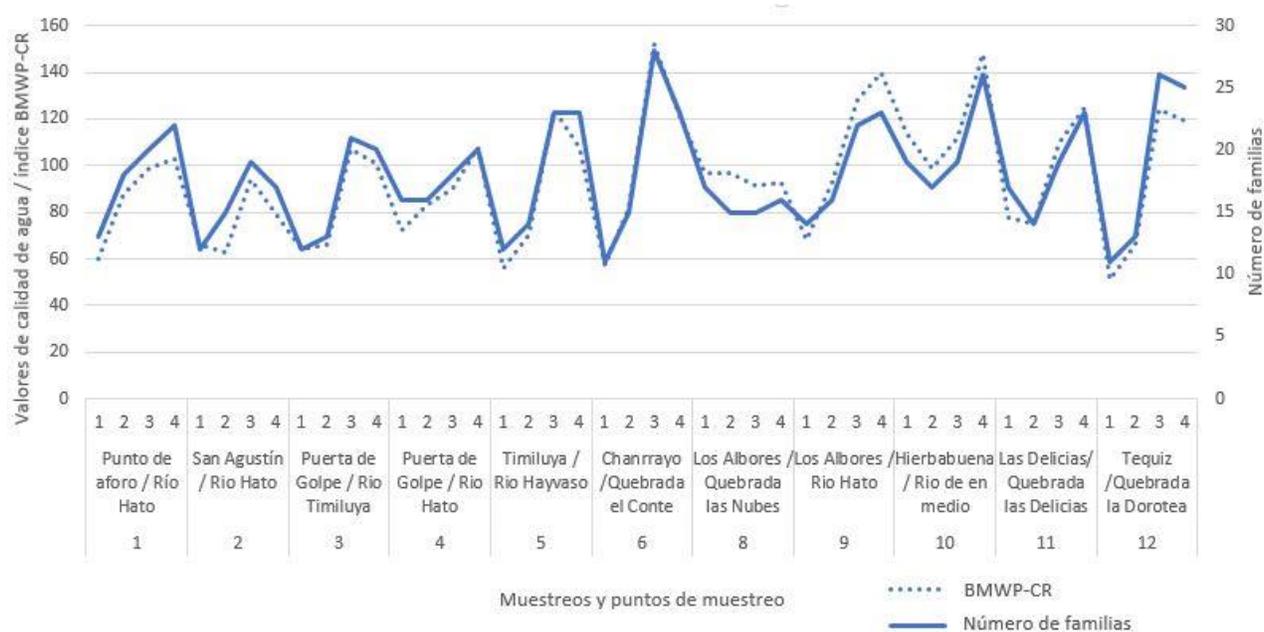


Figura 27: Relación entre el número de familias por punto de muestreo y la calidad del agua con el índice BMWP-CR

6.1.3.2 Resultados del índice IBF-SV

La calidad del agua de la cuenca del río Hato promediando los resultados de todos los puntos de muestreo es regular (5.4). Según el índice IBF-SV la calidad del agua de los puntos muestreados oscila entre pobre y muy buena. No se encontraron calidades de agua excelentes ni muy pobres. Los resultados se observan en el cuadro 14 y se grafican en la figura 28 y 29.

Cuadro 14: Resultados de calidad de agua con el índice IBF-SV

	M1	M2	M3	M4	\bar{x}					
1 Punto de aforo / Río Hato	4.6	B	4.3	B	5.3	R	5.8	RP	5.00	B
2 San Agustín / Río Hato	5.5	R	5.7	R	5.5	R	5.5	R	5.55	R
3 Puerta de Golpe / Río Timiluya	5.6	R	5.3	R	5.7	R	5.5	R	5.53	R
4 Puerta de Golpe / Río Hato	5.7	R	5.8	RP	5.3	R	5.4	R	5.55	R
5 Timiluya / Río Hayvaso	5.6	R	5.2	R	6	RP	6	RP	5.70	R
6 Chanrrayo /Quebrada el Conte	5.1	R	4.9	B	5.5	R	5.2	R	5.18	R
7 Chanrrayo / Quebrada San Miguel	5.9	RP	5.8	RP					5.85	RP
8 Los Albores / Quebrada las Nubes	5.1	R	4.7	B	6	RP	6	RP	5.45	R
9 Los Albores / Río Hato	4.5	B	4.6	B	4	MB	4	MB	4.28	B
10 Hierbabuena / Río de en medio	5	B	5.6	R	4.8	B	4.7	B	5.03	R
11 Las Delicias / Quebrada las Delicias	5.8	RP	5.8	RP	5.3	R	4.9	B	5.45	R
12 Tequiz /Quebrada la Dorotea	6	RP	5.9	RP	6.2	RP	6.9	P	6.25	RP
Promedio (\bar{x})	5.4	R	5.3	R	5.4	R	5.4	R	5.38	R

Calidades de agua: MB-Muy buena, B-Buena, R-Regular, RP-Regular pobre, P-Pobre

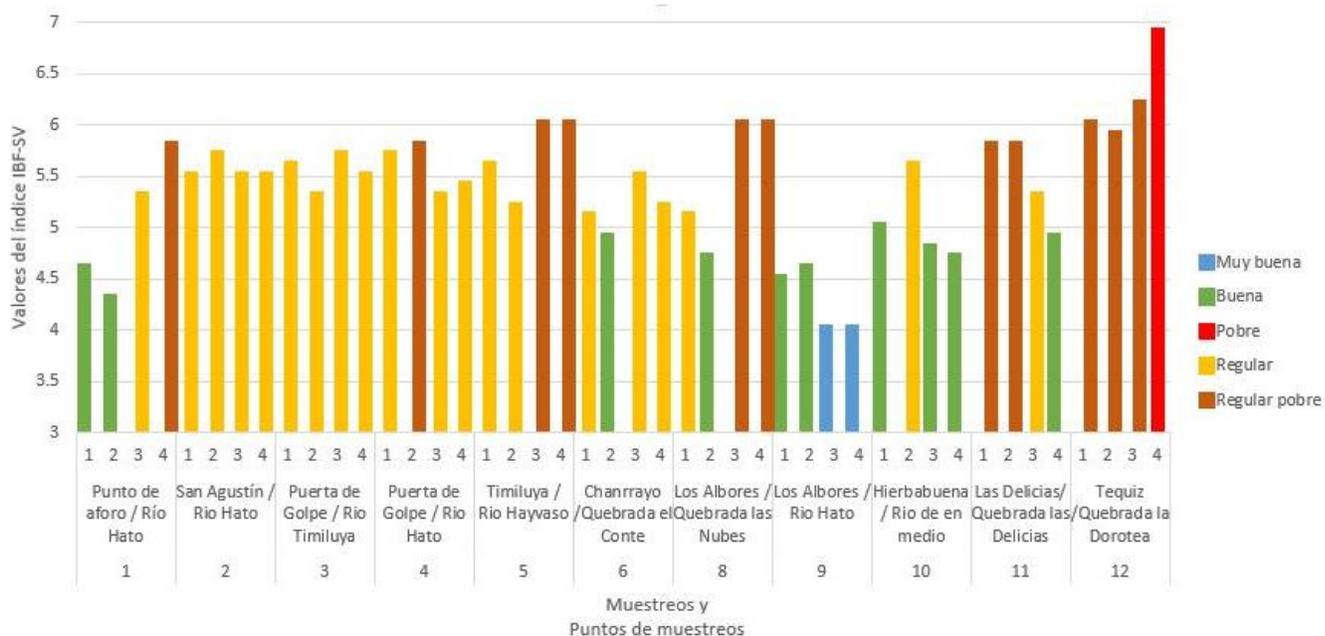


Figura 28: Resultados de calidad de agua según el índice IBF-SV

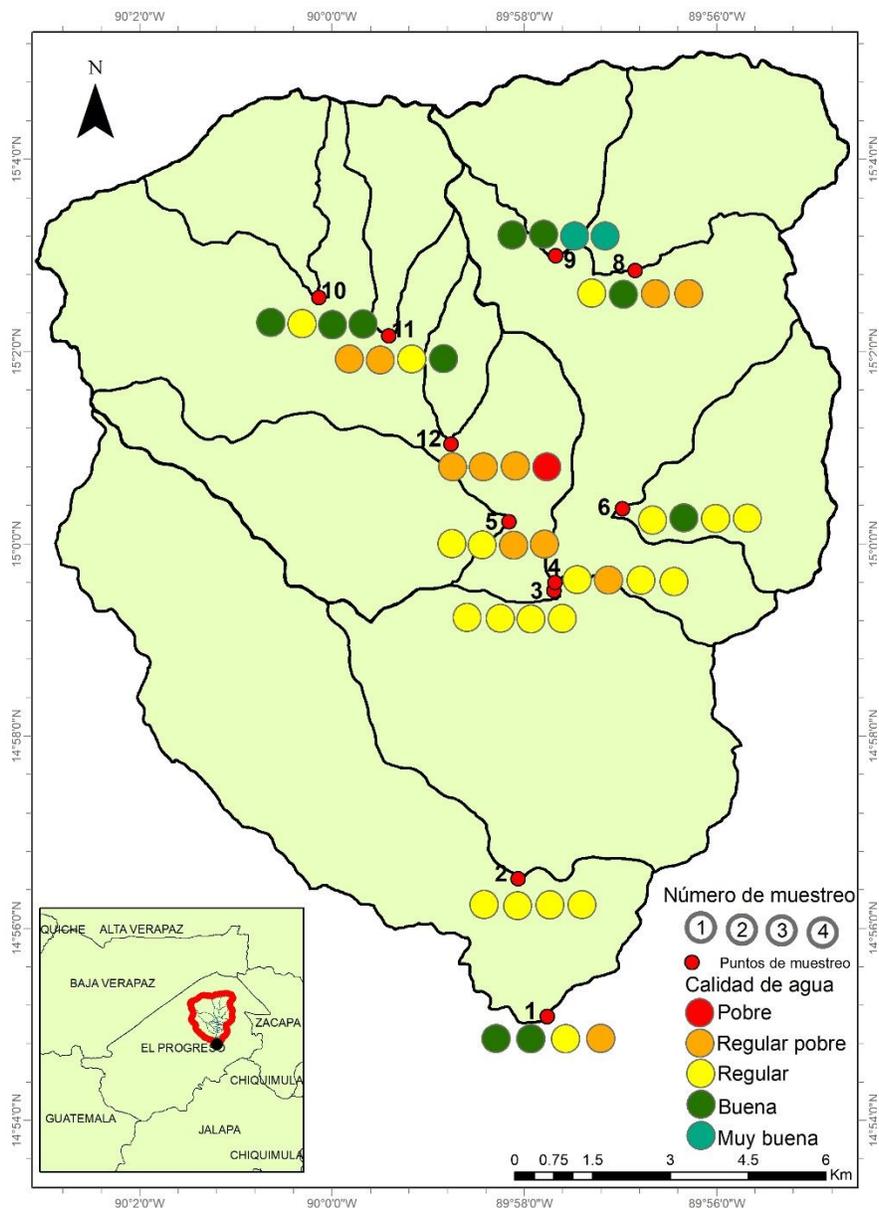


Figura 29: Mapa de calidad de agua por punto de muestreo según índice IBF-SV

En la época lluviosa la calidad de agua oscila entre regular pobre y buena, y en la época seca los valores de calidad de agua se encuentran entre pobre y muy buena. A diferencia del índice BMWP-CR, en el índice adaptado para El Salvador no existe relación entre la variabilidad climática y los valores de calidad de agua. Cinco puntos de muestreo obtuvieron mejor calidad de agua en la época lluviosa, 4 puntos obtuvieron mejor calidad de agua en época seca y 2 puntos de muestreo tuvieron calidades de agua muy similares en ambas épocas. Estos datos concuerdan con el resultado de la prueba T ($p=0.48$) que

indica que no existe diferencia significativa entre los resultados de la época seca y la época lluviosa para la calidad de agua determinada con base en la metodología IBF-SV.

Lo anterior se debió principalmente a que cambió de manera diferente en cada punto de muestreo la abundancia de los individuos en familias clave en cada época. Por ejemplo, en el punto 1 la disminución de la abundancia de los caracoles afectó negativamente al puntaje de calidad de agua en la época seca ya que estos están valorados en este índice como medianamente sensibles. Para los puntos 2 y 3 se obtuvieron abundancias similares en las familias encontradas por lo que no afectó los valores de calidad de agua. En el punto 8 hubo un descenso de la calidad de agua en los muestreos de época seca ya que la familia dominante en estos fue la Chironomidae, la cual es una familia con un rango amplio de tolerancia a la contaminación. Finalmente en los puntos 9 y 10, se incrementó el número de individuos de familias con mucha sensibilidad a la contaminación como Heptageniidae y Ptilodactylidae en los muestreos de época seca lo cual influyó positivamente en el resultado de la calidad de agua.

Según los resultados del análisis de conglomerados (figura 30) los puntos de muestreo se dividen en cuatro. El punto 9 Los Albores / Río Hato y el punto 12 Tequiz /Quebrada la Dorotea se encuentran aislados de los demás grupos y son los que presentaron la mejora y la peor calidad de agua respectivamente. El punto 9 obtuvo una buena calidad de agua en los primeros dos muestreos con valores de 4.5 y 4.6, y obtuvo una calidad de agua muy buena con valores de 4 para los muestreos de época seca. Lo anterior puede tener relación con que el 60.52% del área de drenaje del punto 9 es bosque y no está influenciado por área urbana. Además que se encuentra en la parte alta de la cuenca.

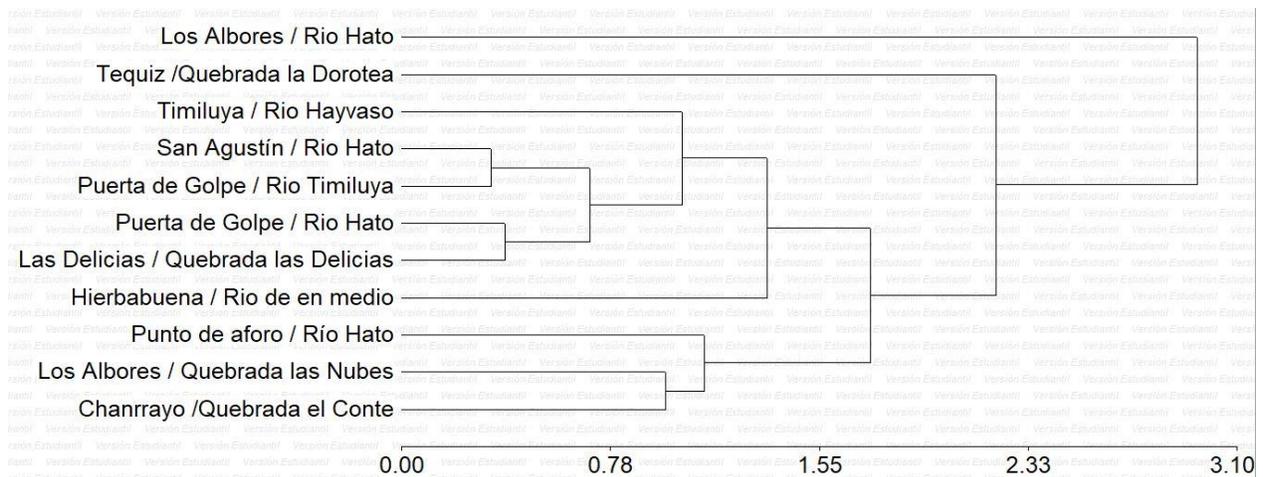


Figura 30: Dendrograma del análisis de conglomerados del índice IBF-SV por punto de muestreo

La calidad de agua del punto de muestreo 12 se encontró entre pobre a regular pobre donde los valores fueron de 6, 5.9, 6.2 y 6.9. En este caso hubo una reducción evidente de la calidad de agua en el último muestro debido a que se incrementó el número de individuos de la familia Chironomidae la cual es indicadora de aguas contaminadas (Sermeño, *et al.*, 2010). Este punto presentó los valores de diversidad más bajos y tiene un 75.75% de su área de drenaje cubierta de cultivo de café.

El análisis de conglomerados agrupó a los puntos de muestreo 10, 5, 11, 4, 3 y 2 en un mismo conjunto. Estos seis puntos de muestreo presentaron en promedio una calidad de agua regular con valores de promedio entre 5 y 5.7. La calidad de agua de sus muestreos oscila entre regular pobre y regular (5.2-6), con excepción del punto 10 y el último muestreo del punto 11 que presentaron una buena calidad de agua (4.7-5). El otro grupo está compuesto por los puntos 1, 6 y 8. Estos presentaron calidades de agua entre regular (5.1-5.3) a buena (4.3-4.9) en la época lluviosa. En la época seca la calidad de agua de estos puntos disminuyó oscilando entre regular pobre (5.8-6) a regular (5.2-5.3).

Estadísticamente no se encontró correlación ($\rho=-0.17$) entre este índice y el índice de diversidad biológica, pero esto no indica que las variables sean independientes una de la

otra. Lo anterior se debe a que el índice adaptado para El Salvador pondera no solo la presencia y ausencia de las familias si no también su abundancia (Sermeño, *et al.*, 2010). Lo que provoca que la riqueza de familias no esté directamente relacionada con la calidad de agua ya que esta última es un promedio de los puntajes de los grupos taxonómicos.

Con relación a la asignación de puntaje de ambos métodos es importante mencionar que en el filo Mollusca solo se encontraron caracoles, los cuales no se pudieron identificar a nivel de familia ya que se requiere de mucha experiencia y los gastrópodos son un grupo poco conocido. Debido a que en el punto de muestreo 1 la cantidad de individuos de la clase gastropoda encontrados es significativa con relación al total de individuos encontrados en el mismo, fue necesario colocarles un puntaje.

El puntaje que se les asignó para el índice BMWP-CR fue de 3 ya que a todas las familias de mollusca se les da ese valor (Mafla, 2005). Mientras que para el IBF-SV existen 3 familias con puntaje: Planorbiidae (7), Physidae (9) y Hydrobiidae (4). Los caracoles encontrados en esta investigación tenían estrías y su apertura era del lado derecho por lo que no podían ser de la familia Planorbiidae la cual se caracteriza por tener un caparazón en forma de espiral y tener la apertura enfrente. Tampoco podían ser de la familia Physidae ya que esta tiene la apertura del lado izquierdo. Por lo que se les asignó el puntaje de la familia Hydrobiidae que, aunque no se pudo comprobar que fueran de esta familia, es la más similar ya que se caracteriza por tener la apertura del lado derecho (Mafla, 2005).

Con el orden Lepidóptera sucedió algo similar. No se logró identificar la familia a la que pertenecían los individuos encontrados por lo que se les asignó el valor de la única familia de Lepidóptera que toman en cuenta las metodologías, Pyralidae para el IBMWP-CR y Crambidae para el IBF-SV. Ambas con un puntaje de 5.

6.1.3.3 Comparación entre los índices BMWP-CR y IBF-SV

Ambos índices concuerdan con que los puntos de muestreo 9 y 10 son unos de los que poseen mejor calidad de agua y el punto 12 el que posee peor calidad de agua. El uso de la tierra más representativo en los puntos 9 y 10 es el bosque con 60.25% y 58.69% respectivamente, mientras que el punto 12 tienen un mayor porcentaje de café con 75.75%.

Las mejores calidades de agua se encontraron en la parte alta de la cuenca lo cual concuerda con los resultados de Ordoñez, V. (2011), donde la zona alta de la cuenca del estudio presentó los ríos con mayor integridad ecológica.

En general los puntajes que se le otorga a cada familia son bastantes similares pero en algunos casos el índice BMWP-CR tiende a colocar que las familias son más sensibles a la contaminación en comparación con los puntajes del IBF-SV. También se debe mencionar que algunas familias encontradas no las toman en cuenta alguno o ambos índices. El índice adaptado para Costa Rica no toma en cuenta 4 familias (Gerridae, Hebridae, Mesoveliidae y Veliidae) y el índice adaptado para El Salvador no toma en cuenta 5 familias (Haliplidae, Athericidae, Megapodagrionidae, Polythoridae y Protoneuridae). Ambos índices no toman en cuenta la familia Amphipterygidae. Las familias que no toma en cuenta el IBF-SV representan el 1.36% mientras que el índice BMWP-CR no considera el 8.8% de las familias encontradas en este estudio.

Estadísticamente no existe una relación entre los resultados de los índices utilizados ($p=0.4053$). Esto concuerda con los resultados encontrados por Chávez y Orantes (2010) en su estudio realizado en el río Sensunapán, El Salvador en donde las calidades del agua de ambos índices presentaron diferencias muy marcadas. Esto probablemente se debe a que el índice modificado para Costa Rica es un método que pondera solamente la presencia o ausencia de las familias de macroinvertebrados, mientras que el IBF-SV considera la riqueza específica y la abundancia relativa de los macroinvertebrados

encontrados, presentando por consiguiente una mayor sensibilidad para el análisis de la calidad del agua y dando un puntaje más balanceado y representativo (Sermeño, *et al.*, 2010).

Sermeño *et al.*, (2010) mencionan que el índice BMWP-CR tiende a sobreestimar la calidad ambiental del agua en los ríos de El Salvador. Tomando en cuenta los resultados dónde el índice adaptado para Costa Rica le dio a la mayoría de puntos de muestro una calificación entre buena a excelente y el índice IBF-SV presentó calidades de agua principalmente regulares, y las observaciones en campo se puede afirmar que en este estudio, al igual que en El Salvador, el índice BMWP-CR sobreestima la calidad de agua de los ríos muestreados.

6.2 DETERMINACIÓN DEL ESTADO ECOLÓGICO DE LAS FRANJAS RIBEREÑAS

En general las franjas ribereñas muestreadas en la subcuenca del río Hato se encuentran degradadas. En las figuras 31 y 32 y en el cuadro 15 se muestran los resultados del índice RQI para cada uno de los 12 tramos muestreados. En este cuadro se puede observar que las franjas ribereñas muestreadas obtuvieron valores entre 28 y 80 por lo que se encuentran entre los estados ecológicos muy pobre a bueno. La mayoría de los puntos tienen franjas ribereñas con estado ecológico regular.

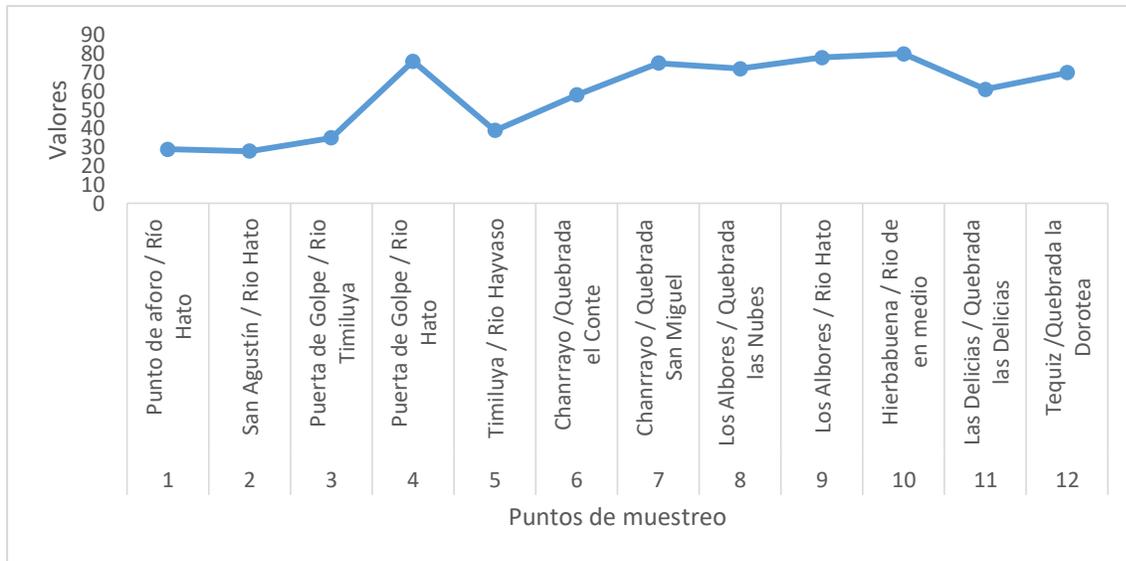


Figura 31: Valores del índice RQI

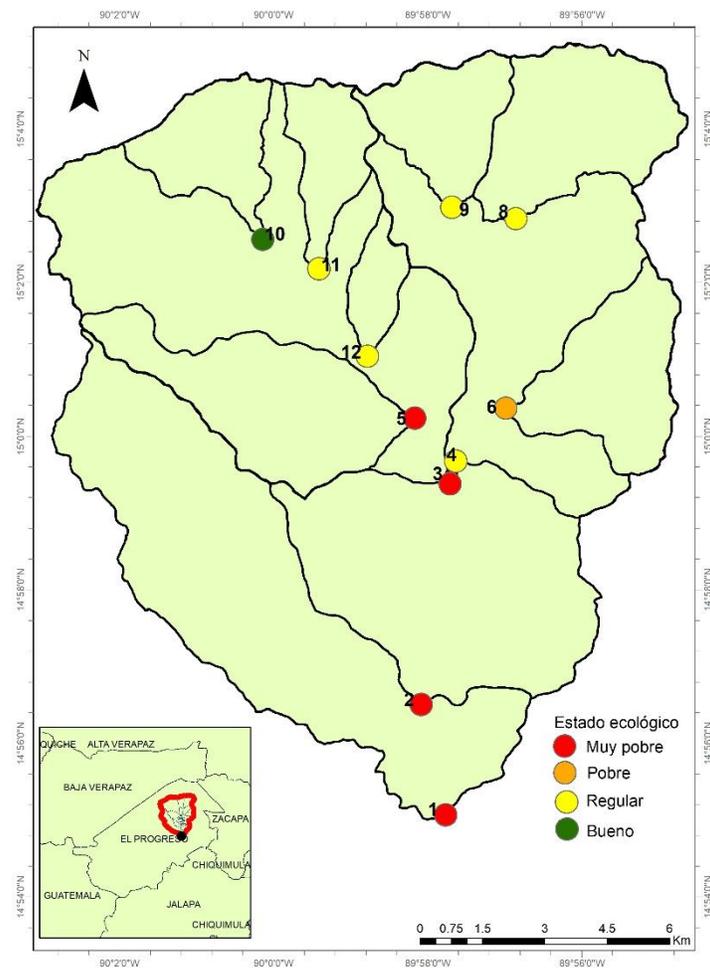


Figura 32: Mapa de los resultados del estado ecológico de las franjas ribereñas

Cuadro 15: Estado ecológico de las franjas ribereñas por medio del índice RQI

Puntos	Tipo de valle	Atributos evaluados												RQI	Estado
		1		2		3		3.1		4	5	6	7		
		MI	MD	MI	MD	MI	MD	MI	MD						
1	III	4	2	1	1	4	3	1	1	2	3	4	3	29	Muy pobre
2	III	4	2	1	1	4	3	2	1	2	2	4	2	28	Muy pobre
3	II	2	2	1	2	4	4	1	1	2	5	6	5	35	Muy pobre
4	II	10	9	7	7	5	5	3	2	8	7	7	6	76	Regular
5	II	4	3	1	1	3	3	2	2	5	3	7	5	39	Muy pobre
6	Ic	5	6	4	5	6	6			5	7	8	6	58	Pobre
7	Ia	7	9	6	7	7	7			8	10	8	6	75	Regular
8	Ia	9	8	5	6	7	7			4	10	9	7	72	Regular
9	Ia	9	9	8	7	8	7			6	10	9	5	78	Regular
10	Ib	8	8	6	5	8	8			9	9	10	9	80	Bueno
11	Ib	8	7	3	3	7	8			4	8	7	6	61	Regular
12	Ia	8	7	5	4	8	7			8	7	9	7	70	Regular

Leyenda de puntos: 1=Punto de aforo/Río Hato, 2=San Agustín/Río Hato, 3=Puerta de Golpe/Río Timiluya, 4=Puerta de Golpe/Río Hato, 5=Timiluya/Río Hayvaso, 6=Chanrrayo/Quebrada el Conte, 7=Chanrrayo/Quebrada San Miguel, 8=Los Albores/Quebrada las Nubes, 9=Los Albores/Río Hato, 10=Hierbabuena/Río de en medio, 11=Las Delicias/Quebrada las Delicias, 12=Tequiz/Quebrada la Dorotea.

De acuerdo con los resultados del análisis de conglomerados para el índice RQI (figura 30) fue posible distinguir dos grupos de tramos. Los puntos 1, 2, 3 y 5 presentaron franjas ribereñas con un estado ecológico muy pobre con puntajes entre 10 a 39 (ver la descripción de los puntos en la leyenda del cuadro 15), debido a que tienen más de cuatro atributos en un estado malo y el resto en estado regular. Esto puede deberse a que en estos puntos hay presencia de zonas urbanas en su área de drenaje.

El punto 6 obtuvo un puntaje de 58 equivalente a franjas ribereñas con un estado pobre. Debido, principalmente, a que los usos de la tierra predominantes en su área de drenaje están relacionados con la agricultura y tiene 0.06% de área urbana. Los puntos 4, 7, 8, 9, 11 y 12 tuvieron valores entre 60 a 79 los cuales muestran un estado ecológico regular, lo que indica que al menos dos o tres atributos de las riberas están degradados en su

funcionamiento y el resto tiene amenazas de degradación (cuadro 9). Estos puntos poseen menor porcentaje de zonas urbanas en sus áreas de drenaje y algunos como el 8, 9 y 11 su uso de la tierra predominantes es el bosque.

Por último, el punto 10 obtuvo un valor de 80 equivalente a franjas en buen estado. Puede deberse a que no posee zona urbana en su área de drenaje y el 58.69% de la misma está cubierto por bosque. En los anexos 21 al 33 se encuentran algunas fotografías de los puntos de muestreo que evidencian el estado de las franjas ribereñas y sustentan las puntuaciones dadas.

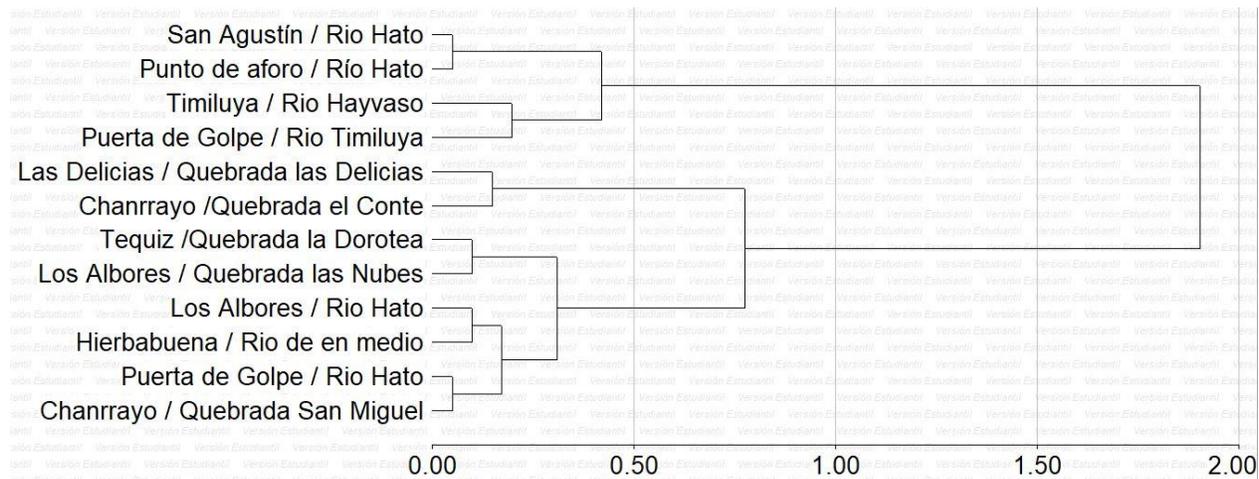


Figura 33: Dendrograma del análisis de conglomerados del índice RQI por punto de muestreo

Los atributos que puntuaron más bajo fueron el 2 (dimensiones de anchura del espacio con vegetación) en ambos márgenes (MI y MD) y el 3.1 (composición y estructura de la vegetación tras la orilla) de igual manera en ambos márgenes. Esto se debe a que los usos de la tierra adyacentes al río reducen el ancho y alteran la composición de las franjas ribereñas, debido a que en su mayoría son diversas al bosque. Los atributos que obtuvieron los puntajes más altos en la mayoría de muestras fueron el 1 (continuidad longitudinal de la vegetación), el 5 (condiciones de la orilla) y el 6 (conectividad transversal).

Las franjas ribereñas que presentaron los mejores estados ecológicos se encontraron en la parte alta de la subcuenca mientras que las franjas más degradadas fueron aquellas presentes en la parte baja de la subcuenca. Ordoñez, V. (2011) encontró que en la zona alta de la cuenca estudiada se encontraron los ríos con mayor integridad ecológica y el mejor estado de la vegetación ribereña y en la zona baja la vegetación ribereña mostró una disminución asociada a los efectos negativos de los usos de la tierra presentes en las cuencas.

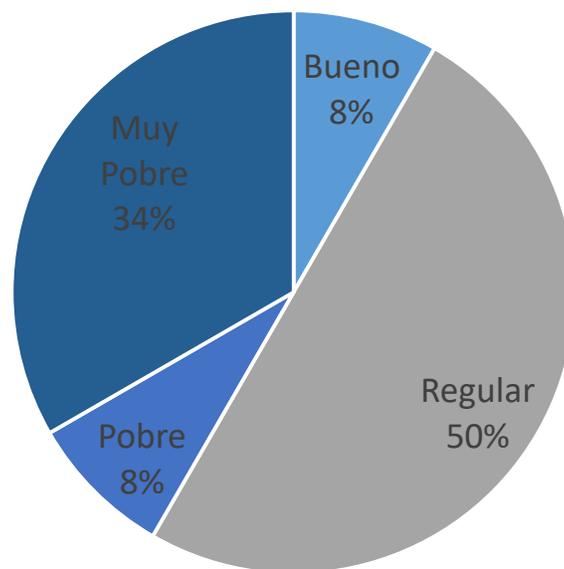


Figura 34: Estado ecológico de las franjas ribereñas representado en porcentaje

Tal y como se mencionó anteriormente, en la figura 34 se evidencia que la mayoría (92%) de las franjas ribereñas muestreadas se encuentran moderada y severamente alteradas. De esto, el 50% de las franjas tienen un estado ecológico **regular**, el 34% poseen un estado ecológico **muy pobre** y el 8% posee un estado ecológico **pobre**. Esto indica, según el cuadro 8, que existe la necesidad de rehabilitar y restaurar estas riberas para asegurar o reintroducir la funcionalidad hidrológica y ecológica de las mismas o mejorar su situación actual respecto a su estado de máximo potencial. Con respecto al 8% de las franjas ribereñas que poseen una calidad ecológica buena es necesario que exista un

interés de protección para prevenir la alteración y mejorar la integridad de las funciones ribereñas.

Según Machtinger (2007), NSW Department of Primary Industries (2005) y Zaines (2007) la degradación de las franjas ribereñas se da por los cambios en la hidrología, geomorfología y la vegetación causados por actividades humanas tales como el mal manejo forestal, las malas prácticas agrícolas, la urbanización, diferentes tipos de recreación, la remoción total o modificación de las plantas nativas y la introducción de especies exóticas al área. En la subcuenca del río Hato se observó que las áreas agrícolas se encontraban casi en el margen del cauce de los ríos y una remoción de las plantas nativas e introducción de especies alóctonas posiblemente por la incidencia de áreas urbanas y agrícolas.

6.3 DETERMINACIÓN DE LA RELACIÓN ENTRE LA CALIDAD DEL AGUA, EL ESTADO DE LAS FRANJAS RIBEREÑAS Y LOS USOS DE LA TIERRA

6.3.1 Determinación de las áreas de drenaje y del porcentaje de los usos de la tierra

Los usos de la tierra que se determinaron, a través del mapa de usos de la tierra de Guatemala 2012, dentro de la cuenca fueron: agricultura anual, árboles dispersos, bosques, café, caña de azúcar, cuerpos de agua, cultivos permanentes arbóreos, espacios abiertos con poca o sin vegetación, pastizales, urbano, vegetación arbustiva baja (Guamil-Matorral) y zonas agrícolas heterogéneas. Los usos de la tierra que tienen mayor presencia en las áreas de drenaje de los puntos de muestreo son vegetación arbustiva baja, bosques, café, agricultura anual y pastizales.

La vegetación arbustiva baja se encuentra en mayor porcentaje en los puntos 1 “Punto de aforo / Río Hato”, 2 “San Agustín Acasaguastlán / Río Hato” y 5 “Timiluya / Río Hayvaso” con 48.91%, 44.52% y 42.99% respectivamente. Los puntos con mayor porcentaje del uso de la tierra con bosques son el 8 “Los Albores / Quebrada las Nubes”, 9 “Los Albores / Río Hato” y 10 “Hierbabuena / Río de en medio” con 76.82%, 60.25% y

58.69% respectivamente. En el punto 12 “Tequiz / Quebrada la Dorotea” predomina el café con 75.75%. El punto 6 “Chanrrayo / Quebrada el Conte” es el punto que posee un mayor porcentaje de agricultura anual (18.44%) aunque sus usos predominantes son la vegetación arbustiva baja y el café.

El porcentaje total de área urbana en la subcuenca es de 0.80%. Los puntos de muestreo de la parte alta de la cuenca 8, 9, 10 y 11 no poseen, según el Mapa de Usos de la Tierra de Guatemala 2012, un porcentaje de zona urbana en su área de drenaje. Es importante mencionar que los puntos con mayor porcentaje de área urbana son el 1 (0.80%), 2 (0.48%) y 12 (0.23).

En la figura 35 se muestra en un mapa los usos de la tierra perteneciente a cada una de las áreas de drenaje. Para mayor detalle en los anexos 34 al 44 se muestran las áreas de drenaje de cada punto de muestreo con sus respectivos usos de la tierra en mapas individuales. Además se puede observar los porcentajes de cada uso de la tierra.

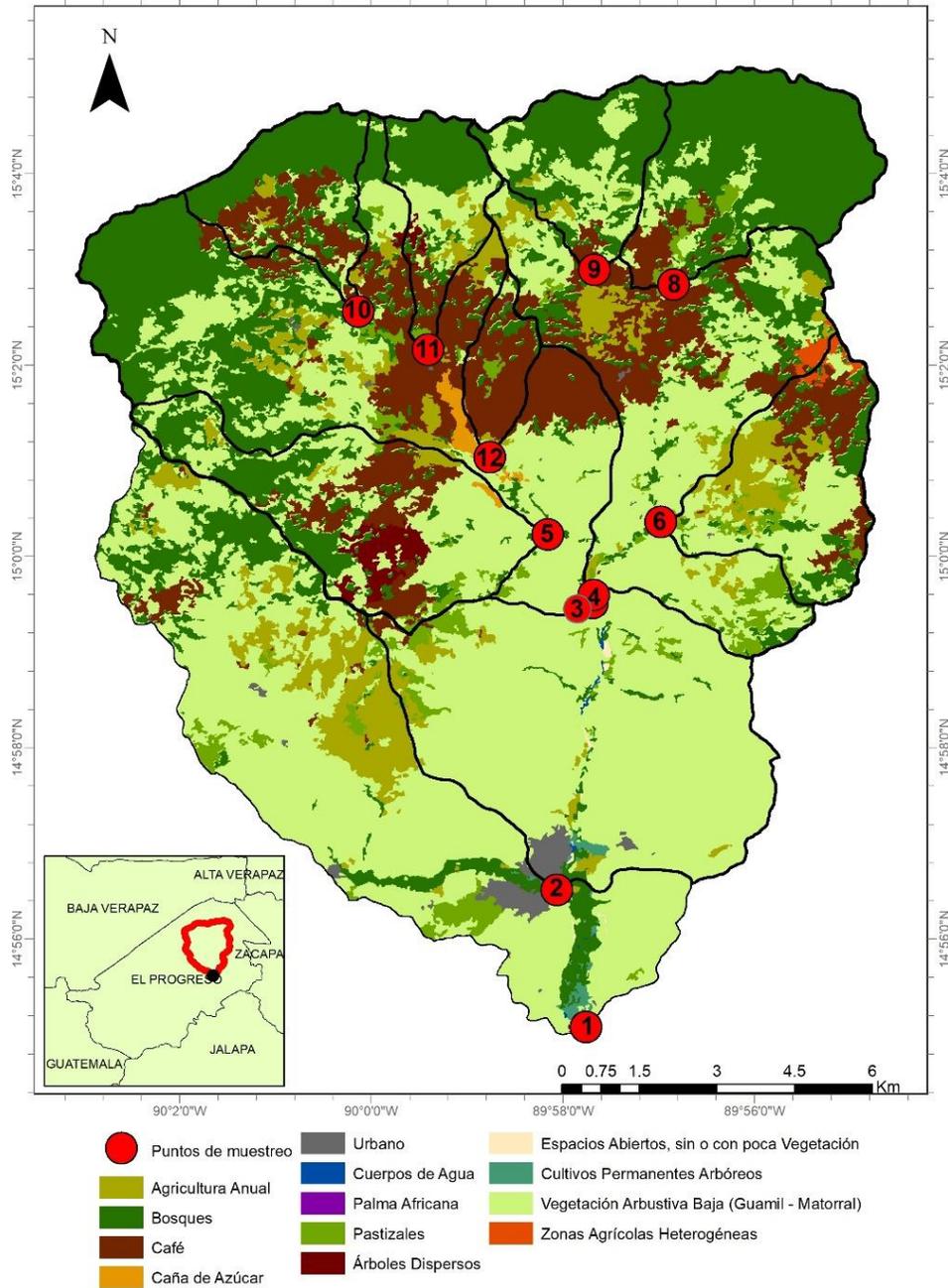


Figura 35: Mapa de usos de la tierra por área de drenaje

6.3.2 Determinación de la relación entre el estado de las franjas ribereñas y la calidad del agua

El índice RQI y la metodología de determinación de la calidad de agua adaptada para Costa Rica (BMWP-CR) presentan una correlación positiva ($p < 0.05$). Esto significa que mientras mejor sea el estado ecológico de las franjas ribereñas la calidad del agua de los ríos de la subcuenta será mejor, y la calidad del agua disminuirá según el grado de

degradación de las franjas ribereñas. En el cuadro 16 se muestran los resultados de la correlación entre estado de las franjas ribereñas, sus atributos y la calidad del agua.

Esta relación entre calidad de agua y franjas ribereñas se ha observado en muchas investigaciones (Arcos, 2005; Chará A. , 2012; Chará J. , 2003; Johnson, Mcnair, Srivastowa y Hart, 2007; Ordoñez J., 2011; Shandas y Alberti, 2009; Sweeney, 1993; Vondracek, Balann, Cox, Nerbonne, Mumford, Nerbone, Sovell y Zimmerman, 2005). Lo anterior se debe a que las funciones ecosistémicas de las franjas ribereñas tales como el aumento de la infiltración, la reducción de la velocidad de la escorrentía, la protección de suelos de la erosión y la absorción de los contaminantes (Vigiak, *et al.*, 2007), se pierden o se reducen cuando las zonas ribereñas se encuentran degradadas disminuyendo la calidad del agua y afectando el hábitat acuático (Camargo, Chará, Giraldo, Chará-Serna y Pedraza, 2010; Machtinger, 2007; Steel, *et al.*, 2010).

Cuadro 16: Relación entre calidad del agua (BMWP-CR) y el estado ecológico de las franjas ribereñas

		BMWP-CR p-valor	C. ρ	Interpretación
	RQI	0.02249	0.34337	Correlación positiva
	Tipo de valle	0.60323	0.08055	No correlación
Atributos	1 MD	0.19762	0.19800	No correlación
	1 MI	0.07631	0.27000	No correlación
	2 MD	0.07001	0.27576	No correlación
	2 MI	0.12196	0.23665	No correlación
	3 MD	0.18036	0.20571	No correlación
	3 MI	0.19298	0.20002	No correlación
	3.1 MI	0.12296	0.29841	No correlación
	3.1 MD	0.01223	0.46700	Correlación positiva
	4	0.06054	0.28525	No correlación
	5	0.02800	0.33136	Correlación positiva
	6	0.02079	0.34758	Correlación positiva
	7	0.07002	0.27576	No correlación

Además algunos de los atributos evaluados: composición y estructura de la vegetación ribereña tras la orilla del margen derecho (3.1D), condiciones de la orilla (5) y conectividad transversal (6) también presentan una correlación positiva con el mismo índice con valores de p de 0.012, 0.028 y 0.021 respectivamente. Esto se da debido a que estos

atributos están relacionados con el estado ecológico de los ecosistemas acuáticos, los cuales influyen en distribución y abundancia de los macroinvertebrados bentónicos y en la calidad del agua.

6.3.3 Determinación de la relación entre los usos de la tierra y la calidad del agua

Algunos usos de la tierra presentan una correlación con la calidad del agua de los ríos, los cuales se muestran en el cuadro 17. Esta relación, si bien, es pobre, de igual manera indica que existe una vinculación entre las dos variables.

Cuadro 17: Relación entre los usos de la tierra y la calidad de agua (BMWP-CR y IBF-SV)

Usos de la tierra	BMWP-CR	C. ρ	Interpretación	IBF-SV	C. ρ	Interpretación
% Bosque	0.2204	0.1885	No correlación	0.015	-0.3660	Correlación negativa
% Ausencia de bosque	0.2204	-0.1885	No correlación	0.015	0.3660	Correlación positiva
% Agricultura anual	0.6142	-0.0781	No correlación	0.210	-0.1927	No correlación
% Café	0.9956	0.0008	No correlación	0.021	0.3476	Correlación positiva
% Caña de azúcar	0.0779	-0.2686	No correlación	0.003	0.4395	Correlación positiva
% Urbano	0.0286	-0.3302	Correlación negativa	0.081	0.2660	No correlación
% Vegetación arbustiva baja	0.1503	-0.2205	No correlación	0.303	-0.1589	No correlación
% Árboles dispersos	0.1699	-0.2106	No correlación	0.246	0.1786	No correlación
% Cultivos permanentes arbóreos	0.1389	-0.2267	No correlación	0.565	-0.0892	No correlación
% Espacios abiertos	0.1389	-0.2267	No correlación	0.565	-0.0892	No correlación
% Pastizales	0.1966	-0.1984	No correlación	0.043	0.3064	No correlación
% Zonas agrícolas heterogéneas	0.3117	-0.1561	No correlación	0.540	-0.0950	No correlación

El uso Urbano presenta una correlación negativa con los resultados del índice BMWP-CR con un p-valor de 0.0286 y un coeficiente de Spearman (C. ρ) de -0.3302. Los usos de la tierra bosque (p-valor 0.0145), los usos de la tierra diferentes al bosque (p-valor 0.0145), café (p-valor 0.0208), caña de azúcar (p-valor 0.0028) y pastizales (p-valor 0.0436) se relacionan con el índice IBF-SV. El bosque tiene una correlación negativa (C. ρ -0.3660) y los otros usos una correlación positiva (C. ρ 0.3660, 0.3476, 0.4395 y 0.3064).

En este estudio, como se puede ver en los resultados anteriormente expuestos, se encontró que los ríos de la subcuenca del río Hato presentaron mejores calidades de agua cuando la cobertura forestal era mayor en las áreas de drenaje. Esto concuerda con los estudios de Huang, *et al.*, (2013) y Ding, *et al.*, (2015) los cuales identificaron que las tierras con bosque y pradera tienen una influencia positiva en la calidad del agua. Ordoñez, V., (2011) encontró una relación directa de a mayor superficie de cobertura vegetal natural mejor calidad ecológica de los ríos y Snyder, *et al.*, (2003) descubrieron una relación negativa entre la concentración de nitrógeno total y la porción de sedimentos con el bosque. Por lo que esta relación positiva del bosque con el agua puede deberse a varios factores: i) los bosques reducen y retienen las concentraciones de nitrógeno y fósforo, ii) no aportan contaminantes al ecosistema acuático, iii) la capacidad del bosque de regular el caudal del río y el flujo del agua o iv) el aumento de la infiltración del agua que aportan los bosques.

Ordoñez, V., (2011) encontró que la integridad del ecosistema acuático de los ríos del Páramo es susceptible a la conversión de la cobertura vegetal natural a zonas intervenidas. La disminución de la cobertura vegetal provoca contaminación por sedimentos que reduce la penetración de la luz y aumenta la absorción de metales, fósforo y sustancias orgánicas hidrofóbicas (Kiersch, 2002). Además que aumenta la escorrentía y el ingreso del agua al río. Por lo que es de esperarse que las áreas con usos de la tierra diferentes al bosque tengan un impacto negativo en la calidad del agua (ausencia de bosque: p -valor < 0.05).

Por otro lado la relación entre la calidad de agua y el uso urbano fue negativo (a mayor uso urbano menor calidad de agua). Evidenciando que las áreas urbanas tienden a degradar la calidad del agua (Ding, *et al.*, 2015; Huang, *et al.*, 2013). Estudios han demostrado que los centros poblados son el uso de la tierra que más afecta a la integridad ecológica de los ríos (Njue, Kach, Hitimana y Sirmah, 2016; Ordoñez V., 2011; Snyder,

et al., 2003) debido a que provoca cambios drásticos del caudal, alteraciones en la morfología del cauce, incrementos de la cantidad de sedimentos suspendidos, degradación de la calidad del agua (Snyder, *et al.*, 2003), disminución de la permeabilidad de la cuenca, disminución de la infiltración y aumento de la escorrentía superficial (Paul y Meyer, 2001).

La agricultura tiene un efecto negativo en los ecosistemas fluviales debido al incremento de las concentraciones de nutrientes (Ordoñez V. , 2011) y cambios en la hidrología del río, reduciendo la infiltración lo cual puede resultar en menos variabilidad de la morfología del cauce e incremento de la temperatura del agua (Chará, A., 2012). Los usos de la tierra caña de azúcar y café son cultivos agrícolas y presentaron una correlación positiva con el índice IBF-SV (a mayor área agrícola mayor el valor del índice, es decir menor calidad del agua) lo cual concuerda con varios estudios que encontraron relación entre las concentraciones de nitrógeno y las áreas agrícolas (Chará A., 2012; Huang, *et al.*, 2013; Njue, *et al.*, 2016; Snyder, *et al.*, 2003) y que la agricultura tiene impactos negativos en las condiciones del ecosistema del río (Chará A. , 2012). Según Ongley (1996) las actividades agrícolas pueden incrementar el flujo de nitrógeno en los cuerpos de agua por la utilización de fertilizantes.

Tomando en cuenta los hallazgos de Snyder, *et al.*, (2003) que aseguran que los esfuerzos para moderar los impactos urbanos a través de proteger las áreas ribereñas pueden no ser suficientes para mantener la integridad biológica de los ríos, por lo menos en cuencas grandes. En la subcuenca del río Hato, además de restaurar, rehabilitar y conservar las franjas ribereñas, es necesario conservar la cobertura vegetal natural para mantener y mejorar la calidad del ecosistema fluvial.

También se debe tomar en cuenta que el potencial de cada uso de la tierra para impactar la calidad de agua a través de la pérdida de contaminantes depende de varios factores relacionados con las prácticas de manejo tales como la frecuencia y cantidad de la

aplicación de fertilizantes, manejo de efluentes, tiempo de cultivo y cosecha, y factores de clima y del paisaje como la precipitación, la pendiente y el tipo de suelo (Ryder Consulting, 2013). Es por eso que, adicionalmente, se necesitan implementar proyectos de mejores prácticas de manejo agrícolas o adoptar sistemas de agricultura sostenible con el objetivo de reducir los contaminantes provenientes de las actividades agrícolas que puedan llegar a los ríos.

6.3.4 Determinación de la relación entre el estado de las franjas ribereñas y los usos de la tierra

Adicionalmente se decidió determinar la relación que existe entre las franjas ribereñas muestreadas y los usos de la tierra que se encuentran dentro de las áreas de drenaje. Estadísticamente se determinó una correlación entre la mayoría de los usos de la tierra y el valor del índice RQI. En el cuadro 18 se muestra el valor de p y el coeficiente de Spearman (ρ) pertenecientes a la relación entre los valores de RQI y los usos de la tierra. Los usos de la tierra urbano, vegetación arbustiva baja y árboles dispersos presentaron una relación moderada negativa, los usos de la tierra caña de azúcar, ausencia de bosque, cultivos permanentes arbóreos y espacios abiertos con o sin poca vegetación presentaron una correlación parcial negativa, la agricultura anual y las zonas agrícolas heterogéneas mostraron una correlación pobre negativa, el bosque mostró una correlación parcial positiva y los usos de la tierra café y pastizales no tienen correlación con el índice de la calidad de la vegetación ribereña.

Cuadro 18: Relación entre usos de la tierra y el valor RQI

Usos de la tierra	P-valor	Interpretación	C. ρ	Interpretación
% Bosque	6.78E-05	Correlación	0.5636	Parcial positiva
% Ausencia de bosque	6.78E-05	Correlación	-0.5636	Parcial negativa
% Agricultura anual	0.021633	Correlación	-0.3454	Pobre negativa
% Café	0.518375	No correlación	-0.1	
% Caña de azúcar	4.70E-06	Correlación	-0.6295	Parcial negativa
% Urbano	6.05E-08	Correlación	-0.7118	Moderada negativa
% Vegetación arbustiva baja	1.23E-07	Correlación	-0.7	Moderada negativa
% Árboles dispersos	2.48E-08	Correlación	-0.7257	Moderada negativa
% Cultivos permanentes arbóreos	1.05E-06	Correlación	-0.6607	Parcial negativa
% Espacios abiertos	1.05E-06	Correlación	-0.6607	Parcial negativa
% Pastizales	0.173155	No correlación	-0.2090	
% Zonas agrícolas heterogéneas	0.036727	Correlación	-0.3158	Pobre negativa

Meek, Richardson y Mucina (2010) y Méndes-Toribo, Zermeño-Hernández e Ibarra-Manríquez (2014) encontraron, en sus estudios, que existe una relación entre la estructura y el funcionamiento de la vegetación ribereña y los usos de la tierra presentes en la cuenca. Esta relación puede ser positiva como se encontró en el presente estudio para el uso de la tierra correspondiente a bosque: a mayor porcentaje de bosque en la cuenca mejor es el estado ecológico de las franjas ribereñas. Lo cual concuerda con los resultados de Snyder, Young, Vilella y Lemarié (2003) donde las franjas ribereñas se encuentran en mejor estado en las áreas donde la cobertura forestal es mayor. O negativa, como para el resto de los usos de la tierra, donde el estado de las franjas ribereñas disminuye con el aumento de la presencia de estos usos de la tierra.

La disminución del estado ecológico de las franjas ribereñas puede estar relacionado con la perturbación ejercida de actividades antropogénicas como la tala de árboles, remoción de comunidades de plantas, incendios y forrajeo de ganado en las orillas de los ríos (Méndes-Toribio, *et al.*, 2014) asociadas a los usos de la tierra diferentes al bosque que se encuentran dentro de la subcuenca, y no necesariamente al margen de las franjas ribereñas (todos los que se encuentran dentro del área de drenaje). Por lo que los usos de la tierra afectan a las franjas ribereñas tanto directa como indirectamente. Méndes-Toribio, *et al.*, (2014) apuntan que la disminución de las especies en el bosque de galería se da especialmente en las zonas donde el uso de la tierra del área de influencia es agricultura y zonas urbanas.

En este estudio los usos de la tierra considerados como agricultura (agricultura anual, café, caña de azúcar, cultivos permanentes arbóreos y zonas agrícolas heterogéneas) representan, con excepción del café, un impacto negativo para las franjas ribereñas. Lo cual concuerda con algunos estudios que indican que la agricultura influye en la pérdida de vegetación ribereña (Chará A. , 2012; Ordoñez V. , 2011), reduce la presencia de escombros leñosos, hojarasca y la estabilidad de las orillas (Snyder, *et al.*, 2003). Además

Chará, *et al.*, (2012) afirman que la reducción del bosque de galería es considerado uno de los impactos negativos más importantes de la agricultura intensiva en el ecosistema fluvial. En cuanto a las áreas urbanas también existen estudios que han comprobado que estas afectan negativamente a la vegetación ribereña (Moffatt, McLachlan y Kenkel, 2004; Ordoñez V., 2011; Snyder, *et al.*, 2003).

También se encontró correlación entre algunos usos de la tierra y el tipo de valle (cuadro 19). El bosque tiene una correlación negativa ya que en el estudio existe mayor porcentaje de bosque en los tipos de valle menores (Ia, Ib y Ic), es decir valles con pendientes iguales o superiores a 45°, correspondientes a tramos altos de montañas con cauces pequeños o medianos y sinuosidad del río elevada (cuadro 8). Mientras que los usos de la tierra diferentes al bosque, muestran una correlación positiva, debido a que se encuentran más presentes en los tipos de valle mayores (II y III) que corresponden a valles relativamente abiertos con laderas inferiores a 45° y un cauce de mayor tamaño, son frecuentes en tramos medios y bajos de los ríos (cuadro 8). Esta situación obedece principalmente a la pendiente que se encuentra en los diversos tipos de valle. Para el área de estudio, en la parte alta predominan los valles tipo I y en la parte media y baja los valles II y III.

Cuadro 19: Relación entre usos de la tierra y tipo de valle

	p-valor	Interpretación	C.ρ	Interpretación
% Bosque	0.046703	Correlación	-0.3015	Pobre negativa
% Ausencia de bosque	0.046703	Correlación	0.3015	Pobre positiva
% Caña de azúcar	0.000525	Correlación	0.5014	Parcial positiva
% Urbano	9.051E-09	Correlación	0.7406	Moderada positiva
% Vegetación arbustiva baja	1.818E-11	Correlación	0.8140	Significativa positiva
% Árboles dispersos	0.000154	Correlación	0.5400	Parcial positiva
% Cultivos permanentes arbóreos	1.096E-08	Correlación	0.7379	Moderada positiva
% Espacios abiertos	1.096E-08	Correlación	0.7379	Moderada positiva
% Zonas agrícolas heterogéneas	0.006052	Correlación	0.4074	Pobre positiva

Los atributos evaluados para la determinación del RQI también tienen correlación con los usos de la tierra. Los usos de la tierra que tuvieron correlación con casi todos los atributos evaluados fueron el bosque, ausencia de bosque, caña de azúcar, urbano, vegetación

arbustiva, árboles dispersos, cultivos permanentes arbóreos y espacios abiertos sin o con poca vegetación. A manera de ejemplo se puede mencionar la relación positiva del bosque con las condiciones de las orillas (p-valor 1.2E-0.7 y C.p 0.7) que concuerda con los resultados de Snyder *et al.*, (2003).

También se puede mencionar la relación negativa entre las dimensiones de anchura de la vegetación ribereña y los usos de la tierra relativos a la agricultura: Caña de azúcar (p-valor 1.94E-06 MI 1.80E-07 MD), vegetación arbustiva baja (p-valor 2.28E-05 MI 0.0001 MD), cultivos permanentes arbóreos (p-valor 0.0001 MI 1.57E-05 MD) y a las zonas urbanas (p-valor 0.0001 MI 7.37E-05 MD). Los resultados anteriores coinciden con Ordoñez, V. (2011) que encontró una relación de la agricultura y las áreas urbanas con la reducción del ancho de las franjas ribereñas.

Es importante mencionar que la pérdida de vegetación ribereña podría causar efectos negativos en los procesos físicos y biológicos de los ríos por pérdida de la conectividad latera y longitudinal entre el ecosistema terrestre y acuático (Shandas y Alberti 2009 citados por Ordoñez, V. 2011; Steel, Hughes, Fullerton, Schmutz, Young, Fukushima, Muhar, Poppe, Feist y Trautwein, 2010).

6.4 PROPUESTA PARA LA CONSERVACIÓN Y REHABILITACIÓN DE LAS FRANJAS RIBEREÑAS

Tomando en cuenta que los resultados reflejaron que las franjas ribereñas se encuentran degradadas y que el análisis estadístico demostró que a menor calidad del estado de la vegetación ribereña menor calidad de agua es necesario crear una estrategia de gestión para la conservación y rehabilitación de las zonas ribereñas y así mejorar su calidad. González y García (1998) citados por Quevedo (2008) mencionan que las prioridades para tomar acciones de restauración tienen que ir orientadas inicialmente a la prevención de futuros deterioros, luego a la conservación y protección y por último la restauración y rehabilitación. Además Velasco, Robledano, Bruno, Zapata, Calvo y Millán (2015) indican

que los tramos valorados con estado regular deben ser prioridad para la recuperación debido a su alto potencial. De acuerdo con lo anterior, las estrategias para rehabilitar las franjas ribereñas de la subcuenca del río Hato, deberán ir enfocadas primero a la protección de los tramos en estado bueno, luego a la restauración de los tramos en estado regular y finalmente a la rehabilitación de los tramos pobres y muy pobres.

Como alternativas que se pueden implementar en los tramos con estado ecológico de regular a muy pobre se presentan las siguientes:

a) Incrementar el ancho de las franjas ribereñas

El ancho de las zonas de amortiguamiento ribereñas es la variable controlable más importante para determinar la efectividad de la reducción de los contaminantes y la protección de la salud del río (Gilliam, Osmond y Evans, 1997). Las dimensiones de anchura necesarias para que las zonas ribereñas puedan cumplir sus funciones ambientales dependen del tamaño del río, del tipo de suelo, de la pendiente, de las presiones exteriores, del uso de la tierra y de las propias características de la vegetación (Hawes y Smith, 2005; Magdaleno, 2013). Al momento de sugerir un ancho para cierto río se deben de tomar en cuenta estos factores y tener presente las funciones de las franjas ribereñas que se quieran proteger o satisfacer (Gayoso y Gayoso, 2003; Gilliam, *et al.*, 1997; Hawes y Smith, 2005).

Por tal motivo, con base en los criterios que se señalan en el anexo 46, donde se expone los anchos recomendados según la función que se desea proteger, se sugiere que en la cuenca del río Hato se conserve una amplitud de al menos 30m continuos por margen a lo largo del cauce debido a que en la región se desarrollan actividades agrícolas que pueden ser fuentes de contaminación difusa.

La mayoría de decisiones acerca de la anchura de las zonas ribereñas y las restricciones de manejo asociadas a ellas están comprometidas entre el ancho ideal basado en las metas ambientales, las limitaciones sociológicas y económicas, los objetivos de manejo del propietario y los derechos de propiedad (Gayoso y Gayoso, 2003; Gilliam, *et al.*, 1997). Es por eso que se debe realizar un acuerdo con los agricultores, dueños de las tierras adyacentes y actores clave para recuperar las zonas ribereñas y que las acciones para incrementar el ancho de las franjas ribereñas sea exitoso.

b) Mejorar la composición y estructura de la vegetación por medio de reforestación

Vilela, Vieira, Mello y Paterno (2016) mencionan que en Brasil la utilización de reforestación mixta con especies nativas es aceptada como una de las formas más efectivas de promover la regeneración natural de las áreas degradadas, debido a que se espera que el crecimiento de las plantas de la reforestación genere una interacción dinámica entre plantas y animales que inducirán a un proceso de regeneración natural en los años siguientes. Es por eso que para el mejoramiento de la composición y la estructura de la vegetación, el cual fue uno de los atributos valorados bajos en este estudio, se propone reforzar la población vegetativa mediante la plantación de especies autóctonas en las franjas ribereñas.

Es importante que la reforestación se realice con especies locales, para que se asegure una adecuada variabilidad y mezcla de genéticas nativas. Además, estas especies se desarrollan bien en las condiciones del sitio, por lo que se adaptan al medio y se encuentran en equilibrio con los demás organismos del ecosistema. Al utilizar elementos autóctonos también se minimiza el efecto de la intervención humana (Magdaleno, 2013).

Hawes y Smith (2005) aseguran que la combinación de tipos de vegetación ayuda a maximizar la eficiencia y diversidad de los beneficios que la franja ribereña provee. Además tomando en cuenta que los diferentes tipos de vegetación tienen una eficiencia

diferente para las distintas funciones, dentro de la reforestación se deben plantar especies arbóreas, arbustivas y herbáceas o pastos.

Tomando como base el tipo de franjas ribereñas de tres zonas (anexos 47 y 48) desarrollado por el Servicio Forestal de USDA en 1991, se propone que los primeros 20m de la franja ribereña se planten especies arbóreas y arbustivas locales y los 10m restantes que se encuentra entre los usos de la tierra adyacentes y el extremo de la primera zona de la franja ribereña sean pastos. Esta distribución se debe a que las gramíneas tienen una mayor efectividad para atrapar los sedimentos y filtrar los nutrientes mientras que los árboles y arbustos poseen una alta capacidad de reducir la erosión de la orilla y controlar la temperatura del agua (anexo 49). Además en la zona de la ribera adyacente al cauce se propone que no se permita ninguna intervención antropogénica y en la zona de la ribera restante si se permitan intervenciones pero bajo ciertas restricciones.

También se propone realizar un inventario de especies locales de árboles, arbustos y pastos que sean tolerantes a las inundaciones y a la deposición de sedimentos para que sea más fácil la selección de la especies a reforestar. Se debe realizar inventarios diferentes para la parte baja, media y alta de la cuenca debido a que las condiciones ambientales cambian en cada una de ellas. Todas estas medidas se deben realizar mediante acuerdos con las comunidades y los actores claves.

c) Eliminación de especies invasoras y exóticas

En varios de los tramos muestreados de la subcuenca del río Hato se encontró caña y café a la orilla del cauce del río, entre otras especies exóticas. Según Magdaleno (2013) una de las técnicas y medidas más usadas en la recuperación de las riberas fluviales es la eliminación de las especies exóticas debido a que estas le hacen competencia a las especies locales y cambian la estructura de la vegetación de la franja. Es por eso que se propone como alternativa para restaurar las franjas ribereñas eliminar todas las especies

que no son nativas de la subcuenca antes de comenzar con la reforestación y de esta manera abrirle espacio a la regeneración natural necesaria para la recuperación de la estructura de las riberas fluviales.

d) Promover la continuidad longitudinal del río

Hawes y Smith (2005) aseguran que las franjas ribereñas son más efectivas cuando son continuas y Ceccon (2003) menciona que la rehabilitación de un terreno ribereño alterado se puede lograr mucho más rápido si se encuentra en un paisaje continuo. Por lo tanto, aunque la continuidad longitudinal de la vegetación fue uno de los atributos que obtuvo los valores más altos, es de suma importancia monitorear este atributo para conservarlo en un buen estado y reforestar los espacios vacíos que favorecen a la discontinuidad longitudinal con especies de árboles y arbustos nativos del área.

e) Monitoreo del estado de las franjas ribereñas

Una de las medidas más importantes es tomar acciones de control de la eficacia de las intervenciones de restauración y recuperación (Mamani, 2011; Velasco, *et al.*, 2015). Se recomienda aplicar el índice RQI a los mismos tramos después de la aplicación de las medidas de restauración para poder valorar de qué modo han mejorado los atributos de la ribera, verificar si se han cumplido los objetivos de rehabilitación, o si, por el contrario se han mantenido o incluso acrecentado las causas de degradación (Hernández, Domínguez y Monteagudo, 2013).

Es importante resaltar que la protección de las zonas ribereñas de los ríos tributarios es esencial debido a que la vegetación de las riberas de los ríos de orden más bajo tienen mayor influencia positiva en la calidad del agua que zonas de amortiguamiento más anchas en corrientes de órdenes más altos que ya transportan agua contaminada. Por lo que es fundamental que los ríos efímeros o intermitentes mantengan vegetación de tal modo que ayuden a atrapar y reducir el flujo de los contaminantes. (Hawes y Smith,

2005). Por lo anterior en la subcuenca del río Hato se debe tomar como prioridad conservar y restaurar los ríos tributarios y los que se encuentran en la parte alta de la cuenca.

VII. CONCLUSIONES

La calidad del agua de la subcuenca del río Hato oscila entre buena a regular de acuerdo a las metodologías BMWP-CR e IBF-SV respectivamente. Lo cual se explica debido a los impactos generados por los usos de la tierra que se encuentran dentro de la subcuenca sobre el ecosistema acuático y la degradación de las franjas ribereñas.

Las áreas de drenaje con mejor calidad de agua son la 9 “Los Albores / Río Hato” y la 10 “Hierbabuena / Río” de en medio las cuales se encuentran en la parte alta de la subcuenca y tienen como uso predominante el bosque. Por otro lado, el área de drenaje con peor calidad de agua es el punto 12 “Tequiz /Quebrada la Dorotea” que se encuentra en la parte media de la subcuenca. Esto se debe a que posee tres cuartas partes del área con cultivos de café y es uno de los puntos de muestreo con mayor porcentaje de área urbana.

Se encontró diferencia significativa entre los resultados de calidad de agua de la metodología BMWP-CR y el índice IBF-SV. Esto se explica ya que la primera metodología pondera solamente la presencia de las familias de macroinvertebrados, mientras que el IBF-SV considera la abundancia relativa de las mismas, presentando una mayor sensibilidad para el análisis de la calidad del agua.

La calidad del agua, la diversidad biológica y la abundancia de individuos de los puntos de muestreo disminuyeron en la época lluviosa debido a que en esta época el ecosistema

se encuentra más afectado, especialmente por el aumento de sólidos, la crecida del caudal y la disminución de oxígeno.

Se encontró mayor diversidad de familias de macroinvertebrados en aguas con mejor calidad, lo cual obedece a que los invertebrados acuáticos se ven afectados por factores como sedimentación, contaminación de las aguas, disponibilidad de oxígeno, entre otros.

Los puntos de muestreo de la subcuenca obtuvieron valores de diversidad biológica entre bajos a medios. Esto indica que se encuentran sometidos a una fuerte tensión antrópica.

En términos generales el estado ecológico de las franjas ribereñas de la subcuenca del río Hato está en un estado muy degradado debido a las presiones ejercidas de las distintas actividades antropogénicas presentes en la subcuenca hacia las franjas ribereñas. Por lo que es necesario realizar un plan de restauración y así recuperar las funciones ecosistémicas de las franjas ribereñas.

Existe correlación entre el estado ecológico de las franjas ribereñas y la mayoría de los usos de la tierra debido a que las actividades antropogénicas asociadas a esos usos modifican la composición y funcionamiento de la vegetación ribereña, ya sea de manera positiva o negativa.

El mayor deterioro de las franjas ribereñas se encuentra en la parte baja y media de la subcuenca donde los usos son principalmente agrícolas y existe una mayor presencia de zonas urbanas en comparación con la parte alta de la cuenca.

El mejor estado ecológico de las franjas ribereñas se encontró en la parte alta de la cuenca donde predomina el uso de la tierra bosque. Debido a que este actúa como una zona de amortiguamiento más amplia y protege el estado de las franjas ribereñas.

La vegetación arbustiva baja, el bosque, el café, la agricultura anual y los pastizales son los usos de la tierra que tienen mayor presencia en las áreas de drenaje de los puntos de muestreo, y la zona urbana está mayor representada en la parte baja de la cuenca.

La calidad del agua se ve afectada por la degradación del estado ecológico de las franjas ribereñas debido a que las funciones ecosistémicas como el aumento de la infiltración, la reducción de la velocidad de la escorrentía, la protección de suelos de la erosión y la absorción de los contaminantes se pierden afectando el hábitat acuático.

Varios atributos de las franjas ribereñas evaluados no presentaron relación con la calidad de agua debido a que la retención de contaminantes está influenciada por muchos factores como el tipo de vegetación, la profundidad de las raíces y los patrones hidrológicos y bioquímicos, y no solo por la estructura de la franja.

El uso de la tierra urbano a pesar de representar un bajo porcentaje (0.80%) del área de la cuenca afecta enormemente a la calidad del agua debido a que provoca cambios drásticos del caudal, alteraciones en la morfología del cauce, incrementos de la cantidad de sedimentos suspendidos, degradación de la calidad del agua, disminución de la permeabilidad de la cuenca lo que provoca disminución de la infiltración y aumento de la escorrentía superficial.

Los usos de la tierra diferentes al bosque específicamente los cultivos de caña de azúcar, café y los pastizales afectan negativamente la calidad del agua de los ríos de la

subcuenca del río Hato. Lo cual se explica porque estos provocan incremento de las concentraciones de nutrientes por la utilización de fertilizantes, cambios en la hidrología del río y reducción de la infiltración.

La calidad de agua tiene una relación positiva con el uso de la tierra bosque esto puede deberse a que la cobertura forestal reduce y retiene las concentraciones de nitrógeno y fósforo, a que no aporta contaminantes al ecosistema acuático, a la capacidad del bosque de regular el caudal del río y el flujo del agua o al aumento de la infiltración del agua que aportan los bosques.

VIII. RECOMENDACIONES

Implementar medidas de manejo integrado de cuencas dentro de la subcuenca del río Hato así poder encontrar un equilibrio entre las actividades humanas y los impactos que estas tienen, buscando una sostenibilidad ambiental y un desarrollo sostenible. Deben desarrollarse capacidades que faciliten la participación real de todos los actores tomando en cuenta un enfoque sistémico.

Es necesario crear una estrategia de gestión para la conservación y rehabilitación de las franjas ribereñas que esté enfocada en incrementar el ancho de las franjas ribereñas, mejorar la composición y estructura de la vegetación por medio de la reforestación, eliminar especies invasoras y exóticas, promover la continuidad longitudinal del río y monitorear el estado de las franjas ribereñas. Y que tome en cuenta el involucramiento de todos los actores, el establecimiento de los recursos necesarios y plasme la forma de la gestión financiera.

Con base en el presente estudio se recomienda que en investigaciones futuras dentro de la región se utilice la metodología IBF-SV para determinar la calidad del agua con base en macroinvertebrados bentónicos, ya que es la metodología que mejor se adapta al área.

Coordinar charlas de capacitación y talleres de educación ambiental con las comunidades y con los dueños de las tierras de la subcuenca del río Hato sobre la importancia, el manejo y protección de las franjas ribereñas y los impactos que generan los diferentes usos de la tierra a las mismas y a la calidad del agua.

Realizar una mediación pedagógica con la comunidad y agricultores de los resultados y la discusión de esta investigación para que se promuevan y faciliten procesos de concientización ambiental.

Implementar un proyecto de pagos por servicios ambientales para la protección de las franjas ribereñas y así incentivar y compensar a los propietarios que protejan adecuadamente estas áreas.

Crear convenios de cooperación con el INAB para la implementación de proyectos de incentivos forestales enfocados en la restauración de franjas ribereñas.

Promover estrategias y acciones para conservar las áreas con cobertura forestal que aún existen dentro de la subcuenca del río Hato para mantener y mejorar la calidad del ecosistema fluvial.

Establecer convenios con el MAGA para el establecimiento de sistemas agroforestales y silvopastoriles, así como la implementación de tecnologías y prácticas sostenibles en áreas de cultivos agrícolas y ganaderas.

Realizar una investigación específica sobre los impactos del uso urbano sobre la calidad del agua de la subcuenca del río Hato para poder tomar acciones pertinentes para preservar la calidad de agua.

Replicar esta investigación a una escala menor (microcuencas) en la subcuenca del río Hato para obtener resultados más específicos y poder tomar acciones concretas y diferentes para cada microcuenca evaluada.

Para futuras investigaciones se recomienda realizar una digitalización de los usos de la tierra a una escala menor para poder obtener con más detalle los usos de la tierra que influyen sobre los ríos evaluados.

Replicar la presente investigación en otras cuencas del país o realizar investigaciones relacionadas con estado ecológico de las franjas ribereñas y el impacto de los usos de la tierra sobre la calidad del agua a fin de recabar más información sobre el tema a nivel nacional y poder tomar acciones pertinentes para la conservación de los ecosistemas de ríos en el país.

IX. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Acevedo-Benítez, J. Valdez-Vasquez, I. y H. Poggi-Varaldo (2006). *¿Cómo medir la diversidad?* Morelos, México: Tecnológico de estudios superiores de Ecatepec.
- Alberti, S. V. (2009). Exploring the role of vegetation fragmentation on aquatic conditions: Linking upland with riparian areas in Puget Sound lowland streams. *Landscape and Urban Planning*, 90, 66-75.
- Arcos, I. (2005). Efecto del ancho del bosque ribereño en la calidad del agua en la microcuenca del río Sesesmiles, Copán, Honduras. Uso de comunidades de macroinvertebrados bentónicos como organismos indicadores. *Recursos Naturales y Ambiente*(48), 28-34.
- Arosemena, T. (2010). *Gestión del recurso hídrico en la cuenca alta del río Caldera, Panamá*. Turrialba: CATIE.
- Arriola, A. (2012). *Índices de calidad de agua en el río Pinula, cuenca del lago Amatitlán*. Guatemala: Universidad de San Carlos de Guatemala.
- Arroyo, C. y A. Encalada (2009). *Evaluación de la calidad de agua a través de macroinvertebrados bentónicos e índices biológicos en ríos tropicales en el bosque de Neblina Montano*. Ecuador: USFQ.
- Asamblea Nacional Constituyente. (1985). *Constitución Política de la República de Guatemala*. Guatemala.
- Auquilla, R. A. (2005). Influencia del uso del suelo en la calidad del agua en la subcuenca del río Jabonal, costa Rica. *Recursos Naturales y Ambiente*(48), 81-92.
- Baillie, B. y T. Davies (2002). Effects of land use on the channel morphology of streams in Moutere Gravels, Nelson, New Zealand. *Journal of Hydrology*, 41(1), 19-45.
- Baird, D. y T. Telfer (2004). Effects of land use on biotic and abiotic aspects of low-order streams of the Colombian Andes. *Bulletin of the North American Benthological Society*, 21(1), 268.
- Bowden, C. K. (2015). *Water quality assessment: The effect of land use and land cover in urban and agricultural land*. Kansas: Natural Resources and Environmental Science (NRES).
- Broadmeadow, S. y T. Nisbet (2004). The Effects of Riparian Forest Management on the Freshwater Environment: A Literature Review of Best Management Practices. *Hydrology and Earth System Science*, 8(3), 286-305.

- Bustamante, M. (s/f). *Propuesta de diseño de corredor biológico entre la Reserva de Biosfera de la Sierra de las Minas la Región Semiárida del Valle del Motagua*. Guatemala: USAC.
- Camargo, J., Chará, J., Giraldo, P., Chará-Serna, A., y G. Pedraza (2010). Beneficios de los corredores ribereños de *Guadua angustifolia* en la protección de ambientes acuáticos en la Ecorregión Cafetera de Colombia. 1. Efectos sobre las propiedades del suelo. *Recursos Naturales y Ambiente*, 61, 53-59.
- Cárdenas, A. R. (2007). Biodiversidad de macroinvertebrados acuáticos y la calidad del agua en la subcuenca de los ríos Bul Bul y Paiwas, Matiguás, Nicaragua. *Encuentro 2007(77)*, 83-93.
- Carrera, J. G. (2012). Recursos hídricos: mucha agua poca gestión. En IARNA-URL, *Perfil Ambiental de Guatemala 2010-2012 Vulnerabilidad local y creciente construcción de riesgo* (págs. 131-146). Guatemala: URL.
- CATIE-IGN-MAGA-PEDN. (2002). Mapa de las unidades geología de Guatemala.
- CATIE-INAB-MAGA-UIPE-PEDN. (2001). Mapa de capacidad de uso de la tierra de Guatemala.
- Ceccon, E. (2003). Los bosques ribereños y la restauración y conservación de las cuencas hidrográficas. *Ciencias(72)*, 46-53.
- Chará J., Giraldo, P., Chará-Serna, A. y G. Pedraza (2010). Beneficios de los corredores ribereños de *Guadua angustifolia* en la protección de ambientes acuáticos en la Ecorregión Cafetera de Colombia. 2. Efectos sobre la escorrentía y captura de nutrientes. *Recursos Naturales y Ambiente*, 61, 60-66.
- Chará, A. (2012). *Impacts of Agriculture Land Use on Stream Ecosystems of the Coffee-Growing Region of Colombia*. Michigan: University of Michigan.
- Chará, J. (2003). *Manual para la evaluación biológica de ambientes acuáticos en microcuencas ganaderas*. Colombia: Fundación Centro para la Investigación en Sistemas Sostenibles de Producción Agropecuaria. CIPAV.
- Chará, J. P. (2007). Efecto de los corredores ribereños sobre el estado de quebradas en la zona ganadera del río La Vieja, Colombia. *Agroforestería en las Américas(45)*, 75-78.
- Chávez, J. y E. Orantes (2010). *Reconocimiento de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos como alternativa para determinar la calidad del agua del Río Sensunapán, Departamento de Sonsonate, El Salvador, C.A.* San Salvador: Universidad de El Salvador.
- Chen, J. y J. Lu (2014). Effects of Land Use, Topography and Socio-Economic Factors on River Water Quality in a Mountainous Watershed with Intensive Agricultural Production in East China. *Plosone*, 9(8), 12.

- Clausen, J. K. (2000). Water Quality Changes from Riparian Buffer Restoration in Connecticut. *Journal of Environmental Quality*, 29, 1761-1771.
- CONAP. (2015). *Conap*. Obtenido de <http://www.conap.gob.gt/index.php/sigap/areas-protegidas.html>
- Conferencia Hidrográfica del Ebro. (2005). *Metodología para el establecimiento el estado ecológico según la Directiva MARCO del Agua. Protocolos de muestreo y análisis para invertebrados bentónicos*. Ebro: Ministerio de Medio Ambiente URS.
- Congreso de la república de Guatemala. (1989). *Ley de Áreas Protegidas Decreto No. 4-89*. Guatemala.
- Congreso de la República de Guatemala. (1990). *Reglamento de Ley de Áreas Protegidas Acuerdo Gubernativo No. 759-90*. Guatemala.
- Congreso de la República de Guatemala. (1996). *Ley de creación de la autoridad para el manejo sustentable de la cuenca y del lago de Atitlán*. Guatemala.
- Congreso de la República de Guatemala. (1996b). *Ley de creación de la autoridad para el manejo sustentable del lago de Atitlán y su entorno*. Guatemala.
- Congreso de la República de Guatemala. (1998). *Ley de creación de la autoridad para el manejo sustentable de la cuenca del Lago de Izabal, Río Dulce y su cuenca*. Guatemala.
- Congreso de la República de Guatemala. (2003). *Acuerdo Gubernativo Número 697-2003-11-17*. Guatemala.
- Consejo Municipal de Desarrollo del Municipio San Agustín Acasaguastlán. (2010). *Plan de Desarrollo, San Agustín Acasaguastán, El Progreso*. Guatemala: SEGEPLAN/DPT.
- Cranston, P. (1995). Biogeography. En P. C. Armitage, *The Chironomidae. The biology and ecology of non-biting midges* (págs. 62-84). Londres: Chapman & Hall.
- Departments of Soil Science and Biological and Agricultural Engineering. (2002). *Riparian Buffers and Controlled Drainage to Reduce Agricultural Nonpoint Source Pollution*. Raleigh: North Carolina State University.
- Ding, J. J. (2015). Impacts of Land Use on Surface Water Quality in a Subtropical River Basin: A Case Study of the Dongjiang River Basin, Southeastern China. *Water*, 7, 4427-4445.
- Ding, J. Jiang, Y., Fu, L., Liu, Q., Peng, Q. y M. Kang (2015). Impacts of Land Use on Surface Water Quality in a Subtropical River Basin: A Case Study of the Dongjiang River Basin, Southeastern China. *Water*(7), 4427-4445.

- Dosskey, M. V. (2010). The role of riparian vegetation in protecting and improving chemical water quality in streams. *Journal of the American Water Resources Association*, 1-18.
- FAO. (2000). *El futuro de nuestra tierra enfrentando el desafío*. Roma: FAO-PNUMA.
- FDN. (2010). *IV Actualización Plan Maestro Reserva de Biosfera Sierra de las Minas*. Guatemala.
- FDN. (2011). Mapa de ubicación geográfica de asentamientos humanos de la subcuenca del río Hato.
- FDN. (2015). *Fundación Defensores de la Naturaleza*. Obtenido de Sierra de las Minas: <http://www.defensores.org.gt/sierra-de-las-minas>
- FDN. (s/f). Cartografía digital de subcuenca del Río Hato.
- Fernández, P. y P. Díaz (30 de marzo de 2001). *Atención Primaria en la Red*. Obtenido de Relación entre variables cuantitativas: http://www.fisterra.com/mbe/investiga/var_cuantitativas/var_cuantitativas2.pdf
- Flowers, R. y C. de la Rosa (2010). Capítulo 4: Ephemeroptera. *Revista de Biología Tropical*, 58(4), 63-93.
- fmam. (2012). *Actividades sobre uso de la tierra, cambio de uso de la tierra y silvicultura (UTCUTS)*. Fondo para el medio ambiente mundial.
- Forero-Céspedes, A. y G. Reinoso-Flórez (2013). Estudio de la familia Baetidae (Ephemeroptera: Insecta) en una cuenca con influencia de la urbanización y agricultura: Río Alvarado-Tolima. *Revista de la Asociación Colombiana de Ciencia Biológicas*(25), 12-21.
- Foster, C. (2014). *Benthic Macroinvertebrates in Uvas Creek, California, Downstream of a Reservoir*. California: San Jose State University.
- Frankenberger, J. (s/f). *Land Use and Water Quality*. Obtenido de Safe water for the future: <https://engineering.purdue.edu/SafeWater/watershed/landuse.html#top>
- Fundación Defensores de la Naturaleza. (s/fa). Departamentos y municipios de la Reserva de Biosfera Sierra de las Minas.
- García, A., Campos, J., Villalobos, R., Jiménez, F. y R. Solorzano (2005). *Enfoques de manejo de recursos naturales a escala de paisaje: Convergencia hacia un enfoque ecosistémico*. Turrialba, C.R.: CATIE.
- García, W. (s/f). *El sistema complejo de la cuenca hidrográfica*.
- Gayoso, J. y S. Gayoso (2003). *Diseño de granjas ribereñas requerimiento de un ancho mínimo*. Valdivia: Universidad Austral de Chile Facultad de Ciencias Forestales.

- Gilliam, J., Osmond, D. y R. Ewans (1997). *Selected Agricultural Best Management Practices to Control Nitrogen in the Neuse River Basin. North Carolina*. Agricultural Research Service Technical Bulletin, North Carolina State University.
- GIMBOT. (2014). Mapa de uso de la tierra 2012.
- Gliessman, S. (2002). Diversidad y Estabilidad del Agroecosistema. En S. Gliessman, *Agroecología: procesos ecológicos en agricultura sostenible* (págs. 229-250). Turrialba: CATIE.
- Gonzalez, M., García, D., Lara, F. y R. Garilleti (2006). *Índice RIQ para la valorización de las riberas fluviales en el contexto de la directiva marco del agua*. Ingeniería Civil.
- González, M., Hernández, J., Gómez, H., Méndez, T., Paniagua, W., Rodríguez, L., Ruiz, D. y S. Ortiz (2015) *Diagnóstico socioeconómico, potencialidades productivas y propuestas de inversión en municipio de San Agustín Acasaguastlán departamento El Progreso*. USAC. Título contador público y auditor. Guatemala.
- González, N. Sánchez, S. y A. Marinena (s/f). Macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores de calidad de agua del trópico húmedo en las microcuencas de los alrededores de Bluefields, RAAS. *WANI*, 53-63.
- Guerrero, M. (2011). *Determinación del efecto del uso del suelo (influencia antropogénica) sobre la calidad del agua de las fuentes de abastecimiento de la población en la cuencadel río Sarapiquí*. San José: Escuela de Ciencias Exactas y Naturales.
- Hanson, M. (1997). Riparian Forest Revegetation For Water Quality Improvement. *Restoration and Reclamation Review*, 2(1), 1-8.
- Hanson, P. Spinger, M. y A. Ramírez (2010). Capítulo 1: Introducción a los grupos de macroinvertebrados acuáticos. *Revista de Biología Tropical*, 58(4), 3-37.
- Hawes, E. y M. Smith (2005). *Riparian Buffer Zones: Functions and Recommended Widths*. Yale School of Forestry and Environmental Studies.
- Hernández, R. Domínguez, J. y L. Monteagudo (2013). Caracterización ecológica de las riberas del Monumento Natural Laguna del Arquillo como base para su recuperación y restauración. *Evaluación ambiental: Gestión, Seguimiento, Innovación*, 95-104.
- Hofer, T. y P. Warren (2009). *¿Por qué invertir en ordenación de las cuencas hidrográficas?* Roma: FAO.
- Hongmei, B. Wei, M. Yuan, Z. y W. Jun (2014). Relationships between land use patterns and water quality in theTaizi River basin, China. *Ecological Indicators*, 41, 187-197.

- Hoorman, J., Hane, T., Sudmon Jr, T., Dirkson, T. y J. Iles (2008). Agricultural Impacts On Lake And Stream Water Quality In Grand Lake St. Marys, Western Ohio. *Water Air Soil Pollut Int*(193), 309–322.
- Huang, J., Zhan, J., yan, H., Wu, F. y X. Deng (2013). Evaluation of the Impacts of Land Use on Water Quality: A Case Study in The Chaohu Lake Basin. *The Scientific World Journal*, 7.
- IGN. (2007). Shaps de red de drenaje.
- Instituto Nacional de Sismología, Vulcanología, Meteorología e Hidrología. (2015). *INSIVUMEH*. Obtenido de <http://www.insivumeh.gob.gt/estacionesmet.html>
- Jacob, C., Christopher, C., Robinson, T. y V. Vehilinger (2003). Longitudinal effect of experimental floods on stream benthos downstream from a large dam. *Aquatic Sciences*, 65, 223-231.
- Jiménez, F. (Enero de 2005). Gestión integral de cuencas hidrográficas Enfoques y estrategias actuales. *Recursos, ciencia y decisión*(2).
- Johnson T., Mcnair, J., Srivastava P. y D. Hart (2007). Stream ecosystem responses to spatially variable land cover: an empirically based model for developing riparian restoration strategies. *Freshwater Biology*, 52, 680-695.
- Kang J., Lee, S., Cho, K., Ki, S., Cha, S. y J. Kim (2010). Linking land-use type and stream water quality using spatial data of fecal indicator bacteria and heavy metals in the Yeongsan river basin. *Water Research*, 44(14), 4143-4157.
- Kiersch, B. (2002). Impactos del uso de la tierra sobre los recursos hídricos: Una revisión bibliográfica. En FAO, *Relaciones tierra-agua en cuencas hidrográficas rurales* (págs. 37-48). Roma: FAO.
- Li S., Gu, S., Liu, W., Han, H. y Q. Zhang (2008). Water Quality In Relation To Land Use And Land Cover In The Upper Han River Basin, China. *Catena*(75), 216–222.
- López, W. (2013). Análisis del manejo de cuencas como herramienta para el aprovechamiento sustentable de los recursos naturales. *Revista Chapingo Serie Zonas Áridas*, 39-45.
- Lozano, L. (2005). La bioindicación de la calidad del agua: importancia de los macroinvertebrados en la cuenca alta del río Juan Amarillo, cerros oreitnales de Bogotá. *Umbral Científico*(7), 5-11.
- Machtinger, E. (2007). *Riparian Systems*. Estados Unidos: Fish and Wildlife Habitat Management Leaflet.
- Mafla, M. (2005). *Guía para evaluaciones ecológicas rápidas con indicadores biológicos en ríos de tamaño mediano*. Talamanca-Costa Rica. Turrialba: CATIE.
- Magdaleno, F. (2013). Las riberas fluviales. *Ambienta*(104), 90-101.

- Makoba, H. Shivoga, W., Michiri, M. y S. Miller (2008). Use of Benthic Macroinvertebrates as Indicators of Water Quality in River Njoro, Kenya. *Proceeding of Taal 2007: The 12th World Lake Conference* (págs. 2161-2168). Rajasthan, India: ILEC.
- Mamani, A. (2011). *Análisis de algunos componentes de la gestión y la gobernanza del recurso hídrico en la microcuenca del río La Balsa, Costa Rica*. Turrialba: CATIE.
- Martinez, R., Tuya, L., Martínez, M., Pérez, A. y M. Canóva (2009). El coeficiente de correlación de los rangos de Spearman caracterización. *Revista Habanera de ciencias médicas*, 8(2).
- Meek, C., Richarson, M. y L. Mucia (2010). A river runs through it: Land-use and the composition of vegetation along a riparian corridor in the Cape Floristic Region, South Africa. *Biological Conservation*, 143, 156-164.
- Memory, A. (2011). *Effects of reforestation on benthic macroinvertebrate diversity and assamblage in Costa Rican headwater streams*. Costa Rica: Cloudbridge Nature Reserve.
- Méndes-Toribio, M., Zermeño-Hernández, I. y G. Ibarra-Manrriquez (2014). Effect of land use on the structure and diversity of riparian vegetation in the Duero river watershed in Michoacán, Mexico. *Plant Ecology*.
- Mendoza, M. (2014). *Vegetación Ribereña: Indicador de la salud del río de la Reserva de Biosfera de la Barranca de Metztitlán*. Texoco, México: Colegio de Postgraduados. Institución de enseñanaza e investigación en ciencias agrícolas.
- Mitsch, W. y Z. Web (2001). *Macroinvertebrate diversity and abundance in two experimental wetlands from top-down and bottom-up interpretations*. The Olentangy River Wetland Research Park.
- Moffatt, S., McLachlan, S. y N. Kenkel (2004). Impacts of land use on riparian forest along an urban - rural gradient in Southern Manitoba. *Plant Ecology*, 174, 119-135.
- Molina, C., Giboni, F., Pinto, J. y C. Rosales (2008). Estructura de macroinvertebrados acuáticos en un río altoandino de la cordillera Real, Bolivia: variación anual y longitudinal en relación a factores ambientales. *Ecología Aplicada*, 7(1,2), 105-116.
- Möller, P. (2011). Las franjas de vegetación ribereña y su función de amortiguamiento, una consideración importante para la conservación de humedales. *Gestión Ambiental*, 21, 96-106.
- Moraes, A., Wilhelm, A., Boelter, T., Stenert, C. Schulz, V. y L. Maltechik (2014). Reduced riparian zone width compromises aquatic macroinvertebrate communities in streams of southern Brazil. *Environ Monit Assess*, 15.

- Morán, E. y M. Morales (2011). *Política Nacional del Agua en Guatemala y su Estrategia*. Guatemala: Gobierno de Guatemala.
- Naciones Unidas. (2015). *ONU Agua*. Obtenido de <http://www.un.org/spanish/waterforlifedecade/quality.shtml>
- NC Wildlife Resources Commission. (s/f). Riparian Buffers. *Stream notes*, 1(3).
- Njue, N., Koech, E. Hitimona, J. y P. Sirmah (2016). Influence of Land Use Activities on Riparian Vegetation, Soil and Water Quality: An Indicator of Biodiversity Loss, South West Mau Forest, Kenya. *Open Journal of Forestry*, 6, 373-385.
- NSW Department of Primary Industries. (2005). *Key threatening processes in NSW Degradation of native riparian vegetation along NSW water courses*. Nueva Gales del Sur : Primefact 12.
- Nuñez, O. (2010). *Estimación de la recarga hídrica potencial en tres subcuencas ubicadas en el sistema Motagua-Polochic, Ríos: Hato, Pancajoc y Zarco*. Guatemala: FDN.
- Nuñez, O. (2010). *Estimación de la recarga hídrica potencial en tres subcuencas ubicadas en el sistema Motagua-Polochic, Ríos: Hato, Pancajoc y Zarco*. Guatemala: FDN.
- OMS. (2013). *Water Quality and Health Strategy 2013-2020*. Organización Mundial de la Salud.
- OMS. (noviembre de 2016). *Organización Mundial de la Salud*. Obtenido de <http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs391/es/>
- Ordoñez, J. (2011). *Cartilla técnica: ¿Qué es una cuenca hidrológica?* Lima: Foro peruano para el agua.
- Ordoñez, V. (2011). *Influencia del uso del suelo y la cobertura vegetal natural en la integridad ecológica de los ríos altoandinos del noroeste del Ecuador*. Quito: Universidad de San Francisco de Quito.
- Osborne, L. y D. Kovacic (1993). Riparian vegetated buffer strips in water-quality restoration and stream management. *Freshwater Biology*, 29, 243-258.
- Oscoz, J. (2009). *Guía de Campo Macroinvertebrados de la cuenca Ebro*. España: Cemeyká.
- Paul, M. y J. Meyer (2001). Streams in the Urban Landscape. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 32, 333-365.
- PDEN-CATIE-IGN-MAGA-UPGGR. (2003). Mapa de intensidad de uso de la tierra de Guatemala.

- Pensamiento, J. (2011). *Determinación de la calidad del agua para consumo humano que suministra la municipalidad de San Agustín Acasaguastán, departamento El Progreso*. Guatemala: USAC.
- Pusey, B. y A. Arthington (2003). Importance of the riparian zone to the conservation and management of freshwater fish: a review. *Marine and Freshwater Research*, 54, 1-16.
- Quevedo, J. (2008). *Análisis y evaluación de las franjas ribereñas y de los usos adyacentes en la microcuenca del río Toila, subcuenca del río Matanzas, Guatemala*. Turrialba: CATIE.
- Ramírez, A. (2010). Capítulo 5: Odonata. *Revista de Biología Tropical*, 58(4), 97-136.
- Raymundo. (2008). *Coeficiente de correlación simple por rangos de Spearman*. Obtenido de Psicología para estudiantes: http://www.ray-design.com.mx/psicoparaest/index.php?option=com_content&view=article&id=253:coeficiente-spearman&catid=54:coeficiente-correla&Itemid=75
- Reyes-Morales, F. y M. Springer (2014). Efecto del esfuerzo de muestreo en la riqueza de taxones de macroinvertebrados acuáticos y el índice BMWP/Atitlán. *Revista de Biología Tropical*, 62(2), 291-301.
- Robledo, J., Vanegas, E. y N. Álvarez (2014). Calidad del agua del río Túnico como respuesta al uso del suelo. *Revista Ciencias Técnicas Agropecuarias*, 23(3), 41-45.
- Rodríguez, L., Ríos, P., Espinosa, M., Cedeño, P. y G. Jiménez (2016). Caracterización de la calidad de agua mediante macroinvertebrados bentónicos en el río Puyo, en la Amazonía Ecuatoriana. *Hidrobiológica*, 26(3), 497-507.
- Rojas, O. (2012). *Determinación y evaluación de la relación entre indicadores de calidad de vida y la dinámica de los recursos forestales la subcuenca de el Hato, Sierra de las Minas, El Progreso, Guatemala*. Guatemala: Fundación Defensores de la Naturaleza.
- Ryder Consulting. (2013). *Environmental Effects of Activities within the Riparian Zone Technical Review*. Environment Southland.
- Salas, M., Delgado F., Estevan, Y. y A. Sampson (2008). La ordenación del territorio y la vocación de uso agrícola de la tierra en Venezuela. *Revista Geográfica Venezolana*, 49(2), 267-288.
- Salceado, S., Cosme, L. y F. Trama (2013). Macroinvertebrados bentónicos como indicadores de la calidad de agua en la microcuenca San Alberto, Oxapampa, Perú. *Apuntes de Ciencia y Sociedad*, 3(2), 124-139.

- Salvatierra, T. (2012). Macroinvertebrados acuáticos como indicadores biológicos de la calidad del agua en el Río Gil González y tributarios más importantes, Rivas, Nicaragua. *Revista Universidad y Ciencia*, 6(9), 38-46.
- Sang-Woo, L., Soon-Jin, H., Sae-Bom, L., Ha-Sun, H. y S. Hyun-Chan (2009). Landscape ecological approach to the relationships of land use patterns in watersheds to water quality characteristics. *Landscape and Urban Planning*, 92, 80-89.
- Seger, K., Smiley Jr, P., King, K. y N. Fausey (2012). Influence of riparian habitat on aquatic macroinvertebrate community colonization within riparian zones of agricultural headwater streams. *Journal of Freshwater Ecology*, 1-15.
- Sermeño, J., Serrano, L., Springer, M., Paniagua, M., Pérez, D., Rivas, A., Menjivar, R., Bonilla, B., Carraza, F., Flores, J., Gonzáles, C., Guitierrez, P., Hernández, M., Monterrosa, A. y A. Arias (2010). *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)*. San Salvador: Ciudad Universitaria.
- Sharma, R. y J. Rawat (2009). Monitoring of aquatic macroinvertebrates as bioindicator for assessing the health of wetlands: A case study in the Central Himalayas, India. *Ecological Indicators*(9), 118-128.
- Snyder, C., Young, J., Vilella, R. y P. Lemarié (2003). Influences of upland and riparian land use patterns on stream biotic integrity. *Landscape Ecology*, 18, 647-664.
- Springer, M. (2010). Capítulo 7: Trichoptera. *Revista de Biología Tropical*, 58(4), 151-198.
- Steel, A., Hughes, R., Schumutz, S., Young, J., Fukushima, M., S. Poppe, M., Feist, B. y C. Trautwein (2010). Are We Meeting the Challenges of Landscape-Scale Riverine Research? A Review. *Living Reviews in Landscape Research*, 60.
- Svejcar, T. (1997). Riparian Zones: 1) What are They and How Do They Work? *Rangelands*, 19(4), 4-7.
- Sweeney, B. (1993). Streamside forests and the physical, chemical, and trophic characteristics of piedmont streams in eastern North America. *Water Science and Technology*, 26, 2653-2673.
- TLBG / UP / STRI. (2012). *Informe Final de la Región Occidental de la Cuenca del Canal*. Panamá.
- Tong, S. y C. Wehli (2002). Modeling the relationship between land use and surface water quality. *Journal of Environmental Management*, 66, 377±393.
- Umaña, E. (2002). *Educación ambiental con enfoque de manejo de cuencas y prevención de desastres*. Estelí, Nicaragua: Universidad Nacional Agraria.

- URL-IARNA. (2005). *Situación del Recurso Hídrico en Guatemala*. Guatemala: IARNA.
- Velasco J., Robledano, F., Bruno, D., Zapata, V., Calvo, J. y A. Millán (2015). Acciones preparatorias y de seguimiento para la recuperación de los hábitats riparios y control de especies exóticas en la cuenca del río Segura. *II Congreso Ibérico de Restauración Fluvial - RESTAURARIOS*, 568-577.
- Vigiak, O., Ribolzi, O., Pierret, a., Valentin, C., Sengtaheuanghounhg, O. y A. Noble (2007). Filtrado de los agentes contaminantes del agua por la vegetación ribereña: comparación del bambú con las pasturas nativas y el arroz en una cuenca en la República Democrática Popular Lao. *Unasyva*, 58, 11-16.
- Vilela, M., Vieina, S., Melo, A, y L. Paterno (2016). Riparian Forest Restoration in the Pindorama Municipality, Sao Paulo State, Brazil. *Ecological Restoration*, 34(1), 22-26.
- Vondracek B., Blann, k., Cox, C., Nerbonne, J., Mumford, K., Nerbonne, B., Sovell, I. y J. Zimmerman (2005). Land use, spatial scale, and stream systems: lessons from an agricultural region. *Environmental management*, 36, 775-791.
- World Vison. (s/f). *Manual de Manejo de Cuencas*. San Salvador: World Vision.
- Yeshitela, K. (2008). *Effects of antropogenic disturbance on the diversity of folicolous lichens in tropical rainforests of East Africa: Godere (Ethiopia), Budongo (Uganda) and Kakamega (Kenya)*. Cuvillier Verlag Göttingen.
- Zaimes, G. (2007). Chapter 7: Human Alterations to Riparian Areas. En G. Zaimes, *Understanding Arizona´s Riparian Areas* (págs. 84-110). Arizona: The University of Arizona.

X. ANEXOS

Anexo 1: Metodología de determinación de calidad de agua - fotografías



Figura 36: Muestreo de macroinvertebrados



Figura 37: Muestras de macroinvertebrados



Figura 39: Separación de macroinvertebrados Figura 38: Macroinvertebrados en caja petri



Figura 41: Identificación de macroinvertebrados Figura 40: Almacenamiento de macroinvertebrados

Anexo 2: Matriz para la evaluación del atributo 1 - Continuidad longitudinal de la vegetación

Estado óptimo (*)	Estado bueno	Estado regular	Estado malo								
Más del 75 % de la longitud del espacio ripario contiene vegetación arbórea o arbustiva asociada al río, formando un corredor denso	La vegetación arbórea y arbustiva asociada al río aparece distribuida en bosquetes que cubren entre el 50 y el 75 % de la longitud del espacio ripario, o cubre más del 75 % de la longitud del espacio ripario, formando un corredor aclarado	La vegetación arbórea y arbustiva asociada al río está reducida a pequeños bosquetes que suponen un recubrimiento entre el 25 y el 50 % de la longitud del río	La vegetación arbórea y se refiere a pies aislados o pequeñas agrupaciones de 1 a 3 individuos, en una ribera muy aclarada con menos del 25 % de cobertura de vegetación leñosa; o no existe, permaneciendo solo las comunidades de herbáceas								
12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1

Realizar la ponderación de cada margen por separado.

En cada estado, elegir una ponderación más alta cuando los espacios con vegetación continua sean de mayor longitud, y menor cuando la orla de vegetación esté más fragmentada.

(*) Considerar Estado Óptimo los casos en que no exista cobertura de vegetación arbórea o arbustiva asociada al río y la ribera esté cubierta por asociaciones no leñosas que se consideren en estado natural o muy poco intervenidas.

(Gonzalez, *et al.*, 2006)

Anexo 3: Matriz para la evaluación del atributo 2 - Dimensiones de la anchura de la ribera

Estado	Óptimo (*)	Bueno	Regular	Malo								
Valle I	> 5 m, o una hilera con vegetación densa (cobertura superior al 75 %) asociada al río(*)	Al menos una hilera con vegetación abierta (cobertura entre el 75 y el 50 %), asociada al río	Al menos una hilera con vegetación dispersa (cobertura inferior al 50 %) asociada al río	Sin hilera de vegetación asociada al río								
Valle II (**)	>15 m con vegetación asociada al río y cobertura superior al 50 %; o una dimensión inferior y vegetación asociada al río conectando con formaciones de vegetación climatófila poco intervenidas	5-15 m con vegetación asociada al río con una cobertura superior al 50 %, o >10 m con vegetación asociada al río con una cobertura inferior al 50 %	5-15 m con vegetación asociada al río con una cobertura inferior al 50 %	< 5 m con vegetación asociada al río								
Valle III y IV	> 50 m, ó una dimensión igual o mayor que 2 veces la anchura del cauce activo en ríos pequeños (anchura inferior a 10 m), con vegetación asociada al río densa (cobertura > 50 %) (***)	25-50 m, o una dimensión entre 1 y 2 veces la anchura del cauce activo en ríos pequeños (anchura inferior a 10 m), con vegetación asociada al río; o la opción anterior de mayores dimensiones, con vegetación aclarada (cobertura inferior al 50 %)	10-25 m, o una dimensión entre 1 y 0,5 veces la anchura del cauce activo en ríos más pequeños (anchura inferior a 10 m), con vegetación asociada al río	< 10 m en ríos grandes, o < 5 m en ríos pequeños (anchura inferior a 10 m), con vegetación asociada al río								
	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1

Realizar la ponderación de cada margen por separado.

Dentro de cada estado, elegir los valores más altos cuanto mayor sea el grado de cobertura vegetal existente.

(*) Considerar Estado Óptimo los casos en que no exista cobertura de vegetación arbórea o arbustiva asociada al río y la ribera esté cubierta por la vegetación climatófila de las riberas en estado natural o muy poco intervenida.

(**) Considerar en este apartado los valles en U de origen glaciar (Tipo I-B) y los tramos de hoces y gargantas. (Tipo I-C).

En ríos trezados o temporales con cauces múltiples, conteniendo islas con vegetación, estimar las dimensiones del espacio ripario contabilizando sólo el espacio sin agua entre los diferentes cauces, o asignar a cada margen la mitad de la dimensión total del sistema fluvial.

(***) En ríos muy grandes, considerar el estado óptimo cuando la anchura del espacio con vegetación asociada al río sea igual o superior a la anchura del cauce.

(Gonzalez, *et al.*, 2006)

Anexo 4: Matriz para evaluar el atributo 3 - composición y estructura de la vegetación en la orilla

Estado	Óptimo	Bueno	Regular	Malo								
	Bosques de galería cerrados o sotos arbustivos muy densos > 2,5 m de altura, sin especies alóctonas, con sotobosque formado por varias especies de arbustos o dominado por herbáceas nemorales, con escasas zarzas (< 30%). O vegetación climatófila en estado natural o muy poco intervenida.	Bosques de galería o sotos arbustivos ± densos y > 2'5 m de altura, con abundancia de zarzas (> 30%), presencia moderada de especies alóctonas (pocos individuos aislados), y/o dominancia de herbáceas nitrófilas o con estratos subarbóreos pobres (estrato herbáceo en pequeñas manchas, con arbustos ocasionales). O vegetación climatófila levemente modificada por actuaciones antrópicas.	Formaciones arbóreas o arbustivas abiertas o < 2'5 m, con abundancia de zarzas (> 30%) y/o de especies introducidas (numerosos individuos de una o varias especies) y/o dominancia de herbáceas nitrófilas. O vegetación climatófila bastante modificada por actuaciones antrópicas.	Vegetación herbácea dominante o zarzales, a lo sumo con algunos árboles y/o arbustos dispersos. Alineaciones de chopos plantados o de árboles introducidos, cañaverales alóctonos.								
Valle I	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1
Valle II, III y IV*	8	7	6	5	4	3	2	1				

(Gonzalez, *et al.*, 2006)

Anexo 5: Matriz para evaluar el atributo 3.1 - Composición y estructura de la vegetación tras la orilla

Estado	Óptimo	Bueno	Regular	Malo
	Tras la orilla			
Valles II, III, IV(*)	Bosque natural denso que orla más del 75% de la longitud de la galería	Bosque ± denso o matorrales altos, que orlan más del 30% de la longitud de la galería	Árboles o arbustos frecuentes pero dispersos o en pequeños grupos	Vegetación herbácea dominante o con algunos árboles o arbustos dispersos o en pequeños grupos
	4	3	2	1

(Gonzalez, *et al.*, 2006)

Anexo 6: Matriz para evaluar el atributo 4 - Regeneración natural de la vegetación ribereña

Estado óptimo			Estado bueno			Estado regular			Estado malo		
Existen ejemplares de jóvenes, adultos y maduros de las principales especies arbóreas y arbustivas, y los espacios abiertos, bancos de gravas y arenas de las orillas están colonizados por plántulas de edades inferiores a 2 años.*			Existen ejemplares de diferentes edades (jóvenes, adultos y maduros) de las principales especies leñosas, y en los espacios abiertos se observan ejemplares más jóvenes, al menos de los arbustos. Regeneración natural levemente amenazada por el pastoreo, actividades agrícolas o forestales, regulación de caudales o incisión ligera del canal fluvial.			Se observan bosquetes de pies adultos y maduros, con escasa representación de los más jóvenes y ausencia de renuevos. Regeneración natural moderadamente afectada por el pastoreo, prácticas agrícolas o forestales, incendios periódicos, actividades recreativas, etc., o por regulación de caudales o incisión moderada del canal fluvial.			Solo se observan pies maduros o adultos, con muy escasa o nula presencia de los elementos jóvenes. Regeneración natural severamente afectada por el pastoreo, prácticas agrícolas o forestales, quemas periódicas, compactación del suelo, o por incisión severa, o por obras de canalización. Abundancia de pies arbóreos secos.		

12 11 10 9 8 7 6 5 4 3 2 1

Ponderar más en función de la abundancia de los pies más jóvenes

Valorar la regeneración natural en función de la disponibilidad de espacios abiertos para llevarse a cabo y la intensidad de la regeneración en los mismos. Cuando no exista vegetación leñosa, estimar la dificultad de regeneración en relación a la intensidad de la causa que la impide, puesta de manifiesto en el grado de alteración de la morfología, substrato o nivel de humedad de los suelos.

* Incluir en esta opción las formaciones naturales densas y cerradas en las que puede no observarse indicios de regeneración natural por falta de espacios abiertos para ello, siempre que no existan restricciones a dicha regeneración por causas antrópicas (ej. pérdida de dinámica fluvial por regulación de caudales).

(Gonzalez, *et al.*, 2006)

Anexo 7: Matriz para evaluar el atributo 5 - Condiciones de la orilla

Estado óptimo			Estado bueno			Estado regular			Estado malo		
Más del 50 % del contorno de la lámina de agua en "bankfull" está en contacto con vegetación leñosa, macrofitas o elementos rocosos, y más del 50 % del suelo sin esta vegetación tiene cobertura herbácea, y las orillas no presentan síntomas de inestabilidad inducida por actividades humanas. Línea de orillas irregular y sinuosa, sin síntomas de alteración en ambas márgenes.			Más del 50 % del contorno de la lámina de agua en "bankfull" está en contacto con vegetación leñosa, macrofitas o elementos rocosos, y menos del 50 % del suelo sin esta vegetación tiene cobertura herbácea alternando con suelo desnudo, o las orillas presentan síntomas de inestabilidad leve inducida por actividades humanas. Línea de orillas irregular y sinuosa, sin alteraciones al menos en una de las márgenes.			Menos del 50 % del contorno de la lámina de agua en "bankfull" está en contacto con vegetación leñosa, macrofitas o elementos rocosos y más del 50 % del suelo restante tiene vegetación herbácea, alternando con suelo desnudo, o las orillas presentan síntomas de inestabilidad leve a moderada, causada por actividades humanas. Orillas rectificadas, muy poco sinuosas, consecuencia de obras de canalización sin estructuras rígidas (dragados, escolleras de poca altura, revestimientos vegetales, etc.)			Menos del 50 % del contorno de la lámina de agua en "bankfull" está en contacto con vegetación leñosa, macrofitas o elementos rocosos y menos del 50 % del suelo restante tiene vegetación herbácea, o las orillas presentan síntomas de erosión moderada a severa originada por actividades humanas. Orillas rectificadas, más o menos rectas, consecuencia de obras de canalización con estructuras rígidas.		
12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1

(Gonzalez, *et al.*, 2006)

Anexo 8: Matriz para evaluar el atributo 6 - Conectividad transversal de la ribera

Estado óptimo (*)			Estado bueno			Estado regular			Estado malo		
Orillas de muy baja altura respecto al nivel del lecho del cauce. Las riberas se inundan con una periodicidad elevada (avenidas ordinarias que desbordan al menos una vez cada 2-5 años) sobre un perfil de orilla llano o en condiciones naturales. No existe ninguna restricción al desbordamiento de las aguas.			Orillas algo sobreelevadas respecto al nivel del lecho. Las riberas se inundan con una periodicidad menor, entre 5 y 10 años, existiendo una cierta restricción al desbordamiento debida a la regulación de los caudales, a pequeñas elevaciones artificiales de la cota de las orillas sin presencia de motas, o a una incisión del cauce incipiente.			Orillas bastante sobreelevadas respecto a nivel del lecho. Las riberas se inundan con muy poca frecuencia, por avenidas con periodos de retorno entre 10 y 30 años, existiendo restricciones al desbordamiento por regulación de los caudales, dragados y/o motas, o por una incisión del cauce moderada.			Orillas muy sobreelevadas respecto al lecho del río. Las riberas solo se inundan por avenidas extraordinarias con un periodo de retorno superior a 30 años, y existen fuertes restricciones al desbordamiento por infraestructuras de canalización intensa o por incisión del cauce severa.		
12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1

Este atributo debe evaluarse atendiendo a la evidencia de los desbordamientos, y/o la presencia de barreras físicas o procesos que disminuyen su frecuencia.

Estimar la frecuencia de inundación por las características de los sedimentos y de la vegetación más próxima a la línea de orilla correspondiente al cauce activo o de avenidas ordinarias. Ponderar en función de la altura de las orillas sobre el lecho del cauce, relacionada con la facilidad para el desbordamiento, y de la proximidad respecto a las orillas del cauce de las motas o infraestructuras de canalización, que supongan barreras físicas al desbordamiento.

(Gonzalez, *et al.*, 2006)

Anexo 9: Matriz para evaluar el atributo 7 - Permeabilidad y grado de alteración del suelo

Estado óptimo (*)			Estado bueno			Estado regular			Estado malo		
El suelo de las riberas no presenta síntomas de compactación ni sellado (impermeabilización), y se mantienen unas buenas condiciones de infiltración y permeabilidad en su perfil. Ausencia de excavaciones y rellenos. Relieve de las riberas en estado natural.			En las riberas se observan pequeños senderos o espacios compactados por estancia o paso de ganado, vehículos, actividades recreativas, etc. poco intensos, sin actuaciones de sellado, y no existen síntomas de erosión superficial o encharcamientos. Suelos de las riberas laboreados para cultivos agrícolas o forestales. Excavaciones y rellenos ausentes o muy poco intensas. El relieve de las riberas presenta un grado de alteración ligero.			Las riberas presentan caminos o espacios continuos muy compactados o sellados que ocupan más del 20 % de su superficie, que dificultan la infiltración y regeneración de la vegetación natural. O bien, el perfil del suelo ha sido alterado moderadamente en su composición granulométrica o se han introducido materiales alóctonos (escombros, residuos sólidos, etc.). O el relieve de las riberas presenta un grado de alteración moderado por extracciones o acopio de áridos, o por depósito de tierras procedentes de la llanura de inundación (motas de gravas).			Los suelos de las riberas están compactados o sellados en más del 20 % de su superficie, comprometiendo severamente la infiltración de las aguas. O el perfil del suelo ha sido alterado severamente en su composición granulométrica, o son abundantes los materiales alóctonos o el depósito de tierras ajenas a la llanura de inundación. O bien las extracciones de áridos o los movimientos de tierras han modificado severamente el relieve natural de la ribera.		

Ponderar más en función de la abundancia de los pies más jóvenes

En este apartado se valora conjuntamente la calidad de los materiales de los suelos riparios en relación al mantenimiento de su capacidad de infiltración y permeabilidad, y el grado de alteración del relieve.

Seleccionar el estado que corresponda a cada tramo según la presencia de una o varias de las posibilidades descritas, y ponderar en cada caso en función de la extensión e intensidad de los impactos existentes en una o en ambas márgenes del cauce.

Elegir valores más bajos cuanto mayor sea la altura de los acopios o excavaciones, o se interrumpa en mayor medida el drenaje transversal del valle hacia el centro del cauce, y el vertical como drenaje en profundidad.

(Gonzalez, *et al.*, 2006)

Anexo 10: Orden Blattodea



Figura 43: Blaberidae vista dorsal



Figura 42: Blaberidae vista dorsal y frontal

Anexo 11: Orden Coleoptera



Figura 45: Elmidae adulto



Figura 44: Elmidae larva vista frontal y dorsal



Figura 48: Haliplidae



Figura 47: Ptilodactylidae



Figura 46: Staphylinidae vista dorsal y frontal



Figura 50: Psephenidae vista dorsal y frontal



Figura 49: Scirtidae vista dorsal y frontal

Anexo 12: Orden Diptera



Figura 53: Ceratopogonidae



Figura 52: Chironomidae



Figura 51: Muscidae



Figura 55: Simuliidae

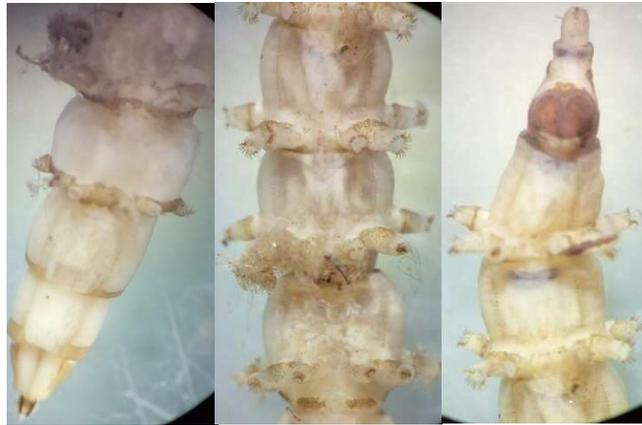


Figura 54: Tabanidae partes superior, media e inferior



Figura 58: Dixidae



Figura 57: Tipulidae



Figura 56: Stratiomyidae

Anexo 13: Orden Ephemeroptera



Figura 60: Baetidae



Figura 59: Baetidae branquias y cercis



Figura 62: Heptageniidae parte superior e inferior



Figura 61: Leptohiphidae



Figura 64: Caenidae



Figura 63: Leptophebiidae (parte superior e inferior)

Anexo 14: Orden Hemiptera



Figura 66: Belostomatidae adultos (huevos)



Figura 65: Belostomatidae ninfa



Figura 68: Hebridae vista dorsal y frontal



Figura 67: Naucoridae vista dorsal y frontal



Figura 70: Gerridae



Figura 69: Veliidae vista dorsal y frontal (penacho de pelos pata media)

Anexo 15: Orden Lepidoptera



Anexo 16: Orden Megaloptera - Corydalidae



Anexo 17: Orden Odonata



Figura 71: Amphipterygidae (Cabeza y branquias caudales)



Figura 72: Calopterygidae (branquias caudales, antenas y labio)



Figura 74: Coenagrionidae



Figura 73: Gomphidae vista dorsal y frontal



Figura 75: Libellulidae vista dorsal y frontal, y labio



Figura 76: Megapodagrionidae vista dorsal y frontal, branquias caudales



Figura 77: Platystictidae



Figura 78: Polythoridae vista dorsa y frontal, branquias caudales

Anexo 18: Oligochaeta



Anexo 19: Orden Plecoptera - Perlidae



Anexo 20: Orden Trichoptera



Figura 80: Calamoceratidae vista dorsal y frontal



Figura 79: Calamoceratidae pronoto y casa de hojas



Figura 82: Glossosomatidae



Figura 81: Hydrobiosidae (Cara, pinzas y protopatas)



Figura 84: Hydropsychidae



Figura 83: Leptoceridae



Figura 85: Odontoceridae



Figura 87: Philopotamidae



Figura 86: Policentropodidae

Anexo 21: Fotografías del tipo de valle



Figura 89: Tipo de valle III - Punto de muestreo 1



Figura 88: Tipo de valle II - Punto de muestreo 5



Figura 91: Tipo de valle Ic - Punto de muestreo 6



Figura 90: Tipo de valle Ib - Punto de muestreo 10

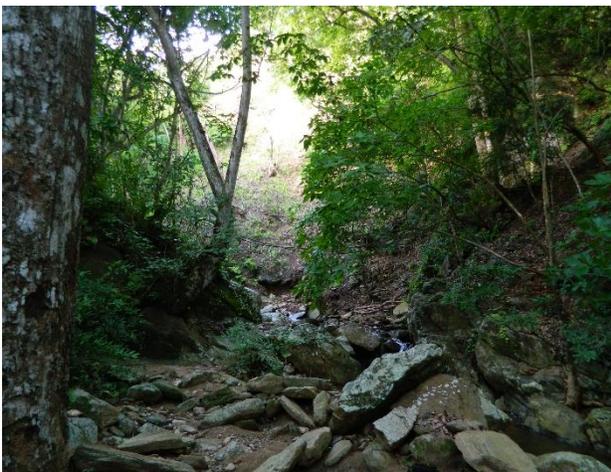


Figura 93: Tipo de valle Ia - Punto de muestreo 12



Figura 92: Tipo de valle Ia - Punto de muestreo 7

Anexo 22: Estado de la franja ribereña del punto 1 - Punto de aforo / Río Hato



Figura 94: Franjas ribereñas margen izquierdo y derecho Punto 1



Figura 95: Compactación del suelo margen izquierdo y derecho Punto 1

Anexo 23: Franjas ribereñas del Punto 2 - San Agustín Acasaguastlán / Río Hato



Figura 96: Franja ribereña margen izquierdo Punto 2



Figura 97: Franja ribereña margen derecho Punto 2

Anexo 24: Franjas ribereñas del Punto 3 - Puerta de Golpe / Río Timiluya



Figura 98: Franjas ribereñas Punto 3



Figura 99: Punto de muestreo 2 en época lluviosa (caña de azúcar en riberas)

Anexo 25: Franjas ribereñas del Punto 4 - Puerta de Golpe / Río Hato



Figura 101: Franjas ribereñas del Punto 4



Figura 100: Atributos 2 y 3 del Punto 4



Figura 102: Franja ribereña margen derecho Punto 4



Anexo 26: Franjas ribereñas Punto 5 - Timiluya / Río Hayvaso

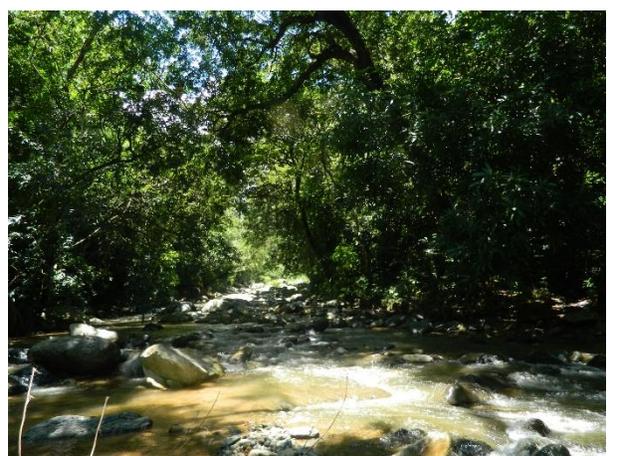


Figura 103: Franjas ribereñas Punto 5 (época seca y lluviosa)



Figura 105: Atributo 1 Punto 5



Figura 104: Atributo 2 y 3 Punto 5

Anexo 27: Franjas ribereñas Punto 6 - Chanrayo / Quebrada el Conte



Figura 106: Franjas ribereñas del Punto 6



Figura 108: Atributo 2 y 3 del Punto 6



Figura 107: Cultivo de café en la franja ribereña

Anexo 28: Franjas ribereñas Punto 7 - Chanrrayo / Quebrada San Miguel



Figura 109: Franjas ribereñas Punto 7

Anexo 29: Franjas ribereñas Punto 8 - Los Albores / Quebrada las Nubes



Figura 110: Franjas ribereñas Punto 8

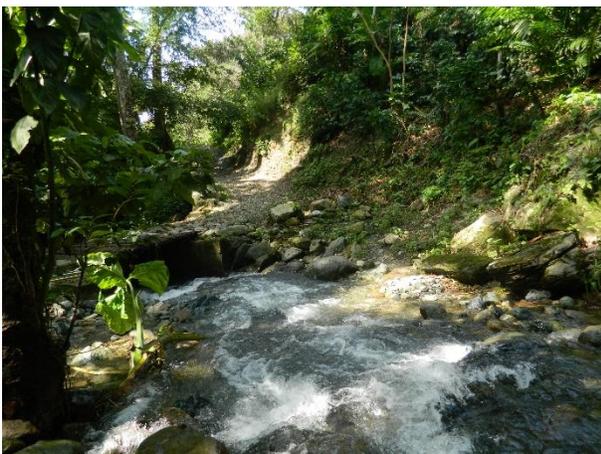


Figura 112: Camino en franja ribereña

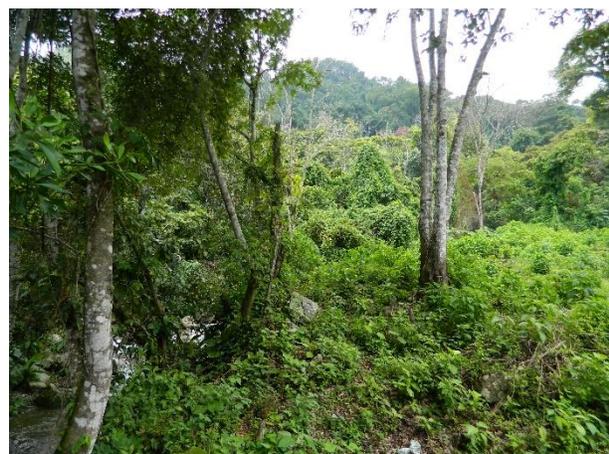


Figura 111: Atributo 2 Punto 8

Anexo 30: Franja ribereña Punto 9 - Los Albores / Río Hato



Figura 113: Franjas ribereñas Punto 9

Anexo 31: Franjas ribereñas Punto 10 - Hierbabuena / Río de en medio



Figura 115: Franjas ribereñas Punto 10

Figura 114: Atributo 2 y 3 Punto 10

Anexo 32: Franjas ribereñas Punto 11 - Las Delicias / Quebrada las Delicias



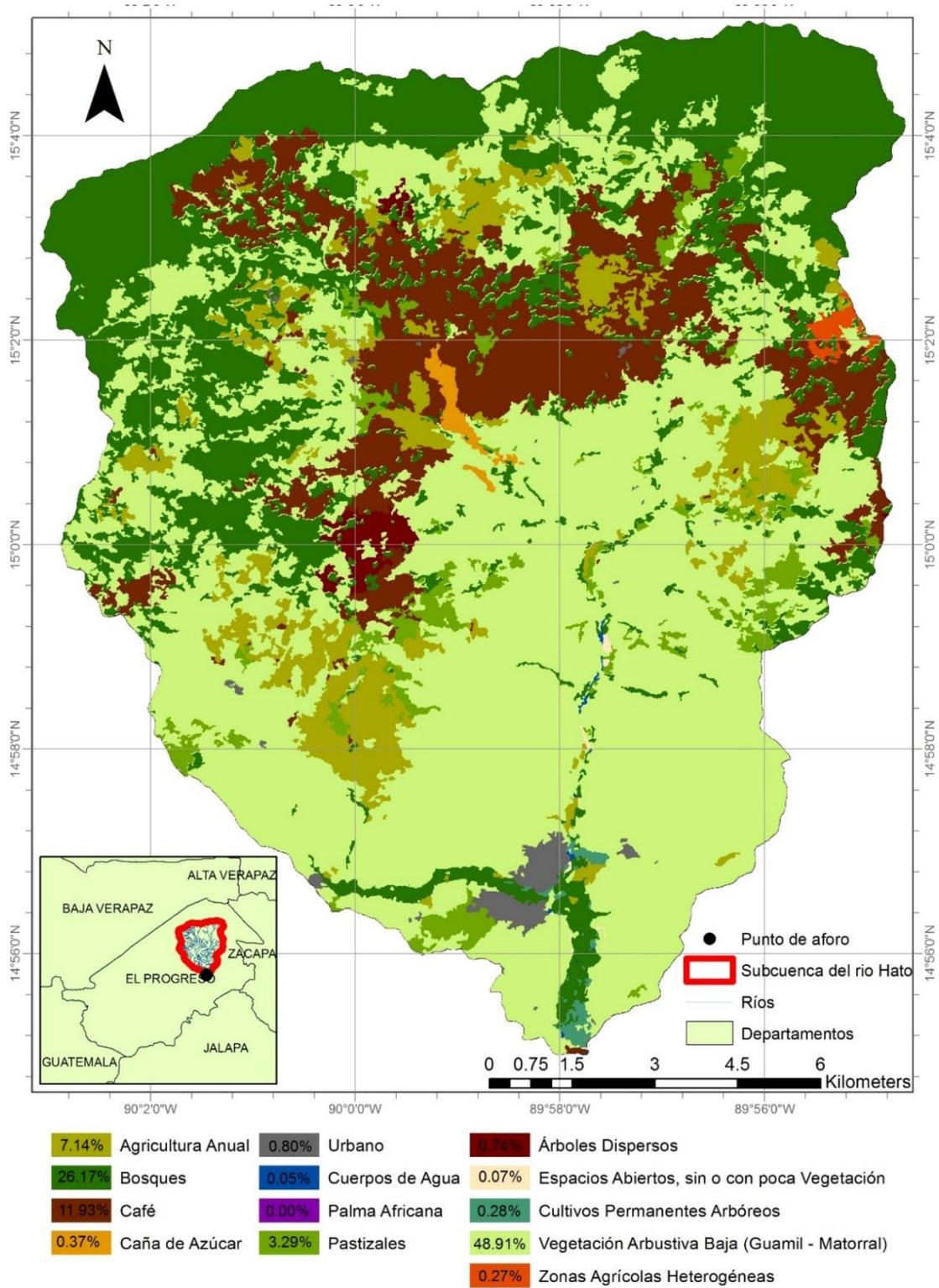
Figura 116: Franjas ribereñas Punto 11

Anexo 33: Franjas ribereñas Punto 12 - Tequiz / Quebrada la Dorotea

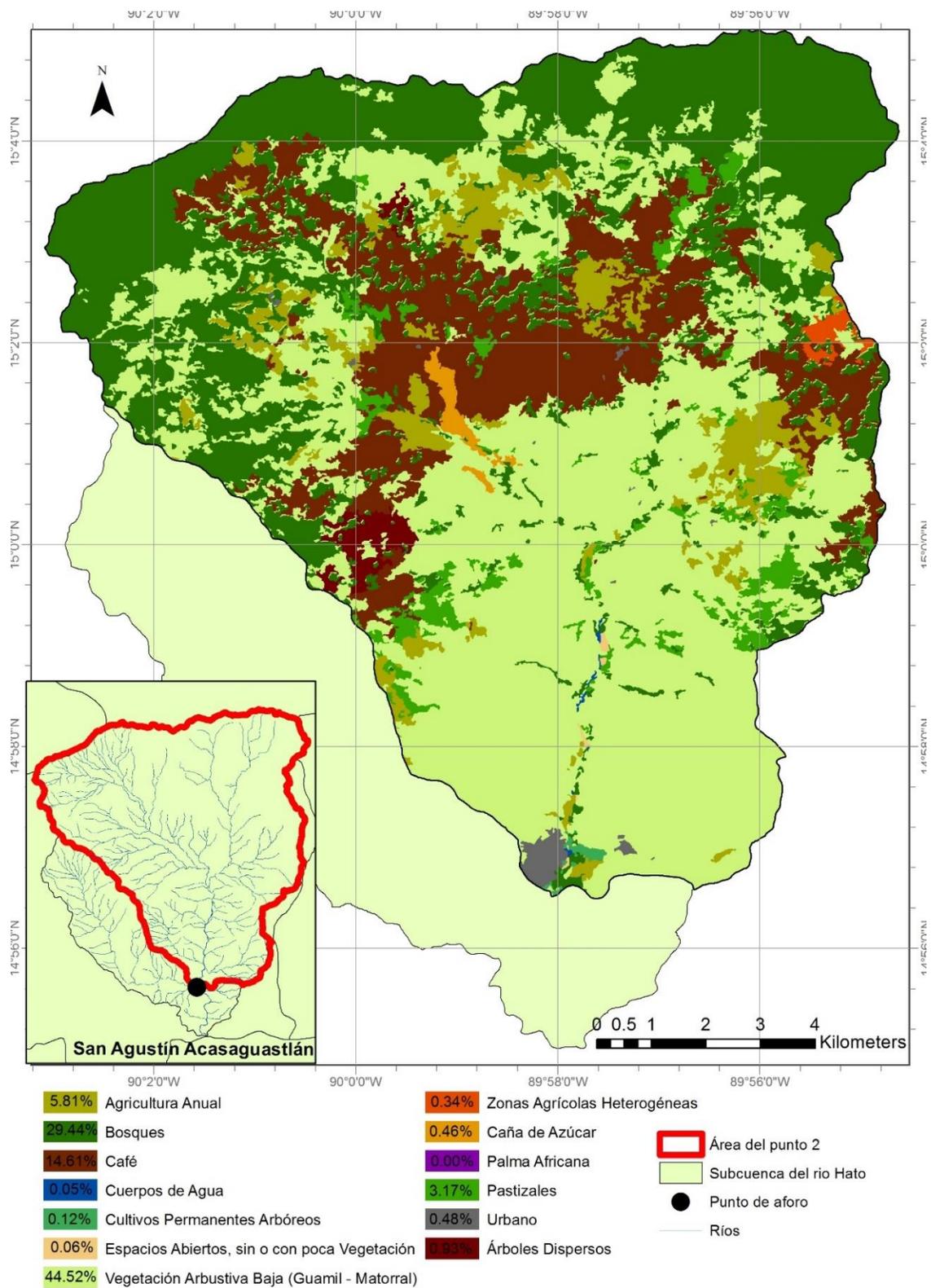


Figura 117: Franjas ribereñas Punto 12

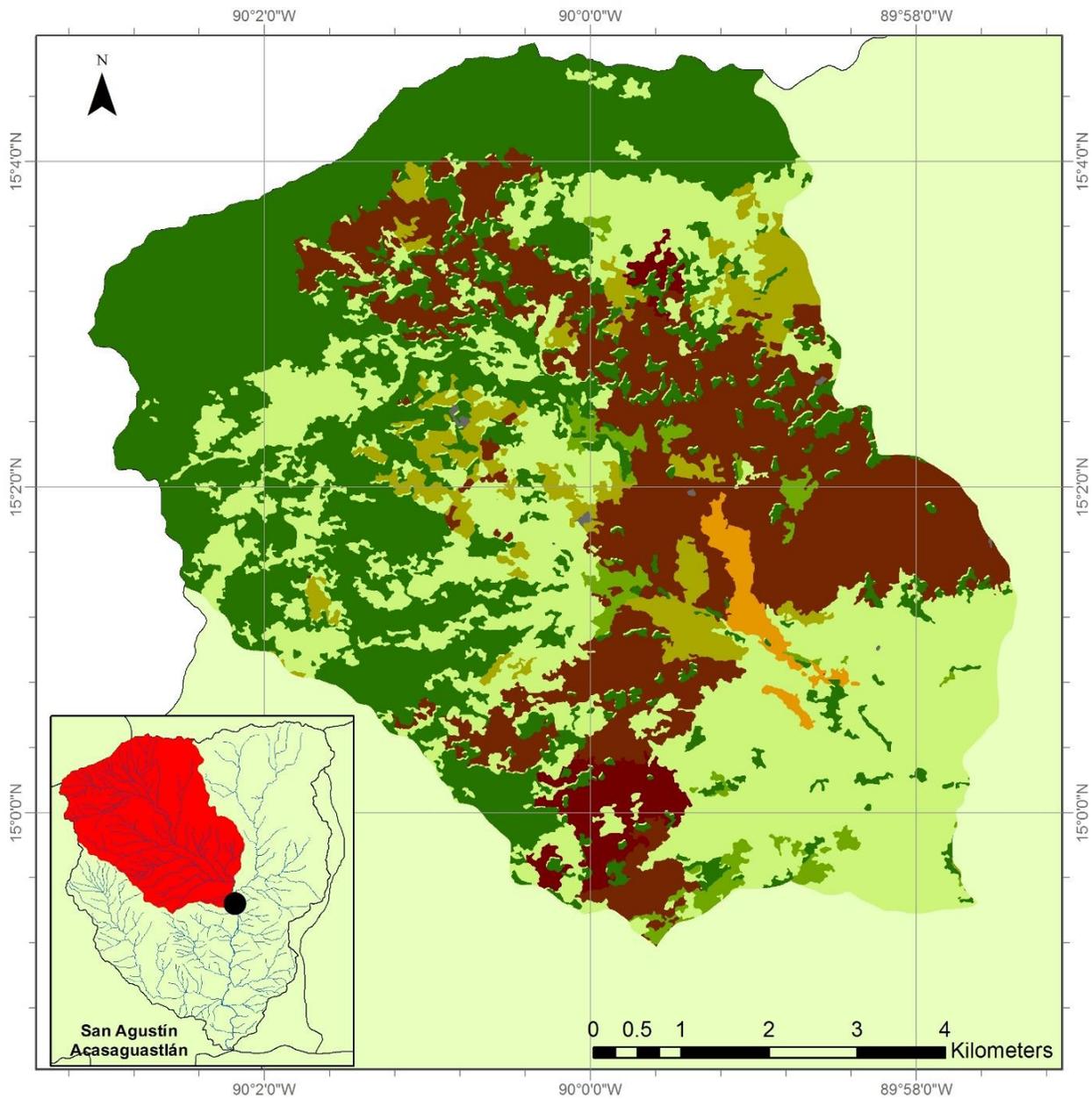
Anexo 34: Usos de la tierra del área de drenaje del punto de muestreo 1



Anexo 35: Usos de la tierra del área de drenaje del punto de muestreo 2

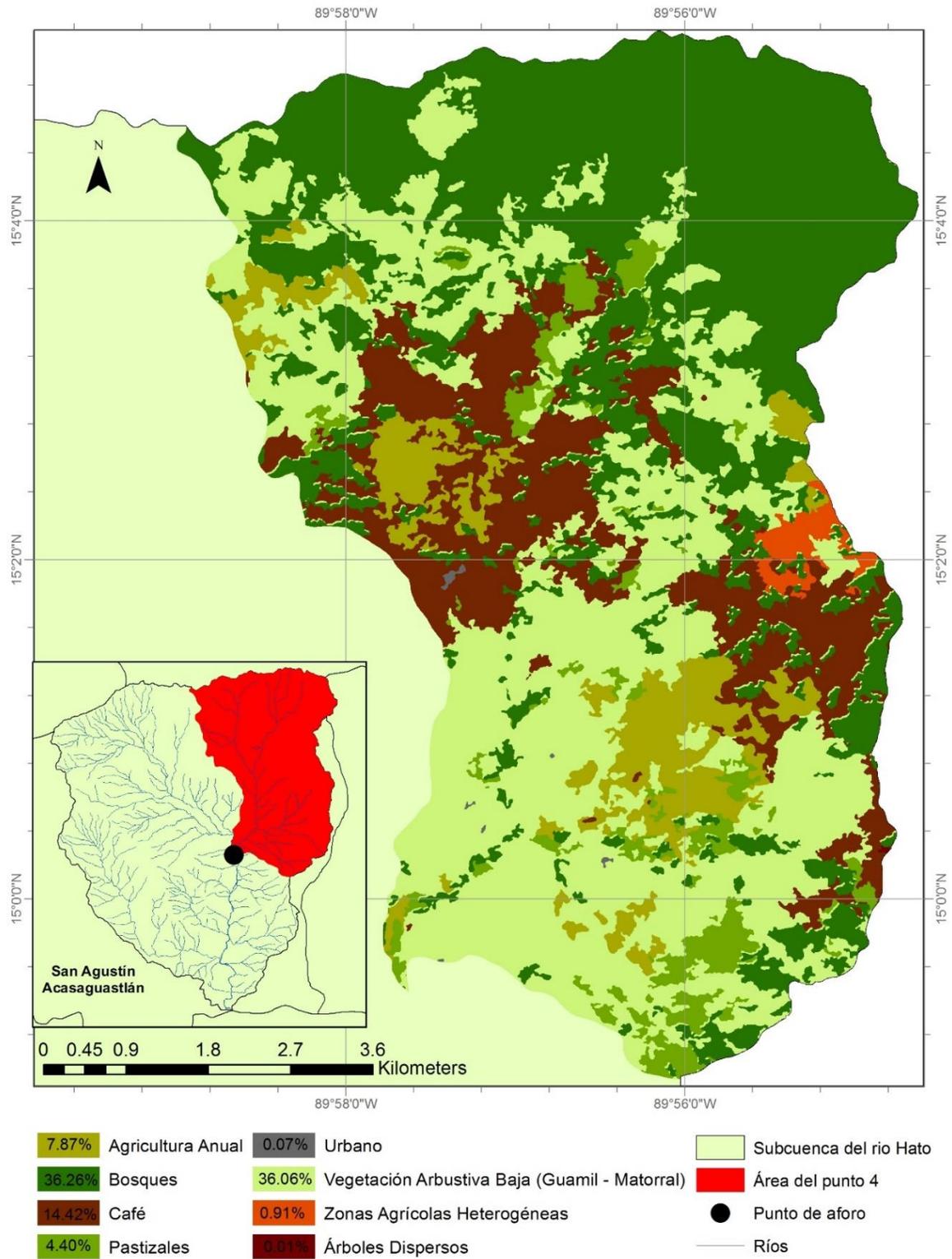


Anexo 36: Usos de la tierra del área de drenaje del punto de muestreo 3

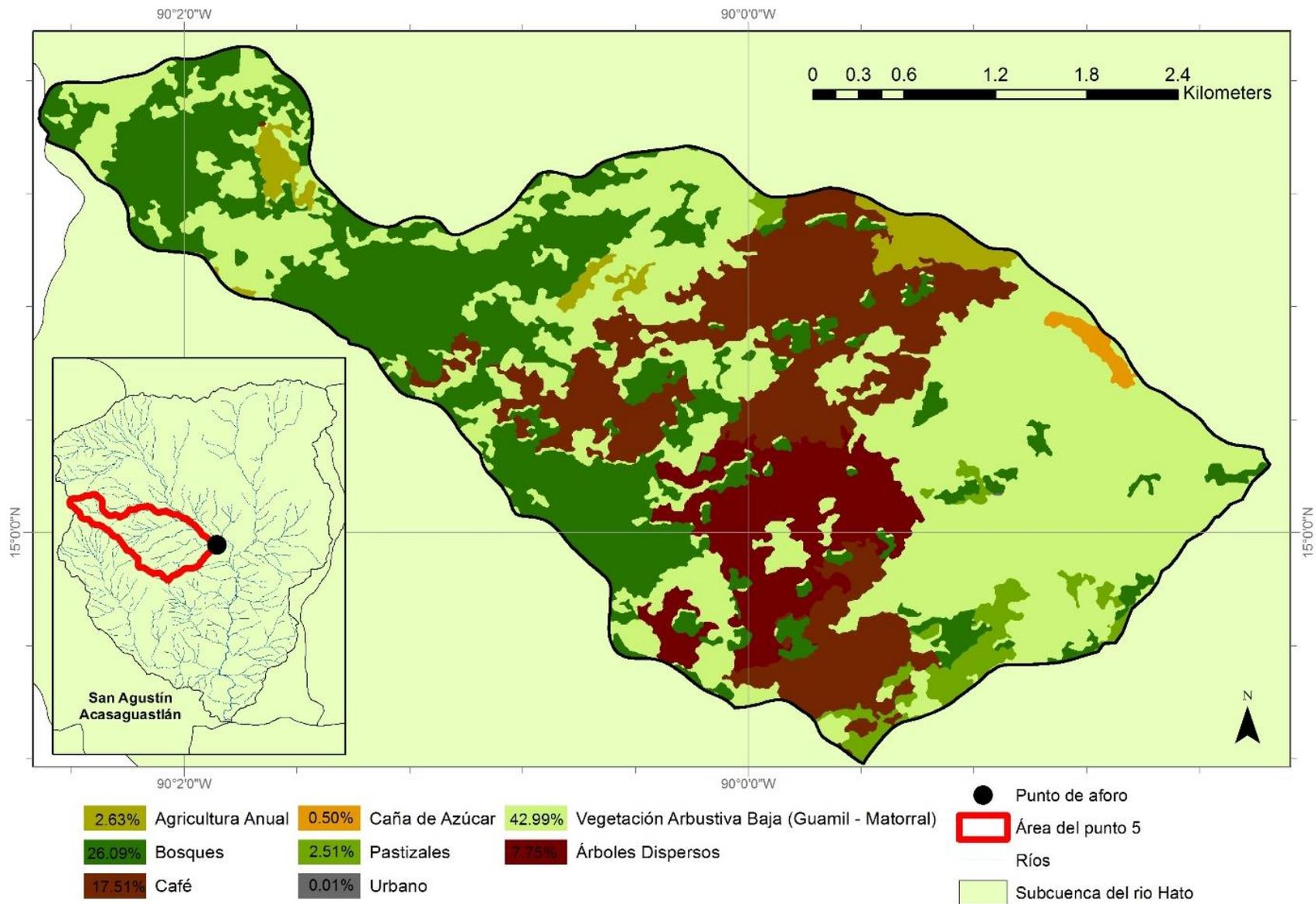


- | | | | | | |
|--------|-------------------|--------|---|--|------------------------|
| 5.33% | Agricultura Anual | 1.89% | Pastizales | | Subcuenca del rio Hato |
| 36.14% | Bosques | 0.09% | Urbano | | Área del punto 3 |
| 21.25% | Café | 2.16% | Árboles Dispersos | | Punto de aforo |
| 1.09% | Caña de Azúcar | 32.04% | Vegetación Arbustiva Baja (Guamil - Matorral) | | Ríos |
| 0.00% | Palma Africana | | | | |

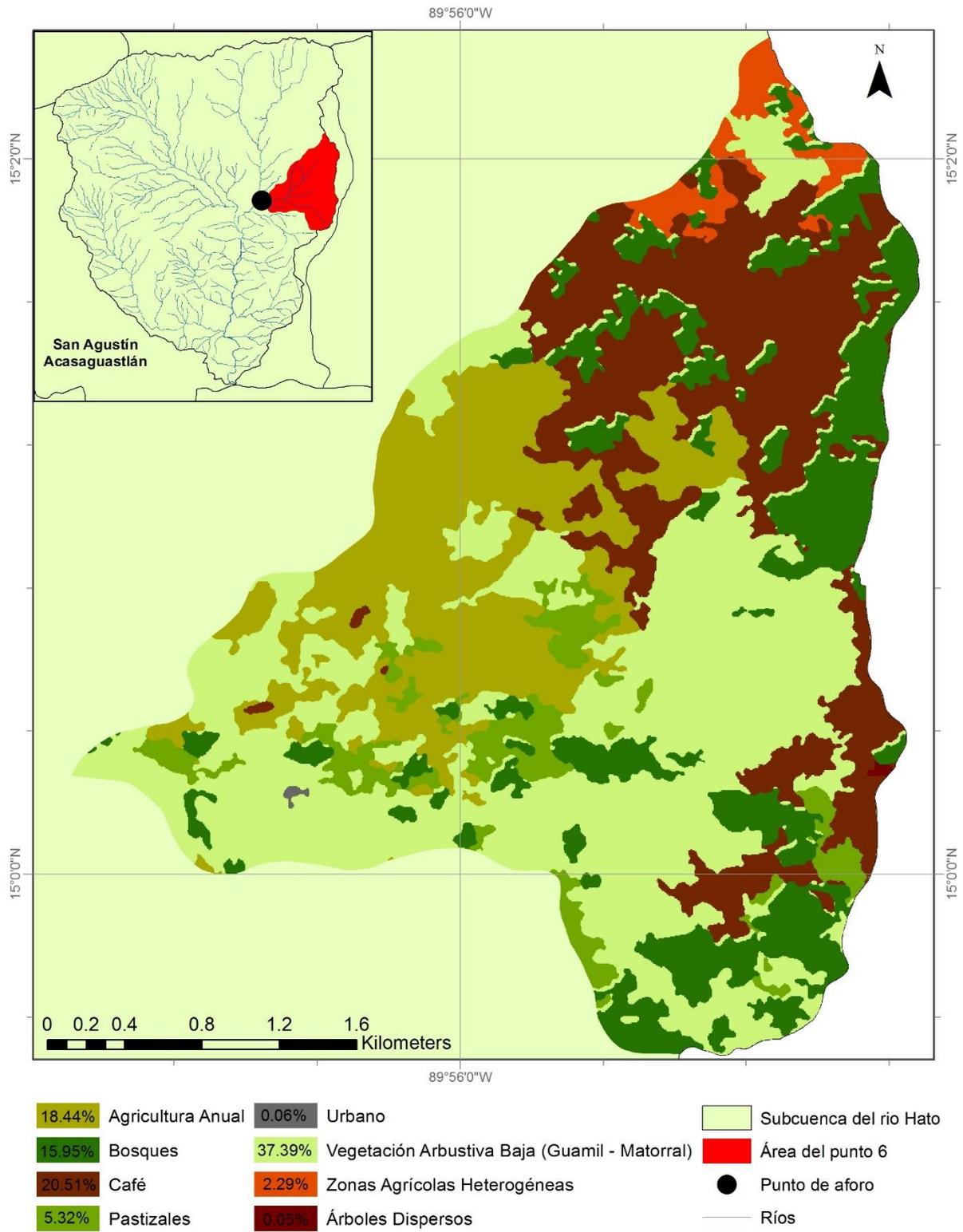
Anexo 37: Usos de la tierra del área de drenaje del punto de muestreo 4



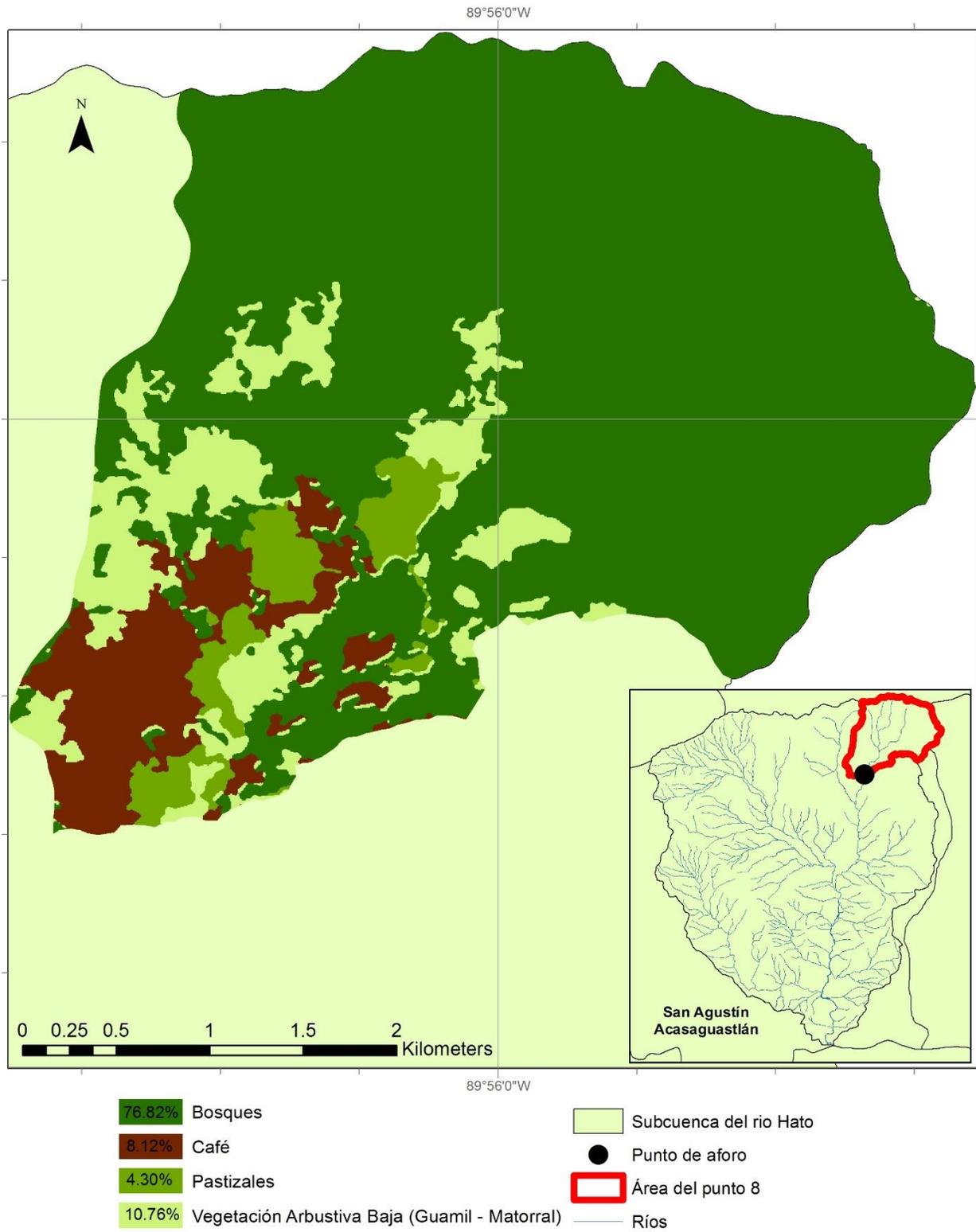
Anexo 38: Usos de la tierra del área de drenaje del punto de muestreo 5



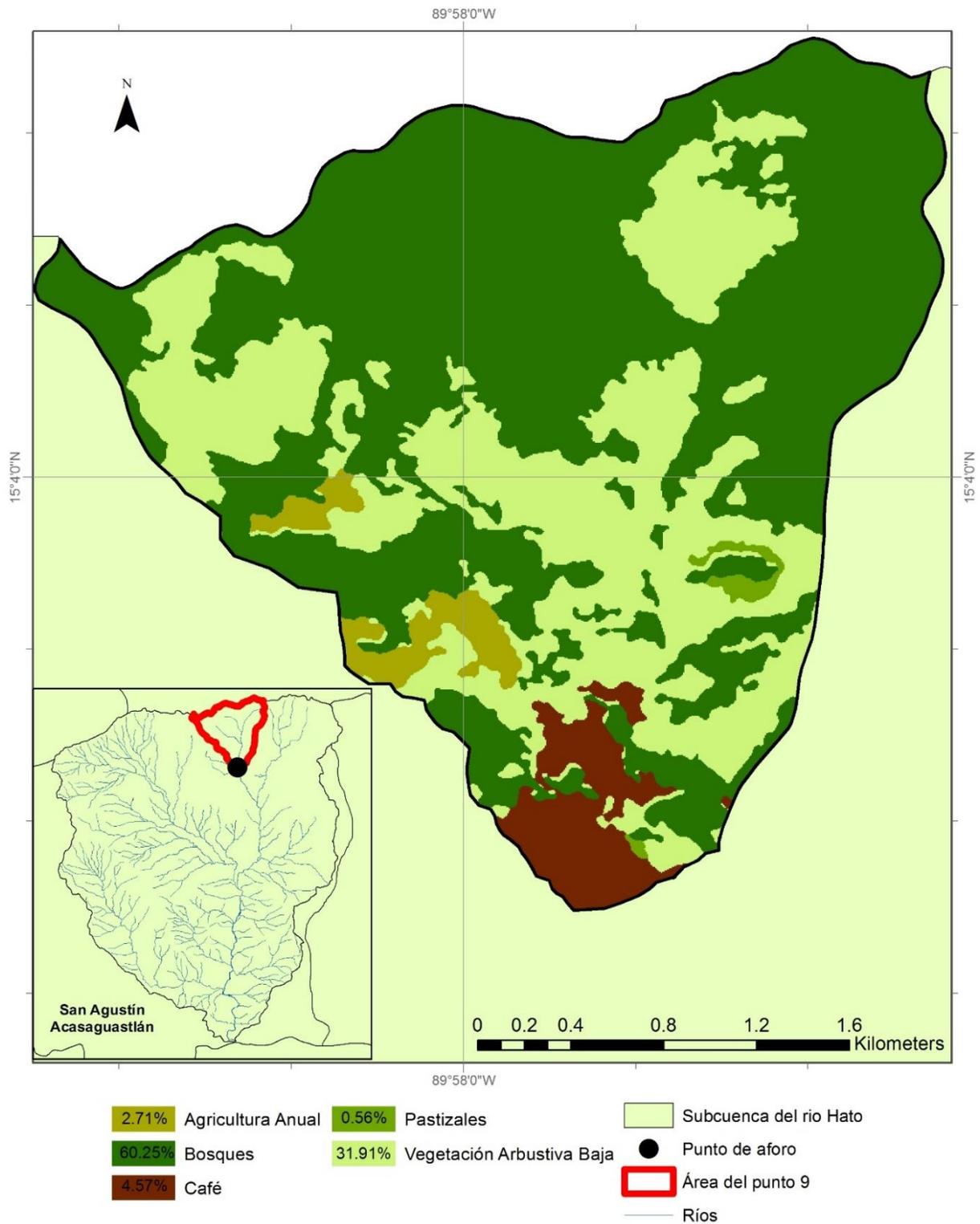
Anexo 39: Usos de la tierra del área de drenaje del punto de muestreo 6



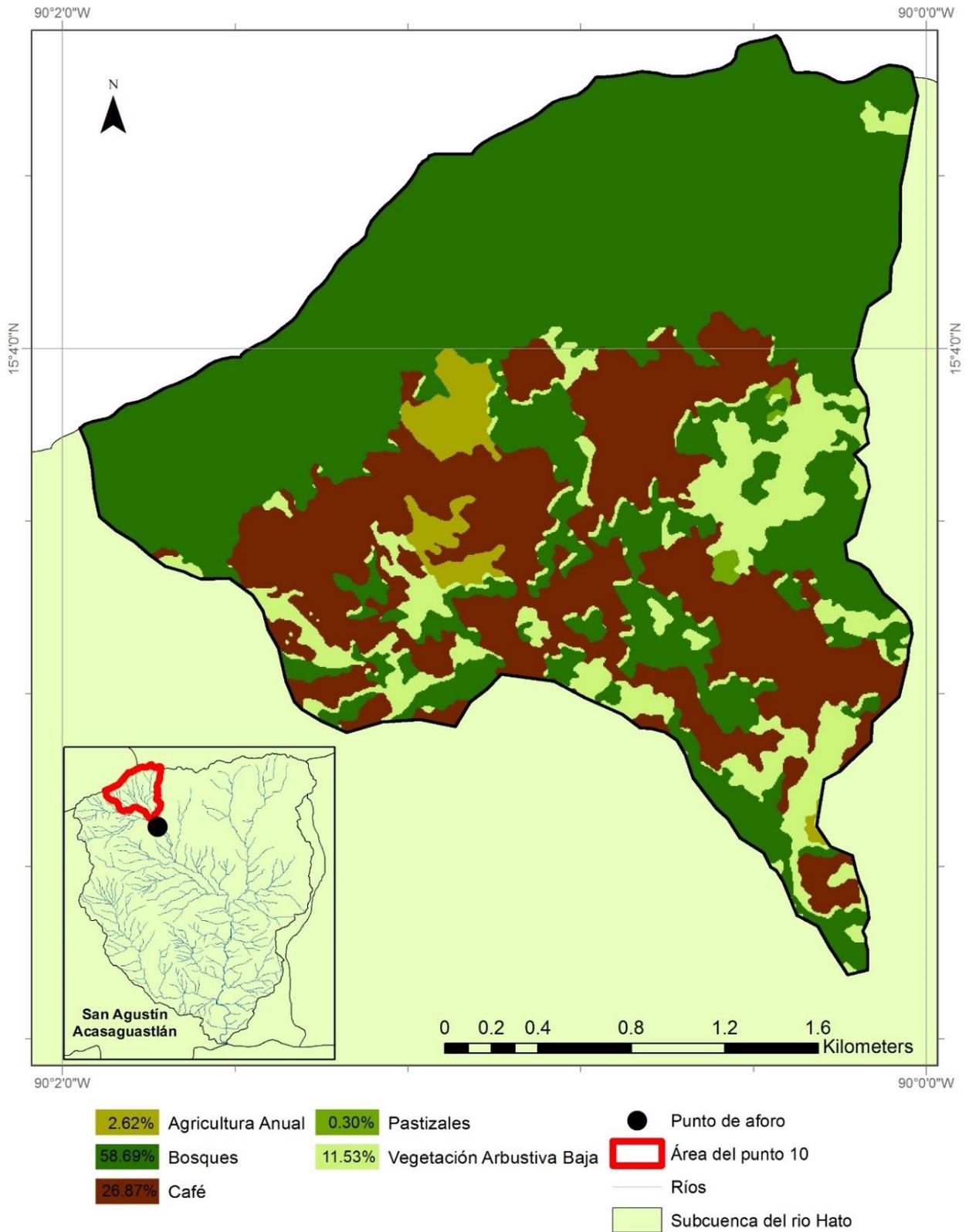
Anexo 40: Usos de la tierra del área de drenaje del punto de muestreo 8



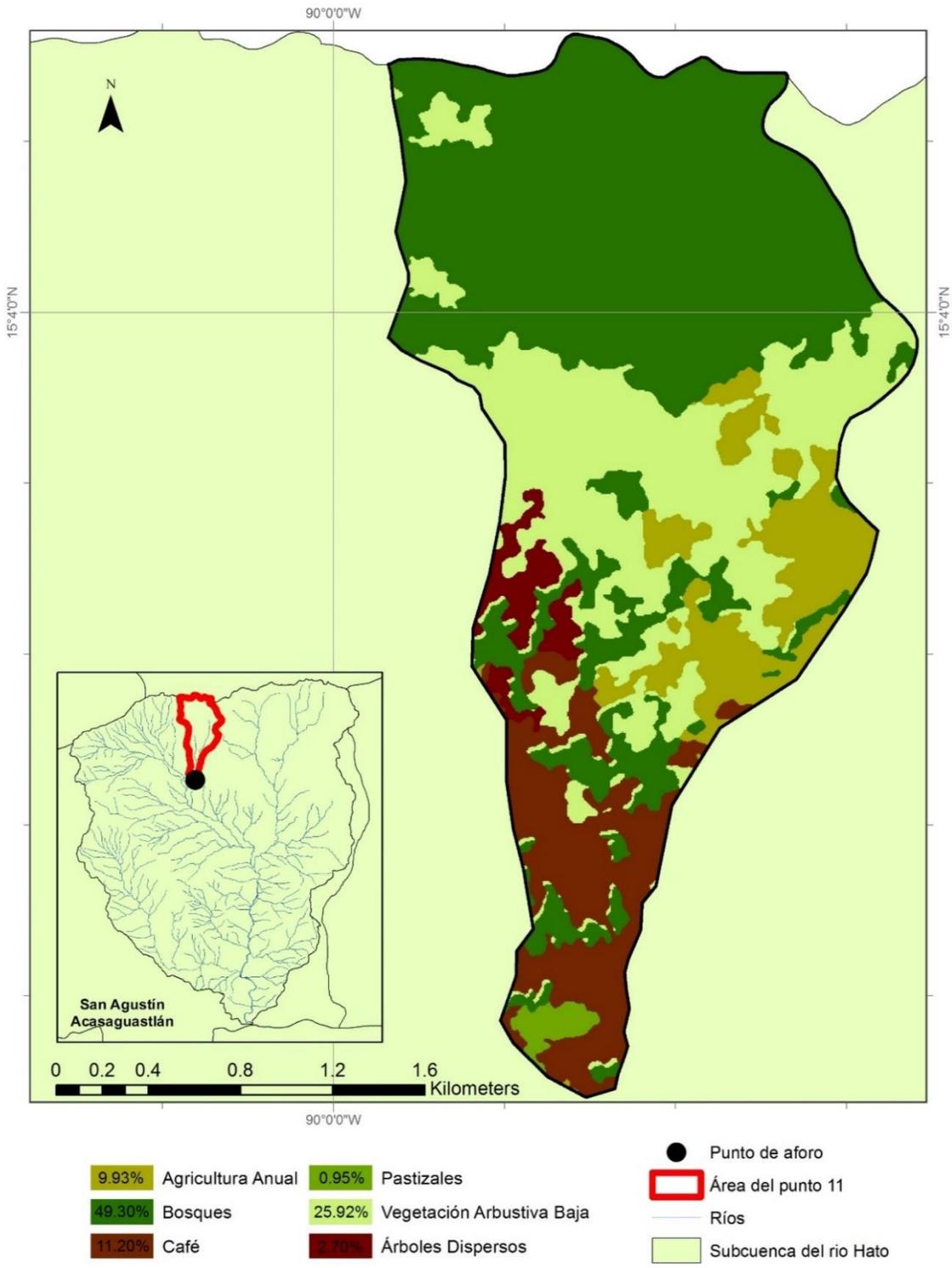
Anexo 41: Usos de la tierra del área de drenaje del punto de muestreo 9



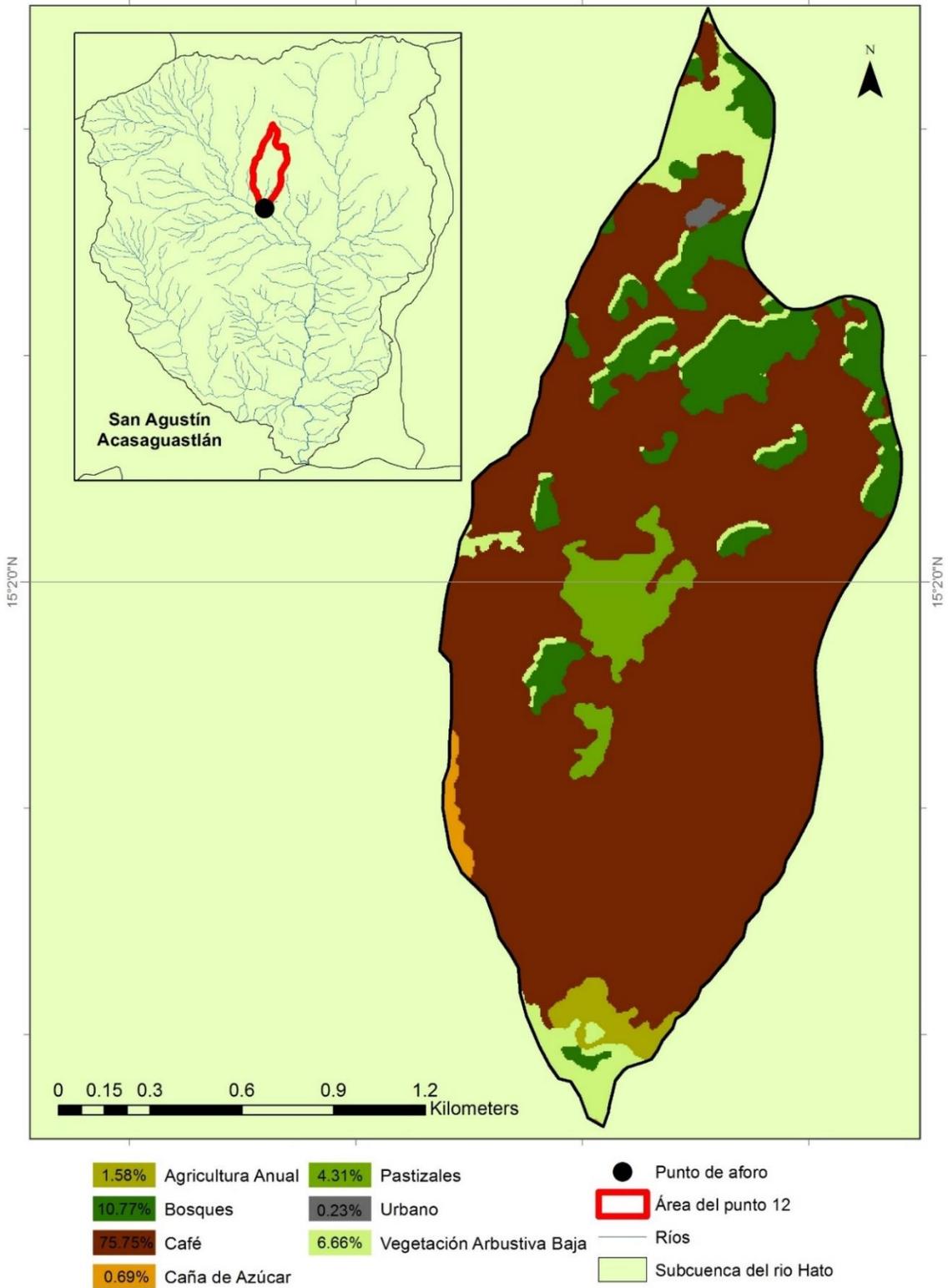
Anexo 42: Usos de la tierra del área de drenaje del punto de muestro 10



Anexo 43: Usos de la tierra del área de drenaje del punto de muestreo 11



Anexo 44: Usos de la tierra del área de drenaje del punto de muestreo 12



Anexo 45: Dimensiones de anchura de las franjas ribereñas según la función

Función	Autores	Ancho recomendado
Protección de la calidad de agua		
Retención de nutrientes (nitrógeno y fósforo)	Granados, <i>et al.</i> , 2006	>16m
	Nichols, <i>et al.</i> , 1998	>18m
	Woodard y Rock 1995	>15m
	Ghaffarzadeh, Robinson y Cruse 1992	>5m
	Madison, <i>et al.</i> , 1992	
	Dillaha, <i>et al.</i> , 1989	>9
	Lowrance, <i>et al.</i> , 1992	>7m
	Doyle, <i>et al.</i> , 1977	>4m
	Shisler, Jordan y Wargo 1987	>19m
	Hawes 2005	5-50m con 15m no intervenidos
Retención de sedimentos	Wenger 1999	15-30m
	Army Corps 1991	16-50m
	Fisher y Fischenich 2000	5-30m
	Broadmeadow y Nisbet 2004	5-30m
	Young, <i>et al.</i> , 1980	>25
	Horner y Mar 1982	>61m
	Lynch, Corbett y Mussalem 1985	>30
	Ghaffarzadeh, Robinson, y Cruse 1992	
	Madison, <i>et al.</i> , 1992	>9m
	Dillaha, <i>et al.</i> , 1989	>9m
Retención de pesticidas	Wenger 1999	25-100m
	Army Corps 1991	10-45m
	Fisher y Fischenich 2000	10-60m
	Broadmeadow y Nisbet 2004	15-65m
	Wenger 1999	>15m
Retención de biocontaminantes (Coliformes fecales)	Army Corps 1991	15-100m
	University of Georgia	>9.14m
Control de la erosión / Estabilización de la orilla	Doyle, <i>et al.</i> , 1977	>4m
	Hawes 2005	9-30m
	Army Corps 1991	15-30m
	Fisher y Fischenich 2000	3-10m
	Jontos 2004	10-20m
Protección del hábitat		
Hábitat acuática	Army Corps 1991	30m
	Fisher y Fischenich 2000	>30m
	Broadmeadow y Nisbet 2004	10-50m
Hábitat terrestre	Hawes 2005	>100m
	Wenger 1999	67-175m
	Army Corps 1991	9.14-200m
	Fisher y Fischenich 2000	30-500m
	Wenger 1999	15m
Diversidad de plantas Hojarasca	Spackman y Hugues 1995	10-30m
	Wenger 1999	15m
	Army Corps 1991	20-31m
	Fisher y Fischenich 2000	3-10m
Control de la temperatura	Broadmeadow y Nisbet 2004	25-100m
	Wenger 1999	10-30m

	Army Corps 1991	10-20m
	Broadmeadow y Nisbet 2004	15-70m
	Hawes 2005	>70m
Sombra	Hawes 2005	9.14m
Control de inundaciones		
	Fisher y Fischenich 2000	20-150 m

Nota: La efectividad de las franjas ribereñas naturales es altamente variable. 10m es el mínimo necesario para que se desarrolle vegetación con una menor amenaza de invasión de malezas. Favorece la mayoría de las funciones acuáticas y el desarrollo y mantención de la vegetación nativa. En franjas mayores (15 a más de 20 m) es altamente probable que sean autosuficientes y no requieran manejo para eliminar las malezas. Franjas amplias (30 a 100 m) proveen la mejor protección (Möller, 2011).

Fuente: Elaboración propia con base en la información de Fisher y Fischenich (2000) citada por Quevedo, 2008; Jontos 2004 citada por Hawes y Smith, 2005; Mendoza, 2014; Hawes y Smith, 2005; Moller, 2011.

Anexo 46: Resumen del anexo 10 - dimensiones de anchura por función

Función	Min – Max (m)	Promedio (m)
Protección de la calidad de agua	4-100	22.90
Retención de nutrientes (nitrógeno y fósforo)	4-50	15.64
Retención de sedimentos	9-100	33.22
Retención de pesticidas	15-100	43.33
Retención de biocontaminantes (Coliformes fecales)	4-9.14	6.57
Control de la erosión / Estabilización de la orilla	3-30	15.87
Protección del hábitat	3-500	67.51
Hábitat acuática	10-50	30
Hábitat terrestre	9.14-500	147.64
Diversidad de plantas	10-30	20
Hojarasca	3-100	25.9
Control de la temperatura	10-70	36.88
Sombra	9.14	9.14
Control de inundaciones	20-150	85

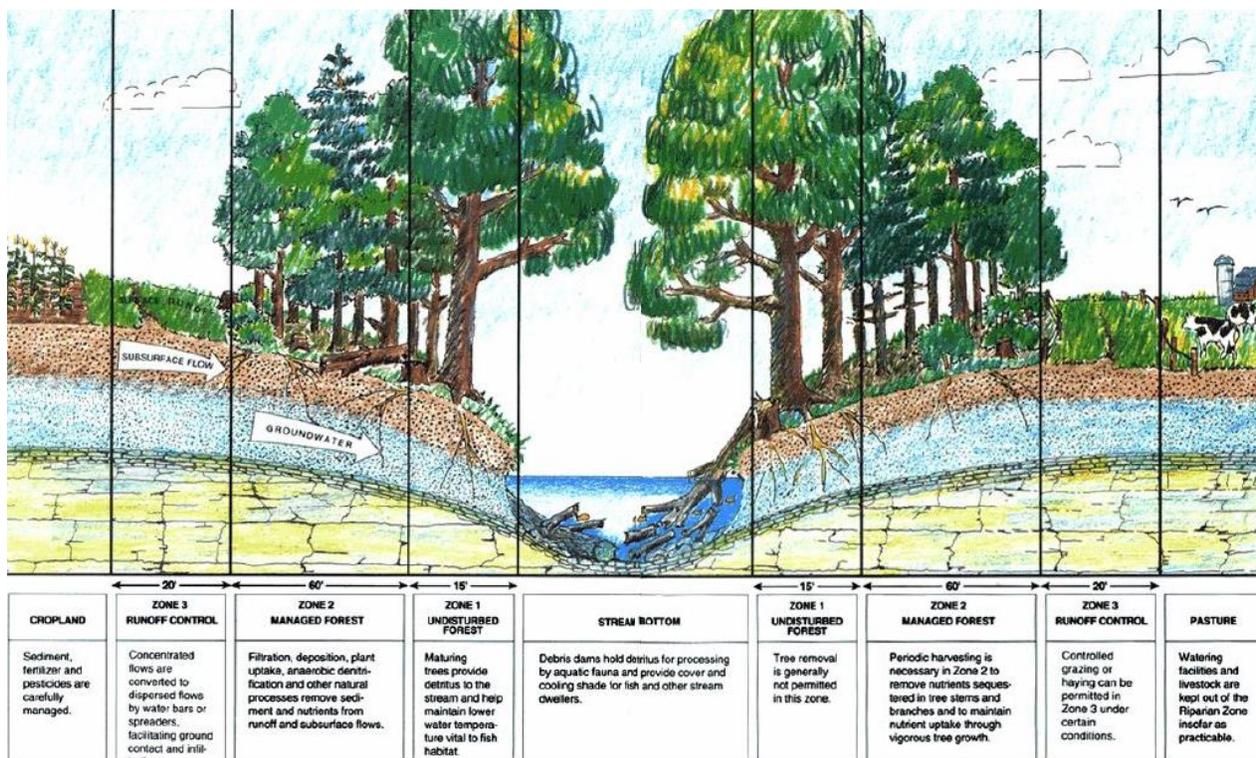
Anexo 47: Franja ribereña tipo tres zonas - descripción de cada zona

	Zona 1	Zona 2	Zona 3 (pies / m)
Ancho mínimo (pies / m)	15 / 4.57	60 / 18.29	30 / 9.14

Tipo de vegetación	Árboles y arbustos nativos	Árboles y arbustos nativos.	Gramíneas y herbáceas.
Función	Estabilización de las orillas, sombra, hábitat, prevención de inundaciones.	Remoción de nutrientes, sedimentos y contaminantes, hábitat.	Reducción de la velocidad de escorrentía, retiene sedimentos y pesticidas.
Manejo	No se permite con excepción de la estabilización de las orillas y remoción de problemas de la vegetación.	Algunas extracciones de árboles para mantener un crecimiento vigoroso.	Siega.

Elaboración propia con base en la información de Hawes y Smith, 2005

Anexo 48: Diagrama de franja ribereña tipo tres zonas



Fuente: Welsch 1991 citado por Hawes y Smith, 2005

Anexo 49: Tipo de vegetación versus eficiencia en las funciones

Función	Gramas	Arbustos	Árboles
Retención de sedimentos	Alta	Media	Baja

Filtración de sedimentos, nutrientes, microbios y pesticidas	Alta	Baja	Baja
Forma soluble de nutrientes y pesticidas	Media	Baja	Media
Control de inundaciones	Alta	Baja	Baja
Reducción de la erosión de la orilla	Media	Alta	Alta

Fuente: Jontos, 2004 citado por Hawes y Smith, 2005