



UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA

Influencia del hábitat físico sobre la ictiofauna – cuenca baja río Dagua: caso de la quebrada Jesús

Olga Lucía Pulido Méndez

Universidad Nacional de Colombia
Facultad de Ingeniería y Administración
Palmira, Colombia

2013

Influencia del hábitat físico sobre la ictiofauna – cuenca baja río Dagua: caso de la quebrada Jesús

Olga Lucía Pulido Méndez

Tesis presentada como requisito parcial para optar al título de:

Magister en Ingeniería Ambiental

Director:

Ph.D. Juan Gabriel León

Codirector:

Ph.D. Guillermo Duque Nivia

Línea de Investigación:

Monitoreo, modelación y gestión de recursos naturales

Grupo de Investigación:

Ecología y Contaminación Acuática

Universidad Nacional de Colombia

Facultad de Ingeniería y Administración

Palmira, Colombia

2013

*A mi mamá,
por su infinito amor y apoyo incondicional, por
sus palabras alentadoras en los momentos en los
que más lo necesité, por su alegría y su sonrisa,
pues siempre fueron suficientes para seguir en pie.*

Agradecimientos

Al Departamento Administrativo de Ciencia, Tecnología e Innovación (Colciencias) por otorgarme la beca de Joven Investigadora, mediante la cual pude concentrar mis esfuerzos al desarrollo de mi tesis.

Al Grupo de Investigación en Ecología y Contaminación Acuática de la Universidad Nacional de Colombia Sede Palmira por respaldar la investigación. Así como a mis directores, Juan G. León y Guillermo Duque, por el apoyo brindado durante su desarrollo.

A la Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca por avalar mi tesis. De manera especial expresar mis más sinceros agradecimientos a Álvaro Calero Aguado, coordinador del Grupo de Sistemas de Información Ambiental, por el incondicional e invaluable respaldo brindado en el desarrollo de la investigación. A Louis Edwar Castillo, Heyner Agudelo, Franklin Bedoya y Eduardo Medina, por su apoyo en los muestreos realizados en campo, así como en el procesamiento de la información cartográfica.

A Gian Carlo Sánchez Garcés por hacer parte de esta investigación, por sus valiosos aportes, pero sobre todo, por creer en esta iniciativa. A la Fundación San Cipriano por su respaldo institucional y a los Guardabosques Jimm Brown Rodríguez, José Hernández, Washington Márquez y Severo Hinestroza por su apoyo en la toma de datos.

A Joe Rogers y Piotr Parasiewicz del *Rushing Rivers Institute* (Massachusetts, EE.UU.) por el soporte técnico brindado con el modelo MesoHABSIM. A Tatiana Mesa por su aporte en la parte estadística; a Ángela Pulido por su apoyo en la edición fotográfica y a Luis Carlos Pardo por sus oportunas y valiosas sugerencias al inicio de la investigación.

Resumen

En la quebrada Jesús (Valle del Cauca, Colombia) se evaluó la influencia del hábitat físico sobre los ensamblajes de la ictiofauna en un tramo i) bajo zona de reserva forestal y ii) con intervención de minería aurífera; para ello, se empleó el modelo de hábitat MesoHABSIM, un protocolo de evaluación rápida del hábitat fluvial y un análisis de escalamiento multidimensional no métrico. Se caracterizaron los mesohábitats mediante las variables hidráulicas de velocidad y profundidad del agua, así como con los tipos de unidad hidromorfológica, de refugio, de sustrato e ictiofauna asociada. Se empleó regresión logística para modelar la probabilidad de presencia y de abundancia de *Gymnotus benni*. Se encontraron diferencias significativas en las variables hidráulicas así como en los ensamblajes de la ictiofauna entre zonas; en la zona intervenida la diversidad íctica fue mayor, a pesar de que en esta, la calidad de los hábitats fue inferior a los de la reserva. El hábitat no adecuado para *G. benni* en la zona intervenida corresponde al 90.6% del área muestreada, mientras que en la reserva fue de 40.6%, evidenciando el efecto de la actividad minera sobre la calidad de hábitat para la especie.

Palabras clave: hábitat físico, mesohábitat, ictiofauna, ensamblaje, quebrada Jesús.

Abstract

On the Jesus stream (Cauca Valley, Colombia) the influence of physical habitat on fish assemblage was evaluated by looking at two stream reaches: i) under forest reserve area and ii) in a gold mining area; a meso - scale (MesoHABSIM) habitat model, a rapid assessment protocol and a non - Metric Multidimensional Scaling analysis were used. Mesohabitats were sampled for hydromorphologic unit type, substrate, cover and hydraulic variables as water velocity and water depth. Logistic regression was used to model *Gymnotus benni* presence and abundance probabilities. Significant differences were found in the hydraulic variables and ichthyofauna assemblages between compared areas, diversity was greater in the mining area although habitat quality was lower than the reserve. The 90.6% of surveyed area in mining zone was unsuitable habitat for *G. benni*, while in reserve zone it was 40.6%, depicting the impact of mining on the fish species habitat quality.

Keywords: physical habitat, mesohabitat, ichthyofauna, assemblage, Jesus stream.

Contenido

	Pág.
Resumen	IX
Abstract	X
Lista de figuras.....	XIII
Lista de tablas	XV
Introducción.....	1
Descripción de la zona de estudio.....	4
1. Modelos de Hábitat Físico	7
1.1 Modelación del hábitat físico	7
1.2 Modelos de hábitat	9
1.2.1 Modelo MesoHABSIM	12
1.3 Metodología.....	20
1.3.1 Modelo hidromorfológico.....	20
1.3.2 Modelo biológico	22
1.3.3 Modelo de hábitat	23
1.4 Resultados y discusión	24
1.4.1 Modelo hidromorfológico.....	24
1.4.2 Modelo biológico	31
1.4.3 Modelo de hábitat	48
2. Protocolos de Evaluación Rápida del Hábitat Fluvial.....	51
2.1 Protocolos de evaluación rápida del hábitat fluvial	51
2.2 Parámetros evaluados en el protocolo de evaluación rápida para el hábitat físico	54
2.2.1 Cobertura del sustrato epifaunal	54
2.2.2 Acorazamiento.....	55
2.2.3 Régimen de velocidad/profundidad.....	55
2.2.4 Deposición de sedimentos	55
2.2.5 Estado del canal de flujo	55
2.2.6 Alteración del canal.....	56
2.2.7 Frecuencia de <i>riffles</i>	56
2.2.8 Estabilidad de las orillas (condición de las márgenes)	56
2.2.9 Protección de la vegetación	57
2.2.10 Ancho de la zona riparia	57

2.3	Metodología para la aplicación del protocolo de evaluación rápida del hábitat físico	58
2.4	Resultados y discusión.....	59
3.	Ensamblaje de la comunidad íctica de la quebrada Jesús.....	61
3.1	Análisis del ensamblaje íctico	61
3.2	Metodología	63
3.3	Resultados y discusión.....	64
4.	Conclusiones y recomendaciones	69
4.1	Conclusiones.....	69
4.2	Recomendaciones	71
A.	Anexo: Subcuenca de la quebrada Jesús (cuenca baja río Dagua, Valle del Cauca, Colombia)	73
B.	Anexo: Mapas de las unidades hidromorfológicas de la quebrada Jesús (Valle del Cauca, Colombia)	75
C.	Anexo: Mapas de idoneidad de hábitat para <i>Gymnotus henni</i>, quebrada Jesús (Valle del Cauca, Colombia).....	79
D.	Formato de campo para la evaluación de hábitat en ríos de alto gradiente	83
	Bibliografía	87

Lista de figuras

	Pág.
Figura 1-1: Quebrada Jesús, cuenca baja del río Dagua (Valle del Cauca, Colombia).....	5
Figura 1-2: Fotografía aérea de la zona de estudio. Año 1980.....	6
Figura 1-3: Fotografía aérea de la zona de estudio. Año 2010.....	6
Figura 1-4: Sección transversal de un río dividida en celdas homogéneas.....	9
Figura 1-5: Ejemplo de la aplicación del modelo River 2D en un tramo del río Daejeon, Korea. (a) resultado de la simulación hidráulica para la velocidad del agua. (b) curvas del índice de idoneidad de hábitat (HSI) de velocidad y profundidad del agua para la especie de pez <i>Zacco platypus</i> . (c) resultado de la simulación hidráulica de la superficie ponderada útil para <i>Zacco platypus</i>	10
Figura 1-6: Ejemplos de unidades hidromorfológicas en la quebrada Jesús.....	13
Figura 1-7: Ejemplo de la distribución espacial de las unidades hidromorfológicas en la quebrada Jesús (Valle del Cauca, Colombia) sobre una imagen satelital Eros-A.....	14
Figura 1-8: Marcación de las unidades hidromorfológicas con cintas reflectivas.....	21
Figura 1-9: Medición de longitud y los anchos de las unidades hidromorfológicas con cinta métrica.....	21
Figura 1-10: Observación subacuática para estimación de abundancia de peces.....	23
Figura 1-11: Detector de peces eléctricos.....	23
Figura 1-12: Área superficial de las unidades hidromorfológicas por muestreo en la zona de reserva.....	24
Figura 1-13: Área superficial de las unidades hidromorfológicas en la zona intervenida... ..	24
Figura 1-14: Pozas configuradas por la minería en la zona intervenida.....	26
Figura 1-15: Boxplot para la variable profundidad por tipo de unidad hidromorfológica en la zona de reserva e intervenida de la quebrada Jesús.....	27
Figura 1-16: Presencia de tipos de refugio por tipo de unidad hidromorfológica de la zona intervenida.....	29
Figura 1-17: Presencia de tipos de refugio por tipo de unidad hidromorfológica de la zona de reserva.....	30
Figura 1-18: Abundancias de peces por tipo de unidad hidromorfológica para la zona intervenida.....	43
Figura 1-19: Abundancias de peces por tipo de unidad hidromorfológica para la zona de reserva.....	44
Figura 1-20: Fotografía de <i>Gymnotus benni</i> tomada en la quebrada Jesús (Valle del Cauca, Colombia).....	45
Figura 1-21: Curva ROC del modelo final ajustado para la presencia de <i>Gymnotus benni</i>	48

Figura 1-22: Curva ROC del modelo final ajustado para la abundancia de <i>Gymnotus benni</i> .	49
Figura 2-1: Relación entre la calidad del hábitat y la condición biológica.....	54
Figura 2-2: Tramo zona de reserva.....	58
Figura 2-3: Tramo zona intervenida.....	58
Figura 3-1: Ordenación escalamiento multidimensional no métrico (MDS) para las unidades hidromorfológicas muestreadas en las dos zonas comparadas, basada en las abundancias de especies estimadas en tres muestreos realizados.....	65

Lista de tablas

	Pág.
Tabla 1-1: Definición de las unidades hidromorfológicas empleadas en MesoHABSIM.....	12
Tabla 1-2: Variables de hábitat empleadas en MesoHABSIM.....	16
Tabla 1-3: Cantidad de unidades hidromorfológicas caracterizadas, bajo tres caudales	24
Tabla 1-4: ANOVA para la profundidad del agua por tipo de unidad hidromorfológica en las zonas de reserva e intervenida.	27
Tabla 1-5: ANOVA para la velocidad del agua por tipo de unidad hidromorfológica de las zonas de intervenida y reserva	28
Tabla 1-6: Composición del tipo de sustrato en la zona intervenida y de reserva de la quebrada Jesús.....	31
Tabla 1-7: Abundancias de peces en la zona intervenida y de reserva	33
Tabla 1-8: Densidad de peces (ind/m ²) por unidad hidromorfológica	44
Tabla 1-9: Odds ratio de las variables del modelo final para la presencia de <i>Gymnotus benni</i> ...	46
Tabla 1-10: <i>Odds ratio</i> de las variables del modelo final para la abundancia de <i>Gymnotus benni</i> .47	47
Tabla 1-11: Idoneidad de hábitat (m ²) para <i>Gymnotus benni</i> en la quebrada Jesús	50
Tabla 2-1: Categorías para la calidad del hábitat según la calificación otorgada a los parámetros	53
Tabla 2-2: Criterios de comparación con respecto a la condición de referencia	53
Tabla 2-3: Puntajes consolidados por zona para los parámetros de hábitat evaluados	59
Tabla 3-1: Especies de peces que definen la disimilitud entre la zona de reserva e intervenida	66
Tabla 3-2: Especies de peces que definen la similitud entre la zona de reserva e intervenida.66	66
Tabla 3-3: Familias de peces que definen la disimilitud entre zonas	67
Tabla 3-4: Familias de especies que definen la similitud dentro de cada zona	67

Introducción

Los ríos son ecosistemas altamente complejos y dinámicos tanto en el espacio como en el tiempo, por lo que su estructura cambia en tamaño y complejidad en función de la hidrología natural. Dicha estructura se refiere a la forma y dimensiones del cauce, a la calidad química del agua, a la diversidad de hábitats y a las distintas comunidades biológicas que se establecen en los mismos [108]. La integridad biológica en estos ecosistemas se define como la capacidad que éstos tienen para mantener comunidades de organismos balanceadas, integradas y adaptativas, donde la composición de especies, diversidad y organización funcional es comparable con la que se tendría en un hábitat natural de la misma región geográfica [57]; la perturbación de dicha integridad se evidencia en los cambios en cantidad y calidad de los ensamblajes¹ de especies [22].

Se ha demostrado que modificaciones en los cauces producto de actividades como el dragado, el resecionamiento, la construcción de represas, la canalización y la minería, entre otras, afectan la ecología de los ríos [59, 99, 103, 48, 40, 4] debido a las perturbaciones generadas en el hábitat en el que se desarrollan los diferentes organismos acuáticos. El creciente deterioro de los ecosistemas acuáticos ha venido demandando el desarrollo de métodos que permitan conocer su grado de alteración debido a causas naturales y/o antrópicas [98].

En general, la información biológica, espacial y temporal, disponible para demostrar las relaciones directas entre los cambios en los ensamblajes de organismos acuáticos y los cambios artificiales en los cauces es insuficiente. Sin embargo, la necesidad de comprender tales relaciones ha conducido al desarrollo de técnicas que indirectamente modelan el impacto en la biota de los ríos, a través de la modelación de sus hábitats [92]. El fundamento conceptual de dichas modelaciones es el hecho de que los organismos acuáticos no responden al flujo primario *per se*, pero sí a aspectos secundarios y terciarios derivados de este - como la velocidad del agua, la profundidad del agua, los esfuerzos cortantes y el movimiento de sedimentos - [54] conocidos como patrones hidráulicos.

De manera general, la modelación del hábitat fluvial se fundamenta en la combinación de variables físicas (o patrones hidráulicos) y biológicas, que en conjunto, definen las condiciones del hábitat físico; tradicionalmente evalúan el hábitat a nivel de microhábitat. Sin embargo,

¹ Grupo de especies de una comunidad filogenéticamente relacionados [66].

enfoques metodológicos alternativos han facilitado el desarrollo de modelos a escala de mesohábitat, permitiendo evaluar patrones ecológicos espaciales y temporales más amplios [116]. Un mesohábitat es un área específica para las especies evaluadas, donde la configuración de los patrones hidráulicos junto con los patrones que proporcionan refugio (vegetación colgante y sumergida, restos leñosos y encueves, entre otros) crean condiciones favorables de supervivencia y desarrollo [91].

Este tipo de enfoques aplicados al caso particular de los peces está fuertemente soportado en el papel condicionante del hábitat físico sobre su actividad vital y dinámica poblacional, el cual ha sido ampliamente demostrado [6, 64, 101, 39]. Los peces tienen características propias que les diferencian de otros grupos - como fitobentos, plancton, macroinvertebrados y macrófitas - y les confieren ventajas para su uso como indicadores de la integridad biótica en evaluaciones de hábitat [20], pues responden previsiblemente a cambios en los factores abióticos como la calidad del agua y del hábitat, son un componente altamente visible y sensible de los ecosistemas fluviales [98] y reflejan los efectos de los impactos en el largo plazo gracias a su longevidad y amplia capacidad de desplazamiento [56]. Muchos modelos de cuantificación de hábitat han sido desarrollados, principalmente, con el objetivo de establecer caudales ambientales. Sin embargo, son potencialmente útiles en la evaluación de los efectos sobre la ictiofauna producto de modificaciones en los ríos.

Otros enfoques metodológicos más sencillos, pero no menos efectivos, han sido desarrollados para la evaluación del hábitat fluvial. Dichos enfoques son conocidos como protocolos rápidos de evaluación biótica y se efectúan mediante observación visual de la zona de interés; fueron concebidos como estrategias con buen balance costo beneficio, científicamente válidas y orientadas a: i) facilitar el análisis de múltiples sitios en campo; ii) obtener resultados rápidos para la toma de decisiones; iii) proveer reportes científicos de fácil acceso para el público y iv) promover procedimientos ambientalmente sanos [98]. Se basan en una valoración de la integridad ecológica del hábitat con respecto a unas condiciones de referencia o esperadas, es decir, condiciones naturales en ausencia de impactos humanos. Los protocolos rápidos de evaluación biótica han sido empleados en la evaluación de la idoneidad del hábitat físico en ríos [120], en la determinación de la respuesta de macroinvertebrados y peces a perturbaciones comunes en los ríos como la alteración del hábitat físico, aumento en la carga de sedimentos y la presencia de altas concentraciones de metales pesados por actividades extractivas [70]; así como en la determinación de los cambios en el ensamblaje de macroinvertebrados producto de actividades como la extracción de esquisto y piedra caliza [84]. De igual manera, diversos análisis soportados en la estadística no paramétrica son también útiles en la determinación de los cambios en el ensamblaje de la ictiofauna generados por modificaciones en el hábitat, como es el caso de la técnica multivariada de escalamiento multidimensional no métrico (*non-Metric Multidimensional Scaling – n-MDS o MDS*).

En el departamento del Valle del Cauca (Colombia), la cuenca del río Dagua no es ajena a perturbaciones en el hábitat fluvial. Dicha cuenca posee áreas importantes para la conservación dada su riqueza biológica y paisajística [27]; ha sido considerada como centro de endemismo en aves, peces y plantas [41, 31,18]. Sin embargo, presenta diversos tipos de intervención como la explotación forestal, la construcción de la doble calzada vial hacia

Buenaventura [18] y la extracción de material aluvial para construcción. Una de las intervenciones que se destacan en la parte baja de la cuenca es la minería ilegal aurífera, la cual modificó el cauce del río Dagua y las desembocaduras de algunos de sus tributarios como los de las quebradas el 28, El Oso, Caballete, Santa Bárbara, Barbacuana, Barbacuanita y Jesús.

La minería ilegal inició en el río Dagua en el año 2007, generando importantes impactos ambientales negativos que motivaron la orden de suspensión de dicha actividad por parte de la Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca - CVC en el año 2009. Sin embargo, a comienzos del 2010 dicha institución estimó que aproximadamente 5,000 personas con más de 240 retroexcavadoras y dragas, estaban afectando más de 22 km del río para extracción de oro, comprometiendo la estabilidad del cauce natural [32]. Posteriormente, en julio de 2010, declaró el estado de emergencia ambiental en la cuenca². A pesar de ello, la actividad minera permaneció activa en la zona y, una vez más, en octubre de 2012 declaró³ el estado de emergencia ambiental en la cuenca media y baja del río Dagua. Los principales impactos detectados como consecuencia de la minería aurífera, sin diagnóstico detallado, incluyeron alteración del nivel freático, inestabilidad del cauce por profundización de fondo y ampliación del canal, erosión lateral en terrazas, estrangulamiento del cauce del río Dagua por vertimiento de sobrantes de minería, pérdida de flora y fauna, contaminación, entre otros [28, 29].

Particularmente, en la quebrada Jesús, afluente del río Dagua de 3 km de longitud, de los cuales el 80% discurren en área de la Reserva Forestal Protectora Nacional de los ríos Escalerete y San Cipriano, se estableció *in situ* que la actividad minera modificó la estructura física del cauce en el tramo comprendido entre la vía férrea y la desembocadura. Dicha modificación está asociada principalmente a la configuración de pozas mineras de gran profundidad, donde la dinámica natural entre los mesohábitats y la ictiofauna fue alterada. El tramo de quebrada que pertenece a la reserva forestal (sin intervención minera) está en buen estado de conservación en términos de estructura física y sus hábitats han sido establecidos por dinámicas hidrológicas naturales; este tramo se considera fundamental como referente de comparación entre lo que debería ser el hábitat natural y lo que actualmente existe como efecto de la actividad minera.

En este contexto, este estudio evalúa la influencia del hábitat físico sobre los ensamblajes de la ictiofauna en la quebrada Jesús, cuenca baja del río Dagua (Colombia), como una contribución al conocimiento de los efectos sobre la biota por modificaciones antrópicas en el cauce, que aporta información útil para el desarrollo de criterios con enfoque ecosistémico en la

² Resolución CVC 0100 No. 0751 - 0393 del 9 de julio de 2010, por medio de la cual se declara el estado de emergencia ambiental en la cuenca de los ríos Dagua y Anchicayá, Valle del Cauca y se adoptan otras determinaciones.

³ Resolución 0100-0750-0733-2012, por medio de la cual se declara el estado de emergencia ambiental en la cuenca media y baja del río Dagua y ordena la suspensión de toda actividad minera ilegal y el retiro inmediato de la maquinaria.

definición de los límites de las áreas bajo algún tipo de protección legal, como es el caso de las reserva forestales.

Descripción de la zona de estudio

La subcuenca de la quebrada Jesús (240 ha)⁴ se ubica en el occidente de la cuenca baja del río Dagua (Valle del Cauca, Colombia), entre las coordenadas 3°51'27.482'' - 3°50'3.78'' latitud norte; 76°51'27.933'' - 76°50'32.813'' longitud oeste (anexo A). Según el sistema de clasificación de zonas de vida de [47], la zona pertenece al bosque muy húmedo tropical (bmh-T), con un rango altitudinal que oscila entre los 123 - 386 m.s.n.m. y una pendiente media del 8%, que describe el terreno como ligeramente ondulado a ondulado. La temperatura promedio es de 29°C y la precipitación es de 6,512 mm/año [30], en esta última hay una disminución entre los meses de enero - marzo y junio - julio, donde el segundo periodo de lluvias (agosto - diciembre) presenta una mayor concentración de las mismas.

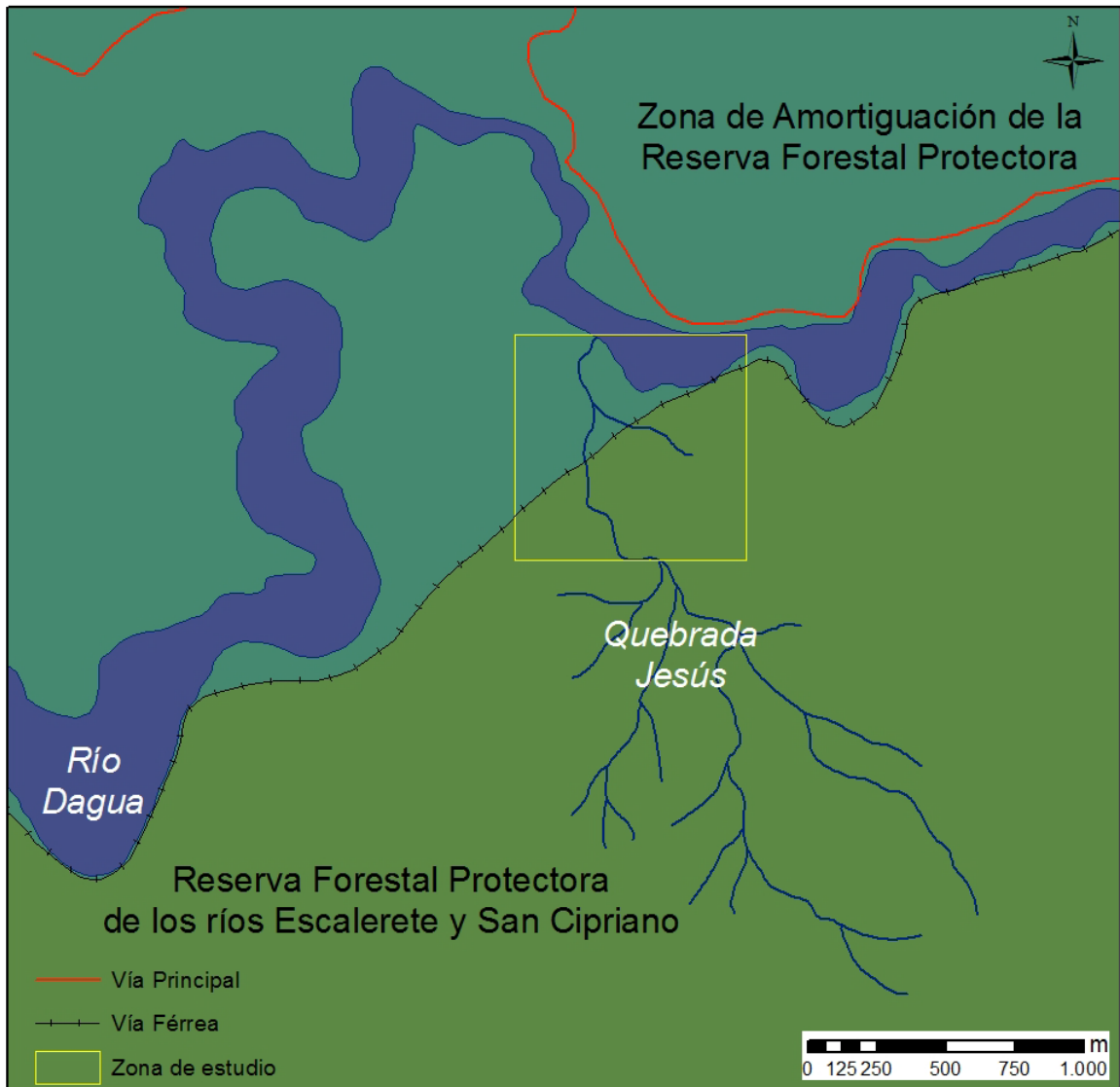
La longitud aproximada del cauce principal de la quebrada es de 3 km, de los cuales 2.4 km se encuentran dentro del área de la Reserva Forestal Protectora Nacional de los ríos Escalerete y San Cipriano⁵ (tramo denominado como zona de reserva en este documento) y se distribuyen aguas arriba del punto de intersección entre la quebrada y la vía férrea (Figura 1-1). Este tramo de quebrada, no ha tenido perturbaciones antrópicas importantes que modifiquen la estructura física del cauce, por lo que sus hábitats han sido configurados por dinámicas hidrológicas naturales. El tramo comprendido aguas abajo de la vía férrea hasta la desembocadura (0.6 km en área de la zona de amortiguación de la reserva; en este documento se denomina zona intervenida), evidencia alteraciones del cauce producto de la actividad minera para la extracción de oro presente en la zona. Estas alteraciones están relacionadas con

⁴ La subcuenca de la quebrada Jesús pertenece a territorios de comunidades negras titulados a la comunidad de San Cipriano, quienes a través de la Fundación San Cipriano, como organización ambiental de base comunitaria, administran la Reserva Forestal Protectora de los ríos Escalerete y San Cipriano.

⁵ Declarada Reserva Forestal Protectora Nacional de los ríos Escalerete y San Cipriano mediante el acuerdo 031 de 1979, resolución 047 de 1980; posterior ampliación del acuerdo del INDERENA No 027 de 1982, aprobado por resolución ejecutiva No 012 de 1983 expedida por el INDERENA y el Ministerio de Agricultura. La Reserva Forestal Protectora Nacional de los ríos Escalerete y San Cipriano, comprende las subcuencas hidrográficas de los ríos Escalerete, San Cipriano y de las quebradas Santa Bárbara, Jesús, Caballete, El Oso, Agua Mansa, Piedra Blanca y Barbacuanita, las cuales drenan sus aguas independientemente al río Dagua.

la ampliación del cauce y la configuración de pozas mineras por excavación, donde la dinámica natural entre los mesohábitats y la ictiofauna ha sido perturbada. Dicho tramo se constituye en una zona de especial interés para la evaluación del ensamblaje de la ictiofauna asociada a los mesohábitats bajo condiciones alteradas.

Figura 1-1: Quebrada Jesús, cuenca baja del río Dagua (Valle del Cauca, Colombia)



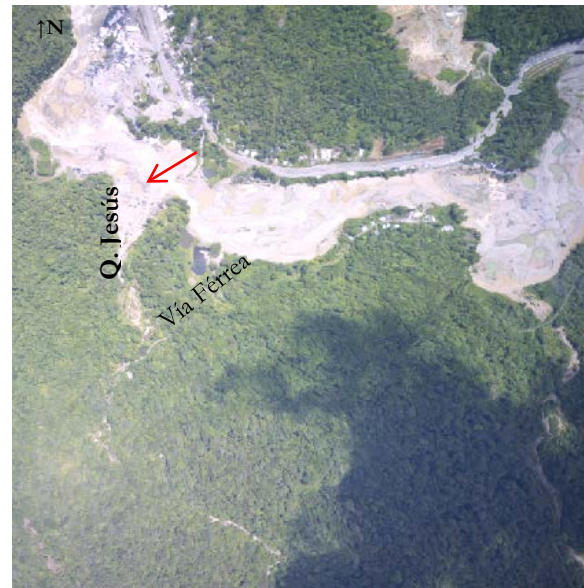
La Figura 1-2 corresponde a una fotografía aérea de la zona de estudio tomada en el año 1980, cuando la minería aún no estaba presente en la región. En el tramo de la desembocadura de la quebrada Jesús, delimitado al sur por la vía férrea y al norte por el río Dagua, se observa el cauce de la quebrada en buen estado de conservación, pues no hay evidencia de remoción de la vegetación de ribera o riparia (vegetación herbácea, arbustiva y/o arbórea que se desarrolla paralela a las márgenes del cauce), ni suelo desnudo que indique alguna alteración importante en canal de flujo.

La Figura 1-3 es una fotografía aérea de la misma zona tomada 30 años después, cuando la minería ilegal aurífera estaba en el momento más crítico de extracción. Se observa el tramo de la desembocadura de la quebrada altamente modificado, donde el cauce fue ampliado formando una desembocadura en forma de “V” y dentro de la cual se hallan varias pozas mineras; la vegetación de ribera fue removida por la maquinaria empleada en la extracción (dragas y retroexcavadoras).

Figura 1-2: Fotografía aérea de la zona de estudio⁶. Año 1980.



Figura 1-3: Fotografía aérea de la zona de estudio⁷. Año 2010.



Las flechas indican la desembocadura de la quebrada Jesús sobre el río Dagua.

⁶ CORPORACIÓN AUTÓNOMA REGIONAL DEL VALLE DEL CAUCA. Fotografía aérea 1980. Grupo de Sistemas de Información Ambiental.

⁷ CORPORACIÓN AUTÓNOMA REGIONAL DEL VALLE DEL CAUCA. Fotografía aérea 2010. Grupo de Sistemas de Información Ambiental.

1. Modelos de Hábitat Físico

Este capítulo contiene los elementos conceptuales y metodológicos de la modelación del hábitat físico como herramienta empleada en la evaluación de la relación entre el hábitat físico y la ictiofauna. Específicamente, se enfoca en su uso potencial para la evaluación de la influencia del hábitat sobre la ictiofauna en cauces modificados. Así mismo, se muestran los resultados de la aplicación de la metodología MesoHABSIM en la zona de estudio con el objetivo de determinar la relación entre el hábitat físico y los ensamblajes de la ictiofauna en la quebrada Jesús.

1.1 Modelación del hábitat físico

La modelación del hábitat físico fue concebida en los años 70 como una herramienta para la integración de la información biológica en el proceso de planeación de los recursos hídricos. Desarrollada principalmente para la estimación del caudal ambiental [92, 117, 95], esta también ha sido usada en la identificación de las relaciones biota – hábitat físico [8, 59, 94]; en la predicción de las posibles respuestas biológicas a cambios hidromorfológicos de los ríos [65, 43], como herramienta de análisis para la restauración de ríos [63] y protección de especies de peces raras en lagos [50]; así como en la evaluación del hábitat en ríos modificados y su impacto sobre la biota [102, 97, 21, 79].

El marco conceptual de la modelación del hábitat físico tiene su origen en la teoría de nicho ecológico atribuida a [52], en la que los organismos son afectados por la variabilidad en el ambiente que les rodea. En ese sentido, la calidad del hábitat físico es el principal factor que influye en la condición biológica de las comunidades acuáticas [12]. De esta manera, la modelación se basa en la combinación de resultados de variables físicas y biológicas, que en conjunto, definen las condiciones del hábitat físico.

Desafortunadamente, en general, la información biológica espacial y temporal disponible para demostrar la relación directa entre los cambios en los organismos acuáticos y los cambios artificiales en los ríos es insuficiente. Sin embargo, el hecho de que los organismos acuáticos no responden al flujo primario *per se*, pero sí a aspectos secundarios y terciarios derivados de este -profundidad del agua, velocidad del agua, esfuerzos cortantes y movimiento de

sedimentos-, ha conducido al desarrollo de técnicas que indirectamente modelan el impacto en la biota de los ríos, a través de la modelación de sus hábitats [92].

Aunque las variables asociadas a la estructura física no son las únicas que soportan la integridad de los ecosistemas fluviales [55, 56, 45, 37, 89, 33], sí proporcionan unos criterios de evaluación de hábitat efectivos [114], por lo que han sido empleadas en el desarrollo de modelos de hábitat que cuantifican la disponibilidad de hábitat físico para la ictiofauna en función del caudal. La selección de las variables usadas en los modelos de hábitat surge de estudios empíricos [14, 74] que demostraron la asociación de los peces con aspectos físicos y químicos particulares del hábitat que ocupan. Ello generó el interés por desarrollar una herramienta con capacidad predictiva, que permitiera evaluar los impactos ambientales y económicos de cambios particulares en la frecuencia, magnitud y duración de los caudales en los ríos [92] por algún tipo de intervención humana, dando paso a la modelación del hábitat basada en variables de hábitat físico claves para los peces.

Las variables del hábitat físico más comúnmente empleadas en los modelos de hábitat son velocidad del agua, profundidad del agua, sustrato y cobertura. La velocidad y la profundidad del agua representan los factores ambientales más importantes que afectan a los peces en los ríos, pues las aguas corrientes se encargan del aporte o remoción de nutrientes y alimento. El sustrato proporciona un espacio para la reproducción, la alimentación (p.ej. materia orgánica y algas epífitas), el descanso, el movimiento y como refugio para protegerse tanto de predadores como de la corriente [116]. La cobertura se refiere a elementos que proporcionan refugio y que son importantes en el hábitat de los peces como, según Cullen⁸, la presencia de macrófitas, restos leñosos, sombreado de copas, entre otros.

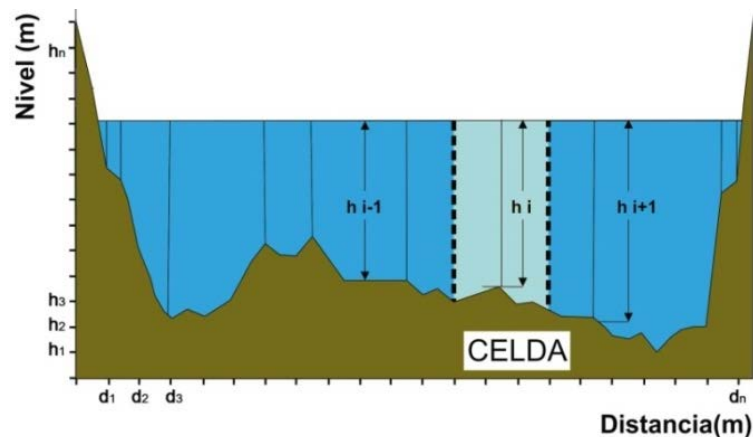
⁸ CULLEN, P. (1994). A rationale for environmental flows. En: Proceedings of an Environmental Flows Seminar. (25-26, august: Canberra). Australian Water and Wastewater Association. Artarmon, NSW. p. 76-83, Citado por HUDSON, Henry R.; BYROM, Andrea E.; CHADDERTON, W. Lindsay. A critique of IFIM - instream habitat simulation in the New Zealand context. En: *Science for Conservation*. October, 2003. vol. 231. 69 p.

1.2 Modelos de hábitat

Los modelos de hábitat convencionales fueron diseñados con base en evaluaciones a escala de microhábitat, definido este como las condiciones precisas de profundidad y velocidad del agua, tamaño del sustrato y cobertura en un punto concreto del río [93]. Conceptualmente, se basan en la unión de modelos hidráulicos tradicionales a curvas de idoneidad de hábitat, considerando las variables de hábitat (velocidad y profundidad del agua, tamaño del sustrato y cobertura) por separado.

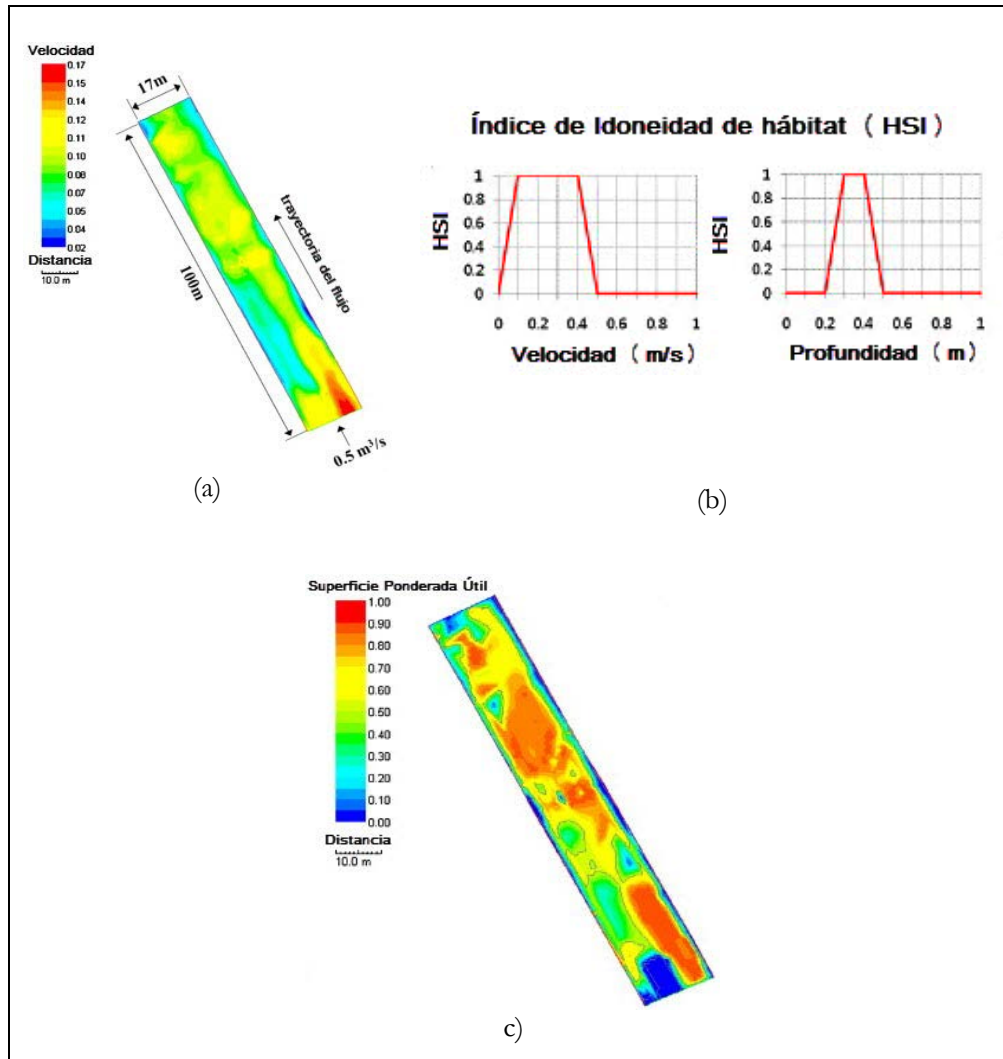
El cálculo del microhábitat físico se efectúa mediante un conjunto de secciones transversales representativas del río, divididas en celdas rectangulares de características homogéneas (Figura 1-4). Dentro de un tramo del río, el modelo hidráulico predice para cada celda los valores puntuales de las variables de hábitat en función del caudal (Figura 1-5a) [116]. Generalmente, el sustrato y la cobertura se consideran constantes para cualquier caudal; mientras que la velocidad y profundidad del agua varían de forma predecible [33]. Por su parte, las curvas de idoneidad de hábitat son usadas para determinar la idoneidad de cada celda respecto a las variables de hábitat, y las transforma en valores puntuales que varían entre 0 y 1 (Figura 1-5b). La cantidad de microhábitat total del tramo se expresa como superficie ponderada útil (*Weighted Usable Area*) (Figura 1-5c) y es obtenida como la suma de los valores de hábitat puntuales multiplicados por el área de cada celda [116].

Figura 1-4: Sección transversal de un río dividida en celdas homogéneas



Fuente: [33]. Modificada

Figura 1-5: Ejemplo de la aplicación del modelo River 2D en un tramo del río Daejeon, Korea. (a) resultado de la simulación hidráulica para la velocidad del agua. (b) curvas del índice de idoneidad de hábitat (HSI) de velocidad y profundidad del agua para la especie de pez *Zacco platypus*. (c) resultado de la simulación hidráulica de la superficie ponderada útil para *Zacco platypus*.



Adaptación de [63]

El primer modelo que informatizó el cálculo del hábitat físico bajo este enfoque fue PHABSIM (*Physical Habitat SIMulation system*); este modelo ecohidráulico es un componente integrado de la metodología IFIM (*Instream Flow Incremental Methodology*) desarrollada por el Servicio de Pesca y Vida Silvestre de los Estados Unidos (*U.S. Fish and Wildlife Service - USGS*).

Actualmente, dentro de las metodologías de enfoque hidrobiológico⁹, es la más aplicada en el ámbito mundial para determinar el régimen de caudal ambiental [33] en función de los efectos en el hábitat fluvial utilizable para una especie íctica objetivo por variaciones en el caudal. En Colombia, esta metodología para la determinación del caudal ambiental se ha aplicado en el río Palacé, Cauca [34]; el río Manso, Caldas [96] y el río Teusacá, Cundinamarca [73], entre otros. Sin embargo, no son muchas las investigaciones realizadas en el país que empleen este tipo de metodologías, en especial para la cuantificación del hábitat físico en evaluaciones de impacto ambiental. Muchas razones dificultan la utilización de PHABSIM en Colombia: la ausencia de equipos de trabajo involucrados en ecología hidráulica, la carencia de conocimientos suficientes sobre la ecología de la ictiofauna colombiana y la falta de bases de datos de las preferencias de los peces [16].

Usando el enfoque original del modelo PHABSIM muchos modelos nuevos se han venido introduciendo a nivel mundial, algunos como RHYHABSIM (*River HYdraulics and HABitat SIMulation system*); RHABSIM (*Riverine HABitat SIMulation*); EVHA (*EVAluation on HABitat*), RSS (*River System Simulator*), River 2D, entre muchos otros, han sido el resultado. Los modelos de microhábitat son los más ampliamente aceptados y aplicados a nivel mundial [116, 115]; sin embargo, dentro de las desventajas de estos modelos está la excesiva, laboriosa y costosa caracterización de la topografía en numerosas secciones transversales, cuyo uso está limitado a pequeños tramos de río y sus resultados son difícilmente extrapolables a un tramo de río mayor [93]. Así mismo, los resultados son específicos para la especie objetivo o el estadio de vida estudiado [113]. Una revisión más detallada de las desventajas y falencias del modelo PHABSIM, puede ser consultada en [51].

Técnicas más sofisticadas, como complemento del enfoque de microhábitat original, se han venido aplicando en diversas investigaciones [42, 75]; así mismo, se ha sugerido la incorporación de mayores contenidos biológicos en los modelos de hábitat [92], lo que ha favorecido que el desarrollo de estos sea un proceso en constante evolución. Recientemente, se han desarrollado modelos con enfoque de mesohábitat (MesoHABSIM, [88]; MesoCASiMiR, [35]) los cuales han mostrado ventajas como las de requerir menor extrapolación para proveer resultados a una escala espacial mayor. En comparación con los modelos tradicionales de microhábitat, los modelos de mesohábitat cambian el enfoque metodológico, permitiendo aumentar la longitud del río muestreado, involucrar un mayor rango de variables de hábitat y mejorar la comprensión del comportamiento de la ictiofauna en escalas espaciales mayores. No obstante, bajo este enfoque el uso de modelos hidrodinámicos para simular los valores de velocidad y profundidad del agua es muy limitado, lo que es superado efectuando múltiples muestreos en los mismos sitios bajo diferentes caudales con el fin de determinar la relación hábitat – caudal [116].

⁹ Actualmente existen cuatro enfoques metodológicos para la determinación del caudal ambiental: el enfoque hidrológico, el enfoque de la valoración hidráulica, el enfoque hidrobiológico y el enfoque holístico [17].

1.2.1 Modelo MesoHABSIM

MesoHABSIM (*Mesohabitat Simulation system*) [88], es un modelo multivariado que permite calcular la cantidad de hábitat disponible para un determinado grupo íctico¹⁰ bajo el enfoque de mesohabitat. Un mesohábitat es un área específica para las especies o estadios de vida de las especies, donde la configuración de los patrones hidráulicos junto con los patrones que proporcionan refugio crean condiciones favorables de supervivencia y desarrollo; dicha área se denomina unidad hidromorfológica – UHM [91]. Una UHM es una zona del río definida por una interacción específica entre sus características hidráulicas y la topografía del lecho [93]. En la Tabla 1-1 se definen los tipos de UHM empleadas en MesoHABSIM.

Tabla 1-1: Definición de las unidades hidromorfológicas empleadas en MesoHABSIM

Unidad hidromorfológica		Descripción
<i>Pool</i>	Poza	Zonas profundas con poca velocidad del agua, cascadas por algún tipo de obstrucción en el cauce. Lecho con forma cóncava.
<i>Plunge pool</i>	Poza tras cascada	La corriente principal pasa por encima de una obstrucción total del cauce y cae verticalmente, excavando el lecho del río.
<i>Glide</i>	Tabla	Cauces moderadamente someros, con flujo laminar, sin turbulencias pronunciadas. Lecho plano.
<i>Backwater</i>	Remanso	Áreas someras y de aguas quietas en las márgenes del cauce, causadas por remolinos formados detrás de obstrucciones.
<i>Side arm</i>	Brazo lateral	Zonas que rodean islotes, de anchura menor que la mitad de la anchura total del cauce, con frecuencia a diferente altura que el cauce principal.
<i>Run</i>	Corriente	Cauce monótono con un <i>thalweg</i> bien definido. El lecho es plano longitudinalmente y cóncavo lateralmente.
<i>Fast run</i>	Corriente rápida	Cauce uniforme y con alta velocidad del agua.
<i>Ruffle</i>	Rápido bajo*	Rápidos con menos caudal, en transición a <i>run</i> o a <i>riffle</i> .
<i>Riffle</i>	Rápido medio*	Zonas someras con velocidad del agua moderada, algo de turbulencia en la superficie y pendiente elevada. Lecho de forma convexa.
<i>Cascade</i>	Cascada	Rápidos escalonados con pequeños saltos de agua y con pozas muy pequeñas detrás de los bloques.
<i>Rapid</i>	Rápido	Zonas con velocidades más altas, sustrato más grueso y mayor turbulencia en superficie. Lecho con forma convexa.

* Traducción sugerida.

Fuente: [93]

¹⁰ Puede ser usado también en invertebrados o estadios de vida específicos de las especies de interés.

En la Figura 1-6 se muestran algunos ejemplos de las unidades hidromorfológicas de la quebrada Jesús (Valle del Cauca, Colombia) en área de reserva forestal.

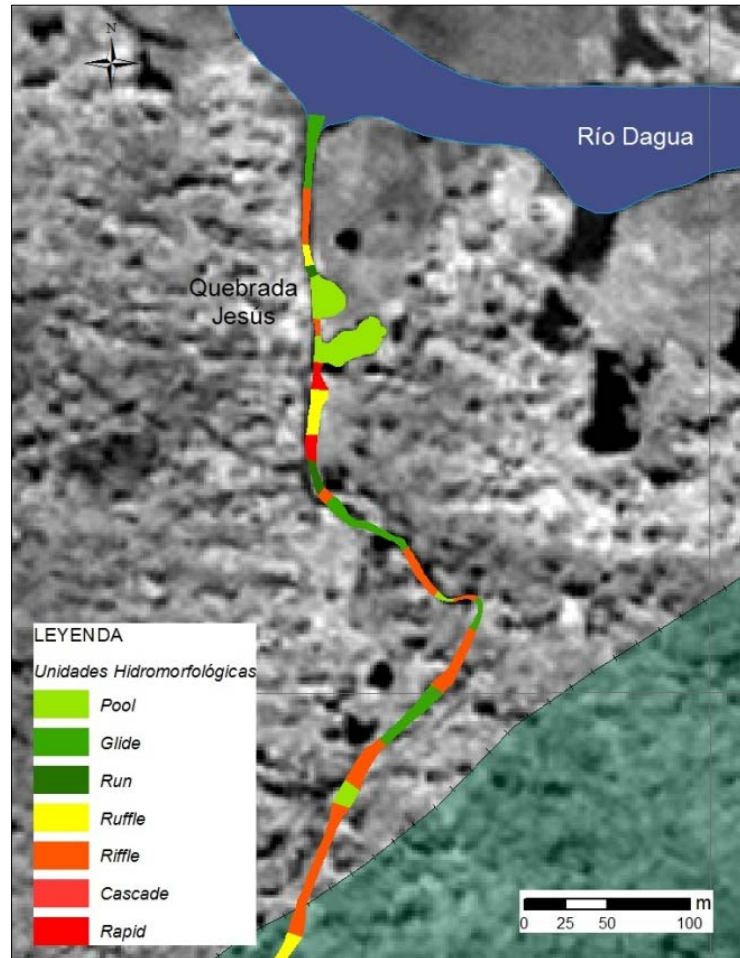
Figura 1-6: Ejemplos de unidades hidromorfológicas en la quebrada Jesús



Fotos: Olga Lucía Pulido Méndez

En general, las UHM y los mesohábitats se superponen, ocupando el mismo tamaño y localización [64, 9], por lo que ambos términos han sido empleados como sinónimos [88, 91]. En la Figura 1-7 se muestra la distribución espacial de las unidades hidromorfológicas en un tramo de la quebrada Jesús en zona minera.

Figura 1-7: Ejemplo de la distribución espacial de las unidades hidromorfológicas en la quebrada Jesús (Valle del Cauca, Colombia) sobre una imagen satelital Eros – A



El concepto subyacente en el enfoque MesoHABSIM, es el reconocimiento de que la fauna reacciona al medio ambiente a diferentes escalas, relacionadas con el tamaño y la movilidad de las especies, así como con el tiempo de uso del hábitat [91]. Las evaluaciones a nivel de mesoescala permiten definir áreas en las que determinada especie permanece una parte significativa de su rutina diaria, aproximándose así al concepto de hábitat funcional¹¹. De esta manera, las observaciones a nivel de mesoescala estarían menos afectadas por coincidencias, casualidades, o por el momento en el que se efectuó la observación [93], como ocurre con las observaciones a nivel de microescala o microhábitat.

¹¹ Los hábitats funcionales son componentes estructurales del sustrato y la vegetación, identificados como distintos por las especies (invertebrados, peces, etc.) y en los cuales estas permanecen. La ocurrencia y frecuencia de dichos hábitats, refleja los procesos geomorfológicos dominantes en el cauce del río y, por lo tanto, son sensibles a los impactos humanos [59].

Es importante resaltar que el cambio metodológico del enfoque MesoHABSIM es que este no requiere el levantamiento de secciones transversales para la colecta de datos físicos, por lo que el nivel de detalle es menor con respecto a los modelos de hábitat tradicionales (p.ej. PHABSIM). Sin embargo, el no requerir una detallada caracterización permite muestrear tramos mayores de ríos o quebradas. MesoHABSIM es el resultado de la integración de tres modelos: i) hidromorfológico, ii) biológico y iii) de hábitat.

▪ **Modelo hidromorfológico**

El modelo hidromorfológico define la distribución espacial de las características del hábitat físico (o variables de hábitat) que son relevantes para los peces [93]. La construcción de este modelo se efectúa a partir de un muestreo de reconocimiento y de tres o cuatro muestreos de caracterización de mesohábitats bajo diferentes caudales. No obstante, la selección del procedimiento más efectivo depende del tamaño de la zona de estudio [91, 116].

En general, el muestreo de reconocimiento sirve para identificar segmentos de río con características de hábitat similares, dentro de los cuales se seleccionan tramos representativos. Dicha selección está soportada en el análisis clúster, descrito en [58]. El muestreo de reconocimiento se puede emplear también para estudiar la posibilidad de transferir estos modelos a otras áreas de estudio, como por ejemplo a ríos similares. Los muestreos de caracterización de mesohábitats se efectúan en los tramos representativos y sus resultados serán extrapolables al segmento en el que se ubican [93]; dichos muestreos consisten en la construcción de un mapa detallado de la localización y el área superficial de las unidades hidromorfológicas como polígonos georeferenciados, para ello se emplea un *ArcPad* con fotografías aéreas de la zona de estudio de alta resolución y un *GPS* [91]; sin embargo, otras técnicas de mapeo pueden ser empleadas según las características de la zona de estudio.

En las unidades hidromorfológicas también se registran las variables de hábitat asociadas (Tabla 1-2). Los tipos de refugio y de sustrato no son medidos puntualmente sino de manera categórica, como presente/ausente para cada una de las UHM muestreadas; los datos de velocidad y profundidad del agua son medidos longitudinalmente en siete puntos aleatorios dentro de cada UHM. Este número de medidas fue establecido empíricamente como la menor cantidad estadísticamente representativa [91].

Tabla 1-2: Variables de hábitat empleadas en MesoHABSIM

Atributo	Categorías
Tipos de refugio	<p>Ausente/Presente para los tipos:</p> <ul style="list-style-type: none"> - Grandes bloques: rocas con diámetro mayor a 40 cm. - Vegetación colgante: vegetación en las márgenes del cauce. - Vegetación sumergida: plantas acuáticas. - Sombreado de copas: la vegetación proporciona sombra, normalmente las copas son densas y bloquean el paso de la luz. - Restos leñosos: troncos, ramas y otro tipo de madera que cae al río o quebrada, en algunos casos puede abarcar la totalidad del cauce. - Encueves: espacios o estructuras donde se pueden resguardar los peces; pueden ser naturales (huecos en la base de las orillas del cauce, arreglos de rocas) o artificiales. - Márgenes someros: hábitats en las márgenes del cauce con zonas poco profundas y baja velocidad del agua.
Tipos de sustrato	<p>Ausente/Presente para los tipos:</p> <ul style="list-style-type: none"> Tipo 1: Finos: limos y arcillas (<0.063 mm). Tipo 2: Arenas (0.063 – 2 mm) Tipo 3: Gravillas finas a medias (0.2 – 2 cm) Tipo 4: Gravillas: gravas gruesas con mezcla de gravas medianas a finas (2 - 6.3 cm). Tipo 5: Guijarros: guijarros entre un puño y una palma, con mezcla de gravas finas a medias (6.3 - 20 cm). Tipo 6: Bloques gruesos: cantos del tamaño de una cabeza, mezcla de guijarros, gravas y arenas (20 - 40 cm). Tipo 7: Cantos grandes, bloques y fondo rocoso (>40cm). Tipo 8: Fondo rocoso. Tipo 9: Detritus, depósitos de partículas de material orgánico grueso (hojas caídas) y/o fino Tipo 10: Troncos de árboles, raíces, hojas u otra madera muerta Tipo 11: Lodo orgánico Tipo 12: Plantas sumergidas, flotantes o rastreras; césped de bacterias o fungi; generalmente, con agregaciones de detritus, musgos o algas. Tipo 13: Materia orgánica e inorgánica depositada en el área de “salpicadura” producida por el movimiento del agua.
Velocidad del agua ($\frac{cm}{s}$)	% de las muestras aleatorias para 8 clases con incrementos de 15 $\frac{cm}{s}$ en el rango de 0 - 105 $cm\ s^{-1}$ y superior.
Profundidad del agua (cm)	% de las muestras aleatorias para 6 clases, con incrementos de 25 cm en el rango de 0 - 125 cm y superior.

Fuente: [91, 93, 90]. Modificada

▪ Modelo biológico

El modelo biológico define el tipo de hábitat que es utilizado por la ictiofauna y está constituido, para cada especie, por dos modelos de regresión logística: uno de abundancia y otro de presencia. El primero, proporciona la probabilidad de que la especie esté presente en un mesohábitat en función de las variables de hábitat; el segundo, da la probabilidad de que la especie sea abundante en función de dichas variables [93]. Una de las ventajas del uso de la regresión logística en el modelo biológico es que permite analizar de manera simultánea variables continuas (velocidad y profundidad del agua) y variables categóricas (UHM, tipo de sustrato y tipo de refugio) [116].

La construcción de los modelos de regresión logística implica un amplio conocimiento de las preferencias específicas de las especies de peces de interés, de tal manera que dicho modelo sea estadísticamente robusto en pro de su capacidad predictiva. El desarrollo de dicho modelo puede efectuarse de dos maneras: a) mediante muestreos sistemáticos de las variables físicas en las que esté presente la especie, o especies de interés o b) con información secundaria acerca de las preferencias de la(s) especie(s), ya sea reportada en la literatura u obtenida mediante consulta a expertos. En Colombia, la segunda alternativa no es fácilmente aplicable debido a la falta de conocimiento acerca del conjunto específico de los rangos de las variables físicas de hábitat (velocidad, profundidad, tipo de sustrato y cobertura) en los cuales las especies están presentes; los detalles del desarrollo de los modelos de regresión logística por esta vía se describen en [91].

Dentro de las técnicas de muestreo para la colecta de datos biológicos, [91, 93] recomienda la electropesca en aguas someras (profundidad > 1m), empleando la metodología descrita en detalle por [7]; para aguas más profundas, técnicas como la observación subacuática con *snorkel* o la electropesca en bote resultan pertinentes. Según las características de la zona de estudio e independientemente de la técnica empleada, las estimaciones de peces para la construcción del modelo biológico pueden efectuarse en grillas por UHM o para toda el área de la UHM [91, 116].

Regresión Logística

A continuación se describe brevemente la regresión logística, esta puede ser consultada a profundidad en [49].

Para la construcción de los modelos de regresión logística se consideran todas las variables físicas (modelo saturado) que pueden tener algún tipo de influencia sobre la utilización del hábitat por parte de los peces; sin embargo, solo las variables que hayan mostrado empíricamente tener una influencia significativa sobre la presencia o abundancia de la especie formarán parte del modelo biológico (modelo reducido). El modelo de regresión logística

describe la probabilidad π de que la especie esté presente (modelo de presencia) o que la especie sea abundante (modelo de abundancia), según el caso, como función de las variables de hábitat (variables independientes). La variable de respuesta (variable dependiente) es transformada por la función logística $\pi(x)$ (ecuación (1.1)) definida como [116]:

$$\pi(x) = \frac{e^{g(x)}}{e^{g(x)}+1} = \frac{1}{1+e^{-g(x)}} \quad (1.1)$$

donde,

$$g(x) = \beta_0 + \beta_1 X_1 + \beta_2 X_2 + \dots + \beta_n X_n \quad (1.2)$$

$g(x)$ es una medida del total de la contribución de todas las variables independientes usadas en el modelo [116], conocida como transformación *logit* de la probabilidad π ; β_0 es una constante que corresponde al intercepto del modelo; x_1, x_2, \dots, x_n , son las variables de hábitat significativas y $\beta_1, \beta_2, \dots, \beta_n$, son los coeficientes de la regresión, los cuales pueden ser positivos, indicando una preferencia de la especie por ese atributo, o negativos indicando un rechazo [93]. Generalmente, la estimación de los coeficientes de la regresión se efectúa por el método de máxima verosimilitud, el cual permite obtener parámetros estimados que maximizan la probabilidad de obtener el conjunto de datos observados; así mismo, la bondad de ajuste del modelo reducido se corrobora con el criterio de información de Akaike (AIC - *Akaike's Information Criterion*), mediante el cual es posible elegir el modelo que contiene únicamente aquellas variables estadísticamente significativas, el criterio de selección del modelo será aquel que contenga el valor más bajo de AIC.

▪ Modelo de hábitat

El modelo de hábitat integra el modelo hidromorfológico y el modelo biológico, especificando la idoneidad de cada mesohábitat de manera categórica como no adecuado, adecuado u óptimo para la especie íctica de interés y para cada uno de los caudales muestreados. En modelos de regresión logística construidos a partir de datos empíricos las categorías de clasificación del hábitat se definen en función de la probabilidad de presencia de la especie y alta abundancia de la misma [91], para lo cual se emplean las curvas ROC (*Relative Operating Characteristic*). De esta manera, la capacidad predictiva y de clasificación de los modelos de regresión está dada por el área bajo la curva ROC, la cual provee una medida de la capacidad de dichos modelos para discriminar entre las observaciones que clasifican en el grupo de ocurrencia del evento de interés versus las que no [116]. Esta curva grafica en el eje y la sensibilidad (verdaderos positivos) y en el eje x la especificidad (falsos positivos).

La sensibilidad (ver ecuación (1.3)) y la especificidad (ver ecuación (1.4)) se definen como [116]:

$$\text{Sensibilidad} = \frac{\text{número de verdaderos positivos}}{\text{número de verdaderos positivos} + \text{número de falsos negativos}} \quad (1.3)$$

$$\text{Especificidad} = \frac{\text{número de verdaderos negativos}}{\text{número de verdaderos negativos} + \text{número de falsos positivos}} \quad (1.4)$$

El rango del área bajo la curva ROC (*Relative Operating Characteristic*) es de 0 a 1, donde valores más altos indican una mejor capacidad predictiva del modelo, pues tendrá mejor sensibilidad y menos falsos positivos; como regla general [49] se tiene para el área bajo la curva ROC que:

ROC = 0.5: no hay discriminación
 0.7 ≤ ROC < 0.8: la discriminación es aceptable
 0.8 ≤ ROC < 0.9: la discriminación es excelente
 ROC ≥ 0.9: la discriminación es sobresaliente

En los modelos de presencia y abundancia se selecciona, para cada uno de ellos, el punto de corte de las probabilidades (P_t) el cual permite diferenciar entre un hábitat adecuado y un hábitat óptimo para la especie íctica. En ese sentido, los hábitats con una probabilidad de presencia mayor al P_t son clasificados como adecuados, mientras que los hábitats adecuados con una probabilidad de alta abundancia mayor al P_t , se consideran hábitats óptimos. Con base en estos criterios es posible construir mapas de las áreas con mesohábitats adecuados y óptimos para la especie estudiada bajo las condiciones de caudal muestreadas.

Las áreas parciales del cauce con hábitat adecuado, así como las de hábitat óptimo, son sumadas y graficadas en función del caudal, de esta manera, se obtienen dos curvas respectivamente; dichas curvas pueden ser agrupadas mediante un factor de ponderación, obteniendo así el hábitat disponible. Los factores de ponderación se han establecido privilegiando una mayor contribución del hábitat óptimo, por lo que para este se ha definido de 0.75 y para el hábitat adecuado de 0.25; sin embargo, dichos valores pueden ser modificados si se considera pertinente [91]. Para construir las curvas hábitat caudal de las especies ícticas de interés se interpolan los valores de hábitat para el rango de caudales muestreado, mediante una función de ajuste lineal. Los resultados obtenidos se emplean para analizar la idoneidad de las distintas zonas del río para cada especie [93]. En Colombia, un factor limitante para la obtención del hábitat disponible para las especies es que el modelo MesoHABSIM requiere contar con información previa de las preferencias de la especie de interés, esto es un “modelo base” que será validado con los datos tomados posteriormente en los muestreos; la construcción de dicho modelo se efectúa de la misma manera que se describió en el apartado referente al modelo biológico. Su desarrollo puede hacerse a partir de datos de a) ríos similares que hayan sido muestreados sistemáticamente o b) con información secundaria acerca de las preferencias de la especie de interés, ya sea reportada en la literatura u obtenida mediante consulta a expertos.

1.3 Metodología

1.3.1 Modelo hidromorfológico

La construcción de modelo hidromorfológico se efectuó mediante un muestreo de reconocimiento y tres muestreos de caracterización de mesohábitats. En el muestreo de reconocimiento, realizado en febrero de 2012, se definió que el procedimiento de muestreo por tramo representativo no sería aplicado porque la longitud del cauce principal es de tan solo 3 km y para el objetivo de la investigación no resulta de interés extrapolar los resultados a toda la quebrada, pues características como ancho mojado, profundidad y caudal en el nacimiento no son comparables con las encontradas en la desembocadura. En ese sentido, el tramo total de muestreo en la quebrada Jesús se definió de 1.2 km, contados desde la desembocadura en dirección aguas arriba (0.6 km en zona intervenida y 0.6 km en zona de reserva); la longitud del tramo muestreado en zona de reserva fue establecido teniendo como criterio que las características de los tramos de quebrada en zona de reserva e intervenida fueran comparables.

La caracterización de los mesohábitats se llevó a cabo en tres muestreos, bajo condiciones de caudal diferentes: septiembre de 2012 (Q: $0.09 \frac{m^3}{s}$), febrero de 2013 (Q: $0.06 \frac{m^3}{s}$) y abril de 2013 (Q: $0.15 \frac{m^3}{s}$). Los muestreos se programaron abarcando la época en la que se presenta una disminución en las lluvias (enero – marzo), así como en meses lluviosos. En cada muestreo, se cartografiaron los mesohábitats presentes en el tramo definido en el muestreo de reconocimiento (1.2 km); dicha caracterización consistió en marcar con cintas reflectivas cada unidad hidromorfológica UHM (Figura 1-8) y registrar su localización y tamaño como un polígono georeferenciado, para ello se tomaron las coordenadas de los extremos de cada UHM con un *GPS* diferencial *Trimble Juno Series*. Para ajustar la técnica de mapeo, se midió la longitud de cada unidad hidromorfológica en ambos márgenes del cauce con una cinta métrica; se tomaron también las distancias de ancho de cauce y ancho mojado en el inicio y final de cada mesohábitat (Figura 1-9).

Figura 1-8: Marcación de las unidades hidromorfológicas con cintas reflectivas



Figura 1-9: Medición de longitud y los anchos de las unidades hidromorfológicas con cinta métrica



Fotos: Jimm Brown Rodríguez

Las unidades hidromorfológicas fueron definidas subjetivamente según las categorías propuestas en [93] como: *rapid*, *cascade*, *riffle*, *ruffle*, *run*, *glide* y *pool*. En cada una de ellas, se registraron los atributos físicos de tipos de refugio y sustrato de manera categórica como presencia/ausencia. Así mismo, se midió velocidad y profundidad del agua en siete puntos aleatorios empleando un correntómetro AOTT modelo C31. No obstante, en algunos casos para cubrir la totalidad del área de la UHM con una buena densidad de puntos, se midieron hasta 28 puntos aleatorios. En la construcción de los modelos de regresión logística, los datos de velocidad y profundidad del agua en cada UHM fueron promediados y no se establecieron los rangos incrementales sugeridos por [91]. Para establecer si existen diferencias significativas en el conjunto de variables hidráulicas entre las UHM de cada zona y entre zonas, se realizó un análisis de varianza (ANOVA) univariado; para las comparaciones post-hoc de medias se utilizó el método HSD de Tukey. Estos análisis se realizaron con el programa IBM SPSS *Statistics* 20 [53]. Los datos categóricos de tipo de refugio se compararon por tipo de UHM para cada zona, como una relación porcentual de la presencia de cada atributo sobre el total de las unidades hidromorfológicas muestreadas en cada zona. Los datos de tipo de sustrato fueron comparados entre zonas según su composición porcentual.

La elaboración de los mapas de distribución espacial de las unidades hidromorfológicas de la quebrada Jesús se realizó en ArcMap 10.1 [36], superponiendo los datos tomados con el *GPS* (corregidos tras la captura) y validados con las distancias medidas con cinta métrica sobre una imagen satelital Eros-A de 1.9 m de resolución, tomada en la zona de estudio en agosto de 2012 (un mes antes del primer muestreo).

1.3.2 Modelo biológico

Debido a que la longitud del tramo muestreado de quebrada es pequeña, al igual que el tamaño de las unidades hidromorfológicas, no se empleó el muestreo por grillas recomendado por [91]. Las estimaciones de abundancia de peces se hicieron mediante la técnica de observación subacuática y observación desde las márgenes. Los censos subacuáticos [81] consistieron en la observación directa con careta y *snorkel* cubriendo toda el área de la unidad hidromorfológica muestreada (Figura 1-10). La observación desde las márgenes se empleó en los sitios poco profundos, donde se dificultaban las inmersiones. Como complemento, se emplearon nasas o redes de mano para colectar los peces donde la vegetación marginal era abundante y de esta manera, facilitar su identificación; posteriormente, los peces fueron devueltos a su medio acuático.

Una particularidad que tuvo lugar fue en relación a la presencia de peces eléctricos, los cuales poseen capacidad electrogeneradora y hábitos nocturnos; sin embargo, su detección se llevó a cabo durante el día, cuando están en reposo ocultos en sus refugios. Para ello, se empleó un detector portátil que registra la señal eléctrica generada por los peces mediante dos electrodos (Figura 1-11). La presencia de un pez eléctrico se detecta por una señal sonora que es amplificada a través de un parlante y audible hasta 1 m alrededor del pez, dicha señal aumenta en intensidad a medida que los electrodos se acercan a su sitio de refugio [111]. Una vez detectada con precisión la ubicación de los peces, se capturaron con nasas, se identificaron y se retornaron al sitio donde fueron capturados.

Posteriormente, dentro de las especies de peces muestreadas, se seleccionó una de ellas en función de la cual se construyó el modelo biológico. La selección de dicha especie tuvo en cuenta dos criterios: *i*) la necesidad de información acerca de las preferencias de hábitat de una especie prioritaria para la conservación y *ii*) que se tuvieran registros balanceados de presencia y ausencia en los mesohábitats; así como registros de mesohábitats en los que la especie fue abundante y no abundante, para de esta manera, garantizar la capacidad predictiva del modelo de regresión logístico.

Figura 1-10: Observación subacuática para estimación de abundancia de peces



Figura 1-11: Detector de peces eléctricos



Fotos: Olga Lucía Pulido Méndez; Gian Carlo Sánchez Garcés

El análisis de la relación entre las variables de respuesta binaria (presente - ausente; adecuado - no adecuado) y las variables físicas de hábitat se realizó empleando modelos de regresión logística. Con los datos colectados en los muestreos se construyeron dos modelos de regresión: i) presencia - ausencia, para discriminar entre hábitat adecuado o no adecuado y ii) presencia - abundancia, para distinguir entre hábitat adecuado u óptimo. El valor límite de clasificación de la abundancia como alta o baja se estableció como el punto de inflexión de la curva sobre el histograma de densidades de peces [116]. Para identificar las variables de cada mesohábitat que influyen en la presencia (o abundancia) de la especie de interés y partiendo de un modelo saturado, se empleó el método de selección de variables hacia atrás (*backward*). La bondad de ajuste del modelo reducido se evaluó mediante el criterio de información de Akaike (AIC). La construcción de los modelos de regresión logística se realizó empleando el *software* R [104].

1.3.3 Modelo de hábitat

La capacidad predictiva y de clasificación de los modelos de regresión logística para la presencia y abundancia se determinó mediante el área bajo la curva ROC; dichas curvas fueron obtenidas empleando el *software* R [104]. En la construcción de los mapas de idoneidad de hábitat, el punto de corte de la probabilidad se definió como 0.50 para el modelo de presencia y 0.20 para el modelo de abundancia.

1.4 Resultados y discusión

1.4.1 Modelo hidromorfológico

En los tres muestreos se caracterizó un total de 135 unidades hidromorfológicas en la quebrada Jesús, 62 en la zona de reserva y 73 en la intervenida (Tabla 1-3) (Anexo B).

Tabla 1-3: Cantidad de unidades hidromorfológicas caracterizadas, bajo tres caudales

Muestreo	Caudal ($\frac{m^3}{s}$)	Unidades hidromorfológicas Zona de reserva	Unidades hidromorfológicas Zona intervenida
Septiembre 2012	0.09	18	22
Febrero 2013	0.06	20	20
Abril 2013	0.15	24	31

Las UHM con velocidades de agua altas predominan en la reserva, siendo *rapid*, *cascade* y *riffle* las que mayor área superficial ocupan (Figura 1-12); en la zona intervenida, predominan las UHM con velocidades del agua lenta, siendo *run*, *glide* y *pool* las que mayor área superficial abarcan (Figura 1-13). La UHM tipo *cascade* solo se encontró en la reserva y debido a que en este punto, generalmente, la profundidad en la quebrada es somera, no se hace notorio el efecto de caída del agua (característico de las cascadas), este solo se manifiesta en eventos de lluvia, cuando hay un aumento en el caudal.

Figura 1-12: Área superficial de las unidades hidromorfológicas por muestreo en la reserva

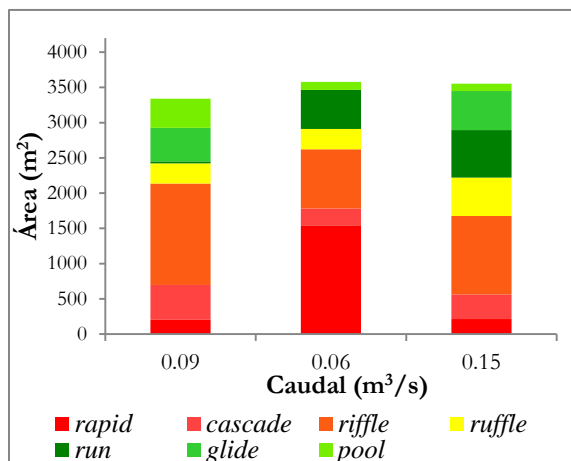
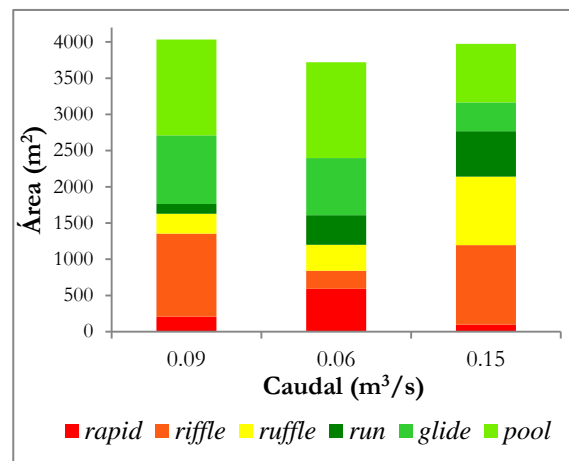


Figura 1-13: Área superficial de las unidades hidromorfológicas en la zona intervenida



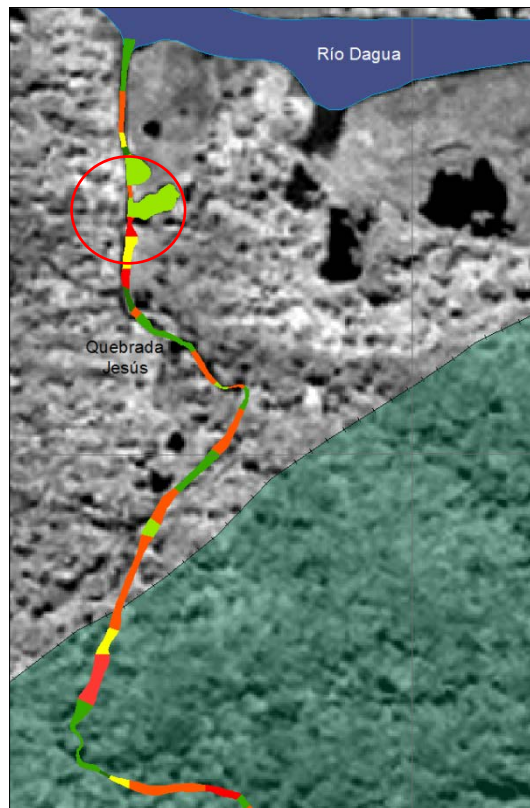
La escala de color indica el gradiente en velocidad del agua según el tipo de UHM, los colores rojos representan velocidades más altas.

En la zona intervenida o de la desembocadura de la quebrada Jesús, la explotación aurífera excavó grandes cantidades de material del fondo del cauce y de sus márgenes, lo que generó la ampliación y profundización del canal. Como consecuencia, se produjeron cambios en la forma de la sección transversal por la formación de pozas profundas, denominadas en este documento como pozas mineras. La excavación de pozas profundas como efecto de la actividad minera se ha documentado en estudios como el de Sandecki¹², en los que se ha demostrado que la alteración directa sobre la condición geometría e hidráulica del cauce está relacionada con la inestabilidad lateral y la incisión del cauce [60]; así mismo, tiene efectos secundarios como la modificación en el patrón longitudinal *riffle/pool*. Las pozas mineras de la quebrada Jesús son producto de la explotación de tipo aluvial, la cual utiliza métodos de extracción mecanizados como retroexcavadoras y dragas. El ensanchamiento en la sección transversal de un cauce tiene un efecto en la disminución de la velocidad del agua (González del Tánago¹³, el cual se hace evidente principalmente en las mencionadas pozas (UHM tipo *pool*), donde se observa un cambio en el patrón geomorfológico de la quebrada, el cual visto en planta, exhibe las pozas como protuberancias (Figura 1-14). Así mismo, la remoción del material aluvial de las márgenes del río tiene impactos negativos directos en el hábitat fluvial que incluyen afectación en la composición y estabilidad del fondo del cauce, en la turbiedad, en la temperatura del agua [15, 71] y en la resistencia de las orillas a la erosión [108], así como en la cantidad de restos leñosos presentes en las orillas y la destrucción de la vegetación riparia [15].

¹² SANDECKI, Mike. Aggregate mining in river systems. En: *California Geology*. 1989. vol. 42, no 4, p. 88-94, Citado por KONDOLF, G. Mathias. Hungry water: Effects of dams and gravel mining on river channels. En: *Environmental Management*. 1997. vol. 21, no. 4, p. 533-551.

¹³ GONZÁLEZ DEL TÁNAGO, M. Restauración de los ríos: Conceptos, objetivos y criterios de actuación. En: Congreso de Restauración de Ríos y Humedales. CHACÓN DE MESA, J. y LÓPEZ-PIÑEIRO, T. (eds.). Madrid. CEDEX, Serie Congresos, Ministerio de Fomento. 2004. p 15-32, Citado por CAMERO, Fernando; EGEA, Francisco; GOMARIZ, Francisco J. y MENA, Cristina. Características de la cuenca del Segura. En: MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE Y MEDIO RURAL MARINO y CONFEDERACIÓN HIDROGRÁFICA DEL SEGURA. Restauración de riberas. Manual para la restauración de riberas en la cuenca del río Segura. San Vicente de Raspeig, Alicante: Confederación Hidrográfica del Segura, 2008. p. 69.

Figura 1-14: Pozas configuradas por la minería en la zona intervenida



▪ Variables hidráulicas de las unidades hidromorfológicas

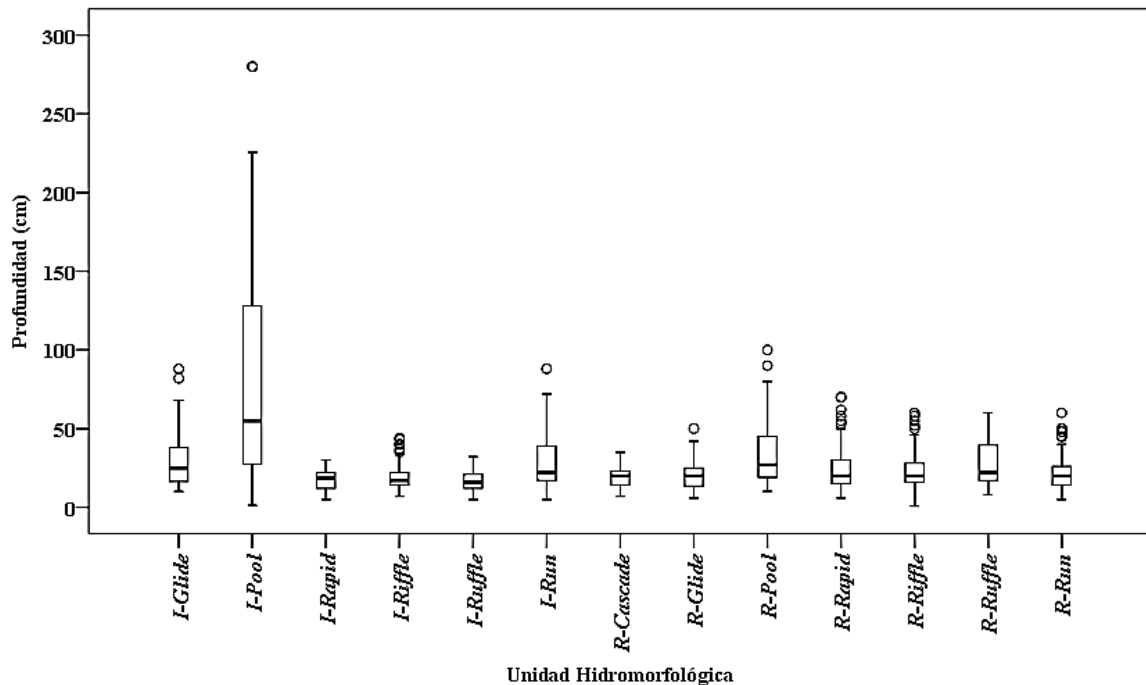
El análisis de varianza ANOVA mostró que existen diferencias significativas en las variables hidráulicas profundidad y velocidad del agua entre las unidades hidromorfológicas de la zona de reserva y la zona intervenida.

a) Profundidad del agua

El test HSD de Tukey mostró que en profundidad, la UHM *pool* difiere de manera significativa ($p=0.05$) de los demás tipos de unidades hidromorfológicas tanto en la zona de reserva como en la intervenida (Tabla 1-4). Entre zonas, las diferencias son significativas ($p=0.05$) en la UHM *pool* de la reserva y *pool* de la intervenida. En la Figura 1-15, se muestra la distribución de los datos de profundidad del agua por tipo de unidad hidromorfológica en las dos zonas, se observa que en la UHM *pool* de la zona intervenida (pozas mineras) las profundidades superan los 2 m, mientras que para los demás tipos de UHM de las dos zonas, las profundidades son inferiores a 1 m.

Tabla 1-4: ANOVA para la profundidad del agua por tipo de unidad hidromorfológica en las zonas de reserva e intervenida.

Zona	Unidad Hidromorfológica	Profundidad (cm)		Subgrupo
		N	Media. \pm Desviación estándar.	
Reserva	<i>Rapid</i>	97	24.65 \pm 1.40	AB
	<i>Riffle</i>	145	22.64 \pm 0.86	AB
	<i>Ruffle</i>	48	26.38 \pm 1.96	AB
	<i>Run</i>	89	21.87 \pm 1.23	AB
	<i>Glide</i>	63	29.40 \pm 1.16	AB
	<i>Pool</i>	49	33.71 \pm 3.03	B
Intervenida	<i>Rapid</i>	48	17.58 \pm 0.88	A
	<i>Riffle</i>	111	18.82 \pm 0.74	A
	<i>Ruffle</i>	76	17.00 \pm 0.73	A
	<i>Run</i>	69	28.17 \pm 1.90	AB
	<i>Glide</i>	87	29.40 \pm 1.74	AB
	<i>Pool</i>	115	75.00 \pm 5.85	C

Figura 1-15: Boxplot para la variable profundidad del agua por tipo de unidad hidromorfológica en la zona de reserva e intervenida de la quebrada Jesús.

Las barras de rango muestran los valores máximos y mínimos, las cajas son los rangos intercuartiles (25 - 75%) y la línea media en la caja corresponde a la mediana. Los puntos abiertos representan valores atípicos leves (por encima de 1.5*RIC) y las estrellas indican valores atípicos extremos (por encima de 3*RIC). Las zonas se muestran como R: reserva e I: intervenida.

b) Velocidad del agua

En la zona intervenida, no hay diferencias significativas ($p=0.05$) en la velocidad del agua entre las UHM *rapid*, *riffle* y *ruffle*, pero estas difieren de manera significativa de *run*, *glide* y *pool*; entre *glide* y *pool* no hay diferencias significativas (Tabla 5). Los resultados obtenidos en la prueba pos-hoc de Tukey resultan consistentes con la agrupación jerárquica de unidades hidromorfológicas propuesta por [46], cuyo criterio es la velocidad. En dicha clasificación, los *riffles*, *rapids* y *ruffles* se ubican dentro de la categoría de UHM de aguas rápidas turbulentas, *run* en la categoría de UHM de aguas rápidas no turbulentas y *pool* en la categoría de aguas lentas. *Glide* es un tipo de UHM que se encuentra en transición (a *run* o *riffle*), ya sea hacia aguas rápidas turbulentas, o hacia aguas rápidas no turbulentas.

En la zona de reserva, no hay diferencias significativas ($p=0.05$) en velocidad del agua entre las UHM *rapid*, *riffle* y *ruffle*, pero estas difieren significativamente de *pool*, así como de *run* y *glide*. Entre estos dos últimos no hay diferencias significativas (Tabla 1-5). En esta zona, se observa el mismo patrón de agrupamiento de las UHM encontrado en la zona intervenida y que corrobora la agrupación jerárquica de [46]. Entre zonas, existen diferencias significativas ($p=0.05$) en las UHM *run*, *glide* y *pool* (Tabla 1-5).

Tabla 1-5: ANOVA para la velocidad del agua por tipo de unidad hidromorfológica de las zonas de intervenida y reserva

Zona	Unidad hidromorfológica	Velocidad ($\frac{cm}{s}$)		Subgrupo
		N	Media \pm Desviación estándar	
Reserva	<i>Rapid</i>	97	42.21 \pm 2.02	DE
	<i>Riffle</i>	145	41.56 \pm 4.57	DE
	<i>Ruffle</i>	48	41.85 \pm 0.73	DE
	<i>Run</i>	89	50.29 \pm 3.08	E
	<i>Glide</i>	63	48.11 \pm 3.40	E
	<i>Pool</i>	49	26.05 \pm 3.68	BC
Intervenida	<i>Rapid</i>	48	44.68 \pm 2.94	DE
	<i>Riffle</i>	111	47.48 \pm 2.63	E
	<i>Ruffle</i>	76	43.99 \pm 2.64	DE
	<i>Run</i>	69	32.65 \pm 2.54	CD
	<i>Glide</i>	87	14.41 \pm 1.35	AB
	<i>Pool</i>	115	5.04 \pm 0.79	A

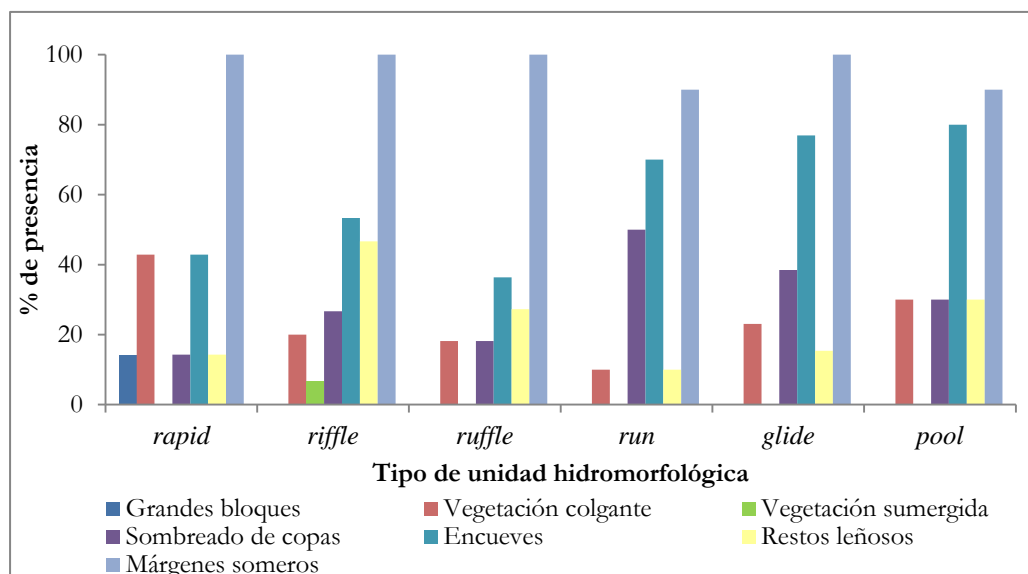
▪ Atributos asociados a los mesohábitats

a) Tipo de refugio

Diversos tipos de refugio presentes en los ríos determinan una mejor calidad del hábitat por el papel que desempeñan en el ecosistema fluvial. Los restos leñosos los ríos retienen agua, sedimentos y materia orgánica, aumentan la complejidad estructural del cauce y lo estabilizan, reducen el impacto de las crecidas sobre la biota, proporcionan hábitat para los peces y mejoran la calidad del agua, entre otras [44]. La vegetación de la ribera tiene un efecto directo sobre la ecología fluvial, pues proporciona sombra, ayudando a regular la temperatura del agua y a mantenerla bien oxigenada. Además, gran parte de las entradas de materia orgánica particulada al cauce (hojas, frutos, flores) hace parte de los recursos alimentarios más importantes para los organismos de ecosistemas lóticos y son aportados directamente por la vegetación de las riberas. Esta también tiene gran incidencia sobre la forma del cauce, ya que limita la erosión de sus márgenes [108].

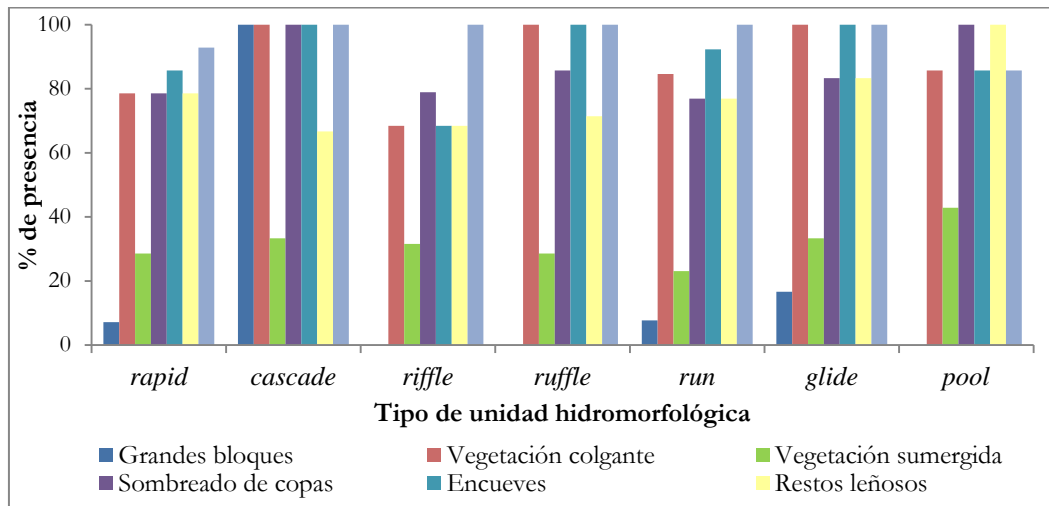
En la zona intervenida se encontró que la vegetación colgante, el sombreado de copas y los restos leñosos son los atributos con menor presencia en todas las UHM, pues están presentes en porcentajes inferiores al 50%. Los márgenes someros están presentes en todos los tipos de UHM con porcentajes superiores al 90%; mientras que la vegetación sumergida está presente únicamente en los *riffles* en un porcentaje de tan solo el 10% de ellos; así mismo, los grandes bloques están presentes solo en el 14% de los *rapids*. Se observa que la presencia de encueves es mayor en las unidades hidromorfológicas con velocidades del agua más lenta: *run*, *glide* y *pool* (Figura 1-16).

Figura 1-16: Presencia de tipos de refugio por tipo de unidad hidromorfológica de la zona intervenida



En la zona de reserva se encontró que la vegetación colgante, el sombreado de copas, los encueves, los restos leñosos y los márgenes someros están presentes en más del 60% de las unidades hidromorfológicas. La vegetación sumergida también está presente en todos los tipos de UHM; sin embargo, no supera el 40% de las unidades muestreadas. Los grandes bloques son característicos de la UHM tipo *cascade*, aunque se registró su presencia en *run* y *glide* en porcentajes inferiores al 15% (Figura 1-17). Los porcentajes de presencia vegetación colgante, vegetación sumergida, sombreado de copas y restos leñosos en las dos zonas comparadas, evidencian el deterioro en la calidad del hábitat de la zona intervenida producto de la intervención minera.

Figura 1-17: Presencia de tipos de refugio por tipo de unidad hidromorfológica de la zona de reserva



b) Tipo de sustrato

En las zonas intervenida y de reserva el sustrato predominante es el de bloques gruesos (tipo 6), el cual está presente en el 56% de las unidades hidromorfológicas muestreadas en la zona intervenida y en el 64% de la reserva. De igual manera, el sustrato de tipo guijarros con mezcla de gravas finas a medias, está presente en el 39% de las UHM muestreadas de la zona intervenida, mientras que en la reserva está presente en un 27% de las UHM (Tabla 1-6). Los demás tipos de sustrato están presentes en bajos porcentajes de las UHM muestreadas; el sustrato de cantos grandes, bloques y fondo rocoso (tipo 7), se encontró para la zona de reserva solamente en la UHM *cascade*. En el caso de los sustratos finos, compuestos por limos y arcillas, se encontraron como sustrato predominante en las UHM tipo *pool* de la zona intervenida. Como se describió previamente, este tipo de UHM evidencia los efectos del aumento en la tasa de sedimentación producto de la intervención minera. Otros estudios [78] han demostrado que la minería extractiva de oro, incluso a pequeña escala, ha causado extensa

sedimentación en arroyos suramericanos, dando como resultado un aumento en la acumulación de sedimentos finos que cubren la mayoría de los elementos estructurales del cauce, con efectos en la reducción de la diversidad del hábitat fluvial y de la ictiofauna asociada.

Tabla 1-6: Composición del tipo de sustrato en la zona intervenida y de reserva de la quebrada Jesús

Tipo de sustrato	Zona intervenida (%)	Zona de reserva (%)
Tipo 1: Finos: limos y arcillas (<0.063 mm)	1.52	0.00
Tipo 4: Gravillas: gravas gruesas con mezcla de gravas medianas a finas (2 – 6.3 cm)	1.52	1.45
Tipo 5: Guijarros: guijarros entre un puño y una palma, con mezcla de gravas finas a medias (6.3 – 20 cm)	39.39	27.54
Tipo 6: Bloques gruesos: cantos del tamaño de una cabeza, mezcla de guijarros, gravas y arenas (20 – 40 cm)	56.06	63.77
Tipo 7: Cantos grandes, bloques y fondo rocoso (>40cm)	1.52	5.80
Tipo 8: Fondo rocoso	0.00	1.45

1.4.2 Modelo biológico

En los 3 muestreos, se registraron 6,901 individuos de 23 especies, pertenecientes a 6 órdenes y 12 familias, representando el 34.3% de las especies registradas para la cuenca del Dagua [18] y el 57.5% de los registros para la Reserva Forestal y Protectora de los Ríos San Cipriano y Escalerete [109]. En la zona de reserva se identificaron 2,485 individuos de 14 especies, pertenecientes a 8 familias (Tabla 1-7); mientras que en la zona intervenida se identificaron 4,416 individuos de 23 especies, distribuidos en 12 familias. De las 23 especies registradas, 8 son endémicas a nivel nacional y 5 de ellas son endémicas del Pacífico Colombiano [68].

Teniendo en cuenta que la integridad de los mesohábitats de la zona intervenida es inferior a los de la reserva, se esperaba que en esta última la diversidad íctica fuera mayor, pues atributos que propician una mayor integridad biológica al ecosistema fluvial como vegetación colgante, vegetación sumergida sombreado de copas y restos leñosos, están presentes en más del 60% de las unidades hidromorfológicas muestreadas en esta zona. Sin embargo, diversos estudios han demostrado que no sólo el hábitat físico influye en la estructuración de las comunidades ícticas, ya que existen otros factores que pueden regular una población, como la disponibilidad de alimento [72], la calidad del agua [5] y la interacción con otros taxones con los que compiten por el alimento o por el hábitat [108]. En ese sentido, una mayor diversidad hacia la desembocadura de la quebrada Jesús, aún en zona con perturbación minera, podría deberse a

la influencia de la interacción entre la quebrada y el río Dagua, que al ser ecosistemas adyacentes, favorece la diversificación de la estructura de la comunidad íctica de la quebrada. Otra explicación podría estar fundamentada en la teoría de la perturbación intermedia de [26], la cual establece que niveles intermedios de frecuencia e intensidad de una perturbación conducen a mayores valores de diversidad de especies. De esta manera, la alteración en el ecosistema de la quebrada Jesús producida por la actividad minera, que en ese punto en particular ya no está activa, podría considerarse como una perturbación intermedia que ha favorecido la diversificación de especies ícticas. En cualquier caso, no puede interpretarse que la intervención minera en los ecosistemas sea benéfica, pues otros elementos deben ser tenidos en cuenta en el análisis.

Las especies más abundantes en las dos zonas evaluadas de la quebrada fueron *Bryconamericus emperador* y *Brycon argenteus*. *Lebiasina multimaculata* fue encontrada solamente en los mesohábitats de la zona de reserva. *Andinoacara biseriatus*, *Awaous banana*, *Chaetostoma marginatum*, *Cichlasoma atromaculatum*, *Gobiomorus maculatus*, *Hoplias malabaricus*, *Lebiasina festae*, *Poecilia caucana* y *Rineloricaria jubata*, se registraron solamente en la zona intervenida. De las especies encontradas en la quebrada Jesús, *Agonostomus monticola*, *Brycon argenteus*, *Brycon henni*, *Chaetostoma marginatum*, *Cichlasoma atromaculatum*, *Gobiomorus maculatus*, *Gymnotus henni* y *Sicydium hildebrandi* han sido propuestas como especies de consumo local (categoría 2) [62].

Tabla 1-7: Abundancias de peces en la zona intervenida y de reserva





	Especies	Familia	Orden	Intervenida	Reserva
<p><i>Agonostomus monticola</i> Bancroft 1834</p>		Mugilidae	Mugiliformes	4	7
<p><i>Andinoacara biseriatus*</i> Regan 1913</p>		Cichlidae	Perciformes	18	0
<p><i>Astyanax daguae*</i> Eigenmann 1913</p>		Characidae	Characiformes	11	17
<p><i>Astyanax ruberrimus</i> Eigenmann 1914</p>		Characidae	Characiformes	474	17

Tabla 1-7: (Continuación)





	Especies	Familia	Orden	Intervenida	Reserva
<i>Awaous banana</i> Valenciennes 1837		Gobiidae	Perciformes	2	0
<i>Brachyhypopomus occidentalis</i> Regan 1914		Hypopomidae	Gymnotiformes	2	5
<i>Brycon argenteus</i> Meek y Hildebrand 1913		Characidae	Characiformes	700	704
<i>Brycon henni</i> Eigenmann 1913		Characidae	Characiformes	5	1

Tabla 1-7: (Continuación)





	Especies	Familia	Orden	Intervenida	Reserva
<p><i>Bryconamericus dahli</i>* Román-Valencia 2000</p>		Characidae	Characiformes	3	20
<p><i>Bryconamericus emperador</i> Eigenmann y Ogle 1907</p>		Characidae	Characiformes	2886	1546
<p><i>Chaetostoma marginatum</i> Regan 1904</p>		Loricariidae	Siluriformes	3	0
<p><i>Cichlasoma atromaculatum</i> Regan 1912</p>		Cichlidae	Characiformes	30	0

Tabla 1-7: (Continuación)





	Especies	Familia	Orden	Intervenida	Reserva
<p><i>Eleotris picta</i> Kner 1863</p>		Eleotridae	Perciformes	1	4
<p><i>Gobiomorus maculatus</i> Günther 1859</p>		Eleotridae	Perciformes	1	0
<p><i>Gymnotus henni</i>* Albert, Crampton y Maldonado 2003</p>		Gymnotidae	Gymnotiformes	74	113
<p><i>Hoplias malabaricus</i> Bloch 1794</p>		Erythrinidae	Characiformes	4	0

Tabla 1-7: (Continuación)








	Especies	Familia	Orden	Intervenida	Reserva
<i>Lebiasina festae</i> Boulenger 1899		Lebiasinidae	Characiformes	4	0
<i>Lebiasina multimaculata</i> Boulenger 1911		Lebiasinidae	Characiformes	0	4
<i>Pimelodella eutaenia*</i> Regan 1913		Heptapteridae	Siluriformes	49	7
<i>Poecilia caucana</i> Steindachner 1880		Poeciliidae	Cyprinodontiformes	101	0

Tabla 1-7: (Continuación)

	Especies	Familia	Orden	Intervenida	Reserva
<i>Rhamdia quelen</i> Quoy y Gaimard 1824		Heptapteridae	Siluriformes	8	8
<i>Rineloricaria jubata</i> Boulenger 1902		Loricariidae	Siluriformes	7	0
<i>Sicydium hildebrandi</i> Eigenmann 1918		Gobiidae	Perciformes	29	32

Los nombres en negrita corresponden a especies endémicas de Colombia.

* Especies endémicas del Pacífico Colombiano.

Fotos: Gian Carlo Sánchez Garcés

Agonostomus monticola se registró en la zona intervenida asociada a las unidades hidromorfológicas con velocidad de agua lenta a moderada como *pool* y *run*, mientras que en la reserva, se encontró asociada a las UHM con velocidades de agua moderada a rápida como *glide*, *run*, *rapid*, *cascade* y *riffle*. Es importante mencionar que en la UHM *pool* solo se registró un individuo de la especie, por lo que su abundancia en este tipo de hábitat no fue alta. De acuerdo con [105], *A. monticola* habita en aguas con velocidades que varían desde altas a moderadas, resisten las aguas torrenciales cercanas a cascadas y normalmente no habitan en pozas (*pool*). Los individuos observados para esta especie fueron principalmente juveniles.

Astyanax daguae se encontró en las UHM tipo *riffle*, *glide* y *pool* de la zona intervenida y en *rapid*, *riffle*, *run* y *glide* de la zona de reserva, por lo que no es muy clara la preferencia de hábitat de esta especie en relación a la velocidad del agua; sin embargo, en las zonas bajas de las cuencas del Dagua y Anchicayá, [110] han reportado que esta especie prefiere las aguas claras con poca corriente, someras y con sustratos de arenas, gravas y material vegetal. Actualmente, en Colombia *A. daguae* se encuentra catalogada como una especie casi amenazada, lo que significa que es una especie que está cercana a calificar como vulnerable o podría entrar en dicha categoría en un futuro cercano [77].

Astyanax ruberrimus se encontró en todas las unidades hidromorfológicas de la zona intervenida con 474 individuos en total, siendo *pool* (263), *glide* (85) y *run* (47) en donde se registraron las abundancias más altas. En la zona de reserva, se registró un total de 17 individuos en las UHM *run* (15) y *rapid* (2). Ortega-Lara¹⁴, ha descrito que *A. ruberrimus* habita en ambientes con corrientes débiles o en remansos, en donde hay abundante vegetación sumergida y acumulación de materia orgánica. Lo anterior resulta consistente con lo encontrado en la quebrada Jesús, solo en lo referente a la velocidad de la corriente de los hábitats en los que la especie fue más abundante; sin embargo, en los mencionados hábitats, la vegetación sumergida estuvo ausente y la acumulación de materia orgánica no fue abundante, pues solo se observó la presencia de un poco de hojarasca en descomposición. Se cree que una mayor abundancia de *A. ruberrimus* en la zona intervenida puede estar relacionada con la influencia del río Dagua sobre este tramo de la quebrada, el cual favorece de alguna manera, las condiciones de hábitat para que dicha especie sea abundante.

La especie *Awaous banana* se encontró solo en la zona intervenida asociada a las UHM de tipo *run* y *pool*, las cuales se caracterizan por las bajas velocidades del agua. La preferencia de hábitat de esta especie ha sido reportada [86] como las zonas de ríos y quebradas donde la

¹⁴ ORTEGA - LARA, A. Continuación de la caracterización de la ictiofauna nativa de los ríos faltantes de la cuenca alta del río Cauca, Departamento del Cauca. Informe presentado a la Corporación Autónoma Regional del Cauca, CRC. Popayán. 2004. 210 p., Citado por MALDONADO - CAMPO, J. A.; USMA, J. S.; VILLA-NAVARRO, F. A.; ORTEGA - LARA, A.; PRADA -PEDREROS, S.; JIMÉNEZ, L. F.; JARAMILLO-VILLA, U.; ARANGO, A.; RIVAS, T. S. y SÁNCHEZ - GARCÉS, G. C. Peces dulceacuícolas del Chocó Biogeográfico de Colombia. WWF Colombia, Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Universidad del Tolima, Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca, Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá: WWF, 2012. 400 p.

corriente es moderada y el sustrato está conformado principalmente por arenas finas, siendo común cerca de los depósitos de material vegetal y en las formaciones arcillosas de las orillas. En la quebrada Jesús, el sustrato de las pozas mineras (UHM tipo *pool*), está constituido en su mayoría por sedimentos finos (limos y arcillas), los cuales son depositados por la disminución en la estabilidad del sustrato generada por la explotación aurífera. El aumento en la deposición de estos sedimentos se debe a la remoción del acorazamiento natural del río [19], esto es, a la remoción de la condición estable en la que los sustratos gruesos cubren a los finos.

Para la especie *Brachyhyopomus occidentalis* se registraron 5 individuos en la zona de reserva en las UHM *riffle* (4) y *run* (1), mientras que en la zona intervenida, se registraron solo 2 individuos en *glide* (1) y *riffle* (1).

Las abundancias más altas de *Bryconamericus dabli* se registraron en la reserva (20 individuos) y asociadas a la UHM *rapid*, seguido de *pool* y *run*. En la zona intervenida, en total, se registraron 3 individuos en las UHM *riffle* (2) y *pool* (1). En la descripción de la localidad típica de la especie, [107] se ha mencionado que *B. dabli* habita en aguas cristalinas, de sustrato conformado por piedra, arena y material orgánico en descomposición. En las UHM *rapid* en las que se registró la especie se encontró que el sustrato predominante fue el tipo 6, de bloques gruesos, cantos con mezcla de guijarros, gravas y arenas; mientras que en las UHM *pool* el sustrato predominante fue del tipo 5, de guijarros entre un puño y una palma, con mezcla de gravas finas a medias. Como se mencionó previamente, en las UHM de la reserva fue notoria la presencia de atributos como restos leñosos y vegetación en la ribera, los cuales proporcionan gran parte de las entradas de materia orgánica particulada al cauce, por lo que se cree que dichos factores favorecieron el hecho de que las abundancias de *B. dabli* en la reserva fueran mayores a las encontradas en la zona intervenida.

Bryconamericus emperador se registró en todos los tipos de UHM de las dos zonas, siendo *pool*, *glide* y *run* donde se encontraron las abundancias más altas para la zona intervenida y *glide*, *rapid* y *run* para la reserva. La preferencia de hábitat de esta especie ha sido descrita como ríos de tamaño medio y quebradas con poca profundidad, donde la velocidad de la corriente es moderada y las orillas presentan vegetación sumergida, prefieren ambientes de aguas cristalinas con sustratos conformados por rocas arenas y grava [109].

Brycon argenteus se encontró en todos los tipos de UHM con casi igual número de individuos en las dos zonas. En la reserva se registraron 704 individuos, siendo *riffle* (151), *run* (144) y *rapid* (137) donde se registraron las abundancias más altas; mientras que en la zona intervenida se registraron 700 individuos, siendo *pool* (180), *glide* (153) y *run* (117) los tipos de UHM con mayor abundancia de la especie. La preferencia de hábitat de esta especie son los ríos y quebradas con abundante vegetación ribereña, corriente fuerte y sustratos conformados por rocas y gravas [68]. En ese sentido, para el caso particular de la zona minera y contrario a lo reportado, *B. argenteus* se encontró asociada a mesohábitats con velocidades de agua baja a moderada y en ausencia de vegetación de ribera.

Brycon henni se encontró en *run* de la zona intervenida, con 5 individuos registrados; en la reserva, se registró un individuo en *pool*. La preferencia de hábitat de esta especie ha sido descrita como las zonas turbulentas; sin embargo, es muy frecuente encontrarla dentro de vegetación sumergida u oculta en cuevas laterales socavadas por el agua, así como en sitios con sustratos duros compuestos por rocas y gravas [68]. Contrario a lo descrito, las UHM en las que se encontró la especie se caracterizan por velocidades de la corriente baja a moderada y, para el caso de la zona minera, en mesohábitats con ausencia de vegetación sumergida y donde el sustrato predominante fue del tipo 5, de guijarros entre un puño y una palma, con mezcla de gravas finas a medias.

Chaetostoma marginatum se registró solamente en la zona intervenida, donde se encontraron 3 ejemplares en las UHM *pool* (2) y *ruffle* (1), las cuales presentan velocidades de agua baja a moderada; en esta zona atributos como vegetación sumergida y vegetación colgante, sombreado de copas y restos leñosos estuvieron ausentes. Según [68] no se cuenta con información del hábitat de esta especie en las cuencas de los ríos de la vertiente del Pacífico.

Cichlasoma atromaculatum estuvo presente solo en la zona intervenida y en todos los tipos de UHM, teniendo las abundancias más altas en *pool* y *rapid*. Según [87], esta especie tiene preferencia por los charcos profundos con vegetación y palizadas, así como cavidades de formación arcillosa y de granito en ríos y quebradas, donde no hay pendiente. Dado que para las pozas de la zona intervenida los atributos físicos de vegetación colgante, vegetación sumergida y restos leñosos están presentes en muy baja proporción, se cree que uno de los factores que favorece la presencia de esta especie son los sustratos finos asociados a este tipo de mesohábitat.

La especie *Gymnotus henni* se registró en todos los tipos de UHM de la zona de reserva y en casi todos los de la zona intervenida a excepción del tipo *pool*. [67] ha reportado que dicha especie habita entre palizadas o huecos, en las márgenes de las quebradas de agua transparente, fondos rocosos, grava y arenas finas; comparte ese tipo de hábitat con la especie *Brachyhyopomus occidentalis*, hecho que también ha sido reportado recientemente en la Provincia del Darién (Panamá) por [2]. Es importante resaltar que en Colombia, *G. henni* se encuentra catalogada como una especie vulnerable [VU B2b(iii)] [77], esto es, que enfrenta un moderado riesgo de extinción o deterioro poblacional a mediano plazo [77]. Sus amenazas en la cuenca del río Dagua son la transformación y contaminación del hábitat producto de la minería de oro. Teniendo en cuenta que no existen medidas de conservación para esta especie, se ha sugerido [67] propender por la conservación de los hábitats de *G. henni* e incrementar los estudios acerca de su distribución y ecología. En ese sentido, dicha especie se seleccionó para la construcción del modelo biológico que se describe en el apartado **modelos de regresión logística**.

Hoplias malabaricus se encontró solo en la zona intervenida con 4 individuos en *pool* (3) y *glide* (1). La preferencia de hábitat de esta especie en la cuenca del Dagua son las quebradas cristalinas con poca profundidad y abundante acumulación de material vegetal; en diversas

quebradas, se ha encontrado en ambientes de aguas transparentes y semiturbias, sustrato compuesto por arenas y con material vegetal en descomposición (troncos, raíces, detritus) [68]. En las pozas (*pool*) de la zona minera el sustrato predominante es de tipo 1, el cual está constituido en su mayoría por sedimentos finos (limos y arcillas), así mismo se encontró algo de hojarasca en descomposición, que pudo favorecer la presencia de *H. malabaricus* en dichas UHM.

Lebiasina festae tiene preferencia por las partes bajas de las quebradas y orillas de los ríos donde la vegetación sumergida es abundante, se encuentra en zonas poco profundas con sustratos conformados por gravas, arena, lodo y acumulación de material vegetal; en la cuenca baja y media del Dagua se han registrado en cauces abandonados del río, vegas inundadas y pequeños charcos al interior del bosque [68]. En la quebrada Jesús, se registró esta especie solo en *glide* de la zona intervenida, donde la velocidad del agua es baja, el cauce es moderadamente somero, con flujo laminar y sin turbulencias pronunciadas.

Lebiasina multimaculata solo se registró en la zona de reserva asociadas a las UHM tipo *run* y *glide*. Su hábitat ha sido reportado como de aguas cristalinas con sustratos conformados por gravas y acumulación de material vegetal; en la cuenca media del Dagua se ha registrado en zonas de alta pendiente, donde muchas veces es la única especie que habita las pequeñas quebradas al interior del bosque [68].

Pimelodella eutaenia se encontró en las dos zonas evaluadas, siendo más abundante en la zona intervenida donde estuvo presente en todos los tipos de UHM, en *glide*, *riffle* y *pool* se registraron las mayores abundancias; en la reserva se registraron 7 individuos, en las UHM *rapid* y *cascade* la especie no estuvo presente. Ortega – Lara¹⁵ ha descrito el hábitat de *P. eutaenia* como áreas del cauce con baja velocidad de corriente (remansos) y fondos de sustrato conformado por palizadas y hojarasca.

La especie *Poecilia caucana* se encontró en las UHM *run*, *glide* y *pool* que se caracterizan por las bajas velocidades del agua; estudios previos de Ortega - Lara y descritos en [69] han reportado la preferencia de esta especie por sitios con vegetación acuática y terrestre sumergida en zonas donde la velocidad de la corriente es baja y sin turbulencia, con fondos areno - fangosos [68]. Sin embargo, es importante resaltar que en las unidades hidromorfológicas de la zona

¹⁵ ORTEGA - LARA, A. Continuación de la caracterización de la ictiofauna nativa de los ríos faltantes de la cuenca alta del río Cauca, Departamento del Cauca. Informe presentado a la Corporación Autónoma Regional del Cauca, CRC. Popayán. 2004. 210 p., Citado por MALDONADO - CAMPO, J. A.; USMA, J. S.; VILLA-NAVARRO, F. A.; ORTEGA - LARA, A.; PRADA -PEDREROS, S.; JIMÉNEZ, L. F.; JARAMILLO-VILLA, U.; ARANGO, A.; RIVAS, T. S. y SÁNCHEZ - GARCÉS, G. C. Peces dulceacuícolas del Chocó Biogeográfico de Colombia. WWF Colombia, Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Universidad del Tolima, Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca, Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá: WWF, 2012. 400 p.

intervenida la vegetación colgante estuvo presente con porcentajes inferiores al 40%, la vegetación sumergida estuvo presente solo en el 10% de los *riffles* muestreados.

Rhamdia quelen se encontró con igual número de individuos (8) en las dos zonas, en la reserva estuvo asociada a las UHM tipo *glide* y *pool* principalmente; mientras que en la zona intervenida se registró en casi todos los tipos de UHM a excepción del tipo *ruffle*. Según [68], esta especie prefiere aguas relativamente quietas o con flujos de agua de baja velocidad.

Rineloricaria jubata se encontró en la zona intervenida en las UHM *glide*, *run* y *ruffle*, es decir en zonas con velocidad de agua moderada donde el sustrato predominante fue del tipo 5, de guijarros entre un puño y una palma, con mezcla de gravas finas a medias. Su hábitat en la cuenca del Dagua, particularmente en el río San Cipriano, ha sido descrito como las playas, zonas de grava y arena o en barrancos de arcilla; así mismo las zonas del cauce con flujo moderado [68].

En la Figura 1-18 y Figura 1-19 se muestran las abundancias de peces por tipo de unidad hidromorfológica en las zonas intervenida y de reserva, respectivamente. En la zona de reserva el tipo de UHM que alberga la mayor cantidad de individuos es *glide*, mientras que en la zona intervenida es *pool*. La ictiofauna asociada a este último supera cinco veces la abundancia encontrada, en el mismo tipo de UHM, en la zona de reserva. Para el tipo de UHM *ruffle*, las abundancias en la zona intervenida superan en más del doble las encontradas en la reserva.

Figura 1-18: Abundancias de peces por tipo de unidad hidromorfológica para la zona intervenida

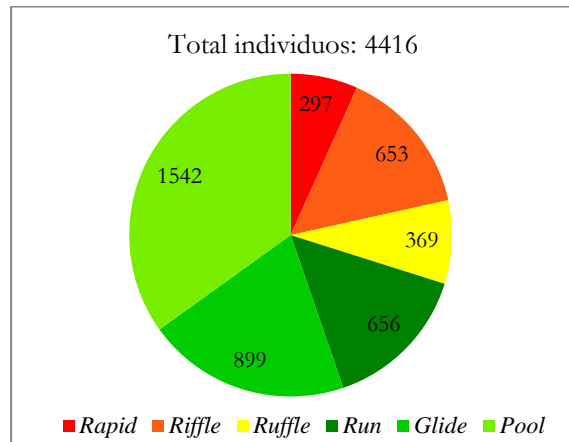
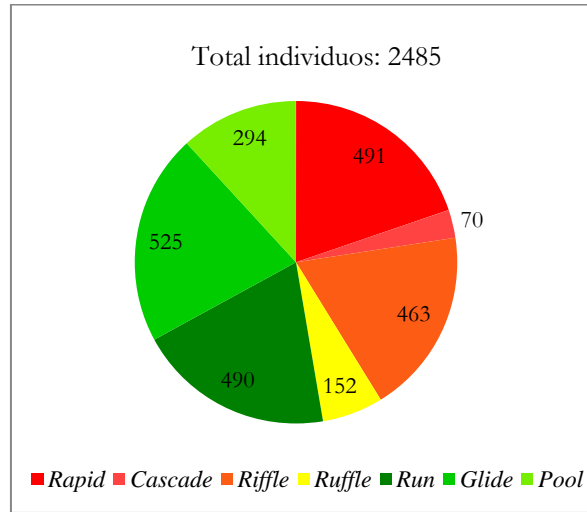


Figura 1-19: Abundancias de peces por tipo de unidad hidromorfológica para la zona de reserva

Las densidades de peces más altas se encontraron en las unidades hidromorfológicas con velocidades del agua más bajas, como son *run*, *glide* y *pool* (Tabla 1-8). Dentro de las UHM que se caracterizan por velocidad del agua rápida, la mayor densidad de peces se encontró en los *rapids*. La densidad promedio de peces fue mayor en la zona de reserva (2.7 ind/m²) que en la zona intervenida (2.4 ind/m²).

Tabla 1-8: Densidad de peces (ind/m²) por unidad hidromorfológica

Unidad hidromorfológica	Densidad de peces (ind/m ²) por tipo de unidad hidromorfológica						Total
	Muestreo 1		Muestreo 2		Muestreo 3		
	Reserva	Intervenida	Reserva	Intervenida	Reserva	Intervenida	
<i>Rapid</i>	0.3	0.7	0.2	0.2	0.3	0.3	2.1*
<i>Cascade</i>	0.03	--	0.0	--	0.1	--	0.2
<i>Riffle</i>	0.1	0.3	0.2	0.1	0.1	0.2	1.1
<i>Ruffle</i>	0.2	0.01	0.3	0.1	0.03	0.3	1.0
<i>Run</i>	2.3	0.8	0.3	0.4	0.4	0.6	4.8*
<i>Glide</i>	0.8	0.2	--	0.5	0.3	0.7	2.5*
<i>Pool</i>	0.3	0.1	0.8	0.5	0.9	1.0	3.5*

▪ Modelos de regresión logística

El modelo biológico se construyó para la especie *Gymnotus benni* (Figura 1-20), catalogada a nivel nacional como una especie vulnerable [77] y está conformado por dos modelos de regresión logística, uno para la presencia y otro para la abundancia.

Figura 1-20: Fotografía de *Gymnotus henni* tomada en la quebrada Jesús (Valle del Cauca, Colombia)



Foto: Olga Lucía Pulido Méndez

a) Modelo de regresión logística para la presencia de *Gymnotus henni*

El modelo de regresión logística para la presencia de *G. henni* se construyó a partir de 135 registros de mesohábitats de la quebrada Jesús tomados en las zonas intervenida y de reserva; 52 de ellos, corresponden a mesohábitats donde la especie estuvo presente y 83 donde la especie estuvo ausente. El modelo saturado, que incluye todas las variables de hábitat candidatas a conformar el modelo final reducido se definió como (ver ecuación (1.5)):

$$\begin{aligned}
 g(x) = & \beta_0 + \beta_1 \text{Vegetación colgante} + \beta_2 \text{Vegetación sumergida} + \beta_3 \text{Sombreado copas} \\
 & + \beta_4 \text{Encueves} + \beta_5 \text{Restos leñosos} + \beta_6 \text{Márgenes someros} \\
 & + \beta_7 \text{Reserva} + \beta_8 \text{Glide} + \beta_9 \text{Pool} + \beta_{10} \text{Rapid} + \beta_{11} \text{Riffle} + \beta_{12} \text{Ruffle} \\
 & + \beta_{13} \text{Run} + \beta_{14} \text{SustratoTipo4} + \beta_{15} \text{SustratoTipo5} \\
 & + \beta_{16} \text{SustratoTipo6} + \beta_{17} \text{SustratoTipo7} + \beta_{18} \text{Sustratotipo8} \\
 & + \beta_{19} \text{VelocidadProm.} + \beta_{20} \text{ProfundidadProm.}
 \end{aligned} \quad (1.5)$$

Se estableció que la vegetación colgante, la vegetación sumergida, el sombreado de copas, los encueves, los márgenes someros y el tipo de sustrato no son variables significativas que explican la presencia de *Gymnotus henni*; así mismo, la velocidad del agua no resultó ser significativa. Contrario a lo que se esperaba, la actividad minera en la zona no fue un factor significativo dentro del análisis; sin embargo, esto podría deberse a que dicha variable guarda a una estrecha relación con el tipo de unidad hidromorfológica, por lo que su influencia se vería reflejada a través de dicha variable. Las variables que se encuentran más relacionadas con la presencia de la especie son los restos leñosos, el tipo de UHM y la profundidad promedio. El modelo final ajustado que describe la probabilidad de presencia de *G. henni* en la quebrada

Jesús y que contiene la menor cantidad de variables significativas, con sus respectivos coeficientes, se muestra en la ecuación (1.6).

$$g(x) = 17.28 + 0.84\text{Restos leñosos} - 19.75\text{Glide} - 39.77\text{Pool} - 18.57\text{Rapid} \\ - 19.05\text{Riffle} - 19.01\text{Ruffle} - 18.63\text{Run} \\ + 0.04\text{ProfundidadProm.} \quad (1.6)$$

Una interpretación real de los coeficientes estimados en el modelo final reducido se efectúa mediante los *odds ratio* u “oportunidad relativa” (Tabla 1-9). En ese sentido, se tiene que la oportunidad de hallar la especie *Gymnotus benni* es 2.3 veces mayor en un mesohábitat donde hay restos leñosos que en uno en el que estos están ausentes; lo anterior resulta consistente con lo reportado por [67] quien menciona que *G. benni* habita entre palizadas. Así mismo, por cada centímetro que aumenta la profundidad, la oportunidad de que la especie esté presente aumenta en un 4.3%; mientras que dicha oportunidad disminuye en un 0.032% al pasar de una UHM tipo *glide* a una tipo *cascade*. La oportunidad de hallar presencia *G. benni* disminuye igualmente para los tipos de UHM *pool*, *rapid*, *riffle*, *ruffle* y *run* en un 0.274%, 0.1%, 0.065%, 0.068% y 0.099% respectivamente, con respecto a la UHM tipo *cascade*.

Es importante recalcar que el tipo de UHM *cascade* existe solo en la zona de reserva y se caracteriza por la predominancia de rocas de gran tamaño (sustrato tipo 7: cantos grandes, bloques y fondo rocoso) con mezcla de gravas finas a medias, en donde generalmente no se observa una caída de agua importante (la cual se asocia al concepto de cascadas), esta solo se hace evidente en eventos de lluvia, cuando el caudal aumenta. De acuerdo con [67], esta especie es común encontrarla en fondos rocosos, grava y arenas finas.

Tabla 1-9: Odds ratio de las variables del modelo final para la presencia de *Gymnotus benni*

Variable de hábitat	Coefficiente estimado	<i>Odd ratio</i>
Restos leñosos	0.8361	2.3074
Profundidad promedio	0.0422	1.0431
<i>Glide</i>	-19.7446	0.00032
<i>Pool</i>	-39.7658	0.00274
<i>Rapid</i>	-18.5671	0.0010
<i>Riffle</i>	-19.0531	0.00065
<i>Ruffle</i>	-19.0056	0.00068
<i>Run</i>	-18.6313	0.00099

b) Modelo de regresión logística para la abundancia de *Gymnotus henni*

El modelo de regresión logística para la abundancia de *G. henni* se construyó a partir de 135 registros de mesohábitats de la quebrada Jesús tomados en la zona intervenida y en la de reserva; 18 de ellos, corresponden a mesohábitats donde la especie fue abundante y 117 donde la especie no lo fue. Se determinó que la vegetación colgante, la vegetación sumergida, el sombreado de copas, los restos leñosos, los márgenes someros y el tipo de sustrato no son variables significativas que explican la abundancia de la especie; así mismo, la velocidad y profundidad del agua no resultaron significativas. Nuevamente y contrario a lo esperado, la actividad minera en la zona no fue un factor significativo dentro del análisis. Se estableció que las variables que se encuentran más relacionadas con la abundancia de la especie son los encueves y el tipo de unidad hidromorfológica. El modelo final ajustado, que describe la probabilidad de abundancia de *G. henni* en la quebrada Jesús se muestra en la ecuación (1.7).

$$g(x) = -20.08 + 1.51Encueves + 17.04Glide + 0.19Pool + 17.06Rapid + 17.64Riffle + 17.37Ruffle + 16.37Run \quad (1.7)$$

Los *odds ratio* de las variables del modelo final se relacionan en la Tabla 1-10. La oportunidad de que *Gymnotus henni* sea abundante es 4.52 veces mayor en un mesohábitat con presencia de encueves que en uno en el que estos están ausentes. De manera similar, la oportunidad de que se presente abundancia de la especie es 2,763 veces mayor en una unidad hidromorfológica tipo *glide* que en una tipo *cascade*, mientras que dicha oportunidad aumenta igualmente para los tipos de UHM *pool* (1.2 veces), *rapid* (2,809 veces), *riffle* (5,019 veces), *ruffle* (3,847 veces) y *run* (1,412 veces) con respecto a la UHM tipo *cascade*.

Tabla 1-10: *Odds ratio* de las variables del modelo final para la abundancia de *Gymnotus henni*

Variable de hábitat	Coficiente estimado	<i>Odd ratio</i>
Encueves	1.5091	4.52
<i>Glide</i>	17.0421	2762.9
<i>Pool</i>	0.1852	1.2034
<i>Rapid</i>	17.0587	2808.9
<i>Riffle</i>	17.6390	5018.7
<i>Ruffle</i>	17.3731	3846.8
<i>Run</i>	16.3711	1412.3

La construcción del modelo biológico bajo el enfoque de mesohábitat involucra diversas variables que pueden tener influencia tanto en la presencia como en la abundancia de una especie íctica de interés, por lo que mediante dicho modelo es posible aproximarse a una mejor comprensión de las preferencias de hábitat de las especies. En el contexto colombiano, el mayor desafío en relación a la implementación de este tipo de enfoques consiste en concentrar esfuerzos investigativos para la generación de conocimiento acerca de las

condiciones específicas de hábitat físico de los peces dulceacuícolas en general, pero especialmente de aquellas especies que se encuentran catalogadas con algún grado de amenaza (en peligro crítico, en peligro, vulnerable o casi amenazada) y que requieren con urgencia la formulación de estrategias efectivas de conservación.

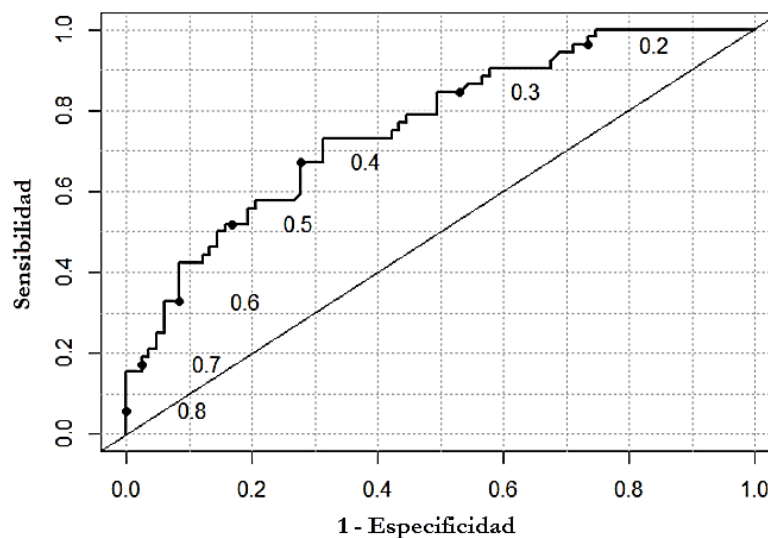
Este estudio consideró como factor adicional en el análisis una condición de hábitat alterado por minería aurífera, con el fin de establecer su efecto sobre la presencia y abundancia de la especie *Gymnotus benni*. No obstante, la zona (reserva o intervenida) no fue una variable significativa para explicar la presencia o abundancia de la especie, por lo que se cree que su efecto puede evidenciarse en la variable tipo de unidad hidromorfológica. En todo caso, se hace necesario un monitoreo continuo en este ecosistema, que permita establecer a largo plazo los efectos de la modificación del hábitat sobre la biota acuática.

1.4.3 Modelo de hábitat

a) Modelo de presencia

El modelo final ajustado para la presencia de *Gymnotus benni* (ver ecuación (1.6)) tiene una capacidad aceptable en cuanto a predicción y clasificación de las observaciones, con un área bajo la curva ROC de 0.76 (Figura 1-21).

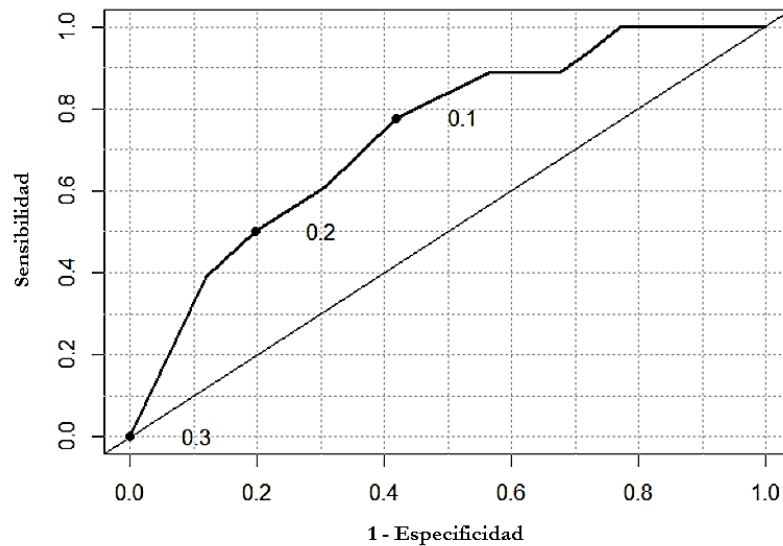
Figura 1-21: Curva ROC del modelo final ajustado para la presencia de *Gymnotus benni*



b) Modelo de abundancia

El modelo final ajustado para la abundancia de *Gymnotus benni* (ver ecuación (1.7)) tiene una capacidad aceptable en cuanto a predicción y clasificación de las observaciones, con un área bajo la curva ROC de 0.73 (Figura 1-22).

Figura 1-22: Curva ROC del modelo final ajustado para la abundancia de *Gymnotus benni*



La implementación de los modelos de presencia y abundancia con fines predictivos debe efectuarse con cautela, ya que no se recomienda su aplicación en otras quebradas o ríos. Por tal razón, se requieren más investigaciones que permitan ajustar mejores modelos para dicha especie.

▪ Idoneidad de hábitat

La discriminación de hábitats en no adecuado, adecuado y óptimo efectuada mediante los modelos de regresión logística construidos para la presencia y abundancia de *Gymnotus benni* en la quebrada Jesús, permitió elaborar los mapas de idoneidad de hábitat para dicha especie función de los caudales muestreados (Anexo C).

En la reserva el 40.6% del área total de hábitat muestreado es no adecuado para *G. benni*, mientras que en la zona intervenida es de 90.6% (Tabla 1-11). De manera similar, el hábitat adecuado para la especie en zona de reserva corresponde a un 37.8% del área total, mientras que en la zona intervenida es de 7%; así mismo, el 21% del área total muestreada en la reserva

es considerado óptimo para *G. benni*; mientras que en la intervenida solo el 2.4% del área total muestreada es considerada como de hábitat óptimo.

Los resultados obtenidos en la definición de la idoneidad de hábitat para *Gymnotus benni* mediante los modelos de regresión logística de presencia y abundancia permitieron corroborar que la zona (reserva o intervenida) guarda una estrecha relación con el tipo de unidad hidromorfológica, por lo que su influencia está reflejada a través de dicha variable y tiene un efecto en la idoneidad de hábitat. En la zona intervenida, la mayoría del área muestreada (90.6%) fue definida como hábitat no adecuado, mientras que en la reserva el área de dicho hábitat es del 40.6% del total muestreado, evidenciando entonces que la actividad minera afecta la calidad del hábitat para la especie.

Tabla 1-11: Idoneidad de hábitat (m²) para *Gymnotus benni* en la quebrada Jesús

Hábitat	Área superficial (m ²)									
	Reserva			Total	%	Intervenida			Total	%
	Q ₁	Q ₂	Q ₃			Q ₁	Q ₂	Q ₃		
No adecuado	1,848.4	661.4	1,744.1	4,253.9	40.6	3,617.1	3,329.1	3,683.8	10,630.0	90.6
Adecuado	725	2,138.1	1,103.6	3,966.7	37.8	135.5	390.5	289.2	815.2	7.0
Óptimo	767.6	779.1	704.5	2,251.2	21.5	281.7	0.0	0.0	281.7	2.4

Q: caudal; Q₁: $0.09 \frac{m^3}{s}$; Q₂: $0.06 \frac{m^3}{s}$; Q₃: $0.15 \frac{m^3}{s}$

2. Protocolos de Evaluación Rápida del Hábitat Fluvial

Este capítulo contiene los elementos conceptuales y metodológicos de los protocolos de evaluación rápida como herramienta empleada en la evaluación del hábitat físico. Así mismo, se muestran los resultados de su aplicación en la zona de estudio con el objetivo de valorar el estado de integridad ecológica del hábitat físico en la quebrada Jesús.

2.1 Protocolos de evaluación rápida del hábitat fluvial

Los primeros Protocolos de Bioevaluación Rápida (*Rapid Bioassessment Protocols - RBP*) fueron desarrollados por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos U.S. EPA a mediados de los años 80, como una respuesta a la necesidad de monitorear y evaluar el recurso hídrico, cada vez más deteriorado por los múltiples impactos de las actividades humanas [13]. Los vacíos de información en cuanto a los cambios en las condiciones de dicho recurso, dificultaban la toma de decisiones para su gestión, por lo que se hacía imprescindible iniciar la recopilación, análisis e interpretación de datos ambientales de manera rápida y efectiva.

Los RBP fueron concebidos como una estrategia con buen balance costo beneficio, científicamente válidos y orientados a: i) facilitar el análisis de múltiples sitios en campo; ii) obtener resultados rápidos para la toma de decisiones; iii) proveer reportes científicos de fácil acceso para el público y iv) promover procedimientos ambientalmente sanos [98]. Una vez desarrollados, los RBP se constituyeron en una herramienta para la toma de decisiones en la gestión [13], control y/o mitigación del deterioro generado a ríos modificados por algún tipo de intervención antrópica. Posteriormente otros protocolos fueron desarrollados, como el Protocolo para la Evaluación Visual de Ríos [82,83] y el Protocolo HIDRI, que incluye un Índice de Hábitat Fluvial [1].

Estos protocolos, parten del principio de que las alteraciones de cualquier tipo en los sistemas acuáticos se reflejan en daños sobre la condición y el funcionamiento de sus comunidades bióticas; entre ellos están la pérdida de los taxa sensibles y los cambios en la estructura de las comunidades [98]. Algunas de las ventajas del uso de los RBP como estrategia de monitoreo es que las comunidades biológicas integran los efectos de diferentes estresores y proveen

amplia información acerca del impacto acumulado [13], así mismo, estas reflejan los efectos de las perturbaciones a través del tiempo, proporcionando una medida de la fluctuación en las condiciones ambientales. Específicamente, los RBP de la U.S. EPA proponen una evaluación de la integridad ecológica a través del hábitat físico, la calidad del agua y las comunidades biológicas (macroinvertebrados bentónicos, peces, plancton, etc.), que en conjunto, son comparados con una condición de referencia. Dicha condición de referencia corresponde a sitios del río que presentan una mínima perturbación en los componentes considerados y ha sido definida [22] como el estado que existía antes de una perturbación humana, o sin intervención humana que altere significativamente las características naturales de un río.

De los tres aspectos de la integridad biótica evaluados por los RBP, el más difícil de caracterizar debido a la complejidad de los elementos que lo afectan es la calidad del agua, por lo que en principio, se establece una relación empírica entre la calidad del hábitat y la condición biológica únicamente. En la medida en la que el continuo monitoreo de un río proporciona información de manera sistemática, el poder predictivo de dicha relación empírica se mejora, lo que facilita una discriminación más eficientemente del efecto de la calidad del agua sobre el hábitat [13].

La valoración del hábitat se define como la evaluación de la estructura del hábitat físico, que influye en la calidad de los recursos hídricos y de la condición de la comunidad acuática que alberga [13]). Dicha valoración se efectúa a través de una matriz de evaluación de parámetros de hábitat que hace parte de los RBP; fue desarrollada por [100] y posteriormente modificada por [10, 12]. Existen dos tipos de matriz de evaluación: *i)* para ríos de alto gradiente y *ii)* para ríos de bajo gradiente. Los ríos de alto gradiente, en los que predomina el patrón *riffle/run*, se ubican en zonas de pendiente alta a moderada y tienen sustratos gruesos (p.ej. gravas y sustratos de diámetro mayor). Los ríos de bajo gradiente, en los que prevalece el patrón *glide/pool*, se ubican en zonas de pendiente baja a moderada y tienen sustratos finos [13].

De manera general, los parámetros considerados en la matriz de ríos de alto gradiente son cobertura disponible para el sustrato epifaunal, acorazamiento, régimen de velocidad/profundidad, deposición de sedimentos, estado del canal de flujo, alteración del canal, secuencia de *riffles*¹⁶, estabilidad de las orillas, protección de la vegetación y ancho de la zona riparia. Estos son evaluados por observación directa y calificados en una escala numérica del 0 al 20, siendo los puntajes más altos los que indican una mejor calidad de hábitat. El protocolo considera cuatro categorías para calificar a cada variable en forma independiente como óptima, subóptima, marginal o pobre. Posteriormente, los puntajes parciales por parámetro evaluado son sumados, obteniendo una calificación global para la calidad ambiental visual del cauce bajo estudio (Tabla 2-1).

¹⁶ Definidos como zonas someras de un río con velocidad del agua moderada, algo de turbulencia en la superficie y pendiente elevada [93].

Tabla 2-1: Categorías para la calidad del hábitat según la calificación otorgada a los parámetros

Categoría	Intervalo por parámetro	Calificación
Óptimo	16 - 20	200 – 166
Subóptimo	11 – 15	165 – 113
Marginal	6 – 10	112 – 60
Pobre	0 - 5	59 - 0

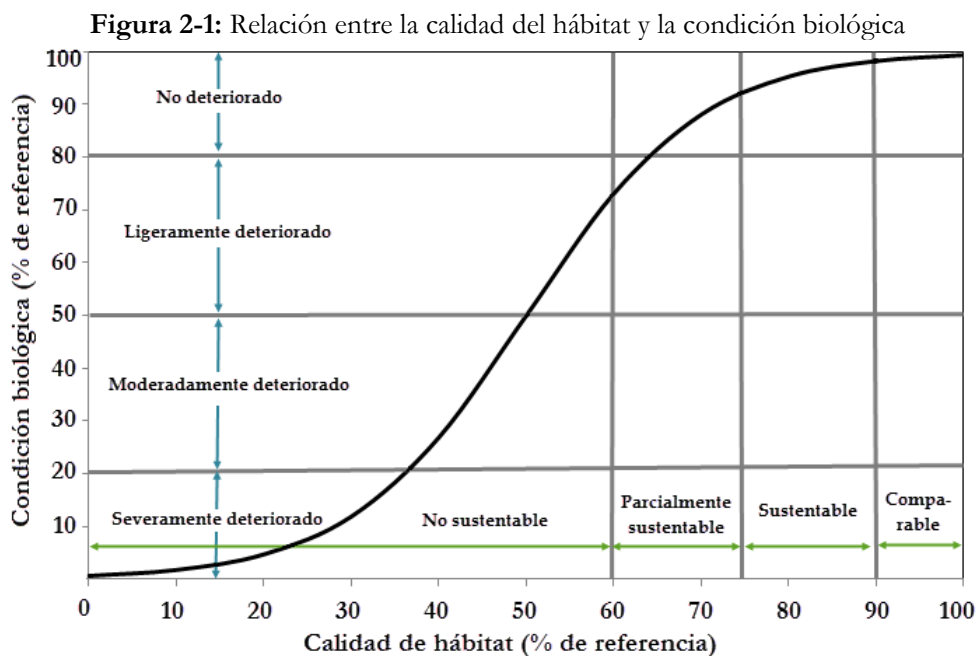
Finalmente, dicha calificación global es comparada con los puntajes obtenidos para una condición de referencia, la cual proporciona un referente del estado más probable en un hábitat mínimamente perturbado. La relación entre el puntaje para el sitio muestreado y la condición de referencia provee una medida de comparación porcentual con respecto a una condición esperada [13] que se efectúa teniendo en cuenta los criterios que se relacionan en la Tabla 2-2 y que se describen en detalle en [10, 13].

Tabla 2-2: Criterios de comparación con respecto a la condición de referencia

Categoría	% de Comparación
Comparable	> 90
Sustentable	75 – 88
Parcialmente sustentable	60 – 73
No sustentable	< 58

La relación entre la calidad del hábitat y la condición biológica (o potencial biológico de la condición de referencia) se describe mediante una curva sigmoidea (Figura 2-1); en el eje x el hábitat varía en un rango de pobre a óptimo con respecto a la condición de referencia, por lo tanto, sus valores porcentuales oscilan entre 0 - 100 y pueden ser categorizados como comparable, sustentable, parcialmente sustentable y no sustentable [10].

Si el hábitat físico evaluado refleja una buena calidad y buena condición biológica, su cociente alcanza un porcentaje de comparación superior al 90% y por tanto, se considera que el hábitat evaluado tiene una calidad comparable con la de la condición de referencia. Si la relación entre el hábitat evaluado y la condición de referencia es sustentable (75-88%), entonces hay algo de variación en la calidad del hábitat evaluado, pero esta no afecta la condición biológica de las comunidades; en la medida en la que la calidad del hábitat disminuye, la condición biológica disminuye simultáneamente, lo que implica que la comunidad acuática responde a la disminución en la calidad del hábitat y la relación entre el hábitat evaluado y la condición de referencia es parcialmente sustentable (60-73%). En la parte inferior izquierda de la curva sigmoidea, la calidad del hábitat es pobre y puede conllevar al deterioro en la condición biológica; las comunidades en esta región de la curva son tolerantes a la contaminación, oportunistas, se desarrollan en áreas de competencia reducida y son capaces de permanecer en condiciones altamente variables [10], por lo que la relación entre el hábitat evaluado y la condición de referencia se considera como no sustentable (<58%).



Adaptación de [10].

2.2 Parámetros evaluados en el protocolo de evaluación rápida para el hábitat físico

2.2.1 Cobertura del sustrato epifaunal

Incluye una valoración de la cantidad y variedad de características naturales en el río asociadas al sustrato como la presencia de raíces expuestas, troncos sumergidos, encueves, guijarros u otros hábitats estables y con potencial para colonización epifaunal completa. La presencia de restos leñosos en un río aporta complejidad al hábitat porque actúa como un agente geomórfico que contribuye a la formación de pozas [3]. En la medida en la que la variedad y abundancia de la cobertura disminuye, la estructura del hábitat se hace monótona, la diversidad biológica disminuye y el potencial para la recuperación del sustrato tras una perturbación disminuye. Los *riffles* y los *runs*¹⁷ son unidades hidromorfológicas que ofrecen diversidad al hábitat a través de la variabilidad del tamaño del sustrato, también proveen condiciones de hábitat más estables [13].

¹⁷ Cauce monótono de lecho plano longitudinalmente y cóncavo lateralmente [93].

2.2.2 Acorazamiento

Se refiere a la extensión del lecho constituida por sustratos gruesos (gravas, guijarros y cantos) que son fijados por sedimentos finos. El tamaño de cada tipo de sustrato tiene una tensión crítica diferente, de manera que la corriente, puede desplazar los finos más fácilmente que los gruesos, por lo que el desplazamiento selectivo de las partículas más finas se produce paulatinamente con el tiempo [80]. En general, un mayor número de sustratos gruesos se encuentra en el fondo del lecho en superficie. Sin embargo, bajo condiciones alteradas del hábitat físico, por actividad minera por ejemplo, aumenta la deposición de sedimentos finos por la remoción del acorazamiento natural del río [19], es decir, la remoción de la condición estable en la que los sustratos gruesos cubren a los finos.

2.2.3 Régimen de velocidad/profundidad

Los parámetros de velocidad y profundidad son importantes en la diversificación del hábitat; los mejores hábitats fluviales se encuentran cuando están presentes cuatro patrones: *i)* lento - profundo, *ii)* lento – somero, *iii)* rápido – profundo y *iv)* rápido – somero. El referente general es que profundidades inferiores a 0.5 m son consideradas como someras y velocidades inferiores a 0.3 m/s separan las aguas lentas de las rápidas [13].

2.2.4 Deposición de sedimentos

Este parámetro califica la acumulación anómala de sedimentos. La deposición de sedimentos en un río es un proceso natural por el cual las partículas que están en suspensión se depositan en el fondo debido a la disminución de la velocidad de la corriente [13]. La cantidad de sedimentos que son acumulados en las pozas y los cambios en el sustrato del fondo del cauce son producto de la deposición, la cual puede dar lugar a la formación de islas, barras longitudinales de sedimentos o bancos de arena. Con frecuencia, la deposición es evidente en áreas con algún tipo de intervención humana [61]; altos niveles de sedimentos depositados reflejan una estructura del cauce inestable, que cambia constantemente, y por tanto no proporciona unas condiciones idóneas para los organismos acuáticos que alberga.

2.2.5 Estado del canal de flujo

Mide el grado de cobertura del canal del río con el agua. Cuando el agua no cubre adecuadamente el lecho del río, la cantidad de lugares de hábitat para los organismos acuáticos disminuye. La estructura física del cauce no suele cambiar mucho de manera natural, salvo que ocurran eventos de crecida de cierta magnitud. Al cambiar el caudal se producen cambios en las características hidráulicas (profundidad, velocidad, etc.), así como cambios en la composición y distribución del sedimento [108]. Sin embargo, las actividades humanas (como

la ampliación del cauce por extracción de material aluvial, por ejemplo) sí pueden modificar de manera importante dicha estructura. Cuando el agua no cubre la mayor parte del lecho del río, la cantidad de sustrato adecuado para los organismos acuáticos es limitado [13].

2.2.6 Alteración del canal

Permite evaluar los efectos sobre el hábitat disponible para los organismos acuáticos, producidas por el dragado, profundización, ampliación o canalización. Actividades como el dragado pueden producir cambios en los nutrientes y en la tasa de renovación del agua en los tramos de río en los que se efectúa, así como destrucción del hábitat por efecto de la remoción de los suelos, cobertura de los organismos vivos por efecto de las descargas y altos niveles de turbidez [61].

2.2.7 Frecuencia de *riffles*

Es una forma indirecta de medir la heterogeneidad de un río, ya que los *riffles* proporcionan alta calidad de hábitat. A una mayor heterogeneidad y diversidad de estructuras físicas de hábitat, le corresponde una mayor diversidad de las comunidades biológicas que lo ocupan [112]. En los *riffles*, los sustratos son gruesos, muy porosos y limpios de finos, lo que da lugar a aguas oxigenadas que crean zonas de freza para los peces y microhábitats muy específicos para los macroinvertebrados [85].

Una alta sinuosidad favorece la absorción de la energía en eventos drásticos de fluctuaciones en el caudal, pues los meandros protegen de la corriente de excesiva erosión y proporciona refugios para peces e invertebrados bentónicos [13]. Desde el punto de vista hidrológico, si una corriente no ha sufrido alteraciones provocadas por el hombre (que suelen ser suficientes para modificar su estado más probable), los procesos de disipación de la energía siguen siendo ordenados por las fuerzas geomórficas y, en consecuencia, el río conserva su resistencia a la alteración [98].

2.2.8 Estabilidad de las orillas (condición de las márgenes)

Permite establecer hasta qué punto se erosiona un río (o tiene potencial de erosión). Orillas escarpadas son más propensas a erosionarse, por lo que se consideran inestables. Los signos de erosión incluyen ausencia de vegetación en las orillas, raíces expuestas y suelo desnudo [13].

2.2.9 Protección de la vegetación

La vegetación en las márgenes del cauce y cerca de la zona de ribera ayuda a evitar la pérdida de suelo por erosión [13], pues la eliminación de la vegetación riparia afecta críticamente la calidad de los ambientes lóticos para la ictiofauna [38]. Este parámetro proporciona información sobre la capacidad de las orillas para resistir la erosión, así como de la vegetación nativa (incluyendo árboles, arbustos del sotobosque o macrófitas no maderables).

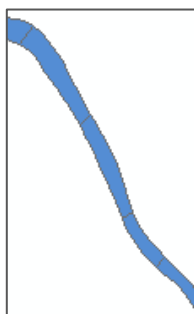
2.2.10 Ancho de la zona riparia

Hace referencia al ancho de la vegetación natural en el borde de la orilla del río, esta zona sirve como un amortiguador para contaminantes que entran en el cauce por escorrentía y controla la erosión [13]. Franjas de vegetación riparia muy estrechas y alargadas pueden limitar el hábitat y la dispersión de las especies, pues esta zona funciona como hábitat y como corredor que conecta diversos ecosistemas [108].

2.3 Metodología para la aplicación del protocolo de evaluación rápida del hábitat físico

En la quebrada Jesús se seleccionaron dos tramos, uno dentro del área de reserva forestal (Figura 2-2)- considerado como la condición de referencia - y otro en la zona intervenida por minería (Figura 2-3). Cada tramo se estableció de 100 m de longitud, según lo indicado por [13]; la selección del tramo dentro de cada zona se estableció teniendo en cuenta que estuvieran representadas la mayor cantidad de tipos de unidades hidromorfológicas.

Figura 2-2: Tramo zona de reserva



76°51'19.885 E,
3°51'5.845 N

Figura 2-3: Tramo zona intervenida



76°51'20.686 E,
3°51'17.284 N

La evaluación rápida del hábitat físico se realizó en tres muestreos: septiembre de 2012, febrero de 2013 y abril de 2013. La longitud de cada tramo fue demarcada con cintas de tela reflectiva; posteriormente, se efectuó el recorrido de cada tramo y mediante observación directa se diligenció el Formato de Campo para la Evaluación de Hábitat de Ríos de Alto Gradiente de la U.S EPA (Anexo D), asignando una calificación numérica de 0 a 20 para cada uno de los parámetros descritos en el numeral 2.2.

La determinación de la relación entre *riffles* - ancho de la sección (ítem 7 en el mencionado formato) se efectuó con base en los mapas de las unidades hidromorfológicas de la quebrada Jesús (capítulo 1, Anexo B). Debido a que no se encontraron cambios importantes entre muestreos para cada tramo evaluado, los puntajes parciales por parámetro evaluado y por muestreo realizado se promediaron, obteniendo un único valor para el hábitat físico en la zona de reserva y otro para la intervenida. Finalmente, se comparó la relación porcentual entre el puntaje de la zona intervenida por minería y la condición de referencia (área de reserva) para la calidad del hábitat en la quebrada Jesús.

2.4 Resultados y discusión

En la Tabla 2-3 se comparan los puntajes consolidados por parámetro evaluado en los tres muestreos efectuados para los hábitats de la zona de reserva y la zona intervenida en la quebrada Jesús. Se encontró que la reserva presenta valores óptimos para todos los parámetros evaluados, obteniendo un total de 190 puntos de 200 posibles.

Tabla 2-3: Puntajes consolidados por zona para los parámetros de hábitat evaluados

Parámetro de hábitat	Zona reserva (condición de referencia)	Zona intervenida
1. Sustrato epifaunal/cobertura disponible	Óptima: 18	Marginal: 8
2. Acorazamiento	Óptima: 18	Subóptima: 15
3. Régimen de velocidad/profundidad	Óptima: 19	Óptima: 18
4. Deposición de sedimentos	Óptima: 17	Subóptima: 15
5. Estado del canal del flujo	Óptima: 20	Marginal: 9
6. Alteración del canal	Óptima: 20	Marginal: 8
7. Frecuencia de <i>riffles</i>	Óptima: 20	Subóptima: 14
8. Estabilidad de las orillas		
Margen derecha	Óptima: 10	Óptima: 9
Margen izquierda	Óptima: 10	Subóptima: 6
9. Protección de la vegetación		
Margen derecha	Óptima: 9	Pobre: 2
Margen izquierda	Óptima: 9	Pobre: 2
10. Ancho de la zona riparia		
Margen derecha	Óptima: 10	Subóptima: 8
Margen izquierda	Óptima: 10	Marginal: 3
Puntaje total	190	117

Para la zona intervenida, el 46% de los parámetros evaluados fue valorado dentro de los rangos de una calidad de hábitat pobre y marginal, reflejando así el efecto de la intervención minera sobre la quebrada, pues los bajos valores en la puntuación del sustrato epifaunal, el estado del canal del flujo, la alteración del canal, la protección de la vegetación y el ancho de la zona riparia, evidencian una calidad del hábitat disminuida para esta zona. Las modificaciones en el canal del flujo tienen su origen en la remoción del material aluvial efectuado con dragas y retroexcavadoras para la extracción del oro. Dicha maquinaria también removió la cobertura vegetal de las orillas, principalmente en la margen izquierda aguas arriba de la quebrada. La vegetación de ribera es un elemento fundamental en la estructura de los ecosistemas fluviales, pues desempeña funciones de tipo hidrológico, biogeoquímico y de hábitat para muchas especies. Dentro de estas funciones se destaca el aporte a la estabilidad del canal [108] y al sombreado en el hábitat fluvial [106].

La vegetación riparia estabiliza las orillas de los cauces mediante su sistema radicular y los protege de la fuerte acción erosiva de las avenidas; al evitar la erosión de las orillas ayuda a mantener las pozas del cauce [118]. El sombreado de copas, por su parte, es importante

porque disminuye la cantidad de radiación solar que llega al suelo, por lo que la temperatura media del aire durante el día en el interior de la zona riparia es inferior a la de los espacios adyacentes, esto genera un amortiguamiento de las oscilaciones diurnas de temperatura, importante para especies que son sensibles a la desecación [118]. Cuando la vegetación de ribera es removida, se modifican un conjunto de características asociadas a la calidad del hábitat, ya que al perderse estabilidad en las márgenes del canal, se aumenta la tasa de acumulación de sedimentos en las zonas del río donde la velocidad del agua es menor, es decir, en las pozas. Esto a su vez, tiene un efecto en la cantidad y tipo de partículas que rodean el sustrato, pues la condición estable en la que los sustratos gruesos cubren a los finos se modifica, con el aumento de la deposición de sedimentos finos. Respecto a la ampliación del cauce, este genera un aumento en la zona seca del canal que puede generar que algunos tipos de unidades hidromorfológicas desaparezcan.

En la quebrada Jesús, se encontró que en el tramo evaluado en zona intervenida por minería aurífera, la relación porcentual con respecto a la condición de referencia es de un 61.58% de la calidad de hábitat esperada, ello implica que el hábitat en esta zona presenta una condición parcialmente sustentable en la que hay una disminución en la calidad del hábitat y la estructuración de la comunidad acuática responde a dicha disminución.

3. Ensamblaje de la comunidad íctica de la quebrada Jesús

En el capítulo 1, modelos de hábitat físico, el análisis del componente biológico se centró principalmente en la especie *Gymnotus benni* y en aspectos relacionados con el uso de hábitat de las demás especies de peces. Sin embargo, un análisis a nivel de comunidad puede revelar si existen, o no, diferencias en la estructura de las comunidades asociadas a los mesohábitats de las dos zonas evaluadas. Este capítulo contiene los elementos conceptuales y metodológicos del análisis del ensamblaje de la ictiofauna, así como los resultados de su aplicación en la quebrada Jesús.

3.1 Análisis del ensamblaje íctico

El análisis de los factores bióticos y abióticos partícipes en la ecología de las comunidades incluye múltiples variables ambientales y biológicas. Por ello, una amplia variedad de técnicas de análisis soportadas en la estadística no paramétrica han sido desarrolladas, con el fin de extraer de los datos una representación comprensible y sintetizada de los mismos [24]; dichas técnicas pueden agruparse en tres categorías: *i)* métodos univariados, *ii)* técnicas distribucionales y *iii)* métodos multivariados.

De manera general, los métodos univariados agregan los conteos del conjunto de especies en un único coeficiente, tal es el caso de los índices de diversidad de especies. Dichos índices son empleados en las tres escalas de análisis de la diversidad: alfa, beta y gama (de las tres, solo las dos primeras resultan de interés en este estudio). Para el análisis de la diversidad alfa, definida como la riqueza de especies de una comunidad que se considera homogénea en una unidad espacial definida [119, 66], existen varios índices en función del tipo de información que se requiere analizar, ya sea de riqueza de especies (número de especies) o de la estructura de la comunidad (especies en relación con su abundancia). De manera similar, para el análisis de la diversidad beta (medida del grado de cambio o reemplazo en la composición de especies entre comunidades) existen índices o coeficientes que indican el grado de semejanza en composición de especies y sus abundancias, esto es, qué tan similares o disímiles son dos comunidades o dos muestras [119], tal es el caso del índice de Sorensen, que relaciona la abundancia de las especies compartidas, con la abundancia total en las muestras.

En cuanto a las técnicas distribucionales, estas consolidan los conteos de las especies de una muestra en una curva o histograma (p.ej.: curvas de k-dominancia). Por su parte, los métodos multivariados se caracterizan por el hecho de estar soportados en comparaciones de las abundancias de especies de dos o más muestras. Para ello, emplean coeficientes de similaridad calculados entre cada par de muestras con el fin de clasificarlas o agruparlas en conjuntos que son similares entre sí y representados en una gráfica de ordenación; las muestras son mapeadas de tal manera que la distancia entre ellas refleja la disimilitud en la composición y abundancia de las comunidades [24]. Una de las técnicas multivariadas más ampliamente utilizada en ecología es el escalamiento multidimensional no métrico (*non-Metric Multidimensional Scaling – n-MDS o MDS*).

El MDS representa en un gráfico, generalmente de dos dimensiones, las proximidades existentes entre un conjunto de muestras y se constituye en un método de ordenación adecuado para datos que no presentan una distribución normal, o que están en una escala discontinua o arbitraria. Una medida de qué tan buena es la representación espacial de la ordenación es definida por el coeficiente de estrés, donde, por ejemplo, valores menores a 0.05 dan una excelente representación y valores menores a 0.1 indican una buena ordenación [24]. No obstante, se hace necesario establecer si la discriminación de los grupos es estadísticamente significativa, de tal manera que se puedan obtener conclusiones acertadas. Para ello, [23] desarrolló el análisis de similitud no paramétrico ANOSIM (*analysis of similarities*). La detección de las especies que contribuyen a la agrupación de las muestras en la ordenación espacial, es decir, cuáles especies son las principales responsables de que algún patrón de agrupamiento pueda darse en la estructura de las comunidades evaluadas, se efectúa mediante la técnica de análisis de similaridades SIMPER (*similarity percentages*).

3.2 Metodología

Con los datos biológicos colectados en los 3 muestreos (descritos en el numeral 1.3.2) en las zonas de reserva e intervenida de la quebrada Jesús, se calculó el coeficiente de Sorensen para datos cuantitativos (ver ecuación (3.1)) [66]. Su rango de valores oscila entre 0 y 1, donde 0 implica que no hay similitud entre las comunidades, mientras que para un valor de 1 hay completa similitud entre ellas.

$$I_s = \frac{2jN}{Na+Nb} \quad (3.1)$$

donde,

Na : número total de individuos en el sitio a

Nb : número total de individuos en el sitio b

jN : sumatoria del número de individuos más bajo de cada una de las especies compartidas entre ambos sitios.

Debido a que en el cálculo de la similitud entre comunidades efectuado mediante el coeficiente de Sorensen no se discriminó por tipo de unidad hidromorfológica, se empleó una técnica de análisis multivariada en la que se analizaron las abundancias de peces asociadas al tipo de unidad hidromorfológica. En ese sentido, los datos de abundancias de peces por tipo de UHM fueron estandarizados y transformados para reducir la no-normalidad de los mismos empleando la raíz cuarta. Para evaluar la similitud/disimilitud en la composición de las comunidades de peces entre UHM y entre zonas, se aplicó la técnica de agrupamiento MDS (*multi-dimensional scaling*), sobre la matriz de similitud calculada empleando el índice de similitud de Bray–Curtis. La significancia estadística de las agrupaciones obtenidas con el análisis de agrupamiento se evaluó mediante la rutina ANOSIM (*analysis of similarities*), con la cual se comparó la composición específica entre zonas bajo la hipótesis nula de que no hay diferencias en la composición de los ensamblajes de la ictiofauna entre la zona de reserva e intervenida. La contribución de las especies a la similitud o disimilitud entre zonas se analizó mediante el procedimiento SIMPER (*similarity percentages*). Las especies *Brycon argenteus* y *Bryconamericus emperador* fueron las más abundantes en todos los hábitats de las dos zonas, por tanto, fueron eliminadas de este análisis. Todos los análisis de datos biológicos se realizaron con el programa PRIMER V6 [25].

3.3 Resultados y discusión

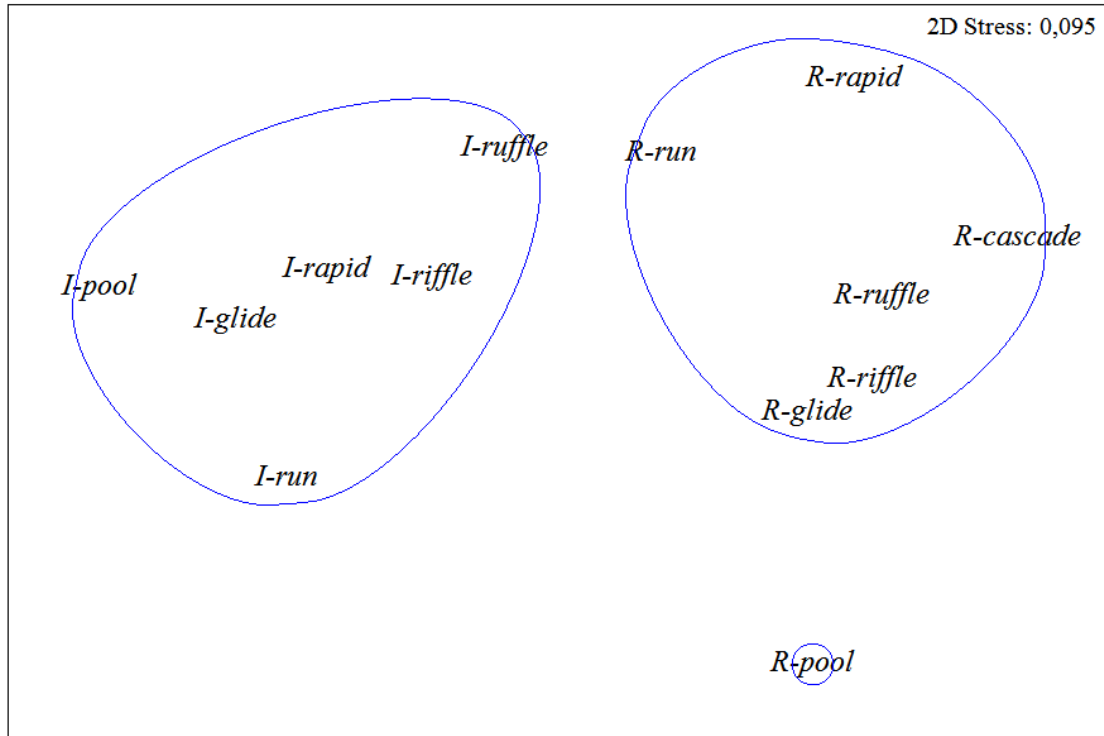
En los tres muestreos efectuados en los tramos de la quebrada Jesús se identificó un total de 6,901 individuos de 23 especies, distribuidos en 12 familias. El tramo con mayor diversidad de especies se encontró en la zona intervenida con 4,416 individuos de 23 especies, distribuidos en 12 familias; mientras que en la zona de reserva se identificaron 2,485 individuos de 14 especies, pertenecientes a 8 familias.

Los resultados obtenidos para el coeficiente de Sorensen (0.70) muestran que, de manera global, entre las muestras de peces de la zona de reserva y la intervenida hay una mediana relación de semejanza. Sin embargo, al considerar el tipo de UHM en el análisis, la ordenación MDS separó los ensamblajes de especies en tres grupos (Figura 3-1), mostrando un patrón espacial en la composición de especies para las dos zonas comparadas:

- i) todas las unidades hidromorfológicas de la zona intervenida
- ii) *rapid, casdade, riffle, ruffle, glide* y *run* de la zona de reserva
- iii) *pool* de la zona de reserva.

Dicho patrón de agrupamiento puede estar estructurado por marcadas diferencias en los factores ambientales ligados a los hábitats de las especies tanto en la zona intervenida como en la de reserva. En los capítulos anteriores se ha explicado en detalle las características de los hábitats encontrados en las zonas evaluadas; sin embargo, de manera general se tiene que, con respecto a la reserva, en la zona intervenida hay una menor presencia de atributos que propician una mayor integridad del hábitat fluvial como lo son la vegetación en las márgenes, los restos leñosos, los encueves, el sombreado de copas, entre otros. No obstante, factores como la interacción entre la desembocadura de la quebrada Jesús y el río Dagua también tienen una influencia en la estructura y composición del ensamblaje íctico de la zona intervenida, pues dicha interacción afecta la calidad del agua y las relaciones que ocurren entre las especies de los ecosistemas adyacentes.

Figura 3-1: Ordenación MDS para las unidades hidromorfológicas muestreadas en las dos zonas comparadas, basada en las abundancias de especies estimadas en tres muestreos realizados.



Las zonas se muestran como R: zona de reserva; I: Zona intervenida.

Diferentes especies de peces contribuyen de manera significativa tanto a la similitud dentro de cada zona, como en la disimilitud entre zonas. Los resultados del análisis de similitud (ANOSIM) indican que existen diferencias significativas en la composición de la ictiofauna entre la zona de reserva y la zona intervenida ($R=0.8$; $p=0.01$). Siete especies, de las veintitrés encontradas en la quebrada Jesús, contribuyeron con más del 60% de la disimilitud entre las zonas comparadas. Se encontró que la abundancia promedio de *Astyanax ruberrimus* es mayor en las UHM de la zona intervenida que en las de la reserva; mientras que la abundancia promedio de *Gymnotus henni* es mayor en la zona de reserva que en la intervenida. *Cichlasoma atromaculatum* y *Poecilia caucana* solo se encontraron en las unidades hidromorfológicas de la zona intervenida. Los resultados obtenidos con la aplicación del análisis SIMPER para determinar la contribución de especies en las agrupaciones se muestran en la Tabla 3-1.

Tabla 3-1: Especies de peces que definen la disimilitud entre la zona de reserva e intervenida

Disimilitud promedio entre zonas: 62.4%					
Especies	Intervenida	Reserva	Disimilitud Promedio	Contribución (%)	Acumulado (%)
	Abundancia Promedio	Abundancia Promedio			
<i>Astyanax ruberrimus</i>	6.87	0.99	13.16	21.09	21.09
<i>Gymnotus henni</i>	3.41	7.35	8.78	14.07	35.16
<i>Poecilia caucana</i>	2.08	0.00	4.40	7.05	42.21
<i>Cichlasoma atromaculatum</i>	1.96	0.00	4.22	6.77	48.98
<i>Sicydium hildebrandi</i>	2.03	3.22	4.15	6.65	55.63
<i>Bryconamericus dahli</i>	0.43	1.59	3.51	5.63	61.26
<i>Astyanax daguae</i>	0.77	1.69	3.35	5.37	66.63

En la Tabla 3-2 se muestran las especies que contribuyen a la similitud dentro de cada zona; los resultados revelan que en la zona intervenida hay mayor similitud (62.18%) en la composición de especies que en la reserva (57.89%).

Tabla 3-2: Especies de peces que definen la similitud entre la zona de reserva e intervenida

Zona de reserva. Similitud promedio: 57.89%				
Especies	Abundancia promedio	Similitud promedio	Contribución (%)	Acumulado (%)
<i>Gymnotus henni</i>	7.35	32.61	56.33	56.33
<i>Sicydium hildebrandi</i>	3.22	10.76	18.59	74.92
<i>Pimelodella eutaenia</i>	1.57	3.86	6.67	81.59
<i>Agonostomus monticola</i>	1.60	3.44	5.94	87.53
<i>Astyanax daguae</i>	1.69	3.03	5.23	92.76
Zona intervenida. Similitud promedio: 62.18%				
Especies	Abundancia promedio	Similitud promedio	Contribución (%)	Acumulado (%)
<i>Astyanax ruberrimus</i>	6.87	23.59	37.93	37.93
<i>Gymnotus henni</i>	3.41	9.04	14.54	52.47
<i>Pimelodella eutaenia</i>	2.73	8.48	13.63	66.11
Especies	Abundancia promedio	Similitud promedio	Contribución (%)	Acumulado (%)
<i>Sicydium hildebrandi</i>	2.03	6.11	9.83	75.94
<i>Cichlasoma atromaculatum</i>	1.96	5.64	9.06	85.00
<i>Poecilia caucana</i>	2.08	2.42	3.89	88.89
<i>Rhamdia quelen</i>	0.96	2.24	3.60	92.50

En cuanto a la agrupación por familias, se determinó que nueve, de las doce familias encontradas en la quebrada, explican el 49% de la disimilitud en el ensamblaje de la ictiofauna entre zonas (Tabla 3-3), siendo gymnotidae, characidae, cichlidae, y poeciliidae las que mayor contribuyen a la diferenciación en el ensamblaje entre zonas. Las familias cichlidae, poeciliidae y loricariidae solo se encontraron en la zona intervenida por minería.

Tabla 3-3: Familias de peces que definen la disimilitud entre zonas

Disimilitud promedio entre zonas: 49.85%					
Familias	Intervenida	Reserva	Disimilitud Promedio	Contribución (%)	Acumulado (%)
	Abundancia Promedio	Abundancia Promedio			
Gymnotidae	3.41	7.35	9.73	19.52	19.52
Characidae	7.10	3.32	9.65	19.36	38.87
Cichlidae	2.35	0.00	5.65	11.32	50.20
Poeciliidae	2.08	0.00	4.92	9.86	60.06
Gobiidae	2.08	3.22	4.54	9.10	69.16
Heptapteridae	2.94	2.18	4.17	8.37	77.53
Mugilidae	0.33	1.60	3.56	7.15	84.68
Loricariidae	0.95	0.00	2.22	4.46	89.14
Hypopomidae	0.30	0.64	1.79	3.59	92.74

Así mismo, la similitud por familias dentro de cada zona se muestra en la Tabla 3-4, para la zona de reserva gymnotidae y gobiidae son las familias de peces que contribuyen con más del 60% de la similitud dentro del grupo. Para la zona intervenida las familias characidae, heptapteridae y gymnotidae contribuyen con más del 70% de la similitud dentro del grupo.

Tabla 3-4: Familias de especies que definen la similitud dentro de cada zona

Zona de reserva. Similitud promedio: 65.99%				
Familias	Abundancia promedio	Similitud promedio	Contribución (%)	Acumulado (%)
Gymnotidae	7.35	35.46	53.74	53.74
Gobiidae	3.22	11.62	17.60	71.34
Characidae	3.32	8.91	13.51	84.85
Heptapteridae	2.18	5.59	8.47	93.32

Tabla 3-4: (Continuación)

Zona intervenida. Similitud promedio: 69.52%				
Familias	Abundancia promedio	Similitud promedio	Contribución (%)	Acumulado (%)
Characidae	7.10	28.17	40.52	40.52
Heptapteridae	2.94	10.57	15.20	55.72
Gymnotidae	3.41	10.21	14.68	70.40
Cichlidae	2.35	7.99	11.49	81.89
Gobiidae	2.08	7.19	10.39	92.24

4. Conclusiones y recomendaciones

4.1 Conclusiones

Este trabajo aborda la influencia del hábitat físico sobre la ictiofauna en la quebrada Jesús (Valle del Cauca, Colombia) desde el enfoque metodológico de la modelación del hábitat físico; así mismo, analiza las partes de manera independiente, esto es, mediante un protocolo de evaluación rápida para el hábitat físico y un análisis de escalamiento multidimensional no métrico para el ensamblaje íctico.

Dentro del primer enfoque metodológico se pudo determinar que las variables hidráulicas de los tramos comparados en la zona de reserva y la zona intervenida por minería aurífera difieren de manera significativa en profundidad para las unidades hidromorfológicas tipo *pool*, las cuales presentan rangos de profundidades mayores al patrón encontrado en la reserva; estas unidades fueron modificadas por la maquinaria empleada en la extracción de oro. En cuanto a la velocidad del agua, las unidades hidromorfológicas *run*, *glide* y *pool* difieren de manera significativa entre zonas. En relación a los mesohábitats de la zona intervenida, estos presentan una integridad ecológica inferior a los de la zona de reserva, reflejada en la baja presencia del conjunto de atributos que aportan refugio a la ictiofauna tales como vegetación colgante, sombreado de copas y restos leñosos. Aunque en las dos zonas los sustratos predominantes son los bloques gruesos y los guijarros con mezcla de gravas finas a medias, se pudo establecer que los efectos de la intervención minera sobre el sustrato son notorios en las unidades hidromorfológicas tipo *pool*, donde los sustratos finos, compuestos por limos y arcillas, predominan como consecuencia del aumento en la tasa de sedimentación, que a su vez, es el resultado de la alteración de las márgenes y la remoción de la vegetación riparia.

Aunque se esperaba una mayor diversidad íctica en las unidades hidromorfológicas del tramo de quebrada ubicado en zona de reserva forestal, esta fue mayor en el tramo intervenido por minería. Posiblemente, ello pueda deberse a dos circunstancias: *i*) la interacción entre la quebrada y el río Dagua, que al ser ecosistemas adyacentes, propician la diversificación de la estructura de la comunidad íctica, *ii*) la alteración producida por la actividad minera podría considerarse como una perturbación intermedia que ha favorecido una mayor diversidad de especies en esta zona de la quebrada. Las especies más abundantes en todas las unidades hidromorfológicas de las dos zonas evaluadas fueron *Bryconamericus emperador* y *Brycon argenteus*.

Mediante el modelo biológico desarrollado para *Gymnotus benni*, se determinó que los restos leñosos y la profundidad del agua son atributos de hábitat que favorecen su presencia; así mismo, los encueves y el tipo de unidad hidromorfológica propician la abundancia de dicha especie. Por tanto, conservar los corredores de vegetación en las márgenes de la quebrada es fundamental para garantizar el aporte de restos leñosos y la formación de estructuras que configuran el hábitat de una especie que en Colombia está catalogada como vulnerable y para la cual se deben diseñar estrategias que aseguren su conservación. Dentro de dichas estrategias, se hacen necesarias más investigaciones acerca de las preferencias de hábitat de la ictiofauna en general, que permitan lograr modelos con mejor ajuste en términos de capacidad predictiva y de clasificación de las observaciones. El modelo biológico generado para *G. benni* tiene una confiabilidad aceptable, por lo que no se recomienda su implementación en otras quebradas. En términos de idoneidad de hábitat se puede establecer que en comparación con la zona intervenida, la zona de reserva ofrece mayor área de hábitat adecuado y óptimo para *Gymnotus benni*, evidenciando el impacto de la actividad minera en la calidad del hábitat para dicha especie.

El Protocolo de Bioevaluación Rápida del Hábitat empleado como segundo enfoque metodológico para la valoración de los parámetros de hábitat, contribuye a la identificación de las características puntuales del hábitat físico que se ven afectadas de manera directa por alguna intervención en ríos y quebradas. En la quebrada Jesús, se estableció que para el tramo evaluado ubicado en zona con intervención minera, la calidad de la cobertura del sustrato epifaunal, el estado del canal de flujo, la estabilidad de las orillas, la protección de la vegetación y el ancho de la zona son los parámetros que evidencian deterioro con respecto al tramo de referencia ubicado en zona de reserva. La causa del deterioro de estos parámetros, es la alteración en el canal de flujo en la zona intervenida por la maquinaria empleada en la extracción de oro, la cual ha conducido a una calidad de hábitat inferior (61.58% del valor esperado) con respecto a la condición de referencia de la zona de reserva, en donde no ha habido intervenciones humanas importantes.

Finalmente, mediante el análisis multidimensional no métrico del ensamblaje íctico de la quebrada Jesús se encontró un patrón espacial en la composición de especies para las dos zonas comparadas: el ensamblaje íctico de todas las unidades hidromorfológicas de la zona intervenida es similar entre sí y difiere del encontrado en las unidades hidromorfológicas de los tipos *rapid*, *cascade*, *riffle*, *ruffle*, *glide* y *run* de la zona de reserva. Así mismo, el ensamblaje de peces asociado a la unidad hidromorfológica tipo *pool* de la zona de reserva es diferente al encontrado en los demás tipos de unidades hidromorfológicas, tanto de la zona de reserva, como de la intervenida. La disimilitud entre los ensamblajes encontrada puede estar relacionada con marcadas diferencias en los factores ambientales asociados a los hábitats fluviales tanto en las dos zonas evaluadas, así como a la interacción existente entre el río Dagua y la desembocadura de la quebrada Jesús, la cual corresponde a la zona intervenida por minería. *Astyanax ruberrimus*, *Gymnotus benni*, *Poecilia caucana*, *Cichlasoma atromaculatum*, *Sycidium hildebrandi*, *Bryconamericus dabli* y *Astyanax daguae* son las especies que explican la disimilitud de los ensamblajes entre zonas.

4.2 Recomendaciones

Los resultados de este estudio permitieron establecer que los mesohábitats del tramo de la desembocadura de la quebrada Jesús, modificados por la minería aurífera, presentan una calidad inferior (estado parcialmente sustentable) con respecto a los encontrados en la zona de reserva. En ese sentido y de manera general, se recomienda que en la definición de los límites de las áreas protegidas por la legislación se prioricen criterios ecosistémicos, de tal manera que sea posible salvaguardar la integridad del ecosistema fluvial desde el nacimiento hasta su desembocadura.

En dicha quebrada en particular, se recomienda una intervención parcial de rehabilitación del corredor fluvial, con el objetivo de recuperar la dinámica fluvial de los hábitats que se encuentran moderadamente deteriorados; dicha intervención incluye la rehabilitación de la morfología del cauce y del corredor ripario con vegetación nativa. No obstante, para que la recuperación del ecosistema sea efectiva, como primera medida, se debe eliminar la actividad causante de la degradación, en este caso la minería mecanizada de oro. Es importante resaltar que la ejecución de cualquier estrategia de restablecimiento del hábitat fluvial requiere del conocimiento de las interrelaciones entre los elementos que integran el ecosistema, pues ello favorecerá que la selección de dicha estrategia sea la más adecuada.

En investigaciones posteriores, se sugiere que para la construcción del modelo biológico se establezcan rangos para la velocidad y profundidad del agua, ya que es posible que al incluir dichas variables como promedio se esté perdiendo información. Así mismo, se aconseja incluir en el análisis variables indicadoras de la calidad físico-química del agua como temperatura, conductividad, oxígeno disuelto y pH, las cuales son importantes en el hábitat de los peces.

**A. Anexo: Subcuenca de la quebrada
Jesús (cuenca baja río Dagua, Valle del
Cauca, Colombia)**

SUBCUENCA QUEBRADA JESÚS - CUENCA BAJA RÍO DAGUA



2013

SUBCUENCA QUEBRADA JESÚS

Departamento: Valle del Cauca
Municipio: Buenaventura
Cuenca: Dagua

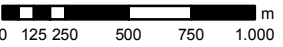
UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA SEDE PALMIRA

Proyección: Transversa Mercator
Sistema de Coordenadas Proyectadas:
Magna Oeste
Falso Origen X: 1'000.000
Falso Origen Y: 1'000.000
Unidades: Metros

Elaboró:
Olga Lucia Pulido Méndez

Fecha: Marzo de 2013

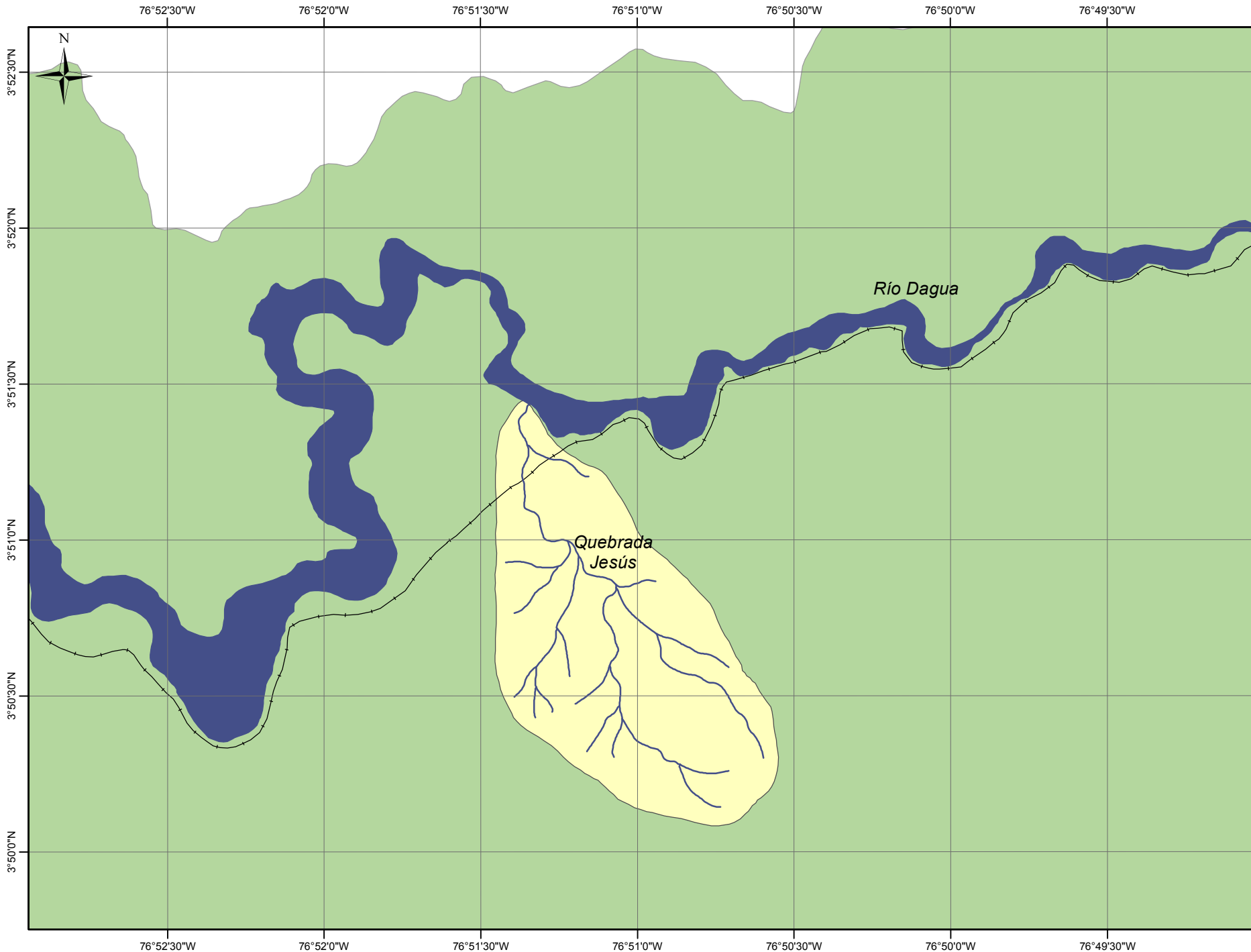
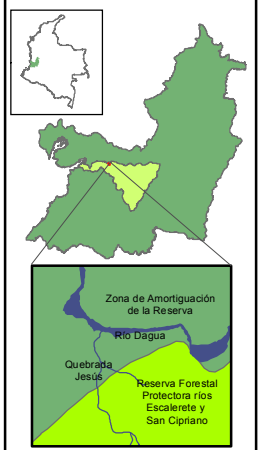
Escala: 1:30.000



LEYENDA

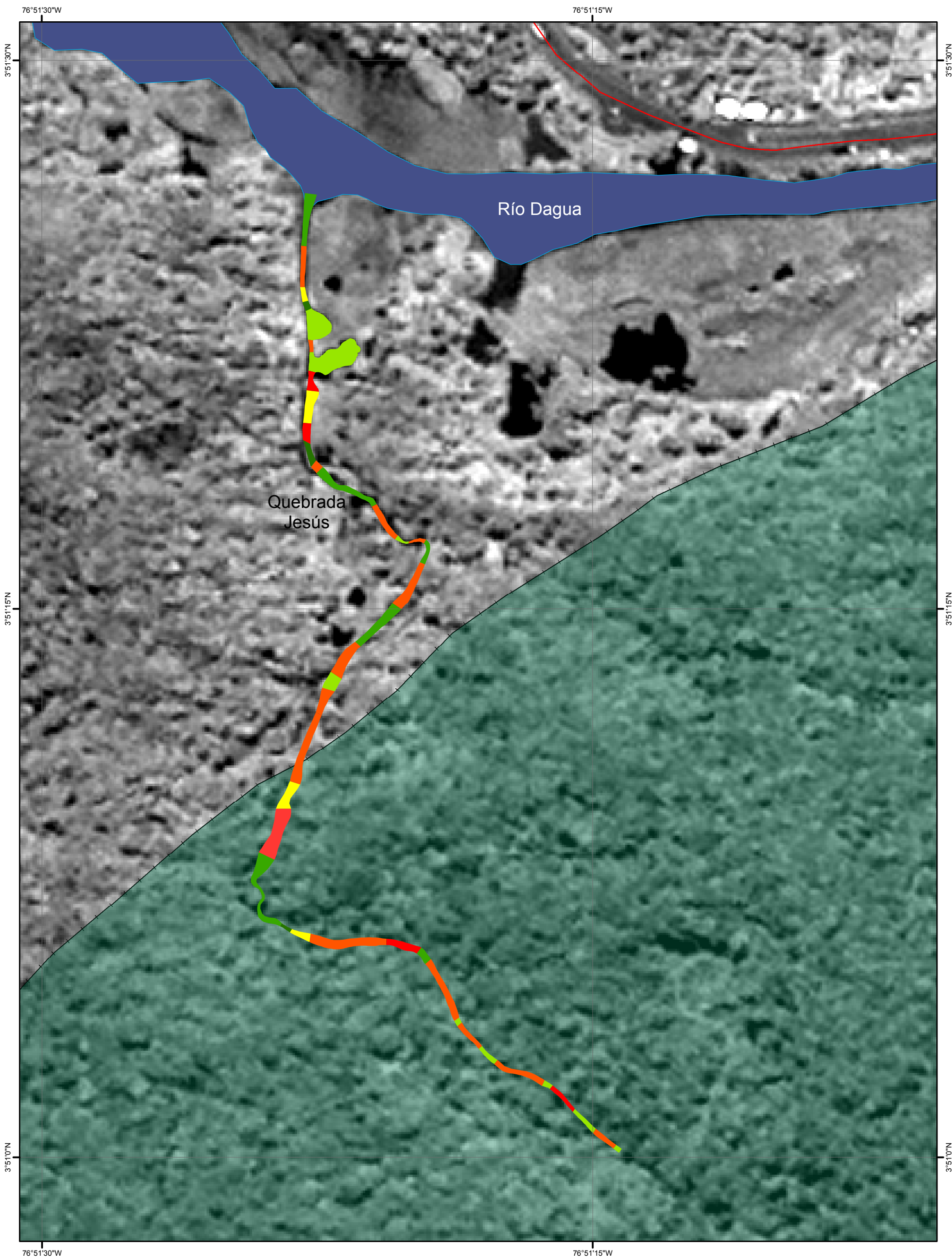
- Río Dagua
- Red Hídrica Quebrada Jesús
- Vía Férrea
- Límite subcuenca Q. Jesús
- Límite cuenca río Dagua

LOCALIZACIÓN



**B. Anexo: Mapas de las unidades
hidromorfológicas de la quebrada Jesús
(Valle del Cauca, Colombia)**

UNIDADES HIDROMORFOLÓGICAS QUEBRADA JESÚS (Q: 0.09 m³/s)





UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA
 SEDE PALMIRA

econacua
 GRUPO DE INVESTIGACIÓN EN ECOLOGÍA Y CONTAMINACIÓN ACUÁTICA

2013

UNIDADES HIDROMORFOLÓGICAS QUEBRADA JESÚS
 Departamento: Valle del Cauca
 Municipio: Buenaventura
 Cuenca: Dagua
 Subcuenca: Quebrada Jesús

Notas:
 Fuente Cartográfica CVC, 2012. Imagen Satelital Eros - A 1.9 m.

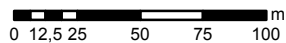


UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA SEDE PALMIRA
 Proyección: Transversa Mercator
 Sistema de Coordenadas Projectadas: Magna Oeste
 Falso Origen X: 1'000.000
 Falso Origen Y: 1'000.000
 Unidades: Metros

Elaboró: Olga Lucía Pulido Méndez

Fecha de muestreo: Septiembre de 2012


Escala: 1: 3.000



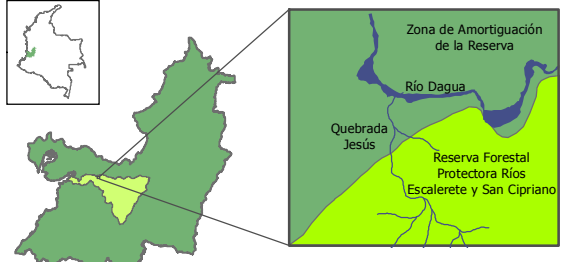
LEYENDA

Pool	Río Dagua
Glide	Reserva Forestal
Run	Vía Principal
Ruffle	Vía Férrea
Riffle	
Cascade	
Rapid	

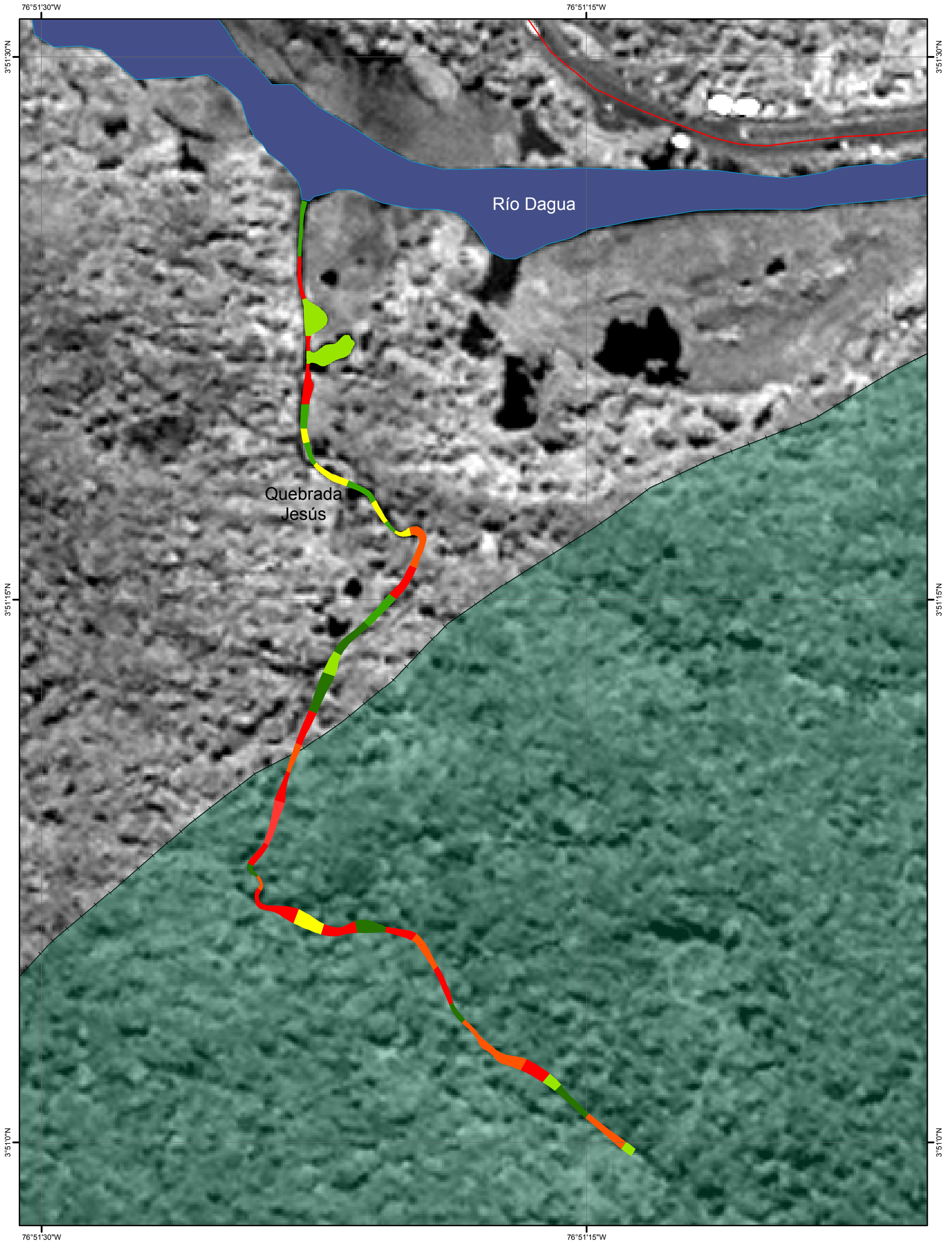
LOCALIZACIÓN



Zona de estudio




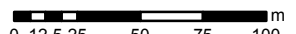
UNIDADES HIDROMORFOLÓGICAS QUEBRADA JESÚS (Q: 0.06 m³/s)






UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA
 SEDE PALMIRA

econacua
 GRUPO DE INVESTIGACIÓN EN ECOLOGÍA Y CONTAMINACIÓN ACUÁTICA
2013

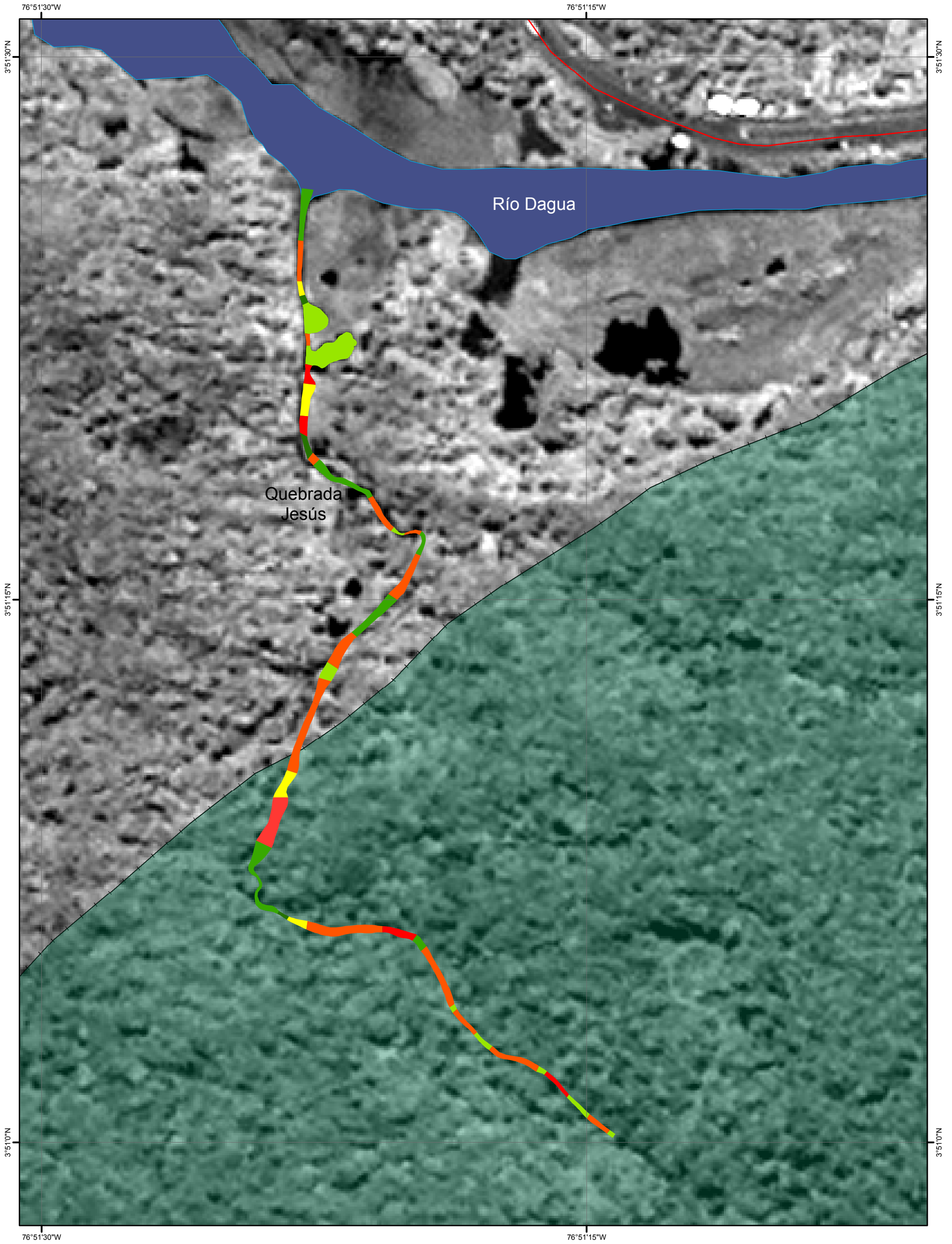
UNIDADES HIDROMORFOLÓGICAS QUEBRADA JESÚS
 Departamento: Valle del Cauca
 Municipio: Buenaventura
 Cuenca: Dagua
 Subcuenca: Quebrada Jesús

Notas:
 Fuente Cartográfica CVC, 2012. Imagen Satelital Eros - A 1.9 m.

UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA SEDE PALMIRA
 Proyección: Transversa Mercator
 Sistema de Coordenadas Proyectadas: Magna Oeste
 Falso Origen X: 1'000.000
 Falso Origen Y: 1'000.000
 Unidades: Metros
 Elaboró: Olga Lucía Pulido Méndez
 Fecha de muestreo: Febrero de 2013
 Escala: 1: 3.000


LEYENDA
 Unidades Hidromorfológicas
 Pool (light green)
 Glide (medium green)
 Run (dark green)
 Ruffle (yellow)
 Riffle (orange)
 Cascade (red)
 Rapid (dark red)
 Río Dagua (blue)
 Reserva Forestal (dark green)
 Via Principal (red line)
 Vía Férrea (black line with cross-ticks)


LOCALIZACIÓN

Zona de estudio


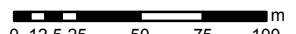
UNIDADES HIDROMORFOLÓGICAS QUEBRADA JESÚS (Q: 0.15 m³/s)




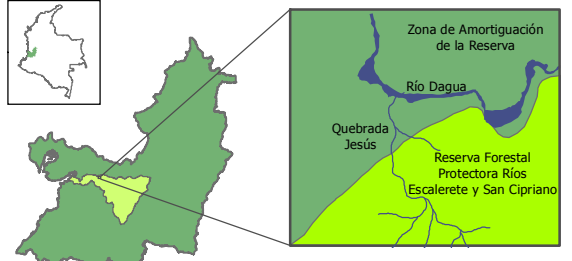

UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA
 SEDE PALMIRA

econacua
 GRUPO DE INVESTIGACIÓN EN ECOLOGÍA Y CONTAMINACIÓN ACUÁTICA
2013

UNIDADES HIDROMORFOLÓGICAS QUEBRADA JESÚS
 Departamento: Valle del Cauca
 Municipio: Buenaventura
 Cuenca: Dagua
 Subcuenca: Quebrada Jesús

Notas:
 Fuente Cartográfica CVC, 2012. Imagen Satelital Eros - A 1.9 m.

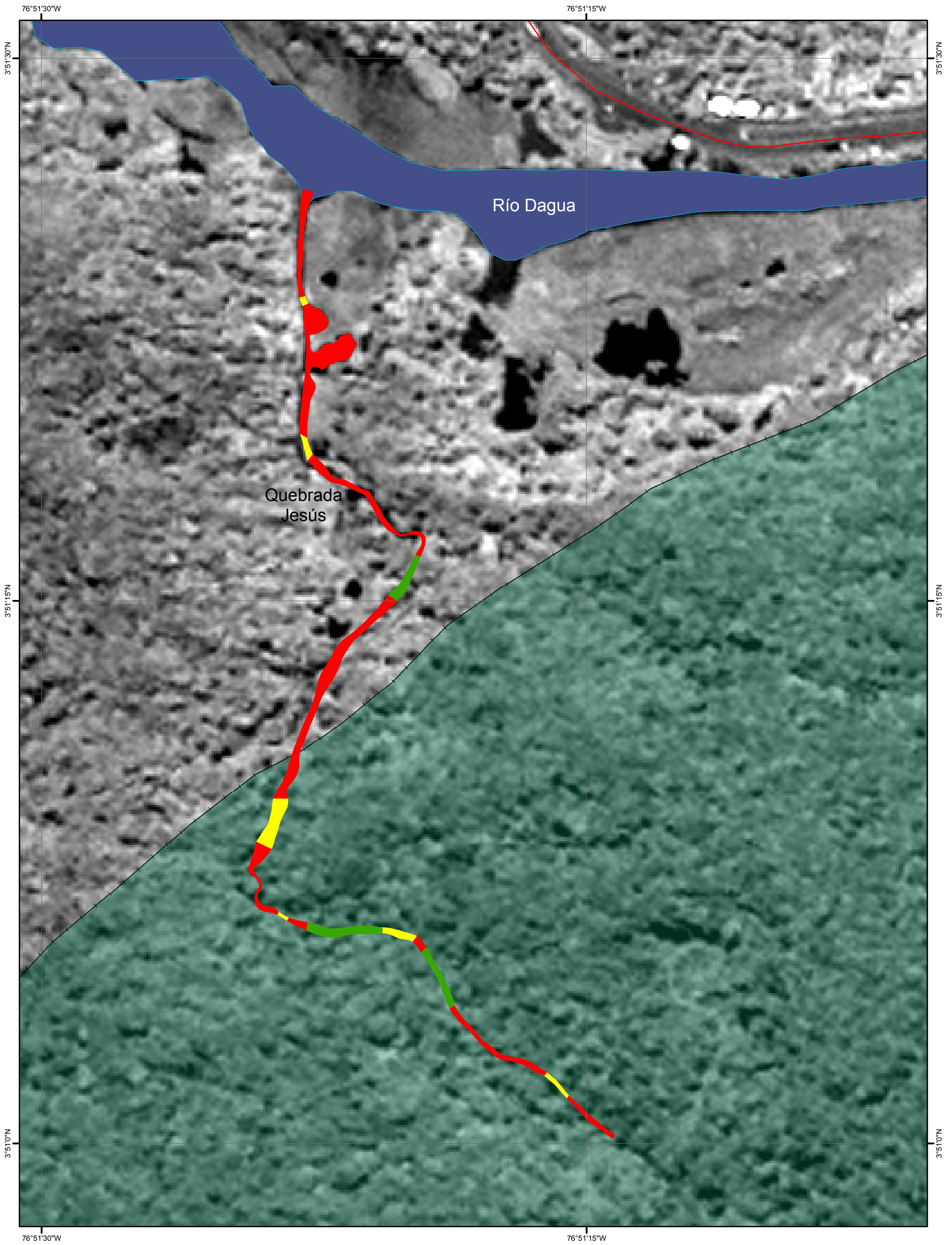
UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA SEDE PALMIRA
 Proyección: Transversa Mercator
 Sistema de Coordenadas Projectadas: Magna Oeste
 Falso Origen X: 1'000.000
 Falso Origen Y: 1'000.000
 Unidades: Metros
 Elaboró: Olga Lucía Pulido Méndez
 Fecha de muestreo: Abril de 2013
 Escala: 1: 3.000


LEYENDA
 Unidades Hidromorfológicas
 Pool (light green)
 Glide (medium green)
 Run (dark green)
 Ruffle (yellow)
 Riffle (orange)
 Cascade (red)
 Rapid (dark red)
 Río Dagua (blue)
 Reserva Forestal (dark green)
 Vía Principal (red line)
 Vía Férrea (black line with cross-ticks)

LOCALIZACIÓN

Zona de estudio


**C. Anexo: Mapas de idoneidad de hábitat
para *Gymnotus henni*, quebrada Jesús
(Valle del Cauca, Colombia)**

IDONEIDAD DE HÁBITAT PARA GYMNOTUS HENNI EN LA QUEBRADA JESÚS (Q: 0.09 m³/s)



UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA SEDE PALMIRA

econacua GRUPO DE INVESTIGACIÓN EN ECOLOGÍA Y CONTAMINACIÓN ACUÁTICA

2013

IDONEIDAD DE HÁBITAT PARA *Gymnotus henni*

Departamento: Valle del Cauca
Municipio: Buenaventura
Cuenca: Dagua
Subcuenca: Quebrada Jesús

Notas:
Fuente Cartográfica CVC, 2012. Imagen Satelital Eros - A 1.9 m.

UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA SEDE PALMIRA

Proyección: Transversa Mercator
Sistema de Coordenadas Projectadas: Magna Oeste
Falso Origen X: 1'000.000
Falso Origen Y: 1'000.000
Unidades: Metros

Elaboró: Olga Lucía Pulido Méndez

Fecha de muestreo: Septiembre de 2012

Escala: 1: 3.000

0 12,5 25 50 75 100 m

LEYENDA

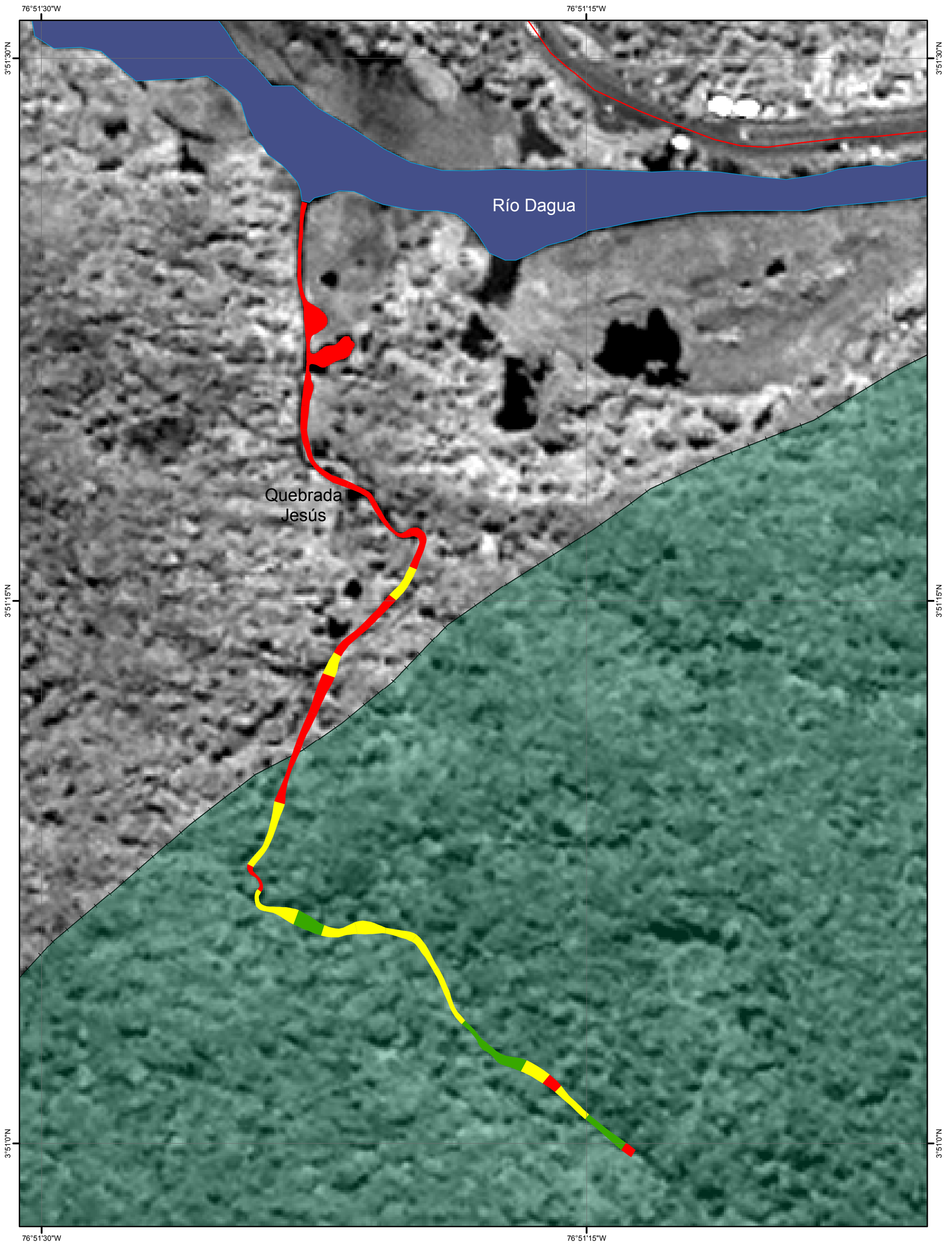
Hábitat: Río Dagua (Blue), Adecuado (Yellow), No Adecuado (Red), Óptimo (Green), Reserva Forestal (Dark Green), Via Principal (Red line), Via Férrea (Black line with cross-ticks)

LOCALIZACIÓN

Zona de estudio

Zona de Amortiguación de la Reserva, Río Dagua, Quebrada Jesús, Reserva Forestal Protectora Ríos Escalarete y San Cipriano

IDONEIDAD DE HÁBITAT PARA GYMNOTUS HENNI EN LA QUEBRADA JESÚS (Q: 0.06 m³/s)



2013

IDONEIDAD DE HÁBITAT PARA *Gymnotus henni*

Departamento: Valle del Cauca
Municipio: Buenaventura
Cuenca: Dagua
Subcuenca: Quebrada Jesús

Notas:
Fuente Cartográfica CVC, 2012. Imagen Satelital Eros - A 1.9 m.

UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA SEDE PALMIRA

Proyección: Transversa Mercator
Sistema de Coordenadas Projectadas: Magna Oeste
Falso Origen X: 1'000.000
Falso Origen Y: 1'000.000
Unidades: Metros

Elaboró: Olga Lucía Pulido Méndez

Fecha de muestreo: Febrero de 2013

Escala: 1: 3.000

0 12,5 25 50 75 100 m

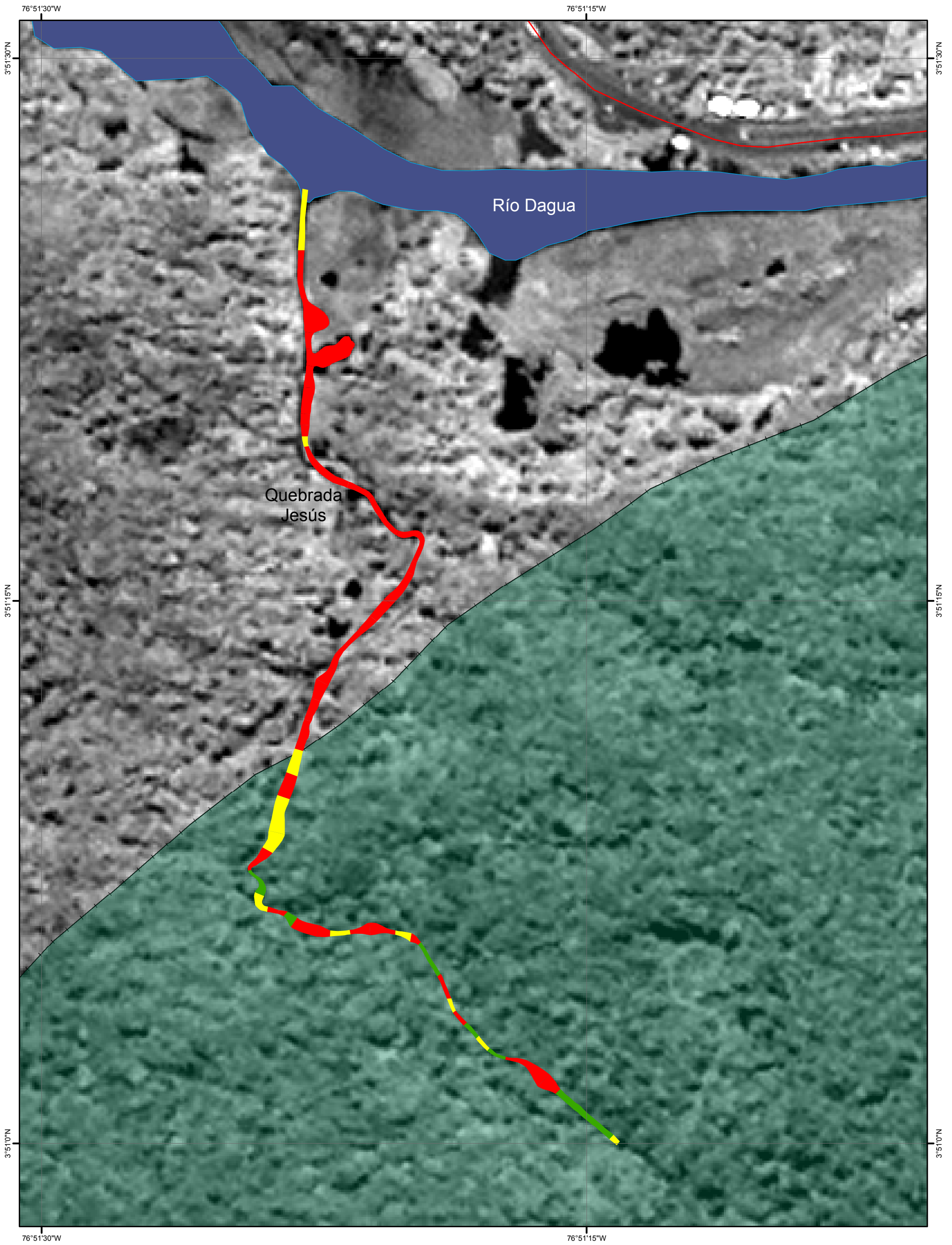
LEYENDA

Hábitat	■ Río Dagua
■ Adecuado	■ Reserva Forestal
■ No Adecuado	— Vía Principal
■ Óptimo	— Vía Férrea

LOCALIZACIÓN

Zona de estudio

IDONEIDAD DE HÁBITAT PARA GYMNOTUS HENNI EN LA QUEBRADA JESÚS (Q: 0.15 m³/s)



2013

IDONEIDAD DE HÁBITAT PARA *Gymnotus henni*

Departamento: Valle del Cauca
Municipio: Buenaventura
Cuenca: Dagua
Subcuenca: Quebrada Jesús

Notas:
Fuente Cartográfica CVC, 2012. Imagen Satelital Eros - A 1.9 m.

UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA SEDE PALMIRA

Proyección: Transversa Mercator
Sistema de Coordenadas Projectadas: Magna Oeste
Falso Origen X: 1'000.000
Falso Origen Y: 1'000.000
Unidades: Metros

Elaboró: Olga Lucía Pulido Méndez

Fecha de muestreo: Abril de 2013

Escala: 1: 3.000

LEYENDA

Hábitat	■ Río Dagua
■ Adecuado	■ Reserva Forestal
■ No Adecuado	— Via Principal
■ Óptimo	— Vía Férrea

LOCALIZACIÓN

Zona de estudio

**D. Formato de campo para la evaluación
de hábitat en ríos de alto gradiente**

Anexo D: Formato de campo para la evaluación de hábitat en ríos de alto gradiente

Parámetro de hábitat	Óptima					Subóptima					Marginal					Pobre					
1. Sustrato epifaunal/ cobertura disponible	> 70% de sustrato favorable para la colonización epifaunal, raíces expuestas, troncos sumergidos, encueves, guijarros u otros hábitats estables y con potencial para colonización completa (e.g. troncos que no están recién caídos y que no son transitorios).					40 - 70% mezcla de hábitat estable; con potencial para colonización completa; hábitat adecuado para el mantenimiento de poblaciones; presencia de sustrato adicional recién caído, pero no listo para colonización (valorar 15).					20 - 40% mezcla de hábitat estable; disponibilidad de hábitat menor que el deseable; sustrato con frecuencia perturbado o removido.					< 20% de hábitat estable; la escasez de hábitat es evidente; sustrato inestable o escaso.					
Puntaje	20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0
2. Acorazamiento	0-25% de las gravas, guijarros y cantos fijadas por sedimentos finos. La cobertura de guijarros proporciona diversidad al espacio del nicho.					25-50% de las gravas, guijarros y cantos están fijados por sedimentos finos.					50-75% de las gravas, guijarros y cantos fijadas por sedimentos finos.					>70% de las gravas, guijarros y cantos fijadas por sedimentos finos.					
Puntaje	20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0
3. Régimen de Velocidad/ Profundidad	Los 4 regímenes de velocidad/ profundidad están presentes (lento/profundo, lento/somero, rápido/profundo, rápido/somero). Lento: >0,3 m ³ /s, Profundo: >0,5 m					Solo 3 de los 4 regímenes están presentes (si rápido/ somero está ausente, asigne puntuación más baja que si son otros regímenes los que están ausentes).					Solo 2 de los 4 regímenes de hábitat están presentes (si rápido/somero están ausentes, asignar puntuación más baja).					Dominancia de 1 régimen de velocidad/profundidad (usualmente lento/profundo).					
Puntaje	20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0
4. Deposición de sedimentos	Poco o ningún alargamiento de islas o barras de sedimento; menos del 5% del fondo afectado por deposición de sedimentos.					Leve aumento en la formación de barras, principalmente de gravas, arenas o sedimento fino; del 5-30% del fondo afectado; leve deposición en pozas.					Deposición moderada de nueva grava, arena o sedimento fino sobre el existente y nuevas barras; sedimento depositado en las obstrucciones, constricciones y meandros; predomina la moderada deposición en pozas.					Depósitos pesados de material fino, aumento en la formación de barras, >50% del fondo cambia con frecuencia, las pozas casi son ausentes debido a la deposición de sedimentos.					
Puntaje	20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0

Anexo D: (Continuación)

Parámetro de hábitat	Óptima					Subóptima					Marginal					Pobre							
5. Estado del canal de flujo	El agua alcanza la base de las dos riberas inferiores y una mínima cantidad de sustrato está expuesta.					El agua llena >75% del canal disponible; o >25% del sustrato está expuesto.					El agua llena 25 - 75% del canal disponible, y/ o el sustrato de los <i>riffles</i> está expuesto en su mayoría.					Muy poca agua en el canal, en su mayoría presente como pozas permanentes.							
Puntaje	20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0		
6. Alteración del canal	Canalización o dragado ausente o mínimo, cauce con patrón normal.					Algo de canalización, con frecuencia en área de contrafuertes de puentes; puede haber evidencia de canalización en el pasado (p.ej.: dragado >20 años) pero no reciente.					La canalización puede ser extensiva, diques o presencia de estructuras en las dos orillas y entre el 40-80% del tramo de río está canalizado o alterado.					Orillas encofradas con gaviones o cemento; >80% del tramo del río canalizado y alterado. Hábitat alterado en su mayoría o removido por completo.							
Puntaje	20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0		
7. Frecuencia de <i>riffles</i>	Presencia de <i>riffles</i> relativamente frecuente; la relación de distancia entre <i>riffles</i> dividida por el ancho de la sección <7:1 (generalmente 5 a 7); variedad de hábitats. En ríos donde los <i>riffles</i> son continuos la disposición de los cantos rodados u otros sustratos grandes son una obstrucción natural importante.					Ocurrencia de <i>riffles</i> baja; relación distancia entre <i>riffles</i> /ancho de la sección 7-15					<i>Riffle</i> ocasional, los contornos del fondo proporcionan algo de hábitat; relación distancia entre <i>riffles</i> /ancho de la sección: 15-25					En general el agua es plana o los <i>riffles</i> son someros; hábitat pobre; relación distancia entre <i>riffles</i> /ancho de la sección > 25.							
Puntaje	20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0		
8. Estabilidad de las orillas (aguas arriba)	Orillas estables, evidencia de erosión o pérdida de orillas mínima o ausente; poco potencial para futuros problemas; afectación de orillas < 5%.					Moderadamente estable; pequeñas áreas erosionadas se han restaurado. 5-30% de las orillas tienen áreas erosionadas.					Moderadamente inestable; 30-60% de las orillas en el tramo tienen áreas de erosión; alta erosión potencial durante inundaciones.					Inestable; áreas muy erosionadas; áreas con frecuencia descubiertas a lo largo de las secciones y los meandros; evidente desprendimiento de las orillas; 60-100% de las orillas tienen cicatrices de erosión.							
Puntaje Mar. Der. ____	Mar. Derecha		10	9	8	7	6	5	4	3	Mar. Izquierda		10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0
Puntaje Mar. Izq. ____	Mar. Izquierda		10	9	8	7	6	5	4	3	Mar. Derecha		10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0

Anexo D: (Continuación)

Parámetro de hábitat	Óptima				Subóptima				Marginal				Pobre			
9. Protección de la vegetación	Más del 90% de la superficie de ribera y zona riparia intermedia está cubierta por vegetación nativa, incluyendo árboles, arbustos del sotobosque o macrófitas no maderables; alteraciones en la vegetación por pastoreo son mínimas o no evidentes; casi todas las plantas crecen naturalmente.				70-90% de la superficie de la ribera está cubierta por vegetación nativa, pero una clase de plantas no está bien representada; alteración evidente pero que no afecta el potencial crecimiento de las plantas; más de la mitad de las potenciales plantas rastreras permanece en pie.				50-70% de la superficie de ribera cubierta por vegetación; alteración evidente; parches de suelo desnudo o vegetación común; menos de la mitad de las potenciales plantas rastreras conservan su altura.				<50% de la superficie de ribera cubierta por vegetación; alteración de la vegetación de ribera muy alta; la vegetación ha sido removida a 5 cm o menos de la altura promedio de las plantas rastreras.			
Puntaje Mar. Der. ____	Mar. Derecha	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0				
Puntaje Mar. Izq. ____	Mar. Izquierda	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0				
10. Ancho de la zona riparia de vegetación	Ancho de la zona riparia > 18 m; actividades antrópicas no han impactado la zona.				Ancho de la zona riparia 12 - 18 m; actividades antrópicas han impactado la zona mínimamente.				Ancho de la zona riparia 6 - 12 m; actividades antrópicas han impactado mucho la zona.				Ancho de la zona riparia < 6 m; poca o ninguna zona riparia debido a actividades antrópicas.			
Puntaje Mar. Der. ____	Mar. Derecha	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0				
Puntaje Mar. Izq. ____	Mar. Izquierda	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0				
PUNTAJE TOTAL																

Adaptación de Barbour *et al.*, 1999

Bibliografía

- [1] AGÈNCIA CATALANA DE L'AIGUA. Protocolo HIDRI. Protocolo para la valoración de la calidad hidromorfológica de los ríos. *Agència Catalana de l'Aigua*. 2006. 62 p.
- [2] ALDA, F.; PICQ, S.; LEÓN, L. F.; GONZÁLEZ, R.; WALTZ, H.; BERMINGHAM, E. y KRAHE, R. First record of *Gymnotus benni* (Albert, Crampton and Maldonado, 2003) in Panamá: Phylogenetic position and electric signal characterization. En: *Check List Journal*. 2013, vol. 9, no. 3, p. 655-659.
- [3] ALLAN, J. David y CASTILLO, María M. Stream Ecology. Structure and function of running waters. The Netherlands: Springer, 2007. ISBN 978-1-4020-5583-6 (e-book).
- [4] ALLERT, A. L.; DISTEFANO, R. J.; FAIRCHILD, J. F.; SCHMITT, C. J.; MCKEE, M. J.; GIRONDO, J. A.; BRUMBAUGH, W. G. y MAY, T. W. Effects of historical lead - zinc mining on riffle-dwelling benthic fish and crayfish in the Big River of southeastern Missouri, USA. En: *Ecotoxicology*. January, 2013. vol. 22, p. 506–521.
- [5] AMISAH, S. y COWX, I. G. (2000). Response of the fish populations of the River Don in South Yorkshire to water quality and habitat improvements. En: *Environmental Pollution*. May, 2000. vol 108, no 2, p.191-199.
- [6] ANGERMEIER, Paul L. y SCHLOSSER, Isaac. J. Species - area relationships for stream fishes. En: *Ecology*. October, 1989, vol. 70, no 5, p. 1450-1462.
- [7] BAIN, Mark B.; FINN, John T. y BOOKE, Henry E. A quantitative method for sampling riverine microhabitats by electrofishing. En: *North American Journal of Fisheries Management*. 1985, vol. 5, p. 489 - 493.
- [8] BAIN, Mark B.; FINN, John T. y BOOKE, Henry E. Streamflow regulation and fish community structure. En: *Ecology*. April, 1988, vol. 69, no. 2, p. 382-392.
- [9] BAIN, Mark B. y KNIGHT, Jeremy G. Classifying stream habitat using fish community analysis. En: *Ecohydraulics 2000, 2nd International Symposium on Habitat Hydraulics (2: June: Quebec, Canada)*. Proceedings. Leclerc M, Capra H, Valentin S, Boudreau A, Cote Z (Eds). *INRS-Eau*, 1996, p. 107–117.

-
- [10] BARBOUR, Michael T. y STRIBLING, James B. Use of habitat assessment in evaluating the biological integrity of stream communities. En: George Gibson (ed). Biological criteria: Research and regulation, proceedings of a symposium (December 12-13, 1990: Arlington, Virginia). Office of Water, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440-5-91-005. July, 1991, 174 p.
- [11] BARBOUR, Michael T. y GERRITSEN, Jeroen. Subsampling of benthic samples: A defense of the fixed-count. En: *Journal of the North American Benthological Society*. September, 1996, vol. 15, no. 3, p. 386-391.
- [12] BARBOUR, Michael T. y STRIBLING, James B. A technique for assessing stream habitat structure. En: Conference proceedings, Riparian ecosystems in the humid U.S.: Functions, values and management. (March 15-18, 1993: Atlanta, Georgia) National Association of Conservation Districts, Washington, D.C. 1994, p. 156 - 178.
- [13] BARBOUR, Michael T.; GERRITSEN, Jeroen; SNYDER, Blaine. D. y STRIBLING, James B. Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish. 2nd Edition. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water. Washington, D.C. 1999, 337 p.
- [14] BINNS, N. Allen y EISERMAN, Fred M. Quantification of fluvial trout habitat in Wyoming. En: *Transactions of the American Fisheries Society*. May, 1979, vol. 108, no. 3, p.215-228.
- [15] CAMERO, Fernando; EGEA, Francisco; GOMARIZ, Francisco J. y MENA, Cristina. Características de la cuenca del Segura. En: MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE Y MEDIO RURAL MARINO y CONFEDERACIÓN HIDROGRÁFICA DEL SEGURA. Restauración de riberas. Manual para la restauración de riberas en la cuenca del río Segura. San Vicente de Raspeig, Alicante, Confederación Hidrográfica del Segura, 2008. 69 p.
- [16] CANO, William y POSADA, Lilian. Lotic metabolism alteration of Piedras Balncas Creek (Colombia) due to flow abstractions. En: *Enviro Flows 2002 4th Ecohydraulics*. 2002, p. 16.
- [17] CASTRO, Lina Mabel y CARVAJAL, Yesid. Metodologías para determinar el caudal ambiental. En: CANTERA, Jaime Ricardo; CARVAJAL, Yesid y CASTRO, Lina Mabel (comps). Caudal ambiental. Conceptos, experiencias y desafíos. Cali: Programa Editorial Universidad del Valle, 2009, 328 p.
- [18] CC - AMDA. Consejo Comunitario de la Comunidad Negra de la Parte Alta y Media de la Cuenca del Río Dagua. Caracterización física, biológica, socioeconómica y cultural de la cuenca alta del río Dagua. Tomo III. Componente Biótico. Flora, Aves, Mamíferos, Reptiles y Anfibios. Buenaventura, 2012, 231 p.

- [19] CHACÓN, Eduardo y LOBO, Jorge Arturo. Efectos potenciales de la exploración y explotación de oro en el río Rincón, Península de Osa. SETENA, Expediente 580-2009-SETENA. 2009, 19 p.
- [20] CHE. CONFEDERACIÓN HIDROGRÁFICA DEL EBRO. Metodología para el establecimiento del estado ecológico según la directiva marco del agua. Ministerio de Medio Ambiente. Protocolos de muestreo y análisis para ictiofauna. 2007, 235 p.
- [21] CHEN, Qiuwen; YANG, Qingrui y LIN, Yuqing. Development and application of a hybrid model to analyze spatial distribution of macroinvertebrates under flow regulation in the Lijiang River. En: *Ecological Informatics*. August, 2011, vol. 6, p. 407- 413.
- [22] CHOVANEC, A.; JÄGER, P.; JUNGWIRTH, M.; KOLLER-KREIMEL, V.; MOOG, O.; MUHAR, S. y SCHMUTZ, St. The Austrian way of assessing the ecological integrity of running waters:a contribution to the EUWater Framework Directive. En: *Hydrobiologia*. 2000, vol. 422/423, p. 445 - 452.
- [23] CLARKE, K. R. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. En: *Australian Journal Ecology*. March, 1993, vol. 18, p. 117-143.
- [24] CLARKE, K. R. y WARWICK, R. M. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. 2nd edition. PRIMER – E: Plymouth. 2001, 176 p.
- [25] CLARKE, K. R. y GORLEY, R. N. PRIMER v6: User manual/Tutorial. PRIMER-E. Plymouth Marine Laboratory, U. K. 2006, 190 p.
- [26] CONNELL, Joseph. H. Diversity in tropical rainforest and coral reefs. En: *Science*. March, 1978, vol. 199, no. 4435, p. 1302-1310.
- [27] CORPORACIÓN AUTÓNOMA REGIONAL DEL VALLE DEL CAUCA. Identificación de Áreas Prioritarias para la Conservación de Cinco Ecorregiones en América Latina. GEF/1010-00- 14. Ecorregión Chocó - Darién. Panamá – Colombia – Ecuador. Enero, 2003, 188 p.
- [28] CORPORACIÓN AUTÓNOMA REGIONAL DEL VALLE DEL CAUCA. Problemática minería no planificada - Caso Río Dagua y Anchicayá. 2010.
- [29] CORPORACIÓN AUTÓNOMA REGIONAL DEL VALLE DEL CAUCA. Minería, riesgos y oportunidades para la infraestructura regional. 2012.
- [30] CORPORACIÓN AUTÓNOMA REGIONAL DEL VALLE DEL CAUCA. Grupo de Sistemas de Información Ambiental. Dirección Técnica Ambiental. Resumen mensual multianual estación Escalerete. 2013.
- [31] CORPORACIÓN AUTÓNOMA REGIONAL DEL VALLE DEL CAUCA y FUNDACOFAN - FUNDACIÓN COLOMBIANA PARA LA FARMACIA

- NATURAL. Plan de Ordenación Forestal Sostenible de la Cuenca Hidrográfica del Río Cajambre - Buenaventura, Valle del Cauca (Colombia). Buenaventura. 2008.
- [32] DEFENSORÍA DEL PUEBLO. Minería de hecho en Colombia. Bogotá: Imprenta Nacional de Colombia. 2010, 285 p.
- [33] DIEZ, Juan Manuel. Análisis comparativo de los métodos actuales de simulación hidráulica en PHABSIM – IFIM y su influencia en la evaluación del hábitat fluvial. Tesis doctoral. Valladolid: Universidad de Valladolid. Escuela Técnica Superior de Ingenierías Agrarias, 2006, 653 p.
- [34] DIEZ, Juan Manuel y RUÍZ, Darío Hernán. Determinación de caudales ambientales confiables en Colombia: el ejemplo del río Palacé (Cauca). En: *Gestión y Ambiente*, 2007, vol. 10, no. 1, p. 153-166.
- [35] EISNER, A.; YOUNG, C.; SCHNEIDER, M. y KOPECKI, I. MesoCASiMiR: New mapping method and comparison with other current approaches. COST 626 European Aquatic Modelling Network. En: *Proceedings from the final meeting in Silkeborg, Denmark*. May, 2005, p. 65-95.
- [36] EUROPEAN COMMISSION. Establishing a framework for community action in the field of water policy. Luxembourg: European Commission, PE - CONS 3639/1/. October, 2000, 152 p.
- [37] ESRI. Environmental Systems Research Institute. ArcGIS Desktop: Release 10.1. Redlands, CA. 2012.
- [38] FERREIRA, Cristiane de P. y CASATTI, Lilian. Influência da estrutura do hábitat sobre a ictiofauna de um riacho em uma micro-bacia de pastagem, Sao Paulo, Brasil. En: *Revista Brasileira de Zoologia*, 2006, vol. 23, no. 3, p. 642-651.
- [39] FERREIRA, Carla; MORAES, Maíra; RESENDE, Luisa; PEREIRA, Rafael; PELEGRINI, Érica y MAZZONI, Rosana. Mesohabitat indicator species in a coastal stream of the Atlantic rainforest, Rio de Janeiro - Brazil. En: *Rev. Biol. Trop.* June, 2010, vol. 58, no. 4, p. 1479-1487.
- [40] FISHER, Jason; PAUKERT, Craig y DANIELS, Melinda. Fish Community Response to Habitat Alteration: Impacts of Sand Dredging in the Kansas River. *Transactions of the American Fisheries Society*. October, 2012, vol. 141, no. 6, p. 1532-1544.
- [41] FRANCO, A. M. y BRAVO, G. Áreas Importantes para la Conservación de las Aves en Colombia. En: BirdLife International, & Conservation International, Áreas Importantes para la Conservación de las Aves en los Andes Tropicales: sitios prioritarios para la conservación de la biodiversidad. (p. 233 - 234). Quito, Ecuador: BirdLife International (Serie de Conservación de BirdLife No. 14). 2005.

- [42] FUKUDA, Shinji; DE BAETS, Bernard; WAEGEMAN, Willem; VERWAEREN, Jan y MOUTON, Ans M. Habitat prediction and knowledge extraction for spawning European grayling (*Thymallus thymallus* L.) using a broad range of species distribution models. En: *Environmental Modelling & Software*. June, 2013, vol.47, p. 1 - 6.
- [43] GARCÍA DE JALÓN, Diego y GORTÁZAR, Javier. Evaluation of instream habitat enhancement options using fish habitat simulations: case-studies in the river Pas (Spain). En: *Aquatic Ecology*. 2007, vol. 41, p. 461- 474.
- [44] GREGORY, Stan V.; BOYER, Kathryn L. y GURNELL, Angela M. The ecology and management of wood in world rivers. En: *American Fisheries Society* (37: 23 – 27 october, 2000: Bethesda, Maryland). American Fisheries Society, 2003, 16 p.
- [45] HARRIS, Michael A. Biological Data Collection. En: R. Holmes, P. Terrio, M. Harris, y P. Mills, *Field Methods for Hydrologic and Environmental Studies*. Urbana, Illinois. 1999, p. 136 – 160.
- [46] HAWKINS, Charles P.; KERSHNER, Jeffrey L.; BISSON, Peter A.; BRYANT, Mason D.; DECKER, Lynn M.; GREGORY, Stanley V.; MCCULLOUGH, Dale A.; OVERTON, C. K.; REEVES, Gordon H.; STEEDMAN, Robert J. y YOUNG, Michael K. A hierarchical approach to classifying stream habitat features. En: *Fisheries*, 1993, vol. 18, no. 6, p. 3-12.
- [47] HOLDRIDGE, R. L. Determination of world plant formations from simple climatic data. En: *Science*. 1947, vol. 105, no. 27, p. 367-368.
- [48] HORSÁK, M.; BOJKOVÁ, J.; ZAHŘÁDKOVÁ, S.; OMESOVÁ, M. y HELEŠIC, J. Impact of reservoirs and channelization on lowland river macroinvertebrates: A case study from Central Europe. En: *Limnologica*, 2009, vol. 39, p. 140 - 151.
- [49] HOSMER, David W. y LEMESHOW, Stanley. Applied logistic regression. 2nd edition. Wiley. United States, NY. 2000, 397 p.
- [50] HUANG, Wei y MYNNET, Arthur.. Effects of changes in Lugu Lake water quality on Schizothorax Yunnansis ecological habitat based on HABITAT model. En: *Security Technology, Disaster Recovery and Business Continuity*, 2010, vol. 122, p. 259–268.
- [51] HUDSON, Henry R.; BYROM, Andrea E.; CHADDERTON, W. Lindsay. A critique of IFIM - instream habitat simulation in the New Zealand context. En: *Science for Conservation*. October, 2003. vol. 231. 69 p.
- [52] HUTCHINSON, G. Evelyn. Concluding remarks. En: *Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology*, 1957, vol. 22, no. 2, p. 415–427.
- [53] IBM. International Business Machines. SPSS Statistics. Release 20. 2011.

-
- [54] JAMES, C. S. y THOMS, M. The natural flow paradigm revisited. En: *Sixth International Symposium on Ecohydraulics*. (6: 18 – 23 february, 2007: New Zealand). 2007.
- [55] KARR, James R. y DUDLEY, David. Ecological perspectives on water quality goals. En: *Environmental Management*. 1981, vol. 5, p. 55-68.
- [56] KARR, James R.; FAUSCH, Kurt D.; ARGERMEIER, Paul L.; YANT, Philip R. y SCHLOSSER, Isaac J. Assessing Biological Integrity in Running Waters: A method and its rationale. En: *Illinois Natural History*. Special Publication 5. September, 1986, 30 p.
- [57] KARR, James R. Biological Integrity: A Long – Neglected Aspect of Water Resource Management. En: *Ecological Applications*. February, 1991, vol. 1, no. 1, p. 66 – 84.
- [58] KAUFMAN, Leonard y ROUSSEEUW, Peter J. Finding Groups in Data: An Introduction to Cluster Analysis. John Wiley & Sons, Inc. New Jersey. 1990, 355 p.
- [59] KEMP, Joanna L.; HARPER, David M. y CROSA, Giuseppe. Use of “functional habitats” to link ecology with morphology and hydrology in river rehabilitation. En: *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystem*, 1999, vol. 9, p. 159-178.
- [60] KONDOLF, G. Mathias. Hungry water: Effects of dams and gravel mining on river channels. En: *Environmental Management*. 1997, vol. 21, no. 4, p. 533-551.
- [61] LANDAETA, Cruz J. Potenciales impactos ambientales generados por el dragado y la descarga del material dragado. Caracas, Venezuela: Instituto Nacional de Canalizaciones. Dirección de proyectos e investigación. 2001, 11 p.
- [62] LASSO - ALCALÁ, Carlos A. y MORALES - BETANCOURT, Mónica A. Catálogo de los recursos pesqueros continentales de Colombia: memoria técnica y explicativa, resumen ejecutivo. Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial; Instituto Alexander von Humboldt. Serie recursos hidrobiológicos y pesqueros continentales de Colombia. 2011, 118 p.
- [63] LEE, Joo Heon; KIL, Jun Teak y JEONG, Sangman. Evaluation of physical fish habitat quality enhancement designs in urban streams using a 2D hydrodynamic model. En: *Ecological Engineering*, 2010, vol. 36, p. 1251–1259.
- [64] LOBB, M. Delbert y ORTH, Donald J. Habitat use by an assemblage of fish in a large warm water stream. En: *American Fisheries Society*, 1991, vol. 120, p. 65-78.
- [65] LOPES, Luis Filipe Gomes; DO CARMO, José S. Antunes; CORTES, Rui Manuel Vitor y OLIVEIRA, Daniel. Hydrodynamics and water quality modelling in a regulated river segment: application on the instream flow definition. En: *Ecological Modelling*, 2004, vol. 173, p. 197–218.
- [66] MAGURRAN, Anne E. Measuring biological diversity. Blackwell Science, 2004, 256 p.

- [67] MALDONADO - OCAMPO, J. A. *Gymnotus benni*. p. 121. En: MOJICA, J. I.; USMA, J. S.; ÁLVAREZ-LEÓN, R. y LASSO, C. A. Libro rojo de peces dulceacuícolas de Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Instituto de Ciencias Naturales de la Universidad Nacional de Colombia, WWF Colombia y Universidad de Manizales. 2012. Bogotá, 2012, 319 p.
- [68] MALDONADO - CAMPO, J. A.; USMA, J. S.; VILLA-NAVARRO, F. A.; ORTEGA - LARA, A.; PRADA -PEDREROS, S.; JIMÉNEZ, L. F.; JARAMILLO-VILLA, U.; ARANGO, A.; RIVAS, T. S. y SÁNCHEZ - GARCÉS, G. C. Peces dulceacuícolas del Chocó Biogeográfico de Colombia. WWF Colombia, Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Universidad del Tolima, Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca, Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá: WWF, 2012. 400 p.
- [69] MALDONADO - OCAMPO, J. A.; ORTEGA - LARA, A.; USMA, J. S.; GALVIS, G.; VILLA, F. A.; VÁSQUEZ, L.; PRADA, S. y ARDILA, C. Peces de los Andes de Colombia: guía de campo. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. ISBN: 958-8151-50-3. 2005, 436 p.
- [70] MEBANE, C. Testing bioassessment metrics: macroinvertebrate, sculpin, and salmonid responses to stream habitat, sediment, and metals. En: *Environmental Monitoring and Assessment*. 1999, vol. 67, p. 293–322.
- [71] MELTON, Bruce. In-stream gravel mining impacts and environmental degradation feedback associated with gravel mining on the Rio Tigre of the OSA Peninsula, Costa Rica, and the proposed ADI Jimenez Gravel Mining Concession. Austin, Texas: Melton Engineering Services Austin. 2009.
- [72] MÉRONA, Bernard de., VIGOUROUX, Régis. y HOREAU, Véronique. Changes in food resources and their utilization by fish assemblages in a large tropical reservoir in South America (Petit-Saut Dam, French Guiana). En: *Acta Oecologica*. 2003, 24, 147-156.
- [73] MESA, D. J. Propuesta de seguimiento hidrobiológico del Régimen de Caudales Ecológico para el río Teusacá con base en el análisis del modelo PHABSIM y la metodología IFIM que permitan su conservación. Eleventh Latin American and Caribbean Conference for Engineering and Technology. Innovation in Engineering, Technology and Education for Competitiveness and Prosperity. (11: 14 – 16, agosto, 2013: Cancun, Mexico). 2013, 10 p.
- [74] MILNER, N. J., HEMSWORTH, R. J. y JONES, B. E. Habitat evaluation as a fisheries management tool. En: *Journal of Fish Biology*, 1985, vol. 27, p. 85-108.
- [75] MOCQ, J.; ST-HILAIRE, A. y CUNJAK, R. A. Assessment of Atlantic salmon (*Salmo salar*) habitat quality and its uncertainty using a multiple-expert fuzzy model applied to the Romaine River (Canada). En: *Ecological Modelling*, June, 2013, vol. 265, p. 14 – 25.

-
- [76] MOJICA, J. I.; CASTELLANOS, C.; USMA, J. S. y ÁLVAREZ, R. (Eds). Libro rojo de peces dulceacuícolas de Colombia. La serie Libros Rojos de Especies Amenazadas de Colombia. Ministerio del Medio Ambiente. Bogotá, Colombia. 2002, 269 p.
- [77] MOJICA, J. I.; USMA, J. S.; ÁLVAREZ - LEÓN, R. y LASSO, C. A. Libro rojo de peces dulceacuícolas de Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Instituto de Ciencias Naturales de la Universidad Nacional de Colombia, WWF Colombia y Universidad de Manizales. Bogotá, Colombia. 2012, 319 p.
- [78] MOL, Jan H. y OUBOTER, Paul E. Downstream effects of erosion from small - scale gold mining on the instream habitat and fish community of a small neotropical rainforest stream. En: *Conservation Biology*. February, 2004, vol. 18, p. 201-214.
- [79] MUHLFELD, C.C.; JONES, L.; KOTTER, D.; MILLER, W. J.; GEISE, D.; TOHTZ, J. y MAROTZ, B. Assessing the impacts of river regulation on native bull trout (*Salvelinus confluentus*) and westslope cutthroat trout (*Oncorhynchus clarkii lewisi*) habitats in the upper flathead river, Montana, USA. En: *River Research and Applications*, 2012, vol. 28, p. 940–959.
- [80] NAVA, Alejandra y CORTÉS, Darío. Hidráulica de ríos. Morfología, técnicas de medición y muestreo en ríos. Tesis doctoral. Instituto Politécnico Nacional, Escuela Superior de Ingeniería y Arquitectura, Ingeniería Civil. 2009, 78 p.
- [81] NAKAMURA, K.; LASSO, C. A.; VISPO, C. y ORTAZ, M. Observaciones subacuáticas: una herramienta efectiva para la obtención de datos ecológicos y etológicos en comunidades ícticas continentales. En: Memoria de la Fundación la Salle de Ciencias Naturales, 2002, vol. 157, p. 83-110.
- [82] NATURAL RESOURCES CONSERVATION SERVICE. Stream visual assessment protocol, Technical Note 99-1. Washington, D.C.: Natural Resources Conservation Service. 1998.
- [83] NATURAL RESOURCES CONSERVATION SERVICE. Stream Visual Assessment. Washington, D.C.: Natural Resources Conservation Service. 2009.
- [84] OGENDI, George M.; HANNIGAN, Robyn E. y FARRIS, Jerry L. Macroinvertebrate assemblages in shale-draining streams of North-Central Arkansas, USA. En: *The Open Environmental & Biological Monitoring Journal*, May, 2008, vol. 1, p. 33-42.
- [85] OLLERO, A. y ROMERO, R. Las alteraciones geomorfológicas de los ríos. Estrategia Nacional de Restauración de Ríos. 2007.
- [86] ORTEGA - LARA, A.; SÁNCHEZ - GARCÉS, G. C.; ACERO, A. y LASSO, C. A. Catálogo de especies. Capítulo 7. p. 634 - 635. En: LASSO, C. A., AGUDELO CÓRDOBA, E.; JIMÉNEZ - SEGURA, L. F.; RAMÍREZ - GIL, H.; MORALES -

- BETANCOURT, M. A.; AJIACO - MARTÍNEZ, R. E.; GUTIÉRREZ, F. de Paula; USMA OVIEDO, J. S.; MUÑOZ TORRES, S. E. y SANABRIA OCHOA, A. I. (Eds). 2011. I. Catálogo de los recursos pesqueros continentales de Colombia. Serie Editorial Recursos Hidrobiológicos y Pesqueros Continentales de Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAvH). Bogotá D.C., Colombia. 2011, 363 p.
- [87] ORTEGA - LARA, A. y SÁNCHEZ - GARCÉS, G. C. Pp. 619 - 620. En: LASSO, C. A., AGUDELO CÓRDOBA, E.; JIMÉNEZ - SEGURA, L. F.; RAMÍREZ - GIL, H.; MORALES - BETANCOURT, M. A.; AJIACO - MARTÍNEZ, R. E.; GUTIÉRREZ, F. de Paula; USMA OVIEDO, J. S.; MUÑOZ TORRES, S. E. y SANABRIA OCHOA, A. I. (Eds). 2011. I. Catálogo de los recursos pesqueros continentales de Colombia. Serie Editorial Recursos Hidrobiológicos y Pesqueros Continentales de Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAvH). Bogotá D.C., Colombia. 2011, 363 p.
- [88] PARASIEWICZ, Piotr. MesoHABSIM: A concept for application of instream flow models in river restoration planning. En: *Fisheries*, 2001, vol. 26, no. 9, p. 6-13.
- [89] PARASIEWICZ, Piotr. Upscaling: Integrating Habitat Model into River Management. En: *Canadian Water Resources Journal*, 2003, vol. 28, no. 2, p. 1-17.
- [90] PARASIEWICZ, Piotr; EHMANN, Sarah Beth y CORP, Piper. Fish habitat assessment on Stony Clove Creek, NY using MesoHABSIM. En: *Report for New York City Department of Environmental Protection, Green County Soil and Water Conservation District and New York State Water Resources Institute*. Cornell University, Ithaca, NY. July, 2003, 410 p.
- [91] PARASIEWICZ, Piotr. The MesoHABSIM model revisited. En: *River Research and Applications*. June, 2007, vol. 23, no. 8, p. 893-903.
- [92] PARASIEWICZ, P. y DUNBAR, M. J. Physical habitat modelling for fish - a developing approach. En: *Archiv fur Hydrobiologie Supplement*. February, 2001, vol. 135 no. 2-4, p. 239-268.
- [93] PARASIEWICZ, Piotr.; GORTÁZAR, Javier; MATEO, Maricruz y GARCÍA DE JALÓN, Diego. MesoHABSIM: Una herramienta eficaz para la gestión de ríos y cuencas fluviales. En: *Tecnología del Agua. Artículos técnicos*. Junio, 2009, p. 20 -16.
- [94] PARASIEWICZ, Piotr; CASTELLI, Elena; ROGERS, Joseph N. y PLUNKETT, Ethan. Multiplex modeling of physical habitat for endangered freshwater mussels. En: *Ecological Modelling*, January, 2012, vol. 28, p. 66-75.
- [95] PAREDES-ARQUIOLA, J.; MARTÍNEZ-CAPEL, F.; SOLERA, A. y AGUILELLA, V. Implementing environmental flows in complex water resources systems - case study: The Duero river basin, Spain. En: *River Research and applications*. doi: 10.1002/rra.1617. November, 2011, 18 p.

- [96] PARRA, E. A. Modelamiento y manejo de las interacciones entre la hidrología, la ecología y la economía en una cuenca hidrográfica para la estimación de caudales ambientales. Tesis de Maestría en Ingeniería – Recursos Hidráulicos. Medellín: Universidad Nacional de Colombia. Facultad de Minas. 2012, 127 p.
- [97] PENCZAC, Tadeusz. Fish assemblages composition in a natural, then regulated, stream: a quantitative long-term study. En: *Ecological Modelling*. April, 2011, vol. 222, p. 2103-2118.
- [98] PÉREZ MUNGUÍA, Ricardo; PINEDA LÓPEZ, Raúl y MEDINA NAVA, Martina. Integridad biótica de ambientes acuáticos. En: O. Sánchez, M. Herzig, y E. Peters, Perspectivas sobre conservación de ecosistemas acuáticos en México. México: Instituto Nacional de Ecología. 2007, p. 71-111.
- [99] PINTER, N.; MILLER, K.; WLOSINSKI, J. H. y VAN DER PLOEG, R. Recurrent shoaling and channel dredging, Middle and Upper Mississippi River, USA. En: *Journal of Hydrology*. 2004, vol. 290, p. 275 - 296.
- [100] PLAFKIN, James L.; BARBOUR, Michael T.; PORTER, Kimberly D.; GROSS, Sharon K. y HUGHES, Robert M. Rapid bioassessment protocols for use in streams and rivers: Benthic macroinvertebrates and fish. En: *U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water Regulations and Standards*, Washington, D.C. EPA 444/4-89-001. May, 1989, 179 p.
- [101] POFF, N. LeRoy; ALLAN, J. David; BAIN, Mark B.; KARR, James R.; PRESTEGAARD, Karen L.; RICHTER, Brian D.; SPARKS, Richard E. y STROMBERG, Julie C. The natural flow regime. En: *Bioscience*. December, 1997, vol. 47, no. 11, p. 769–784.
- [102] QUINN, Jeffrey W. y KWAK, Thomas J. Fish assemblage changes in an Ozark river after impoundment: a long-term perspective. En: *Transactions of the American Fisheries Society*, 2003, vol. 132, p. 110–119.
- [103] QUIRÓS, R.; BECHARA, J. A. y DE RESENDE, E. K. Fish diversity and ecology, habitats and fisheries for the un-dammed riverine axis Paraguay-Parana-Río de la Plata (Southern South America). En: *Aquatic Ecosystem Health & Management*. June, 2007, vol. 10, no. 2, p. 187-200.
- [104] R Core Team. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. 2012. URL <http://www.R-project.org/>.
- [105] RIBEIRO, Thiago Cotta y VILLALOBOS, Gerardo Umaña. Distribution of *Agonostomus monticola* and *Brycon behreae* in the Río Grande de Térraba, Costa Rica and relations with waterflow. En: *Neotropical Ichthyology*, 2010, vol. 8, no. 4, p. 841-849.

- [106] RAYNE, S.; HENDERSON, G.; GILL, P. y FOREST, K. Riparian forest harvesting effects on maximum water temperatures in wetland - sourced headwater streams from the Nicola River watershed, British Columbia, Canada. En: *Water Resources Management*. 2008, vol. 22, no. 5, p. 565 - 578.
- [107] ROMÁN - VALENCIA, César. Tres nuevas especies de *Bryconamericus* (Ostariophysi: Characidae) de Colombia y diagnóstico del género. En: *Revista de Biología Tropical*. Junio, 2000, vol. 48, no. 2-3.
- [108] SABATER, Sergi y ELOSEGI, Arturo. Conceptos y técnicas en ecología fluvial. Fundación BBVA. 2009, 445 p. ISBN: 978-84-96515-87-1
- [109] SÁNCHEZ-GARCÉS, G. C.; ORTEGA-LARA, A. y VALENCIA, O. Caracterización de la ictiofauna en la cuenca baja de los ríos San Cipriano y Escalerete, Pacífico Vallecucano. Universidad Autónoma de Occidente - Fundación para la Investigación y el Desarrollo Sostenible Funindes - Fundación San Cipriano. 2006, 119 p.
- [110] SÁNCHEZ - GARCÉS, G. C. y ORTEGA - LARA, A. *Astyanax daguae*. p. 201. En: Mojica, J. I.; Usma, J. S.; Álvarez - León, R. y Lasso, C. A. Libro rojo de peces dulceacuícolas de Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Instituto de Ciencias Naturales de la Universidad Nacional de Colombia, WWF Colombia y Universidad de Manizales. Bogotá. 2012, 319 p.
- [111] SILVA, A. Efectos de la temperatura en Gymnotiformes de la zona templada. Tesis de Doctorado. Programa de Desarrollo de las Ciencias Básicas. PEDECIBA. Área de Biología - Subárea Neurociencias. Montevideo. 2002, 79 p.
- [112] SMITH, Robert Leo y SMITH, Thomas M. Elements of ecology. 4th edition. Adison Wesley. 2000, 567p.
- [113] SPENCE, Rachel y HICKLEY, Phil. The use of PHABSIM in the management of water resources and fisheries in England and Wales. En: *Ecological Engineering*. March, 2000, vol. 16, p. 153–158.
- [114] STALNAKER, Clair; LAMB, Berton L.; KENRIKSEN, Jim; BOOVE, Ken y BARTHLOW, John. The Instream Flow Incremental Methodology. A Primer for IFIM. En: *Biological Report 29, National Biological Service*. March, 1995, 49 p.
- [115] THARME, R. E. A global perspective on environmental flow assessment: emerging trends in the development and application of environmental flow methodologies for rivers. En: *River Research and Applications*. September, 2003, vol. 19, p. 397 - 441.
- [116] VEZZA, Paolo. Regional Meso - scale Habitat Models for Environmental Flows Assessment. Ph. D. Dissertation. Turin: Polytechnic University of Turin. Ph. D. in Hydraulic Engineering. 2010, 92 p.

- [117] VEZZA, P.; PARASIEWICZ, P.; ROSSO, M. y COMOGLIO, C. Defining minimum environmental flows at regional scale: application of mesoscale habitat models and catchments classification. En: *River Research and applications*. June, 2011, 14 p. doi: 10.1002/rra.1571
- [118] VELASCO, Josefa; RÍOS, Segundo; VÍVES, Rubén; LLORENTE, Natalia; SÁNCHEZ, David; ABELLÁN, Pedro y MARTÍNEZ, Vanessa. Las riberas: donde el agua y la tierra se encuentran en el paisaje. En: CONFEDERACIÓN HIDROGRÁFICA DEL SEGURA y MINISTERIO DEL MEDIO AMBIENTE Y MEDIO RURAL Y MARINO. Restauración de Riberas. Manual para la restauración de riberas en la cuenca del río Segura. San Vicente de Raspeig, Alicante: Confederación Hidrográfica del Segura, 2008, 230 p.
- [119] VILLARREAL, H.; ÁLVAREZ, M.; CÓRDOBA, S.; ESCOBAR, F.; FAGUA, G.; GAST, F.; MENDOZA, H.; OSPINA, M. y UMAÑA, A. M. Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de biodiversidad. Programa de Inventarios de Biodiversidad. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, 2004, 236 p.
- [120] VYAS, Vipin; KUMAR, Ankit y PARASHAR, Vivek. Physical habitat assessment of river Denwa using GIS techniques. En: *Journal of the Indian Society of Remote Sensing*. March, 2013, vol. 41, no. 1, p. 127–139.