

**EFFECTO DE LA EXTRACCIÓN DE CAUDAL SOBRE LA COMUNIDAD
DE PECES A LO LARGO DEL CICLO HÍDRICO EN QUEBRADAS DE
TAURAMENA (CASANARE, COLOMBIA).**

CLARA ISABEL MOLINA GARZÓN

TRABAJO DE GRADO

Presentado como requisito parcial

Para optar al título de

BIÓLOGA



PONTIFICIA UNIVERSIDAD JAVERIANA

FACULTAD DE CIENCIAS

CARRERA DE BIOLOGÍA

Bogotá, D.C.

2014

**EFFECTO DE LA EXTRACCIÓN DE CAUDAL SOBRE LA COMUNIDAD DE PECES A
LO LARGO DEL CICLO HÍDRICO EN QUEBRADAS DE TAURAMENA (CASANARE,
COLOMBIA).**

CLARA ISABEL MOLINA GARZÓN

APROBADO

Ingrid Shuller, *Ph.D.*

Decana Académica

Andrea P. Forero Ruiz, Bióloga

Directora Carrera de Biología

NOTA DE ADVERTENCIA

“La universidad no se hace responsable por los conceptos emitidos por sus alumnos en sus trabajos de tesis. Solo velara por qué no se publique nada contrario al dogma y a la moral católica y porque las tesis no contengan ataques personales contra persona alguna, antes bien se vea en ellas el anhelo de buscar la verdad y la justicia”.

Artículo 23 de la resolución N° 13 De Julio de 1946.

*Al gran amor de mi vida y
mi príncipe azul Juan Alejandro...*

*A mis padres y hermano,
por su infinito amor, paciencia y apoyo...*

*A la luz de mi alma....
por el amor que nos unió.*

"Nuestra recompensa se encuentra en el esfuerzo y no en el resultado. Un esfuerzo total es una victoria completa". Gandhi.

AGRADECIMIENTOS

A Dios, a la Virgen y a San Miguel Arcángel por darme la fortaleza y permitirme cumplir con esta meta en mi vida.

A mí amada familia que siempre estuvo conmigo, a mis padres Clara Inés Garzón y José Ignacio Molina, a mi hermano David Molina, por todo su apoyo, preocupación y acompañamiento durante todo este proceso.

A mi director de tesis Saúl Prada Pedreros, por sus enseñanzas, por su tiempo y dedicación en la revisión y en aclarar todas mis dudas, por su colaboración y lecciones en campo, por sus consejos y por su ayuda y preocupación en los momentos difíciles, pero sobre todo por la oportunidad brindada de trabajar y hacer parte del Laboratorio de Ictiología de la Pontificia Universidad Javeriana.

A la profesora Ángela Zapata por su ayuda con la elaboración y aclaración de dudas en la parte estadística y a mi directora de carrera Andrea Forero por su infinita ayuda en la solución de todos los inconvenientes presentados durante la elaboración de mi trabajo de grado.

A mis compañeros de laboratorio Alexander Urbano Bonilla por todas sus enseñanzas en campo y toda su ayuda incondicional en el laboratorio, a Lina Ortiz y Edgar Herrera por sus comentarios y colaboración.

A mi novio Edilberto Forero por impulsarme en cada momento con su voz de apoyo y aliento para culminar con este trabajo y a mi hijo Juan Alejandro por su hermosa compañía en todos los instantes en que fue escrita cada palabra de este documento.

A mi amiga Mónica Peñuela, por su eterna angustia y preocupación, compañía, consejo y toda la ayuda brindada en la solución de dudas y demás. A mis amigas Heidi Jiménez y Viviana Barreto por estar siempre pendientes.

Finalmente, expreso mi agradecimiento a la Pontificia Universidad Javeriana y a Ecopetrol por el apoyo económico recibido para la realización en la fase de campo de este trabajo.

TABLA DE CONTENIDO

RESUMEN.....	7
1. INTRODUCCIÓN.....	8
2. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA.....	10
2.1 Problema científico	10
2.2 Justificación.....	11
3. PREGUNTA DE INVESTIGACIÓN	12
4. HIPÓTESIS	12
4.1 Predicciones	12
5. MARCO TEÓRICO.....	12
5.1 Composición y estructura de comunidades	12
5.2 Diversidad de especies	13
5.2.1 Diversidad alfa	13
5.2.2 Diversidad beta.....	15
5.3 Estrategias de vida.....	16
5.4 Ciclo Hídrico.....	17
5.5 Antecedentes de los efectos de la extracción de caudal sobre los ecosistemas acuáticos y la comunidad de peces.	19
6. OBJETIVOS.....	20
6.1 General	20
6.2 Específicos	20
7. METODOLOGÍA	20
7.1 Área de estudio.....	20
7.2 Diseño Experimental	24
7.3 Fase de Campo	25
7.4 Fase de Laboratorio.....	26
7.5 Fase de Análisis de la información	26
8. RESULTADOS	27
8.1 Caudal a lo largo del ciclo en las tres quebradas.....	27
8.2 Composición de la comunidad íctica para cada quebrada.....	29
8.3 Estructura de la comunidad íctica	37

9. DISCUSIÓN.....	44
9.1 Comportamiento del caudal a lo largo del ciclo hídrico en las tres quebradas.	44
9.2 Análisis de la composición de la comunidad íctica.....	46
9.3 Análisis de la estructura de la comunidad íctica.	49
9.4 Relación de la composición y estructura de la comunidad íctica a lo largo del ciclo hídrico con la extracción de caudal.	51
10. CONCLUSIONES.....	52
11. BIBLIOGRAFIA.....	53

RESUMEN

Objetivo. Evaluar el efecto de la extracción de caudal sobre la composición y estructura de la comunidad de peces a lo largo del ciclo hídrico en tres quebradas de Tauramena (Casanare, Colombia). **Materiales y métodos.** En el muestreo de peces se utilizó atarraya, careta de buceo, copo, nasa y redes de arrastre entre julio de 2012 y marzo de 2013. La composición y la estructura fueron analizadas por sitio de referencia y sitio alterado de cada quebrada y por período hídrico. Para la medida del caudal se midió el ancho del canal, velocidad de la corriente y profundidad. Para analizar la similitud entre la composición de especies, los sitios de colecta y los períodos hídricos se utilizó un análisis de similitud de Bray-Curtis y el método de ordenación NMDS. Para describir la estructura, se estimó la diversidad alfa y beta de la comunidad de peces por medio de índices ecológicos riqueza específica, índice de diversidad de Shannon & Weaver, índice de equidad de Pielou e índice de dominancia de Simpson. **Resultados.** Sólo en Tauramenera se observó que el caudal del sitio de referencia siempre fue mayor respecto al caudal del sitio alterado a lo largo del ciclo hídrico. En Cajuchera en el período de transición el caudal fue mayor en el sitio alterado respecto al sitio de referencia. La quebrada en la que se evidencia una mayor pérdida de caudal debido a la extracción es la quebrada Tauramenera, perdiéndose entre un 65% y 87% de agua en los períodos que corresponden a menos lluvias (descenso de lluvias, seco e inicio de lluvias). Con el NMDS empleando el índice de Bray- Curtis se observó que las quebradas se separaron claramente y el stress que se obtuvo fue de 0,1332 lo que indica que la bondad de ajuste de los datos es aceptable. La diversidad fue mayor en el sitio de referencia respecto al sitio alterado en los períodos lluvioso, seco e inicio de lluvias en las tres quebradas. **Conclusiones.** Se evidencio que la influencia ejercida por la estacionalidad en las variaciones de la composición y estructura de la comunidad es más notoria que las diferencias causadas por la extracción de caudal. Las especies dominantes presentan mayor abundancia en algunos períodos en el sitio alterado respecto al de referencia.

Palabras Clave: Composición, estructura, diversidad, extracción de caudal, quebradas, peces.

1. INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas de agua dulce son esenciales para la sociedad humana y por lo tanto han sido muy alterados por diversas actividades antrópicas, como la contaminación, la construcción de presas, modificación del hábitat y la extracción de agua. Estas acciones pueden alterar la estructura y función ecológica de la biota acuática (Benejam *et al.* 2009).

Aunque los seres humanos explotan sólo el 10-15% de la corriente de escorrentía global, la extracción de agua, sobre todo para el riego, es muy intensiva en muchas regiones áridas o semiáridas, donde los manantiales se ven especialmente afectados por la extracción de agua ya que combinan un déficit de disponibilidad de agua superficial con altas densidades de población humana y el desarrollo de la agricultura (Benejam *et al.* 2009).

Las actividades humanas en las cuencas influyen sobre los ecosistemas de las quebradas o riachuelos que las drenan (Rothrock *et al.* 1998) principalmente porque rompen la estabilidad del ambiente acuático (Schlosser 1991). Estas cuencas se han degradado con el paso del tiempo debido a que son empleadas por el hombre como fuente de recursos y como vía para la eliminación de residuos (Alonso & Camargo 2005). Las principales influencias del cambio de paisaje son el incremento de la descarga de sedimentos y nutrientes a los sistemas fluviales (Allan & Jonhson 1997).

El régimen natural de caudales es representado por las características hidrográficas anuales y es considerado como una variable principal en la formación y mantenimiento del hábitat; el régimen puede ser diferente entre cuencas hidrográficas y regiones debido a su tamaño, corriente y a la variación geográfica (por ejemplo clima y topografía) y diversas actividades antrópicas pueden conducir a la alteración del caudal (Kanno & Vokoun 2010).

En las regiones mediterráneas la extracción de agua puede cambiar una corriente permanente a una intermitente, lo que aumenta la duración y la magnitud de las sequías y la limitación de la capacidad de la corriente para apoyar la biota acuática. Durante las sequías se reduce la columna de agua, lo que reduce la calidad del agua, aumenta la abundancia de peces y altera la disponibilidad de los recursos alimentarios (Benejam *et al.* 2009). Estos cambios suelen causar reducciones en el tamaño de la población y la riqueza de especies, sobretodo de especies nativas e intolerantes o de aquellas que requerían de hábitats lóticos a lo largo de su ciclo de vida. También

se han demostrado efectos negativos sobre la reproducción, el estado y el crecimiento individual de los peces (Benejam *et al.* 2009, Kanno & Vokoun 2010).

Las comunidades de peces reflejan la ocurrencia y combinación de factores ecológicos. Puesto que estos organismos son sensibles a las modificaciones y cambios en los factores ecológicos pueden ser empleados como indicadores de la integridad biológica (Karr *et al.* 1986), aunque algunos peces no son aptos para este fin, existiendo limitaciones en el conocimiento de su taxonomía o ciclos de vida, entre otros aspectos (Karr 1981). Los peces como organismos indicadores poseen muchas ventajas gracias a su amplia información taxonómica y biológica. Las comunidades de peces contienen especies ubicadas a diferentes niveles tróficos; se presentan en ambientes muy variados y bajo diferentes condiciones de intervención humana (Rodríguez-Olarte & Taphorn 1995).

En Colombia están citadas aproximadamente 1.435 especies nativas de peces de agua dulce, de las cuales para la Orinoquia se registran 658 especies (Maldonado-Ocampo *et al.* 2008) y para el piedemonte de Casanare Urbano-Bonilla *et al.* (2009) registran 168 especies y de especial importancia la cuenca del río Cusiana con 115 especies. Mojica *et al.* (2012) destaca que en la Orinoquia algunas especies se encuentran amenazadas por las actividades antrópicas, por lo cual levantar información a nivel de composición y estructura de los peces, permite tomar decisiones a nivel ambiental (Angermeier & Schlosser 1995). La estructura de las comunidades de peces refleja las condiciones ambientales de los cuerpos de agua (Faush *et al.* 1990). Los agentes primarios que pueden producir estrés sobre las comunidades de peces, además de las variaciones ambientales, son las alteraciones provocadas por el hombre (Di Marzio *et al.* 2003), como por ejemplo la extracción de caudal.

Con el fin de evaluar el efecto de la extracción de caudal sobre la composición y estructura de la comunidad de peces a lo largo del ciclo hídrico en Tauramena (Casanare, Colombia), se realizaron muestreos y colecta de peces en cinco períodos del ciclo hídrico. Con estos datos se identificó la composición taxonómica de cada sitio (sitio de referencia y sitio alterado) y se estimó la riqueza, diversidad, equidad y dominancia de las comunidades y su relación con la extracción de caudal. Este trabajo se enmarcó dentro del proyecto: “DIVERSIDAD Y ESTACIONALIDAD EN COMUNIDADES BIOLÓGICAS EN QUEBRADAS BAJO DIFERENTE GRADO DE ALTERACIÓN EN EL MUNICIPIO DE TAURAMENA

(ORINOQUÍA COLOMBIANA)” dirigido por el profesor Saúl Prada-Pedrerros y cofinanciado entre la Pontificia Universidad Javeriana y Ecopetrol, según convenio 5211411 de 2011.

2. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

2.1 Problema científico

Los impactos humanos sobre la biodiversidad involucran cuatro factores básicos que son: la sobre explotación de recursos naturales, la modificación o fragmentación del hábitat, la introducción de especies exóticas y la contaminación (Di Castri & Younés, 1996). Cualquiera de estos factores puede cambiar la composición, la estructura y la función de los ecosistemas al alterar la abundancia y composición de las especies (Primack, 2001; Sponsel 2001).

Diferentes estudios a nivel mundial han evaluado la relación entre la riqueza de las comunidades ícticas y los efectos de la extracción de caudal en ríos y quebradas. Freeman & Marcinek (2006), evaluaron durante tres años 28 quebradas utilizadas para el abastecimiento de agua municipal en Georgia (USA). En este estudio fueron muestreados tres tipos de ambientes: quebradas con extracción de agua, pequeños embalses y sitios de referencia (quebradas sin ninguna alteración antrópica) encontrándose que la riqueza de especies que prefieren ambientes lóticos fue menor en los pequeños embalses con relación a la encontrada en los sitios de referencia donde fue más alta. Además, fue observado que la riqueza de especies generalistas en cuanto a la ocupación del hábitat fue similar entre los tres sitios a lo largo del tiempo. Kanno & Vokoun (2010), estudiaron 33 quebradas de la cuenca del río Connecticut (USA) con el propósito de evaluar los efectos ecológicos de las alteraciones del caudal a través de la extracción de agua y de embalses en la estructura de la comunidad de peces. El muestreo de peces lo realizaron directamente después de la extracción de agua para el abastecimiento municipal y agrícola y los sitios de estudio diferían en cuanto a la tasa de extracción de agua que se hacía de cada uno. Estos autores encontraron que los sitios con altas tasas de captación de agua se caracterizaban por una abundancia constante de peces especialistas fluviales, mientras que la abundancia de peces generalistas del hábitat había aumentado. En cuanto a los embalses, estos pueden ejercer impactos adicionales sobre el régimen de caudal, ya que son capaces de almacenar agua que puede amortiguar la variabilidad temporal.

En una revisión de literatura realizada por Poff & Zimmerman (2010), analizaron 55 trabajos relacionados con la respuesta ecológica a la alteración del caudal o el componente de caudal con el mayor porcentaje de cambio y encontraron que la comunidad de peces presenta una respuesta

negativa a esta alteración disminuyendo la abundancia, la diversidad y algunos de sus parámetros demográficos. La mayoría de los estudios informaron la alteración de la magnitud, la frecuencia y/o duración del caudal.

En Colombia y específicamente para el área de estudio de este proyecto, pocos han sido los estudios realizados que evalúen el comportamiento de la comunidad de peces en función de la extracción de caudal, por lo cual con este trabajo se desea conocer cómo responde la comunidad íctica a esta actividad antrópica a lo largo del ciclo hídrico. Hasta el momento solo se cuentan con evaluaciones de impacto ambiental que han sido hechas para poder otorgar las licencias que permitan la captación de agua subterránea o superficial con fines para la construcción de obras civiles y actividades de perforación de pozos en diferentes proyectos petroleros que se han llevado a cabo en el municipio de Tauramena (Corporinoquia, 2010; MAVDT, 2011).

2.2 Justificación

En ecosistemas acuáticos las comunidades de peces han demostrado ser una herramienta confiable y efectiva en la evaluación, monitoreo y manejo de los ambientes acuáticos (Karr 2006; Jaramillo-Villa & Pellegrini- Caramaschi 2008). Según Nelson (2006) los peces son el grupo más diverso de todos los taxones entre los vertebrados, pero para la Orinoquia, algunas especies ícticas se encuentran amenazadas por las diversas actividades antrópicas (Mojica *et al.* 2012). Tener información a nivel de composición y estructura de los peces, permite tomar decisiones a nivel ambiental (Angermeier & Schlosser 1995), pues son excelentes indicadores de la calidad de los ecosistemas acuáticos (McDowall & Taylor 2000, Oberdorff *et al.*, 2002) y revelan varios niveles de degradación (Casatti *et al.*, 2012) permitiendo definir el éxito de la restauración en los sistemas hídricos (Pinto *et al.* 2006, Schneider & Winemiller 2008).

Esta investigación contribuye al conocimiento de la composición y estructura de las comunidades de peces que se encuentran en quebradas con y sin extracción de caudal en el municipio de Tauramena, Casanare, teniendo en cuenta aspectos como la abundancia, riqueza, diversidad, equidad y similitud a lo largo de un ciclo hídrico. Comprender esos patrones en la comunidad de peces proporciona información importante para establecer las medidas de conservación y ordenación de los recursos para las quebradas que están siendo intervenidas.

3. PREGUNTA DE INVESTIGACIÓN

¿Cuál es el efecto de la extracción de caudal sobre la composición y estructura de la comunidad de peces a lo largo del ciclo hídrico en quebradas de Tauramena (Casanare, Colombia)?

4. HIPÓTESIS

H₁: La composición y la estructura de la comunidad íctica cambian de acuerdo al período hídrico y al sitio de colecta (sitio de referencia o sitio alterado) como respuesta al efecto de la extracción de caudal.

4.1 Predicciones

P₁: Variación en la composición y estructura de peces por periodo hídrico y por sitio de colecta; pues los cambios en el nivel del agua de cada período hídrico altera la disponibilidad de hábitats y oferta de recursos alimentarios, lo cual afecta atributos como la riqueza, diversidad, equidad y dominancia (Junk *et. al.* 1985 y 1989).

P₂: Los sitios de colecta presentan condiciones de caudal y hábitat diferentes que pueden influir en la permanencia de las especies; la variación de estas condiciones a escalas espaciales dentro de la red de drenaje influyen sobre la comunidad de peces (Bunn & Arthington, 2002).

5. MARCO TEÓRICO

5.1 Composición y estructura de comunidades

Según Noss (1990) el conocimiento de la biodiversidad requiere considerar los diferentes niveles jerárquicos de organización de la vida; genético (intraespecífico), de especies (número de especies) y ecológico (de comunidades); junto con sus atributos de composición, estructura y funcionalidad.

Diferentes definiciones se han propuesto para el concepto de comunidad; según Odum (1972), es una reunión de poblaciones que habitan un área geográfica determinada y están organizadas funcionando como una entidad mediante transformaciones metabólicas acopladas. Según Margalef (1977), es una población formada por individuos de diferentes especies que viven en un espacio continuo y delimitado; según Krebs (1985), es un conjunto de poblaciones de organismos vivos en un hábitat dado; y para efectos de este trabajo se empleó el concepto de comunidad

propuesto por Begon *et al*, (2006), entendido como el conjunto de especies que comparten un espacio y tiempo definidos.

A partir de la definición de comunidad, se derivan los diferentes estudios sobre su estructura y composición. La composición de una comunidad es el conjunto de las especies que la forman. En cuanto al concepto de estructura de la comunidad, se puede hacer referencia a la estructura física o biológica; la estructura física es lo que observamos en una comunidad y tiene que ver con su fisionomía; mientras que la estructura biológica abarca diferentes atributos como: i) la composición, y ii) la abundancia de las especies, las cuales involucran la diversidad, la equidad y la dominancia (Krebs, 2000). La estructura de una comunidad incluye todas las formas en las que los individuos de la misma se relacionan e interactúan entre ellos, así como todas las propiedades que emergen de estas interacciones, como la estructura trófica, el flujo de energía, la diversidad de especies, la abundancia relativa y la estabilidad de la comunidad (Pianka 1973, Noss 1990, Bunn & Arthington, 2002).

5.2 Diversidad de especies

Hay diferentes escalas para estudiar la diversidad, lo que está relacionado con la noción de Whittaker de diversidad *inventario* (Magurran, 1989). Magurran (2004) divide la diversidad en tres componentes: alfa, beta y gama, con el fin de entender los cambios en la diversidad con relación a la estructura del paisaje. Tuomisto (2010) propone el término diversidad beta (β), junto con la diversidad alfa (α) y la diversidad gamma (γ).

Tanto α como γ representan la diversidad de especies, pero α es la diversidad de especies en el medio local, en el lugar o escala dentro del hábitat, mientras que γ es la diversidad total de especies a escala regional o de paisaje. Para dar cuenta de las diferentes escalas espaciales Tuomisto (2010) menciona una nomenclatura jerárquica en la que la diversidad α se refiere a la diversidad dentro del hábitat, la diversidad β a la diferenciación entre hábitat en un paisaje y la diversidad γ a la diversidad total dentro del paisaje. En este estudio se trabajaran la diversidad α y β :

5.2.1 Diversidad alfa

Puede ser explicada como la riqueza y abundancia relativa de especies en una unidad de estudio definida en tiempo y espacio (Alberico 1982; Magurran 1989, 2004). En general la diversidad

alfa es la riqueza de especies de una comunidad particular a la que consideramos homogénea (Moreno, 2001).

- **Riqueza específica (R).** La medida más simple de la estructura de la comunidad es el recuento del número de especies que existe dentro de ella, lo que se denomina riqueza de especies (Smith & Smith, 2007).

- **Estructura.** Los índices de abundancia proporcional enfatizan dos aspectos principales: el grado de dominancia o la equidad de la comunidad, por lo cual Moreno (2001) los clasifica para fines prácticos en índices de dominancia (Simpson) e índices de equidad (Pielou).

- **Diversidad (H').** El índice más empleado para medir la diversidad es el índice de Shannon y Weaver (H'), el cual expresa la uniformidad de los valores de importancia a través de todas las especies de la muestra. Mide el grado promedio de incertidumbre en predecir a qué especie pertenecerá un individuo escogido al azar de una colección y asume que todos los individuos son seleccionados al azar y que todas las especies están representadas en la muestra (Shannon & Weaver 1949; Magurran 1998 y Moreno 2001). El índice está definido por la siguiente ecuación:

$$H' = - \sum_i^s (p_i)(\ln p_i)$$

Donde, H' es el índice de diversidad de Shannon; S el número total de especies de la muestra; i es una especie y p_i es la proporción del número de individuos de la especie i con respecto al número total de individuos de la muestra y \ln es logaritmo natural.

- **Equidad (J').** La equidad es una medida de qué tan similares son las especies en cuanto a sus abundancias (Magurran 2004); ésta puede estimarse a través del índice de Pielou (J'), que permite evaluar la proporción de la diversidad observada con relación a la diversidad máxima esperada (Pielou 1969; Magurran 1998 y Moreno 2001). El índice está definido por la siguiente ecuación:

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

Donde, J' es el índice de equidad de Pielou; H' es el índice de Shannon y H'_{\max} es el logaritmo natural del número total de especies de la muestra.

- **Dominancia (D').** Los índices de dominancia son parámetros inversos al concepto de uniformidad o equidad de la comunidad. Toman en cuenta la representatividad de las especies con mayor valor de importancia sin evaluar la contribución del resto de las especies. La dominancia puede ser estimada a través del índice de Simpson (D), el cual manifiesta la

probabilidad de que dos individuos tomados al azar de una muestra sean de la misma especie (Simpson 1949; Krebs 1989; Magurran 1998 y Moreno 2001). El índice está definido por la siguiente ecuación:

$$D' = \sum i \left(\frac{n_i}{n}\right)^2$$

Donde, D' es el índice de dominancia de Simpson; n el número total de especies de la muestra; i es una especie y n_i es la proporción del número de individuos de la especie i con respecto al número total de individuos de la muestra. Los valores oscilan entre 0 y 1, en donde 1 representa la dominancia completa.

5.2.2 Diversidad beta

La diversidad beta se distingue como la magnitud de cambio en la composición de las comunidades o el grado de diferenciación entre comunidades, en relación con un gradiente ambiental complejo o patrones ambientales (Calderón-Patrón *et al.*, 2012). También es llamada diversidad entre hábitats y es el grado de reemplazamiento o cambio en la composición de especies entre diferentes comunidades en un paisaje. La medición de la diversidad beta es una dimensión que está basada en proporciones o diferencias (Moreno 2001).

- **Índice de Bray-Curtis (B).** Es un índice de similitud cualitativo para la medición de la diversidad beta (Moreno 2001). La representación gráfica de este análisis es una aglomeración jerárquica (cluster) o dendograma, que es la agrupación promedio entre cada entidad y el grupo previamente asociado, lo cual expresa el grado de semejanza entre las entidades comparadas. Este índice asigna un valor de uno a entidades idénticas y decrece hasta cero a medida que se hacen más disímiles (Bray & Curtis 1957). Aunque no existe un valor definido de afinidad sobre el cual se acepte o se rechace la conformación de un grupo y allí interviene el juicio del investigador, un valor a partir de 0,6 es buen punto de partida para la conformación de una agrupación “gruesa” (Ramírez 1999). El índice de similitud está definido por la siguiente ecuación:

$$B = \frac{\sum(X_{ij} - X_{ik})}{\sum(X_{ij} + X_{ik})}$$

Donde B es la medida de similitud de Bray-Curtis; X_{ij} y X_{ik} representan el número de individuos de las especies en cada muestra.

- **NMDS (Escalamiento Multidimensional no Métrico).** El NMDS es un algoritmo complejo actualmente utilizado en el tratamiento de datos de abundancia de especies. Se basa en una relación no lineal entre las disimilaridades y las distancias en el plano cartesiano. Inicia a

partir del cálculo de la matriz de disimilaridad y posteriormente mediante un procedimiento iterativo generalmente resuelto por computador, se van desplazando las estaciones en el plano de modo que se minimice el *estrés*, el cual mide el ajuste entre dichas dos variables. A medida que este valor decrece, la ordenación resultante es más adecuada (Ramírez 1999). El NMDS es un método de ordenación adecuado para datos que no son normales o que están en una escala discontinua o arbitraria. La fórmula para el estrés es el siguiente:

$$S = \sqrt{\frac{\sum_{i < j} (d_{ij} - \bar{d}_{ij})^2}{\sum_{i < j} d_{ij}^2}}$$

Donde el numerador es la suma de cuadrados de la bondad de ajuste y el denominador un factor de escala que hace comparables los resultados.

A través del valor del estrés se puede medir la adecuación de la representación MDS:

- *Estrés* < 0,05 indica que la representación es excelente
- *Estrés* < 0,01 corresponde a una buena representación
- *Estrés* < 0,2 indica una representación potencialmente útil
- *Estrés* > 0,2 revela que los puntos están representados casi arbitrariamente en el espacio 2D.

5.3 Estrategias de vida

Los animales pueden expresar distintas estrategias de vida dependiendo de las características ambientales. Factores ecológicos como la estabilidad ambiental juegan un papel importante en la evolución de las estrategias de vida (Granado, 2000). Las características de la historia vital que exhibe una especie son producto de la evolución y deben reflejar las adaptaciones a las condiciones medioambientales predominantes bajo las que se produce la selección natural (Smith & Smith, 2007).

Pianka (1970) reconoció que la capacidad para un crecimiento rápido en una población está asociada con un tamaño corporal pequeño, un desarrollo o maduración rápida, una fecundidad alta, y poca inversión energética por cada cría y con mínimos cuidados parentales (estrategia *r*). Especies conocidas como **estrategas *r*** son típicamente de vida corta, pues utilizan hábitats transitorios y muchos viven en ambientes inestables o impredecibles que pueden causar una mortalidad de grandes proporciones, independiente de la densidad de la población. Para estas especies los recursos medioambientales rara vez son un factor restrictivo y pueden aprovecharse de situaciones no competitivas (Smith & Smith, 2007).

En cuanto a lo anterior, los **estrategas K** son especies competitivas y poblaciones estables de individuos de vida larga y esto se contrasta con una habilidad competitiva superior caracterizada por un tamaño corporal más grande, un desarrollo más lento, una fecundidad más baja, una inversión alta (de energía y tiempo de los padres) en cada cría, puesto que presentan cuidado parental (Winemiller & Taphorn, 1989; Smith & Smith, 2007).

Los estrategas K pueden enfrentar presiones físicas y bióticas. La mortalidad en este grupo se relaciona más con la densidad que con condiciones medioambientales impredecibles. Son especialistas, eficaces usuarios de un ambiente particular, pero sus poblaciones tienen capacidad de carga y su crecimiento está limitado por la disponibilidad de recursos. Estas cualidades, combinadas con su falta de medios para una dispersión extensa, hace de los estrategas K pobres colonizadores de hábitats nuevos y desocupados (Smith & Smith, 2007).

Frente al costo energético de la reproducción, las especies evalúan cual es la mejor estrategia, invertir mucha energía en el proceso reproductivo y como consecuencia tener una menor expectativa para futuras reproducciones (*especies r*); o por el contrario, repartir el costo energético en cada acto reproductivo, y así tener una mayor perspectiva de futuro, crecimiento somático y supervivencia (*especies K*). Ambas estrategias responden a unos condicionantes ambientales no conocidos suficientemente que modelan el patrón general reproductivo en los peces (Granado, 2000).

Reconociendo que los diferentes estilos de vida y las estrategias *r* y *k* son un continuo, Winemiller & Taphorn (1989) plantearon un modelo en tres dimensiones, formado por los componentes más importantes en la dinámica poblacional de las especies frente al funcionamiento de los ecosistemas naturales donde viven, o etapas sucesionales, en base a tres variables que recogen el proceso reproductivo y su éxito en la descendencia: edad de madurez sexual, fecundidad y supervivencia de los reclutas.

5.4 Ciclo Hídrico

El ciclo hídrico es el proceso continuo de la circulación del agua, en sus diversos estados, en la esfera terrestre. Sucede bajo la influencia de la radiación solar, la acción de la gravedad y la dinámica de la atmósfera, la litosfera y la biosfera. El ciclo consta de tres fases principales: precipitación, evaporación y escorrentía. La *precipitación* representada por la lluvia sobre el mar, realiza un ciclo corto; es decir, el agua que se precipita simplemente se evapora de nuevo. En

cambio, la mayoría del agua que se precipita sobre la tierra, pasa primero por una serie de estados intermedios antes de retornar a la atmósfera. Así, parte del agua es tomada por las plantas y los animales y otra parte del agua lluvia queda retenida en los lagos y la tierra, de donde retorna gradualmente a la atmósfera mediante *evaporación*. El proceso de *escorrentía* es el agua que corre sobre la superficie del terreno. Cuando el agua de precipitación es absorbida por el suelo puede almacenarse o moverse por gravedad a regiones más bajas siguiendo varias rutas (García *et. al*, 1998; Roldán & Ramírez, 2008).

La variabilidad espacial del clima de Colombia está principalmente determinada por: (1) su situación tropical, bajo la influencia de los vientos alisios y la oscilación meridional de la Zona de Convergencia Intertropical (ZCIT); (2) su cercanía con los Océanos Pacífico y Atlántico; (3) la presencia de la cordillera de los Andes cruzando el país de suroeste a noreste, con valles interandinos y vertientes de cordillera con marcadas diferencias climáticas; (4) la circulación propia de la cuenca del Amazonas, en donde para Colombia representa una gran extensión; y (5) la variabilidad de los procesos de la hidrología superficial, tales como los contrastes en humedad de suelo y evapotranspiración, influenciados por la vegetación, el tipo de suelo y la circulación de vientos locales (Mejía *et. al*, 1999).

Desde el punto de vista temporal, la migración meridional de la ZCIT es uno de los mecanismos para explicar la variabilidad anual y semianual de la precipitación en Colombia. La bimodalidad o unimodalidad de la distribución de la precipitación en el ciclo anual está asociada al paso de la ZCIT por la geografía Colombiana, así como de su interacción con las circulaciones de los Océanos Pacífico, Atlántico y de la cuenca del Amazonas. La distribución espacial de la lluvia sobre Colombia está asociada a la época del año. Cuando la ZCIT se encuentra más al sur (en el verano del hemisferio sur), la zona de la costa Caribe sufre una disminución en las lluvias; lo mismo sucede en la zona sur durante el verano del hemisferio norte (Julio-Agosto). La ZCIT pasa dos veces por encima del territorio Colombiano; en su camino hacia el Sur en la época de octubre- noviembre y hacia el norte en la época de abril-mayo, produciendo dos temporadas de más alta pluviosidad (bimodalidad) en el centro de Colombia (Mejía *et. al*, 1999).

Una forma de clasificar los ambientes (o hábitats de las especies) se relaciona con su variabilidad en el tiempo y se pueden presentar dos tipos de hábitat opuestos: (1) los que son variables en el

tiempo, o de vida corta y (2) los que son relativamente estables (de vida larga y constantes), con pocas fluctuaciones ambientales aleatorias (Smith & Smith, 2007).

Según Machado-Allison (2005), el ciclo climático anual ha influido sobre la vida de los peces como un todo en las regiones temporales. La reproducción y crecimiento de numerosas especies de organismos acuáticos se realiza en un período corto y es explosiva, creando componentes temporales que influirán positivamente en el desarrollo posterior de las faunas de ríos y caños de aguas permanentes. Los llanos orientales y específicamente la Orinoquía presentan niveles muy variables de precipitación que pueden ir desde los 1500mm al año hasta los 3500mm al año (Mejía *et al*, 1999). El período seco se define por una disminución y/o desaparición de los cuerpos de agua y una extrema reducción de los cauces principales de los ríos. El período de lluvias e inundación produce cambios drásticos en los ecosistemas acuáticos de la región de los llanos. Durante esa época, hay un aumento del área y volumen ocupado por los diferentes cuerpos de agua, llegando a medirse diferencias de profundidad.

5.5 Antecedentes de los efectos de la extracción de caudal sobre los ecosistemas acuáticos y la comunidad de peces.

La alteración de los regímenes de caudal es considerada la amenaza más grave y continua de la sostenibilidad ecológica de los ríos y sus humedales asociados, pues se considera que el régimen de caudal es el principal motor de los ecosistemas acuáticos y los efectos del cambio del caudal se manifiestan en todos los grupos taxonómicos más amplios que incluyen plantas ribereñas, invertebrados y peces (Bunn & Arthington, 2002).

La variabilidad del caudal y la estructura del hábitat a escalas espaciales dentro de la red de drenaje influyen sobre la comunidad de peces. Por ejemplo, los depósitos de agua asociados con la generación de energía hidroeléctrica limitan la cantidad y calidad de hábitat disponible y los peces pueden llegar a quedar atrapados entre barreras de grava o atrapados en hábitats fuera de los canales durante la disminución rápida del caudal. Los impactos pueden afectar cualquier fase del ciclo de vida. La susceptibilidad de los peces a estos cambios varía según la especie, el tamaño corporal, la temperatura del agua, la época del año, las características del sustrato y la tasa de reducción de caudal (Bunn & Arthington, 2002).

El caudal tiene un papel fundamental en diferentes aspectos de la vida de los peces como por ejemplo la fenología de la reproducción, el comportamiento de desove, la supervivencia larval y

patrones de crecimiento. Las quebradas con largos períodos de bajo caudal son dominados por especies de pequeño tamaño, fisiológicamente tolerantes y generalistas (Bunn & Arthington, 2002). Muchas de las especies en las quebradas con un régimen de caudal muy variable han evolucionado las estrategias de historia de vida que aseguren un aumento de la población a pesar de las perturbaciones provocadas por las crecidas. Bunn & Arthington (2002) propusieron la "*hipótesis de reclutamiento de bajo flujo*" para explicar los patrones de desove de los peces del sureste de Australia en respuesta a patrones estacionales del caudal del río. Estos autores sugieren que los pequeños peces de aguas subtropicales aumentan su población con éxito por desove en los meses de caudales bajos y relativamente estables cuando sus hábitats de desove son menos propensos a ser desviados hacia fuera o estancados.

6. OBJETIVOS

6.1 General

Evaluar el efecto de la extracción de caudal sobre la composición y estructura de la comunidad de peces a lo largo del ciclo hídrico en tres quebradas de Tauramena (Casanare, Colombia).

6.2 Específicos

- Identificar la composición íctica por sitio de colecta (sitio de referencia y sitio alterado) de cada quebrada y por cada período hídrico.
- Caracterizarla estructura de la comunidad íctica a través de la riqueza, diversidad, equidad y dominancia por sitio de colecta (sitio de referencia y sitio alterado) de cada quebrada y por cada período hídrico.
- Relacionar la composición y estructura de la comunidad íctica a lo largo del ciclo hídrico con la extracción de caudal.

7. METODOLOGÍA

7.1 Área de estudio

El departamento del Casanare tiene un área de 44.640 Km² (IGAC 1999) y el Piedemonte de Arauca-Casanare tiene un área de 4.012,4 km². El Piedemonte se encuentra ubicado sobre la cordillera oriental desde los 6° a los 4° de latitud Norte y de los 73° a los 71° longitud Oeste (Romero *et al.*, 2004). El municipio de Tauramena se localiza en la zona suroccidental del Departamento de Casanare; tiene una extensión aproximada de 2607.2 Km² equivalentes al

5.8 % del total del departamento, cuya extensión es de 44640 Km² (**Fig. 1**). Los límites del municipio son Al Norte con Chámeza, Recetor y Aguazul, al Este con Aguazul y Maní; al Sur con el departamento del Meta y al Oeste con Villanueva, Monterrey y parte de Boyacá. La altitud del municipio es de aproximadamente 460 metros (Alcaldía de Tauramena – Casanare, 2014).

El área de estudio presenta un clima cálido húmedo cuya temperatura media mensual multianual es de aproximadamente de 25.5 °C (**Fig. 2**) y la precipitación media mensual multianual (1974-2012) es de aproximadamente 2.560 mm (**Fig. 3**). El régimen de lluvias es de tipo monomodal, se caracteriza por presentar un régimen anual dividido en un período de menos lluvias el cual tiene tres variantes: transición (agosto, septiembre y octubre), descenso (noviembre y diciembre) y seco (enero y febrero); y un período de lluvias e inundación: inicio de lluvias (marzo y abril) y lluvioso (mayo, junio y julio) (**Fig. 2,3**). El régimen de precipitación para el período de muestreo entre julio de 2012 y marzo de 2013 se observa en la **Fig.4**.

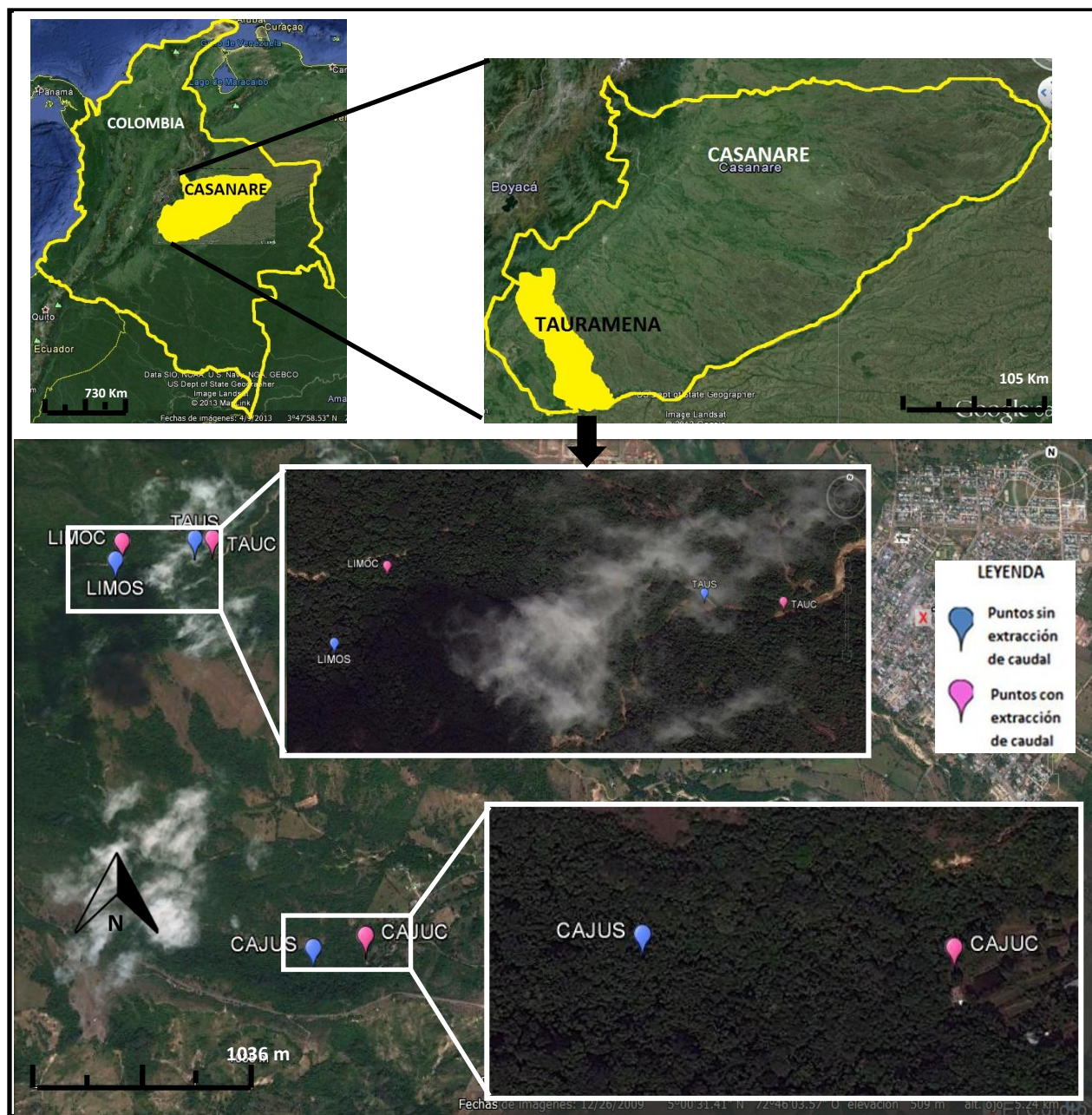


Figura 1. Ubicación del área de estudio donde se indican las estaciones de muestreo: Quebradas: Tauramenera: QTAUR-S y QTAUR-C. Cajuchera: QCAJU-S y QCAJU-C. Limonera: QLIMO-S y QLIMO-C. Sin extracción (-S). Con extracción (-C). Fuente: Elaboración propia, Google Earth.

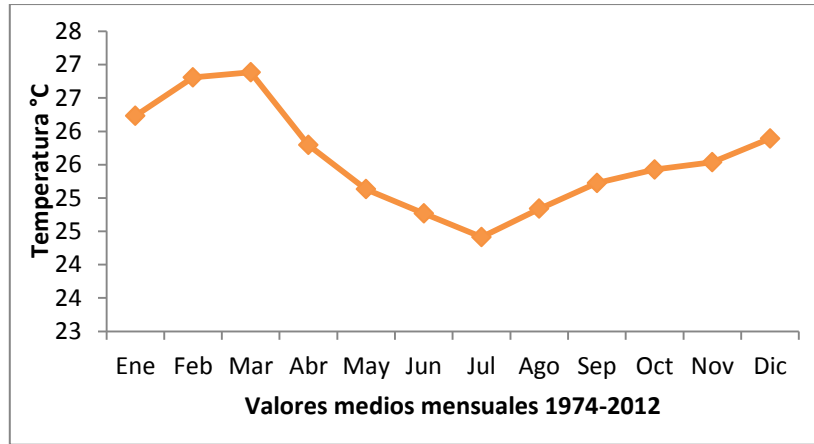


Figura 2. Valores medios mensuales multianuales (1974-2012) de Temperatura (°C). Estación meteorológica 3519502- Tauramena. IDEAM 2012.

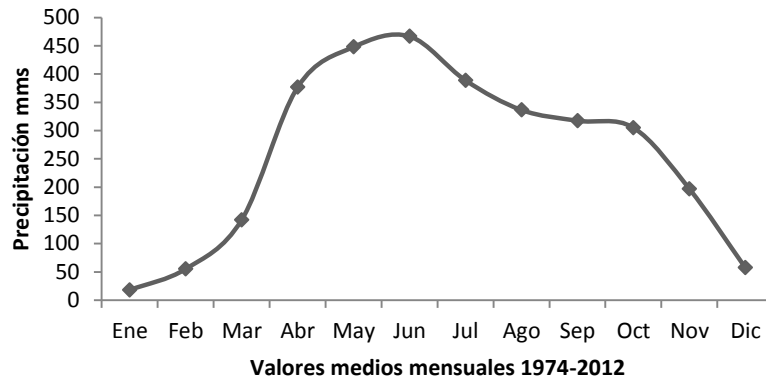


Figura 3. Valores medios mensuales multianuales (1974-2012) de Precipitación (mm). Estación meteorológica 3519502- Tauramena. IDEAM 2012.

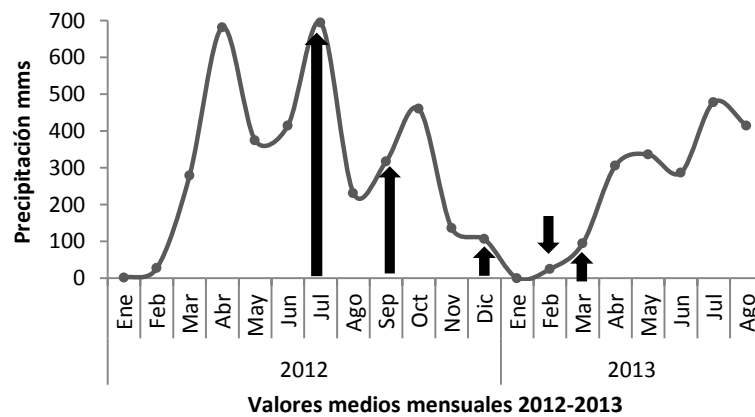


Figura 4. Valores medios mensuales anuales (2012-2013) de Precipitación (mm). Estación meteorológica 3519502- Tauramena. IDEAM 2013. Las flechas indican los meses de muestreo.

7.2 Diseño Experimental

En el municipio de Tauramena se seleccionaron 3 quebradas con extracción de caudal: quebradas Tauramenera, Cajuchera y Limonera. En cada quebrada se establecieron dos puntos de muestreo; uno considerado como el sitio de referencia, el cual no presenta el tipo de intervención que está siendo evaluado; y el otro llamado sitio alterado. En la quebrada Tauramenera la extracción de caudal se realizaba para el abastecimiento de agua de un cuartel del ejército. En la quebrada Cajuchera el agua extraída se empleaba para llenar los pozos de criaderos de peces y en la quebrada Limonera para abastecimiento municipal. Para conocer la respuesta de la comunidad de peces a la extracción de caudal considerando el ciclo hídrico, se diseñó un muestreo que incluyó cinco períodos hídricos: lluvioso (julio 2012), transición (septiembre 2012), descenso de lluvias (diciembre 2012), seco (febrero 2013) e inicio de lluvias (marzo 2013). Las colectas de los peces fueron realizadas en julio, septiembre y diciembre de 2012 y en febrero y marzo-abril de 2013 (Fig. 5, Tabla 1).

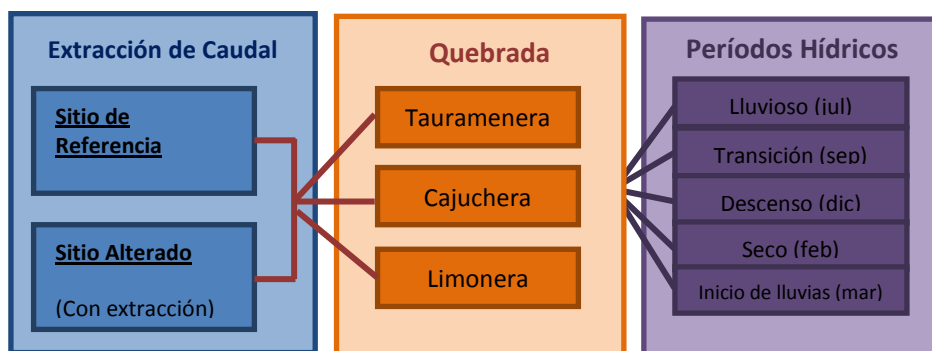


Figura 5. Diseño experimental

Tabla 1. Localización de los sitios de muestreo y tipo de extracción de caudal. El número de las coordenadas hace referencia a su ubicación en el mapa. S: Sin extracción de caudal, es decir el sitio de referencia; C: Con extracción de caudal, es decir el sitio alterado.

Departamento	Municipio	Quebrada	Coordenadas	Altitud	Extracción
Casanare	Tauramena	Tauramenera	5° 0,1' 4,5" N; 72° 47,0' 6,3" W	592	S
			5° 0,1' 4,6" N; 72° 47,0' 3,3" W	582	C
		Cajuchera	5° 0,0' 0,5" N; 72° 46,0' 40,8" W	558	S
			5° 0,0' 2,6" N; 72° 46,0' 32,7" W	557	C
		Limonera	5° 1,0' 53,8" N; 72° 47,0' 18,8" W	600	S
			5° 0,1' 57,0" N; 72° 47,0' 18,1" W	555	C

7.3 Fase de Campo

Para describir el caudal se tuvo en cuenta 5 muestreos en donde cada uno corresponde a un período hídrico. El caudal se calculó midiendo el ancho del canal, la velocidad de la corriente y la profundidad. El ancho se midió con una cinta métrica, la profundidad promedio se obtuvo de tres medidas equidistantes a lo largo de un tramo de la quebrada y en cada sitio de muestreo, utilizando una vara graduada, y la velocidad media de la corriente con un correntómetro marca Global Water FP110 y de precisión 0.01 m/s. En cada sitio de muestreo se ubicó el correntómetro en zonas de rápidos y evitando zonas de remolinos en el cauce. Se midieron las tres variables sobre una misma sección transversal de cada quebrada y cada dos meses durante un año (**Fig. 6**).



Figura 6. Medición de caudal



Figura 7. Arte de pesca red de arrastre

Para la captura de los peces, el muestreo consistió en coleccionar peces a lo largo de un tramo de 75 metros durante tres horas empleando tres artes de pesca: i) **atarraya**, con ojo de malla de 1.0 cm de diámetro, la cual se empleó durante 1 hora realizando varios lances de atarraya a lo largo de todo el tramo. ii) **careta de buceo y “copo”**, el copo es una clase de atarraya diminuta de 60 cm de radio y 0.5 diámetro de ojo de malla. La careta y el copo fueron empleados por 30 minutos en sitios “pocetas” en donde se encontraban algunas especies gregarias y iii) **redes de arrastre**, de 4 metros de largo por 2.0 m de alto y ojo de malla de 0,5 cm, las cuales fueron utilizadas cada tres metros (25 sub tramos) en donde se encerró tanto aguas arriba como aguas abajo (**Fig. 7**). En cada subtramo se hicieron las colectas a favor de la corriente removiendo piedras, fondos arenosos, fangosos, troncos y hojarasca, en donde los peces eran arrastrados por el agua

quedando dentro del copo de la red situada aguas abajo; esto se hizo durante 1 hora. Los peces capturados fueron fijados en una solución de formol al 10% dentro de bolsas ziploc debidamente etiquetadas.

7.4 Fase de Laboratorio

Una vez en el laboratorio los peces permanecieron fijados al 4% en formol de 3 a 5 días y posteriormente se almacenaron en alcohol al 70% en frascos de vidrio con su respectiva etiqueta. En cuanto a la identificación taxonómica, se tomó el listado de especies como parte de los resultados del proyecto “DIVERSIDAD Y ESTACIONALIDAD EN COMUNIDADES BIOLÓGICAS EN QUEBRADAS BAJO DIFERENTE GRADO DE ALTERACIÓN EN EL MUNICIPIO DE TAURAMENA (ORINOQUÍA COLOMBIANA)”.

7.5 Fase de Análisis de la información

La información de caudal se organizó en tablas por quebrada, por sitio de colecta y por período hídrico y se graficó. También se calculó y graficó el porcentaje de pérdida de caudal en el sitio alterado, considerándose el 100% el caudal presentado en el sitio de referencia. Para describir la composición de especies se organizó la información en tablas con la lista de especies capturadas por sitio de colecta y por cada período hídrico. Para las dos especies que fueron más abundantes; *Anablepsoides* sp. y *Bryconamericus* sp. 1; en cada quebrada se realizaron gráficas para ver el comportamiento de la abundancia a lo largo del ciclo hídrico entre el sitio de referencia y el sitio alterado. Para analizar la relación entre la composición de especies, los sitios de colecta de cada quebrada (sitio de referencia y sitio alterado) y los períodos hídricos se utilizó un análisis de similitud de Bray-Curtis. Luego se hizo un análisis de escalamiento multidimensional no métrico NMDS para ver que tanto se separaban las quebradas en cuanto a la composición. Los dos análisis se realizaron con la ayuda del programa PAST versión 2.17. Para describir la estructura, se estimó la diversidad alfa y beta de la comunidad de peces por medio de índices ecológicos descritos por Magurran (1989, 2004) y por Moreno (2001): riqueza específica, índice de diversidad de Shannon & Weaver, índice de equidad de Pielou e índice de dominancia de Simpson.

8. RESULTADOS

8.1 Caudal a lo largo del ciclo en las tres quebradas.

En la quebrada Tauramenera se observó que el caudal del sitio de referencia fue siempre mayor respecto al caudal del sitio alterado a lo largo del ciclo hídrico. En la quebrada Cajuchera ese mismo patrón solo se observó en el período lluvioso (jul 2012). En el período de transición (sep 2012) se encontró que el caudal del sitio alterado fue mayor respecto al caudal del sitio de referencia. En los periodos de descenso, seco e inicio de lluvias (dic 2012, feb y mar 2013) el caudal fue igual tanto en el sitio de referencia como en el sitio alterado. En la quebrada Limonera, solo en dos de los cinco períodos; transición e inicio de lluvias (sep 2012 y mar 2013); el caudal del sitio de referencia fue mayor respecto al caudal del sitio alterado. En los otros tres períodos el caudal fue igual tanto en el sitio de referencia como en el sitio alterado (**Fig. 8**). El valor más alto de caudal en las tres quebradas se registró en el período lluvioso lo que se corresponde con el aumento de la precipitación para este período, siendo la quebrada Tauramenera con el mayor valor de caudal en este mes ($0,408 \text{ m}^3/\text{s}$), seguida por la quebrada Cajuchera ($0,123 \text{ m}^3/\text{s}$) y por último la quebrada Limonera ($0,072 \text{ m}^3/\text{s}$).

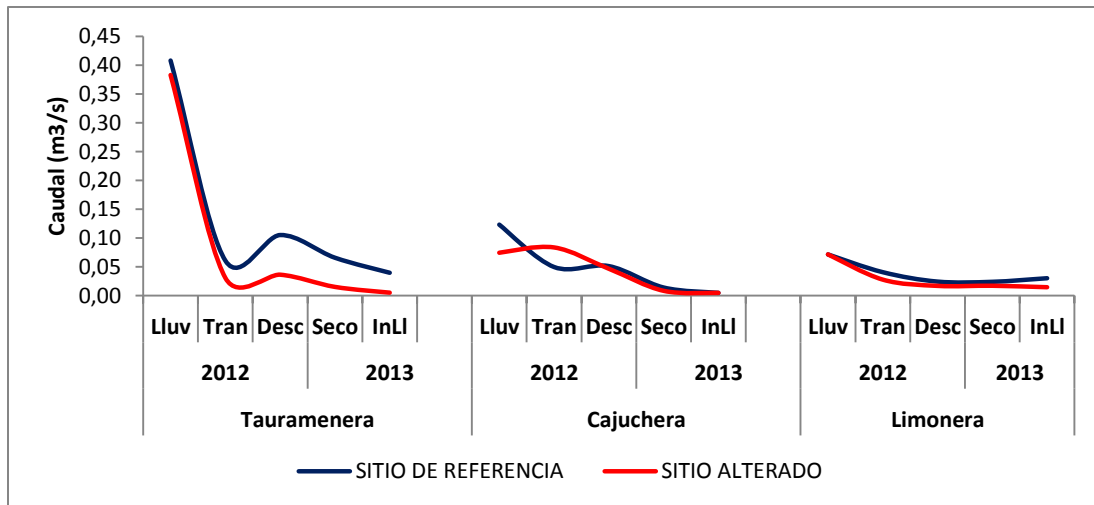


Figura 8. Comportamiento del caudal en las tres quebradas con extracción de caudal a lo largo del ciclo hídrico. Períodos Hídricos: Lluvioso (Lluv), transición (Tran), descenso de lluvias (Desc), seco (Seco) e inicio de Lluvias (InLI).

La quebrada en la que se evidencia una mayor pérdida de caudal debido a la extracción es la quebrada Tauramenera, pues se pierde entre un 65% y 87% de agua en los períodos que corresponden a menos lluvias, descenso de lluvias, seco e inicio de lluvias (dic 2012, feb y mar

2013) y entre un 6% a 50% en los períodos de lluvias, lluvioso y transición (jul y sep 2012). En la quebrada Cajuchera se observó en el sitio alterado una pérdida de caudal del 39% para el período lluvioso (jul 2012). En esta quebrada se encontró que para el período de transición no hubo pérdida de caudal en el sitio alterado, sino por el contrario hubo un 68% más que en el sitio de referencia lo cual puede estar relacionado con los procesos de escorrentía en este sitio debido a que es un mes inmediatamente siguiente a los de mayor precipitación y en el que se presentan algunas lluvias. En los períodos de menos lluvias, sólo en el período seco (feb 2013) es en el que se observa un porcentaje de pérdida mayor (40%) en el sitio alterado en comparación a los otros dos períodos. En la quebrada Limonera, se encontró que para los períodos de sequía, descenso de lluvias, seco e inicio de lluvias (dic 2012, feb y mar 2013) el porcentaje de pérdida de caudal estuvo entre el 30% y el 51% y para el período lluvioso se encontró que no hubo pérdida de caudal en el sitio alterado sino que por el contrario hubo un 0,11% más de caudal que en el sitio de referencia (**Fig. 9**).

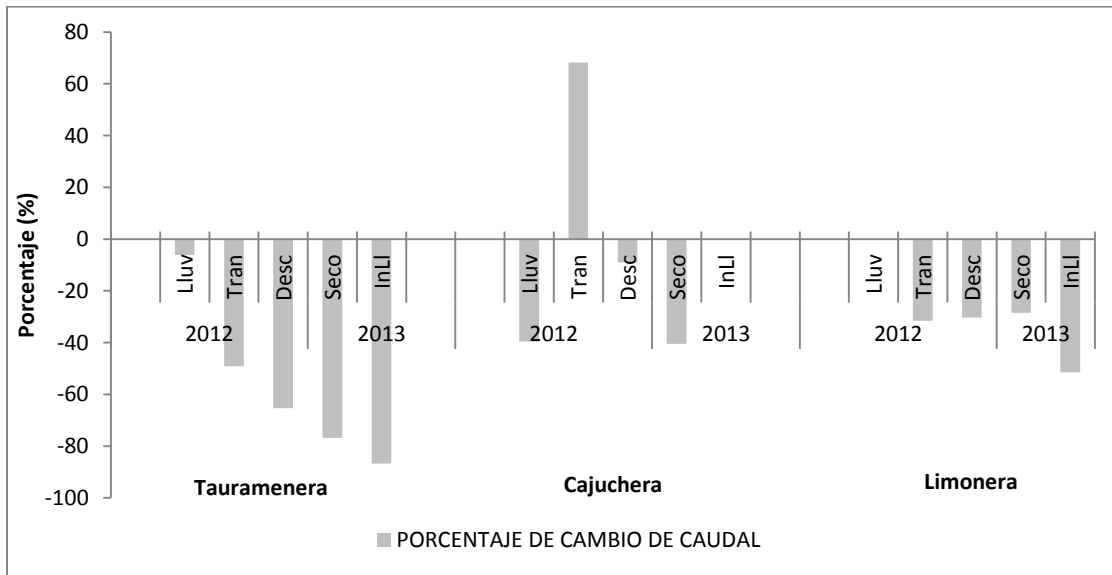


Figura 9. Porcentaje de cambio de caudal en el sitio alterado en las tres quebradas a lo largo del ciclo hídrico.

8.2 Composición de la comunidad íctica para cada quebrada.

• Quebrada Tauramenera

Se colectaron en total para esta quebrada 718 individuos, de los cuales 402 son del sitio de referencia y 316 del sitio alterado. Están agrupados en 4 órdenes, 6 familias y 8 géneros, y un total de 8 especies. Los órdenes con mayor número de especies son Siluriformes (4 spp.) y Characiformes (2 spp.) que en conjunto representan un 75 % del total obtenido. La familia con mayor número de especies corresponde a Heptapteridae (3 spp.), las demás tienen de a una especie. Para el sitio de referencia se encontraron 3 órdenes, 4 familias y 5 géneros, con un total de 5 especies y para el sitio alterado se encontraron 4 órdenes, 6 familias y 7 géneros, con un total de 7 especies (**Tabla 2**).

Tabla 2. Número y porcentaje de familias, géneros y especies para cada uno de los órdenes presentes en la quebrada Tauramenera a lo largo del ciclo hídrico. SR: sitio de referencia. SA: sitio alterado.

Órdenes	Familias		%		Géneros		%		Especies		%	
	SR	SA	SR	SA	SR	SA	SR	SA	SR	SA	SR	SA
Characiformes	1	2	25	33,3	1	2	20	28,6	1	2	20	29
Siluriformes	2	2	50	33,3	3	3	60	42,9	3	3	60	43
Cyprinodontiformes	1	1	25	16,7	1	1	20	14,3	1	1	20	14
Gymnotiformes	0	1	0	16,7	0	1	0	14,3	0	1	0	14
Total	4	6	100	100	5	7	100	100	5	7	100	100

De las ocho especies encontradas en la quebrada Tauramenera y considerando los cinco periodos hídricos, fueron comunes tanto para el sitio de referencia como para el sitio alterado dos especies, *Anablepsoides* sp. y *Bryconamericus* sp. 1. Sin embargo, ninguna de ellas se presenta simultáneamente en los dos sitios y en todos los períodos. *Anablepsoides* sp. y *Bryconamericus* sp. 1, se presentaron en todos los períodos en el sitio de referencia y son las dos especies con mayor porcentaje de abundancia, la primera es notoriamente dominante en el sitio de referencia (66,2%) y la segunda en el sitio alterado (69,3%). Sin embargo, la primera no se presentó en el período lluvioso (jul 2012) en el sitio alterado y la segunda estuvo ausente en el sitio alterado en el periodo de transición (sep 2012) (**Fig. 10 y 11**). En este mismo período se observó que *Ancistrus triradiatus* tuvo un mayor porcentaje de abundancia en el sitio alterado (33%) en comparación al sitio de referencia (2,9 %). Esta especie fue la única en presentarse en todos los

períodos en el sitio alterado con las mayores abundancias en los periodos lluvioso (jul 2012) e inicio de lluvias (mar 2013). cf. *Imparfinis* fue común en el sitio de referencia en cuatro de los cinco períodos sin encontrarse individuos en el período de transición (sep 2012), a diferencia del sitio alterado en donde solo hubo registro de esta especie en el período de inicio de lluvias (mar 2013) con un 0,9 % de abundancia. En cuanto a las especies exclusivas el sitio de referencia presenta una, *Nemuroglanis mariai*, la cual solo se registró en el periodo de inicio de lluvias (mar 2013) con un único individuo y no se encontró en el sitio alterado. Por otro lado, el sitio alterado presenta tres especies exclusivas, *Characidium chupa*, *Rhamdia quelen* y *Apteronotus galvisi*. La primera se presenta en los periodos de descenso, seco e inicio de lluvias (dic 2012 feb y mar 2013, respectivamente). La segunda solo se presenta en el periodo de transición (sep 2012) y la tercera en el periodo de seco (feb 2013) (**Fig. 11, Anexo 1**).

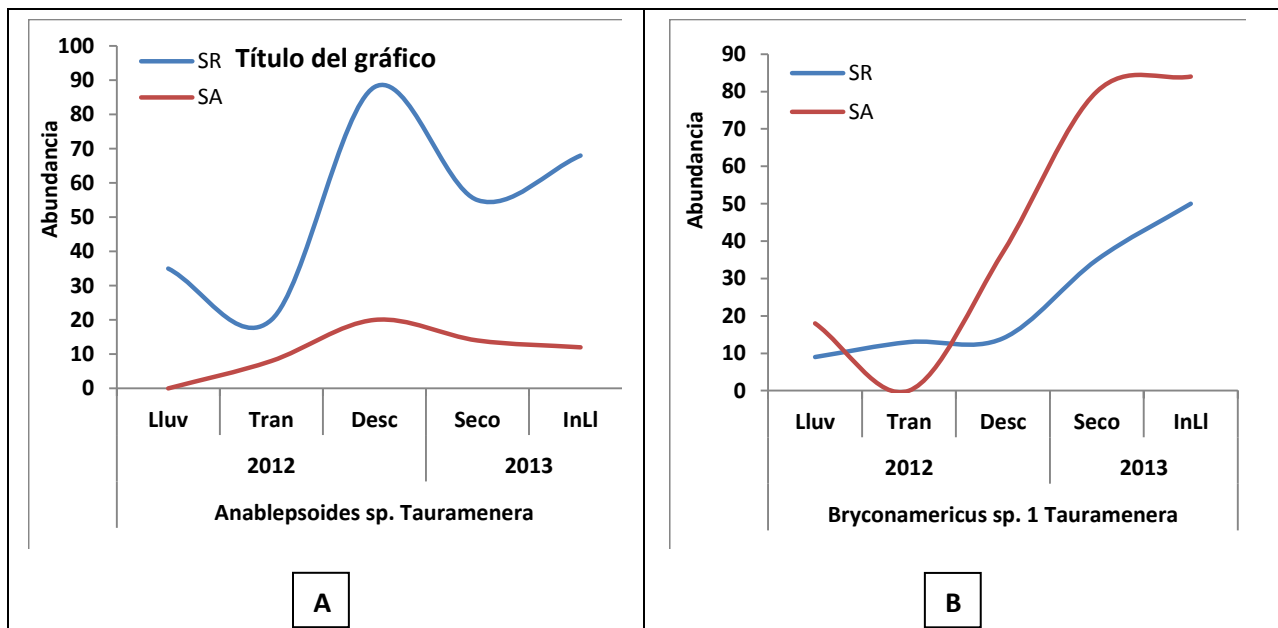


Figura 10. A. Abundancia de *Anablepsoides sp.*a lo largo del ciclo hídrico quebrada Tauramenera. **B.** Abundancia de *Bryconamericus sp. 1*a lo largo del ciclo hídrico quebrada Tauramenera. (SR): Sitio de Referencia. (SA): Sitio Alterado.

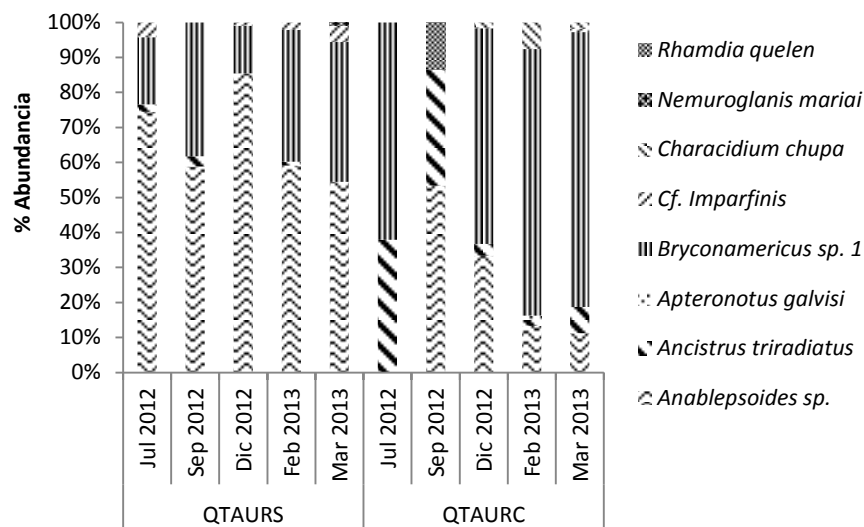


Figura 11. Porcentaje de abundancia de los cinco períodos hídricos en la quebrada Tauramenera. QTAURS: sitio de referencia (sin extracción de caudal). QTAURC: sitio alterado (con extracción de caudal).

• **Quebrada Cajuchera**

Se colectaron en total para esta quebrada 396 individuos, de los cuales 252 son del sitio de referencia y 144 son del sitio alterado. Están agrupados en 4 órdenes, 5 familias y 6 géneros, con un total de 8 especies. Los órdenes con mayor número de especies son Siluriformes y Characiformes (3 spp.) cada uno y en conjunto representan un 75 % del total obtenido. Las familias con mayor número de especies corresponden a Characidae (3 spp.) y Heptapteridae (2 spp.), las demás tienen de a una especie. Para el sitio de referencia se encontraron 4 órdenes, 5 familias y 5 géneros, con un total de 6 especies y para el sitio alterado se encontraron 3 órdenes, 4 familias y 5 géneros, con un total de 6 especies (**Tabla 3**).

Tabla 3. Número y porcentaje de familias, géneros y especies para cada uno de los órdenes presentes en la quebrada Cajuchera a lo largo del ciclo hídrico. SR: sitio de referencia. SA: sitio alterado.

Órdenes	Familias		%		Géneros		%		Especies		%	
	SR	SA	SR	SA	SR	SA	SR	SA	SR	SA	SR	SA
Characiformes	1	1	20	25	1	1	20	20	2	2	33,3	33,3
Siluriformes	2	2	40	50	2	3	40	60	2	3	33,3	50
Cyprinodontiformes	1	1	20	25	1	1	20	20	1	1	16,7	16,7
Gymnotiformes	1	0	20	0	1	0	20	0	1	0	16,7	0
Total	5	4	100	100	5	5	100	100	6	6	100	100

De las ocho especies encontradas en la quebrada Cajuchera, *Anablepsoides* sp. y *Bryconamericus* sp. 1 son las dos especies con mayor porcentaje de abundancia, la primera en el sitio de referencia con 19,4% y la segunda es dominante en el sitio de referencia con 67,8% y en el sitio alterado con 79,2%. Considerando los cinco períodos hídricos, para el sitio de referencia *Anablepsoides* sp. se presentó en tres períodos de los cinco que fueron descenso de lluvias, seco e inicio de lluvias (dic 2012, feb y mar 2013 respectivamente) y para el sitio alterado *Bryconamericus* sp. 1 no se observó en el periodo lluvioso (jul 2012) (**Fig. 12 y 13**). *Bryconamericus* sp. 2 y *A. triradiatus* se encontraron únicamente en el sitio de referencia; la primera solo en el periodo lluvioso (jul 2012) y con la mayor abundancia (59%); la segunda solo en el período de inicio de lluvias (mar 2013) y con una abundancia de 0,7%. Por otro lado, *Bryconamericus cismontanus* y *R. quelen* se presentaron solo en el sitio de referencia y en uno solo de los períodos, el lluvioso (jul2012); la primera con la mayor abundancia (66,7%) y la segunda con 16,7%. Las especies cf. *Imparfinis* (20%) y *A. triradiatus* (8,7%) tuvieron porcentajes de abundancia bajos y se encontraron tanto en el sitio de referencia como en el sitio alterado pero solo en algunos de los cinco períodos hídricos (**Fig. 13, Anexo 2**).

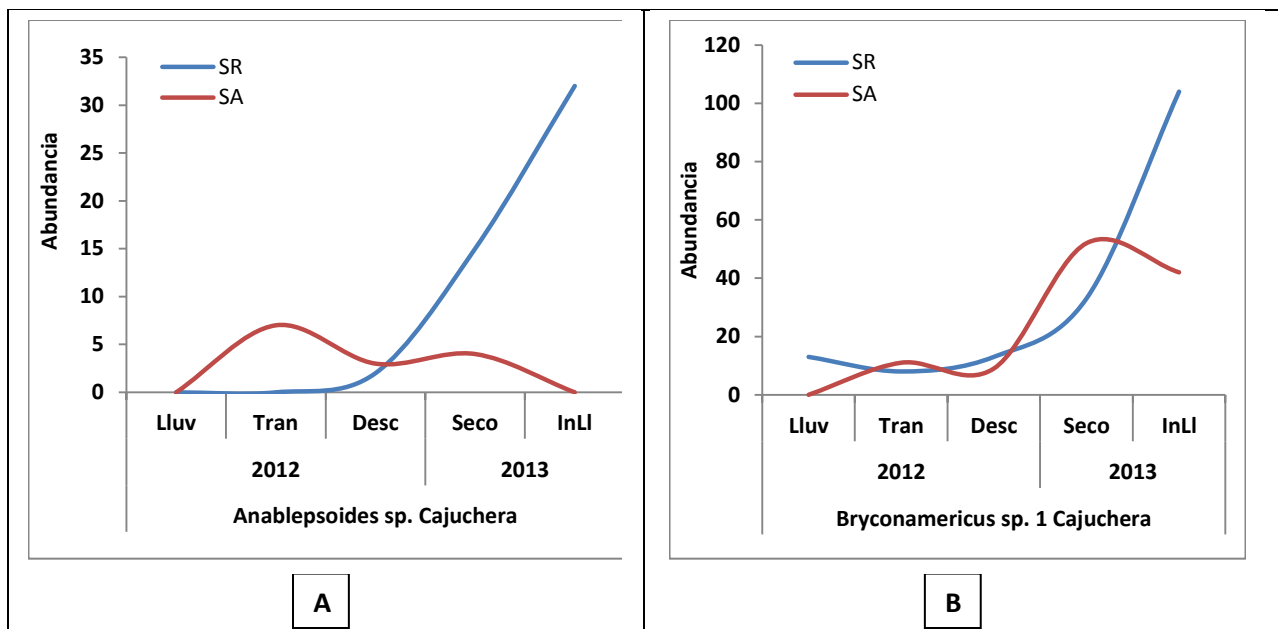


Figura 12. A. Abundancia de *Anablepsoides* sp. a lo largo del ciclo hídrico quebrada Cajuchera. **B.** Abundancia de *Bryconamericus* sp. 1 a lo largo del ciclo hídrico quebrada Cajuchera. (SR): Sitio de Referencia.(SA): Sitio Alterado.

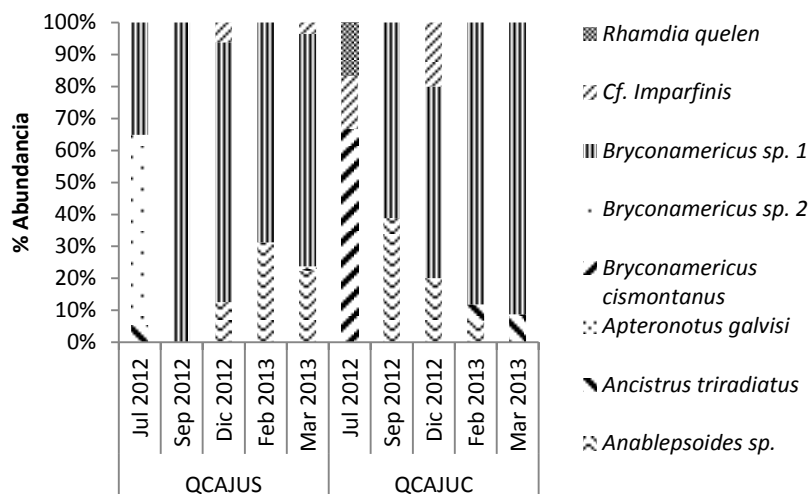


Figura 13. Porcentaje de abundancia de los cinco períodos hídricos en la quebrada Cajuchera. QCAJUS: sitio de referencia (sin extracción de caudal). QCAJUC: sitio alterado (con extracción de caudal).

• **Quebrada Limonera**

Se colectaron en total para esta quebrada 683 individuos, de los cuales 374 son del sitio de referencia y 309 son del sitio alterado. Están agrupados en 3 órdenes, 4 familias y 5 géneros, con un total de 6 especies. Los órdenes con mayor número de especies fueron Characiformes (3 spp.) y Siluriformes (2 spp.) y en conjunto representan un 83,3 % del total obtenido. La familia con mayor número de especies corresponde a Characidae (2 spp.), las demás tienen de a una especie. Para el sitio de referencia se encontraron 3 órdenes, 4 familias y 4 géneros, con un total de 4 especies y para el sitio alterado se encontraron 3 órdenes, 3 familias y 4 géneros, con un total de 5 especies (**Tabla 4**).

Tabla 4. Número y porcentaje de familias, géneros y especies para cada uno de los órdenes presentes en la quebrada Limonera a lo largo del ciclo hídrico.

Órdenes	Familias		%		Géneros		%		Especies		%	
	SR	SA	SR	SA	SR	SA	SR	SA	SR	SA	SR	SA
Characiformes	1	1	25	33,3	1	2	25	50	1	3	25	60
Siluriformes	2	1	50	33,3	2	1	50	25	2	1	50	20
Cyprinodontiformes	1	1	25	33,3	1	1	25	25	1	1	25	20
Total	4	3	100	100	4	4	100	100	4	5	100	100

De las seis especies encontradas en la quebrada Limonera tanto para el sitio de referencia como para el sitio alterado fueron comunes tres: *Anablepsoides* sp., *Bryconamericus* sp. 1 y cf.

Imparfinis. En el sitio de referencia *Anablepsoides* sp. se presentó en todos los periodos y en el sitio alterado esto mismo se observó en esta especie y en *Bryconamericus* sp. 1. *Anablepsoides* sp. dominó marcadamente en los dos sitios, destacándose aún más en el de referencia (97,3%) con relación al alterado (79,6%). *Bryconamericus* sp. 1 dominó en el sitio alterado con 16,8% (Fig. 14 y 15) Por otra parte cf. *Imparfinis* se presentó en el sitio de referencia en dos periodos (seco e inicio de lluvias) y en el alterado en uno solo (inicio de lluvias). En cuanto a las especies exclusivas de alguno de los dos sitios, estas se presentaron solo en el periodo de transición (sep 2012); *Ancistrus triradiatus* lo fue para el sitio de referencia y con 3,7% de abundancia. *Astyanax metae* y *Bryconamericus cismontanus* para el sitio alterado con 15,8% y 10,5% respectivamente (Fig. 15, Anexo 3).

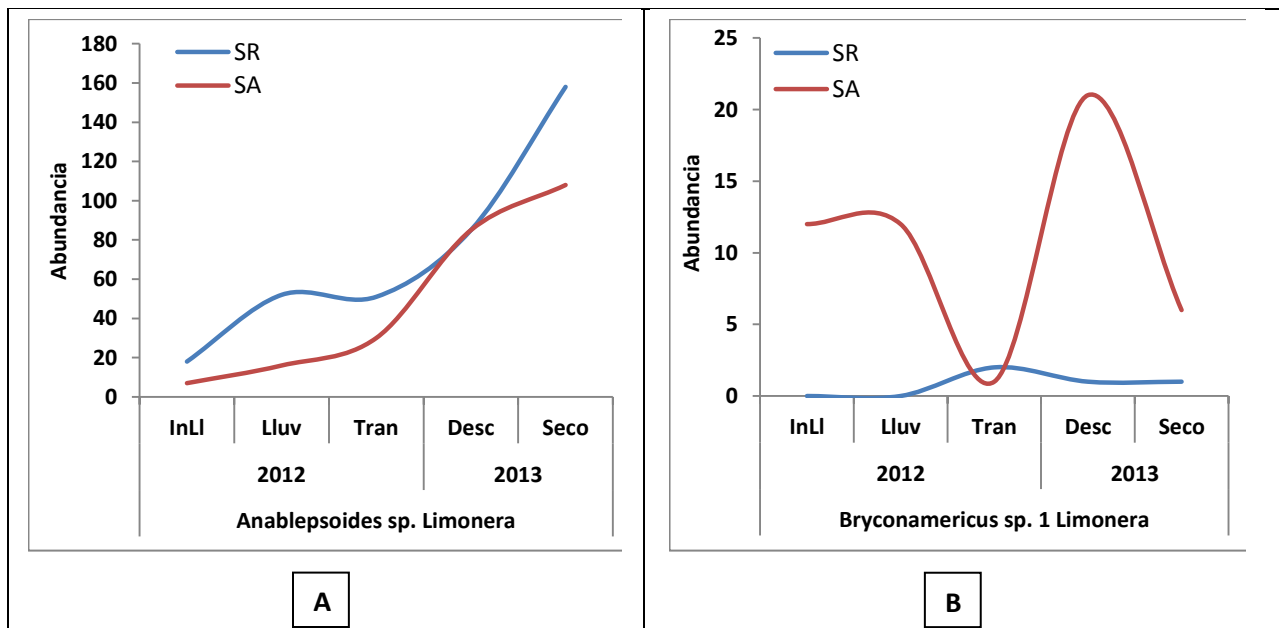


Figura 14. A. Abundancia de *Anablepsoides* sp. a lo largo del ciclo hídrico quebrada Limonera. **B.** Abundancia de *Bryconamericus* sp. 1 a lo largo del ciclo hídrico quebrada Limonera. (SR): Sitio de Referencia. (SA): Sitio Alterado.

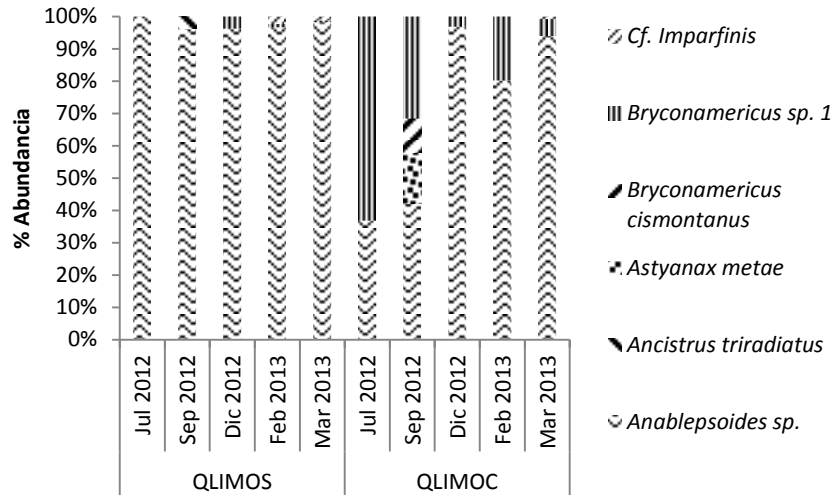


Figura 15. Porcentaje de abundancia de los cinco períodos hídricos en la quebrada Limonera. QLIMOS: sitio de referencia (sin extracción de caudal). QLIMOC: sitio alterado (con extracción de caudal).

- **Índice de similitud de Bray-Curtis y análisis multidimensional no métrico NMDS**

El análisis de similitud de Bray- Curtis presentó un coeficiente de correlación alto (0,80). Dicho análisis evidenció la formación de grupos muy homogéneos. Para la quebrada Tauramenera se observó que sí había diferencias en cuanto a la composición íctica entre el sitio de referencia y el sitio alterado en los diferentes períodos. En la quebrada Cajuchera se observó que hay una tendencia a mostrar diferencias en la composición de especies entre los períodos pero no entre el sitio de referencia y el sitio alterado, y la quebrada Limonera presentó una similitud cercana al 48% entre el sitio de referencia y el sitio alterado en los diferentes períodos (**Fig. 16**).

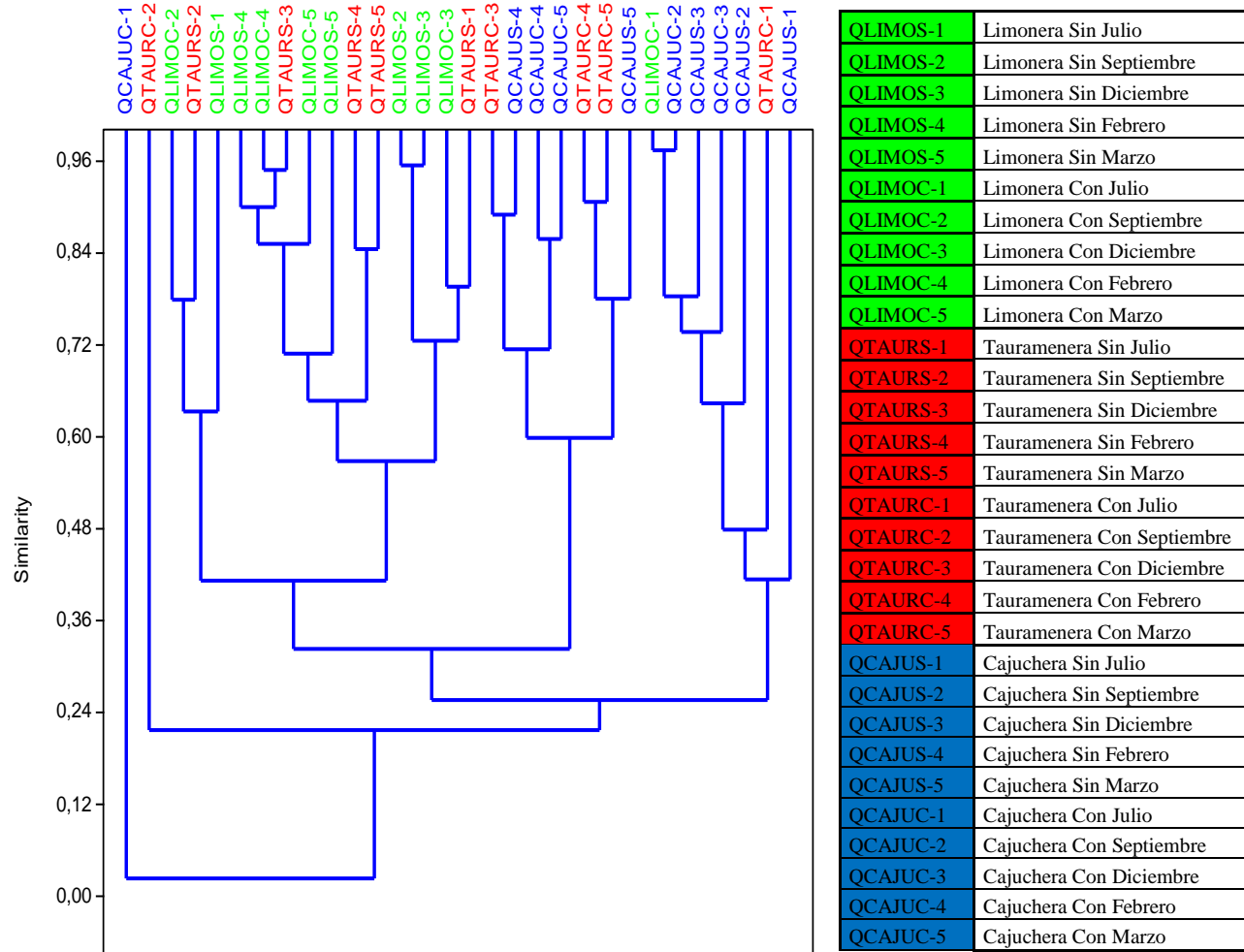


Figura 16. Análisis de similitud de Bray-Curtis de la composición íctica a lo largo del ciclo hídrico y por sitio de referencia (S) y sitio alterado (C). Períodos hídricos: (1): Julio 2012. (2): Septiembre 2012. (3): Diciembre 2012. (4): Febrero 2013 y (5): Marzo 2013.

Se empleó la prueba de Shapiro- Wilk para verificar la normalidad de los datos encontrándose valores de $p < 0,05$ rechazando la hipótesis nula la cual plantea que el conjunto de datos sigue una distribución normal. Se rechaza esa hipótesis debido a que no se cumple el supuesto de normalidad. Solo para las especies dominantes de cada quebrada se encontró que tenían una distribución normal de los datos. Después se realizó una transformación empleando $\log(x+1)$ y se observó el mismo comportamiento de los datos, no se logró normalizar los datos con la transformación y solo las especies dominantes seguían presentando normalidad.

Con el NMDS empleando el índice de Bray- Curtis se observó que las quebradas se separaron claramente, siendo Limonera la que más difiere de las otras dos quebradas en la composición de

especies por sitio de colecta y por periodo hídrico. Las quebradas Tauramenera y Cajuchera presentan una mayor similitud. El stress que se obtuvo fue de 0,1332 lo que indica que la bondad de ajuste de los datos es aceptable (**Fig. 17**).

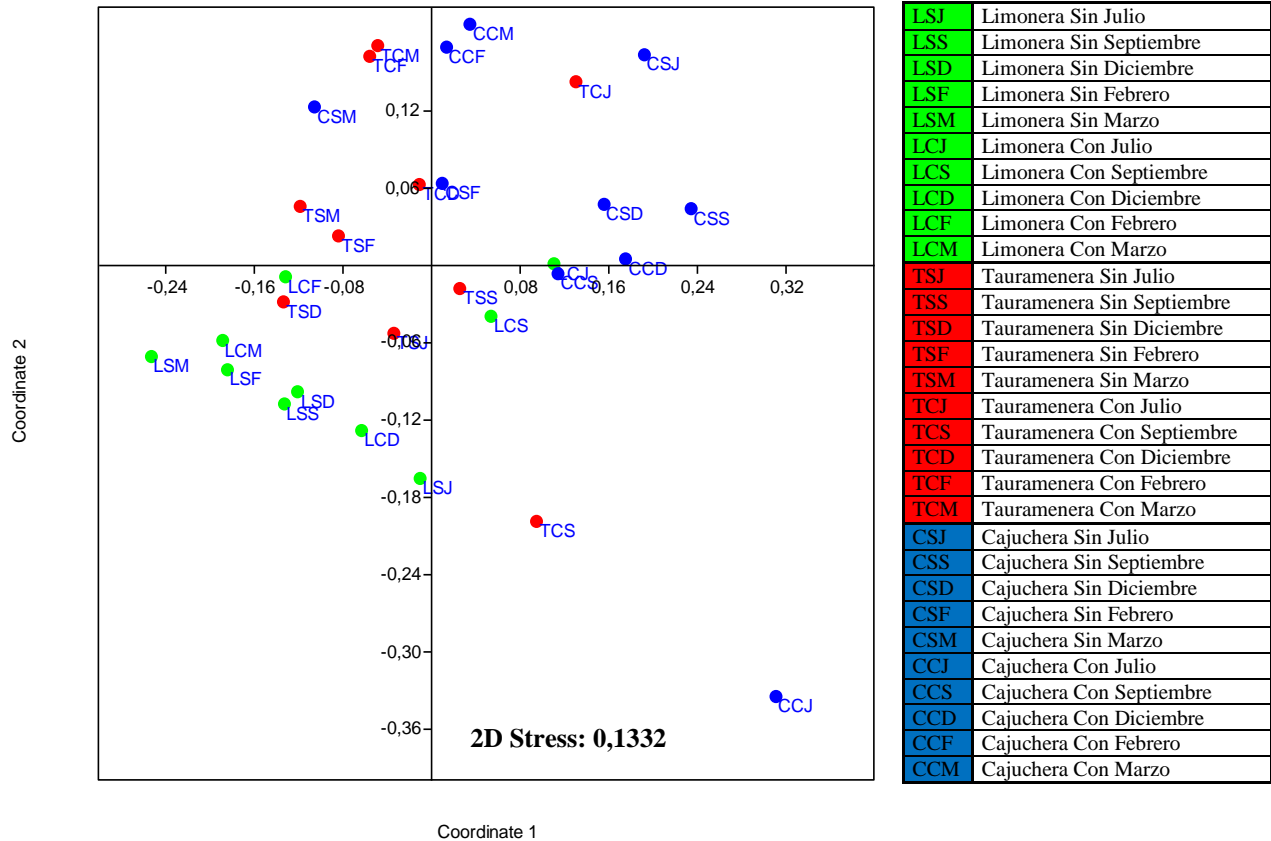


Figura 17. Análisis de Escalamiento Multidimensional No Métrico de la composición íctica a lo largo del ciclo hídrico de las tres quebradas. Sitio de referencia (S=Sin) y sitio alterado (C=Con).Mes en el cual se realizó el muestreo (julio, septiembre, diciembre del 2012 y febrero, marzo de 2013).

8.3 Estructura de la comunidad íctica.

Riqueza

En la quebrada Tauramenera solo en el período de julio 2012 se encontró que la riqueza fue mayor en el sitio de referencia con relación al sitio alterado con 4 y 2 especies, respectivamente. Por otra parte, en tres de los cinco períodos hídricos la riqueza fue mayor en el sitio alterado con relación al sitio de referencia; 4 vs 3 especies en diciembre 2012 y de 5 vs 4 especies en febrero y marzo de 2013. En septiembre de 2012 la riqueza fue igual en los dos sitios (3 especies) (**Fig. 18**, **Tabla 6**). En la quebrada Cajuchera solo en el período de marzo 2013 se encontró que la riqueza

fue mayor en el sitio de referencia con relación al alterado con 5 y 2 especies, respectivamente. Por otra parte en dos de los cinco períodos hídricos la riqueza fue mayor en el sitio alterado con relación al sitio de referencia; 2 vs 1 especies en septiembre de 2012 y de 3 vs 2 especies en febrero de 2013. Para los períodos de julio y diciembre de 2012 la riqueza fue igual en los dos sitios (3 especies) (**Fig. 18, Tabla 7**). En la quebrada Limonera solo para el período de febrero de 2013 se encontró que la riqueza fue mayor en el sitio de referencia con relación al alterado con 3 y 2 especies, respectivamente. Por otra parte en dos de los cinco períodos hídricos la riqueza fue mayor en el sitio alterado con relación al sitio de referencia; 2 vs 1 especies en julio de 2012 y de 4 vs 2 especies en septiembre de 2012. Para los períodos de diciembre de 2012 y marzo de 2013 se encontró que la riqueza fue igual en los dos sitios con 2 y 3 especies, respectivamente (**Fig. 18, Tabla 8**).

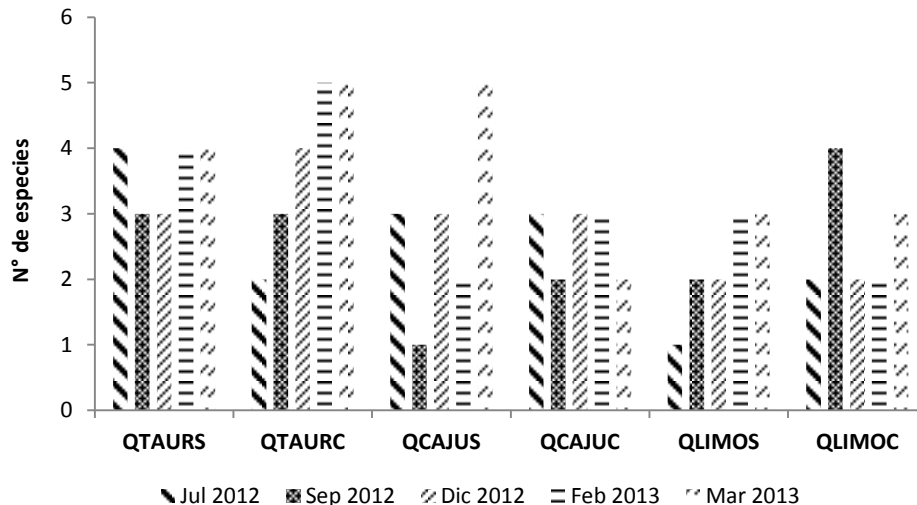


Figura 18. Riqueza de especies Quebradas Tauramenera, Cajuchera y Limonera. QTAURS, QCAJUS Y QLIMOS: sitio de referencia. QTAURC, QCAJUC Y QLIMOC: sitio alterado.

Diversidad

En la quebrada Tauramenera se encontró que en tres períodos, lluvioso, seco e inicio de lluvias (jul 2012, feb y mar 2013) la diversidad fue mayor en el sitio de referencia con relación al sitio alterado. En los otros dos períodos (sep y dic 2012) la diversidad fue mayor en el sitio alterado con relación al sitio de referencia. Al comparar los valores de diversidad entre sitios de referencia y sitios alterados de la quebrada Tauramenera se observó que en tres períodos (sep 2012, feb y mar de 2013) los valores de diversidad altos se corresponden con valores altos también en la

equidad. En un solo período (jul 2012), el valor del índice de diversidad se corresponde con el valor alto de la riqueza. En el período de diciembre 2012 el valor de la diversidad se corresponde con valores altos tanto en riqueza como en equidad (**Fig. 19 y 22, Tabla 6**).

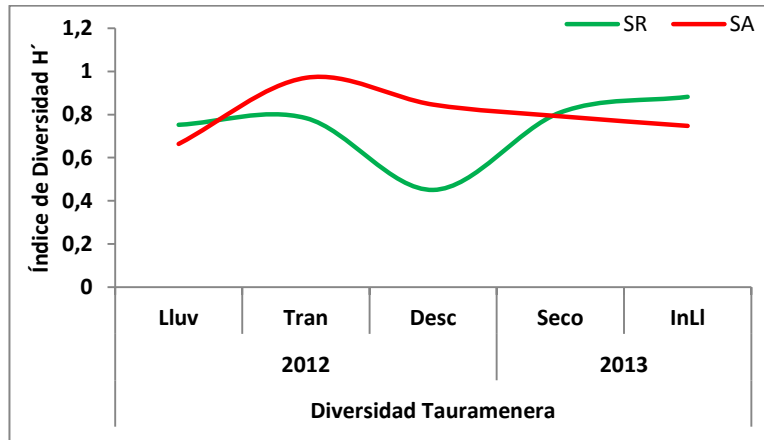


Figura 19. Comportamiento de la Diversidad a lo largo del ciclo hídrico Quebrada Tauramenera. (SR): Sitio de Referencia. (SA): Sitio Alterado.

En la quebrada Cajuchera se encontró que en tres períodos (jul 2012, feb y mar 2013) la diversidad fue mayor en el sitio de referencia con relación al alterado. En los otros dos períodos (sep y dic 2012) la diversidad fue mayor en el sitio alterado con relación al sitio de referencia. Al comparar los valores de diversidad entre sitios de referencia y sitios alterados de la quebrada Cajuchera se observó que en los cinco períodos hídricos los valores altos de diversidad se corresponden con los valores altos también en la equidad. Para el período de septiembre 2012 en el sitio de referencia la diversidad tuvo un valor de cero, lo que se debe a que la riqueza fue de una sola especie. Solo en dos períodos (sep 2012 y mar 2013) el valor alto de diversidad se corresponde con el valor alto de la riqueza (**Fig. 20 y 22, Tabla 7**).

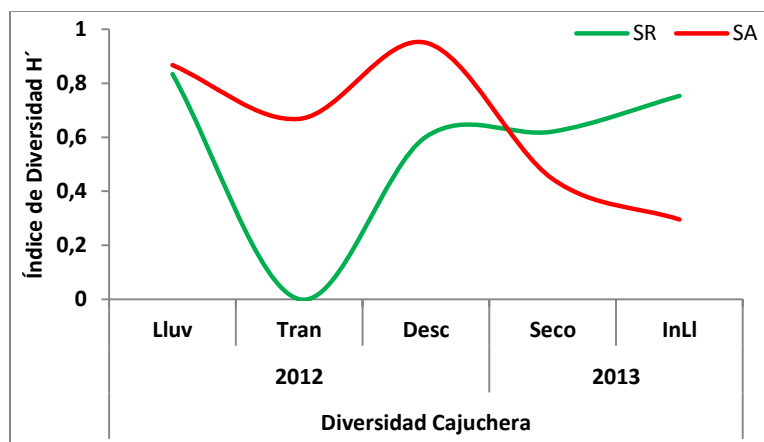


Figura 20. Comportamiento de la Diversidad a lo largo del ciclo hídrico Quebrada Cajuchera. (SR): Sitio de Referencia. (SA): Sitio Alterado.

En la quebrada Limonera se encontró que solo en un período (dic 2012) la diversidad fue mayor en el sitio de referencia con relación al alterado. En los otros cuatro períodos (julio y septiembre de 2012 y febrero y marzo de 2013) la diversidad fue mayor en el sitio alterado con relación al sitio de referencia (**Fig. 21 y 22, Tabla 8**).

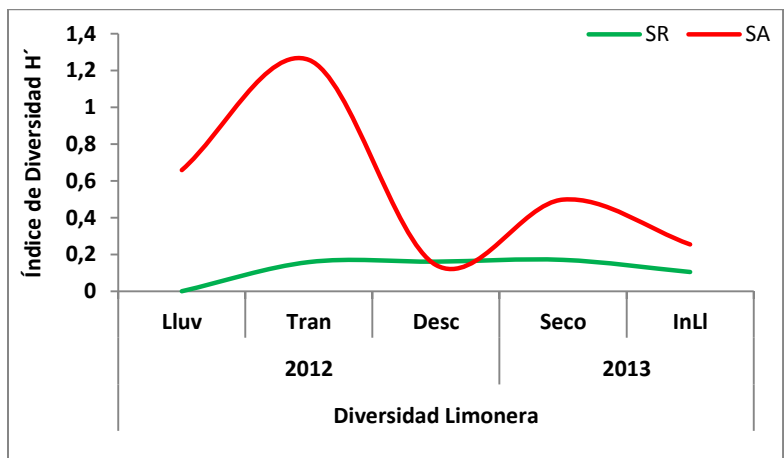


Figura 21. Comportamiento de la Diversidad a lo largo del ciclo hídrico Quebrada Limonera. (SR): Sitio de Referencia. (SA): Sitio Alterado.

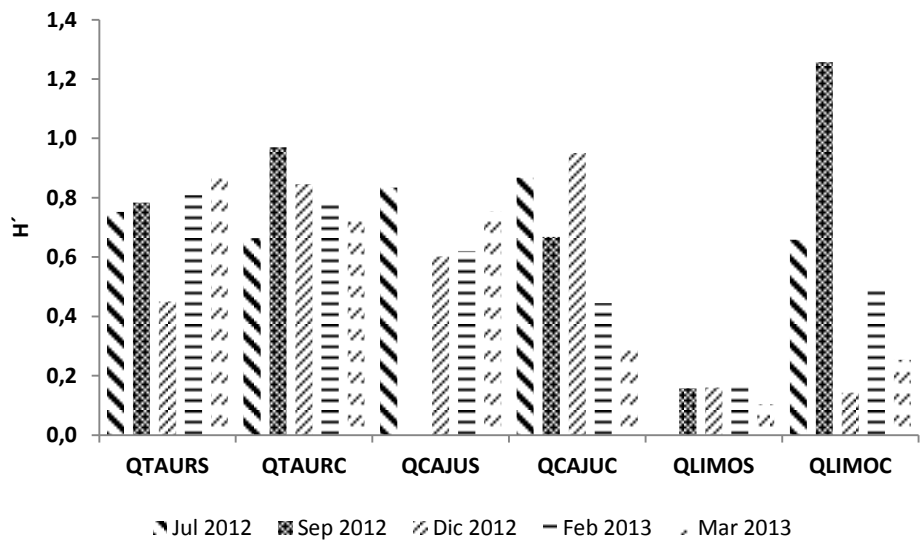


Figura 22. Diversidad de especies Quebradas Tauramenera, Cajuchera y Limonera. QTAURS, QCAJUS Y QLIMOS: sitio de referencia. QTAURC, QCAJUC Y QLIMOC: sitio alterado.

Equidad

En la quebrada Tauramenera se encontró que en dos períodos (feb y mar 2013) la equidad fue mayor en el sitio de referencia con relación al sitio alterado, en los otros tres períodos la equidad fue mayor en el sitio alterado que en el sitio de referencia. Los valores más altos de equidad se presentaron en el sitio alterado en los períodos de julio y septiembre de 2012 con 0,96 y 0,88 respectivamente. Valores de equidad que son cercanos a la unidad indican que los sitios tienen composición biológica con tendencia a la igualdad (**Fig. 23, Tabla 6**).

En la quebrada Cajuchera la equidad presentó un comportamiento similar al de la diversidad. Se encontró que en dos períodos (feb y mar 2013) la equidad fue mayor en el sitio de referencia con relación al sitio alterado, en los otros tres períodos la equidad fue mayor en el sitio alterado que en el sitio de referencia. Los valores más altos de equidad se presentaron en el sitio alterado en los períodos de septiembre y diciembre de 2012 con 0,96 y 0,87 respectivamente. Para el período de septiembre 2012 se encontró en el sitio de referencia una equidad de cero, lo cual indica que solo se registró una especie en este sitio para este período (**Fig. 23, Tabla 7**).

En la quebrada Limonera la equidad presentó un comportamiento similar al de la diversidad a lo largo de los cinco períodos. Se encontró que en sólo en un período (dic 2012) la equidad fue mayor en el sitio de referencia con relación al sitio alterado, en los otros cuatro períodos la equidad fue mayor en el sitio alterado que en el sitio de referencia. Los valores más altos de equidad se presentaron en el sitio alterado en los períodos de julio y septiembre de 2012 y en febrero de 2013 con 0,95, 0,91 y 0,72 respectivamente. Para los cinco períodos en el sitio de referencia se encontró una equidad de cero en julio de 2012, lo cual indica que solo se registró una especie en este sitio para este período. Valores de equidad entre 0,1 y 0,2 en los demás períodos registran 2 o 3 especies pero no con el mismo número de individuos (**Fig. 23, Tabla 8**).

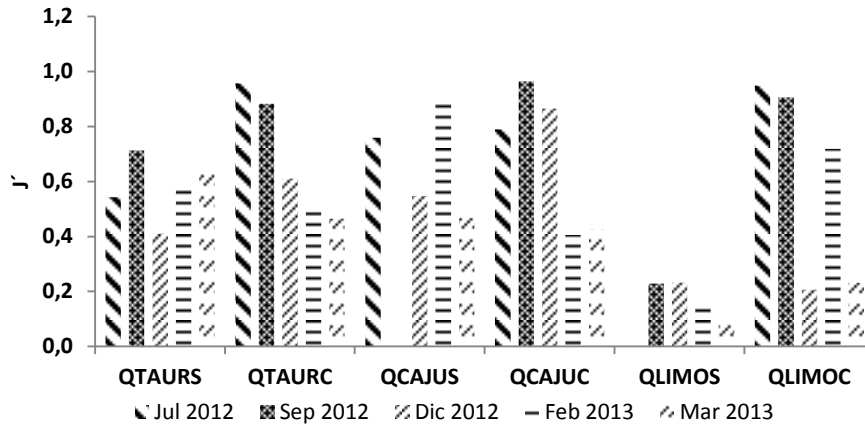


Figura 23. Equidad Quebradas Tauramenera, Cajuchera y Limonera. QTAURS, QCAJUS Y QLIMOS: sitio de referencia. QTAURC, QCAJUC Y QLIMOC: sitio alterado.

Dominancia

En la quebrada Tauramenera tanto el sitio de referencia como el sitio alterado presentan una tendencia a la dominancia, debido a la alta frecuencia de observación de dos especies en relación a las restantes, hecho que se repitió en los cinco períodos de estudio. Así mismo, estos valores se reflejaron en los índices de equidad con cifras alejadas de la unidad, lo que implica una similitud relativa en abundancia de especies entre el sitio de referencia y el sitio alterado. Aquellos períodos en los que se registró un valor alto de equidad en el sitio alterado, se encontraron valores bajos de dominancia. En tres de los períodos (jul, sep y dic 2012) la dominancia fue mayor en el sitio de referencia con relación al sitio alterado. En los otros dos períodos (feb y mar 2013) la dominancia fue mayor en el sitio alterado con relación al sitio de referencia (**Fig.24, Tabla 6**).

En la quebrada Cajuchera aquellos períodos en los que se registró un valor bajo de equidad en el sitio de referencia y en el sitio alterado, se encontraron valores altos de dominancia. Para el período de Julio 2012 se encontró que la equidad fue igual tanto para el sitio de referencia como para el sitio alterado. En dos de los períodos (sep y dic 2012) la dominancia fue mayor en el sitio de referencia con relación al sitio alterado. En septiembre de 2012 se encontró una dominancia de 1 en el sitio de referencia lo cual indica que solo domina una especie para este sitio lo cual se corresponde con la equidad. En dos períodos (feb y mar 2013) la dominancia fue mayor en el sitio alterado con relación al sitio de referencia. (**Fig. 24, Tabla 7**).

En la quebrada Limonera solo para un período (dic 2012) se encontró que la dominancia fue igual tanto para el sitio de referencia como para el sitio alterado. En los otros cuatro períodos siempre la dominancia fue mayor en el sitio de referencia en relación al sitio alterado (**Fig. 24, Tabla 8**).

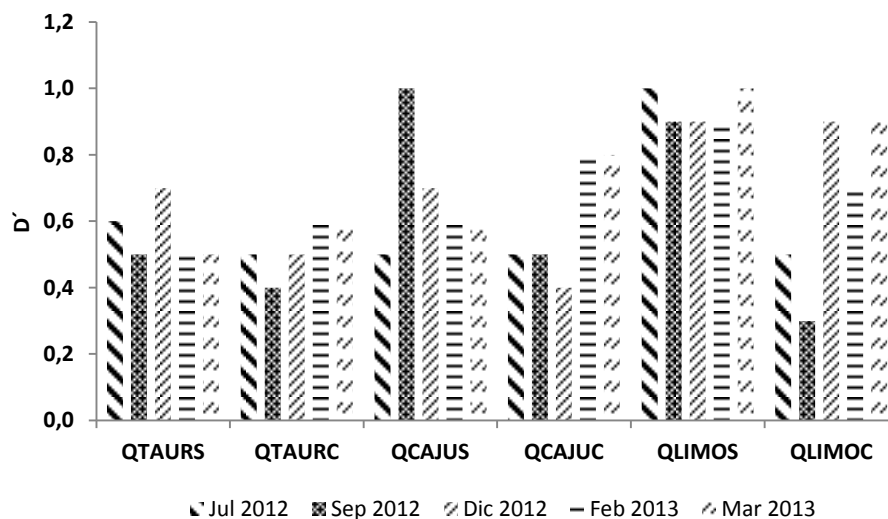


Figura 24. Dominancia de especies Quebradas Tauramenera, Cajuchera y Limonera. QTAURS, QCAJUS Y QLIMOS: sitio de referencia. QTAURC, QCAJUC Y QLIMOC: sitio alterado.

Tabla 6. Listado de índices ecológicos quebrada Tauramenera.

Período hídrico	Jul 2012		Sep 2012		Dic 2012		Feb 2013		Mar 2013	
	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C
n	47	29	34	15	103	60	93	105	125	107
R	4	2	3	3	3	4	4	5	4	5
J'	0,54	0,96	0,71	0,88	0,41	0,61	0,58	0,49	0,64	0,46
D'	0,59	0,53	0,49	0,41	0,75	0,49	0,49	0,6	0,46	0,63
H'	0,75	0,66	0,78	0,97	0,45	0,85	0,81	0,79	0,88	0,75

Tabla 7. Listado de índices ecológicos quebrada Cajuchera.

Período hídrico	Jul 2012		Sep 2012		Dic 2012		Feb 2013		Mar 2013	
	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C

Período hídrico	Jul 2012		Sep 2012		Dic 2012		Feb 2013		Mar 2013	
	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C
n	37	6	8	18	16	15	48	59	143	46
R	3	3	1	2	3	3	2	3	5	2
J'	0,76	0,79	0	0,96	0,55	0,87	0,9	0,41	0,47	0,43
D'	0,48	0,5	1	0,52	0,68	0,44	0,57	0,78	0,58	0,84
H'	0,83	0,87	0	0,67	0,6	0,95	0,62	0,45	0,75	0,3

Tabla 8. Listado de índices ecológicos quebrada Limonera.

Período hídrico	Jul 2012		Sep 2012		Dic 2012		Feb 2013		Mar 2013	
	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C
n	18	19	54	38	53	31	88	106	161	115
R	1	2	2	4	2	2	3	2	3	3
J'	0	0,95	0,23	0,91	0,23	0,21	0,16	0,72	0,1	0,23
D'	1	0,53	0,93	0,31	0,93	0,94	0,93	0,68	0,96	0,88
H'	0	0,66	0,16	1,26	0,16	0,14	0,17	0,5	0,1	0,25

9. DISCUSIÓN

9.1 Comportamiento del caudal a lo largo del ciclo hídrico en las tres quebradas.

Aunque la magnitud de los caudales a lo largo del ciclo hídrico varió entre las diferentes quebradas, los hidrogramas son muy similares en su forma tal como se puede observar en la Figura 6. En el período seco el caudal era uniformemente bajo, aumentó luego en el período de inicio de lluvias y alcanzó su punto máximo en el período lluvioso. El caudal disminuyó rápidamente desde los períodos de transición y descenso de lluvias.

La variabilidad estacional en el caudal de un río es lo que se denomina como régimen hídrico y durante una crecida es común observar un aumento rápido del caudal y una disminución más

lenta conforme el agua de escorrentía va desapareciendo (Elosegi & Sabater, 2009). Una pequeña disminución en el caudal resulta en una reducción del área mojada o hábitat utilizable para todos los organismos acuáticos (McKay & King, 2006). Según Elosegi & Sabater (2009) en los ríos se pueden distinguir dos tipos de caudal: *el caudal basal*, que es el que circula cuando no ha habido lluvias y está constituido por agua freática, y *el caudal de tormenta*, que llega directamente por escorrentía en momentos de fuertes lluvias y en muchos casos el caudal circulante puede ser una combinación de ambas fuentes. Estos dos tipos de caudal se pudieron observar en las tres quebradas (Fig. 8) donde los picos más altos de la curva corresponden al “*caudal de tormenta*” debido al aumento de la precipitación en esa época del año; así como el “*caudal basal*” para los períodos de descenso de aguas, seco e inicio de lluvias.

Elosegi & Sabater (2009) destacan que el efecto principal de las crecidas en los ríos y quebradas es la perturbación de las comunidades, arrastrando organismos y recursos aguas abajo, aunque también son cruciales para algunas especies, como por ejemplo para peces que solo pueden migrar a sus zonas de desove en aguas altas.

Por otro lado, las sociedades humanas extraen grandes cantidades de agua de ríos, lagos, humedales y acuíferos subterráneos para satisfacer las demandas agrícolas, municipales e industriales y los ecosistemas de agua dulce requieren de suficiente agua, de buena calidad y en determinados momentos para proporcionar productos y servicios valiosos a la sociedad (Allan & Castillo, 2007). La demanda en la extracción de caudal tiene su punto más alto durante los meses que son más secos o donde se disminuye la precipitación coincidiendo con los caudales naturalmente bajos, lo cual coincide con lo encontrado en las quebradas Tauramenera y Limonera para los períodos de menos lluvias (Fig.7). Esto puede tener el efecto de reducir el volumen total de agua, el aumento de la frecuencia y la duración de un caudal bajo ecológicamente crítico (McKay & King, 2006).

El efecto hídrico más notorio de la extracción es la reducción de la cantidad total de agua que fluye por un río o la eliminación de una gran parte de la descarga total de agua durante un período prolongado (Poff *et al*, 1997), esto es probable que cause una serie de efectos ecológicos y físicos en el sistema dependiendo del grado en que se ha alterado el patrón de caudal natural y el volumen de agua (Richter *et al*, 1997). La extracción directa del agua o las desviaciones del caudal de las quebradas pueden alterar la variación diaria en el caudal, ya sea reducido o

incrementado (McKay & King, 2006) como sucedió en la quebrada Tauramenera en la cual se evidenció una mayor pérdida de caudal, entre un 65% y 87%.

9.2 Análisis de la composición de la comunidad íctica.

La composición de la comunidad íctica encontrada en las quebradas Tauramenera, Cajuchera y Limonera coincide con los patrones encontrados para numerosos ecosistemas dulceacuícolas del neotrópico, donde la mayoría de las especies que conforman la comunidad pertenece a los órdenes Characiformes y Siluriformes (Cala 1990; Lowe-McConnell 1975 y 1987). Este mismo patrón para la región de la Orinoquia ha sido reportado por Lasso *et al.* (2004a), Maldonado-Ocampo (2004), Bogotá-Gregory & Maldonado-Ocampo (2005), Maldonado-Ocampo *et al.* (2006), Maldonado-Ocampo & Bogotá-Gregory (2007), Urbano-Bonilla *et al.* (2009).

Generalmente los Characiformes se reproducen durante la inundación y la disminución de ambientes inundados impide el mantenimiento de larvas y juveniles en las zonas de cría, dificultándose la suspensión de los huevos en la columna de agua y es así como la alteración del caudal ya ha sido señalada como un factor perjudicial para la reproducción de peces (de Mérona *et al.*, 2005). En las tres quebradas las mayores abundancias fueron para las especies del Orden Characiformes que se registraron en los períodos de menos precipitación, y no se encontró un efecto negativo de la extracción de caudal en cuanto a la abundancia de individuos de este orden, pues al comparar entre el sitio de referencia y el sitio alterado predominó mayor abundancia de individuos en el sitio alterado en comparación al sitio de referencia.

A nivel de familia, en las tres quebradas la familia Heptapteridae tuvo mayor número de individuos, pues esta familia contiene especies que son de hábitos bentónicos. La familia Characidae, con especies como *A. metae* y *B. cismontanus* prefieren hábitats de rápidos y corrientes respectivamente.

Maldonado-Ocampo *et al.* (2005) reportan dos grupos de peces de altitudes superiores a los 500 m y que coinciden con los resultados de este estudio. Estos grupos son: A) los que son torrentícolas, que presentan adaptaciones como ventosas bucales con las que se adhieren a las rocas para remontar los cauces, tener odontodes operculares que les permiten fijarse a las rocas, tamaño mediano o pequeño y presencia de vejiga natatoria reducida para el aumento de la densidad corporal y B) los que son fusiformes, que por su forma hidrodinámica son capaces de remontar las corrientes.

Para las tres quebradas, tanto en el sitio de referencia como en el sitio alterado en los cinco períodos hídricos fue común encontrar *Anablepsoides sp.* Según Costa (2011), las especies de este género habitan en las partes superficiales de las quebradas y pantanos dentro del bosque denso o en la sabana abierta en las partes poco profundas a menudo a menos de 20 cm de profundidad. *Bryconamericus sp. 1* también fue común en las tres quebradas, para Tauramenera y Cajuchera se encontró tanto en el sitio de referencia como en el sitio alterado en los cinco períodos hídricos pero no de manera simultánea y para Limonera se encontró en el sitio de referencia solo en tres de los cinco períodos hídricos y para el sitio alterado se encontró en todos períodos hídricos. Se observó que *Bryconamericus sp. 1* en el período lluvioso en la quebrada Cajuchera se encontró en el sitio de referencia con un 35% de abundancia pero no se encontró en el sitio alterado, mientras que para la quebrada Limonera estuvo en el sitio alterado siendo el período lluvioso con el mayor porcentaje de abundancia de los demás períodos hídricos.

En condiciones fluctuantes algunas especies logran adaptarse, razón por la cual es posible encontrar una misma especie en una misma localidad específica en diferentes períodos hídricos, pues su desarrollo se encuentra ligado a las condiciones particulares del hábitat y microhabitat (Winemiller & Jepsen, 1998), como es el caso de las especies *Anablepsoides sp.* y *Bryconamericus sp. 1* que se encontraron en las tres quebradas y en los cinco períodos hídricos como las especies más abundantes.

A. triradiatus se observó en las quebradas Tauramenera y Cajuchera, tanto en el sitio de referencia como en el sitio alterado con bajas abundancias en diferentes períodos. En la quebrada Limonera sólo se observó en el sitio de referencia durante el período de transición. Según Geerinckx *et al* (2007) esta especie hace parte de los muchos peces que han adoptado un comportamiento en el que la adhesión a sustratos es una ventaja y se pueden destacar tres características típicas del plan corporal. En primer lugar, una forma de cuerpo deprimido reduce la resistencia del agua torrencial cuando está acostado sobre un sustrato. Las aletas están estrechamente adheridas al sustrato lo que le permite mantener la adhesión. En segundo lugar, estructuras de fricción, como espinas u odontoides en el lado ventral del cuerpo y las aletas, hace menos probable que el individuo adherido al sustrato se elimine por lavado. En tercer lugar, un aparato de succión puede adherirlo más firmemente, independiente de la inclinación del sustrato o la dirección de la corriente. Estos dos últimos mecanismos también son de gran valor en los sistemas de aguas lenticas, y (especialmente el tercero) permiten la adherencia a los sustratos

inclinados. Por ejemplo en la quebrada Tauramenera se encontró un mayor porcentaje de abundancia de esta especie en el sitio alterado respecto al sitio de referencia durante el período de transición (sep2012), durante el cual aún se presentaron fuertes lluvias como se puede observar en la Figura 4 y gracias a las adaptaciones morfológicas de esta especie fue posible encontrarla bajo estas condiciones.

En cuanto a las especies exclusivas, *Nemuroglanis mariai* solo se encontró en la quebrada Tauramenera en el sitio de referencia en el período de inicio de lluvias (mar2013) con un único individuo y no se encontró en el sitio alterado. Esta especie frecuenta pequeñas quebradas del piedemonte llanero de corrientes rápidas sin ser torrentoso y suelen encontrarse en parajes sombreados en la hojarasca cerca de la orilla (Galvis *et al*, 2007). *Rhamdia quelen* se encontró en la quebrada Tauramenera únicamente en el período de transición de lluvias (sep2012) y solo en el sitio alterado. En la quebrada Cajuchera esta especie estuvo únicamente en el periodo lluvioso (jul2012) y solo en el sitio alterado. Según Galvis *et al*, 2007, esta especie se reproduce en la época de lluvias, es estrictamente carnívora que depreda peces y macroinvertebrados y es una especie solitaria y territorial.

En cuanto a la similitud de la composición, en el análisis con el índice de Bray-Curtis es posible que en las quebradas de Cajuchera y Limonera donde se presentó un coeficiente de correlación superior a 0,7 durante los períodos de descenso de lluvias, seco e inicio de lluvias (dic2012, feb y mar 2013) ocurran migraciones de las especies; pues no se observaron variaciones al interior de estas quebradas según el sitio de referencia o alterado con valores de similitud superiores a 0,7 (Figura 13). Según Bejarano *et al*. (2006) los peces realizan migraciones tanto laterales, entre las zonas inundadas y el río, como longitudinales, de las cabeceras a las partes bajas de los ríos; pues utilizan la gran variedad de recursos disponibles para su refugio, alimentación o reproducción.

De acuerdo al análisis de similitud se evidenció que si existe una variación en la composición íctica de la quebrada Tauramenera entre el sitio de referencia y el sitio alterado en los cinco períodos hídricos. Según Junk *et al*. (1989) esto puede estar relacionado con el pulso hídrico de los ríos el cual es el factor estacional dominante y se ha encontrado que las comunidades ícticas fluctúan enormemente a lo largo del año en respuesta a él, pues las comunidades ícticas varían en función de la disponibilidad de microhábitats.

La quebrada Tauramenera y Limonera evidenciaron también una variación en la composición íctica a nivel taxonómico de especie, con los menores valores de similitud de acuerdo al periodo hídrico. Sin embargo a nivel de orden taxonómico estas diferencias no se evidencian, pues es probable que exista un recambio de especies pertenecientes al mismo orden taxonómico; así en términos de composición a nivel de especies serían diferentes, pero en términos ecológicos las especies reemplazantes podrían cumplir con la misma función ecológica. El NMDS fue la base para realizar todos los análisis de las tres quebradas por separado al encontrar que estas se separaban claramente en cuanto a la abundancia de las especies.

9.3 Análisis de la estructura de la comunidad íctica.

Para Colombia se ha reportado que la riqueza íctica disminuye en un sentido altitudinal; si en el piedemonte de la Orinoquia a 400 m de altura hay aproximadamente 100 especies de peces, a una altitud de 1000 m no hay más de 15 especies (Maldonado-Ocampo *et al*, 2005). La riqueza de peces encontrada se deriva de una gran variabilidad en diferentes factores (geología, hidrología, hábitat, clima) los cuales se interrelacionan y generan las condiciones propicias para el establecimiento de las especies (Maldonado-Ocampo, 2001).

La heterogeneidad espacial es un factor que incrementa la riqueza de los ecosistemas (Lowe-McConnell, 1975). En las tres quebradas se observó que la riqueza de especies fue mayor en el sitio de referencia en comparación al sitio alterado pero en diferentes periodos hídricos. Para la quebrada Tauramenera fue solo en el periodo lluvioso, en Cajuchera solo en el periodo de inicio de lluvias y en Limonera solo en el periodo seco. Por otro lado, se encontró en las tres quebradas que la riqueza de especies fue mayor en el sitio alterado en comparación del sitio de referencia en dos o tres periodos hídricos diferentes. En la quebrada Tauramenera fue en los periodos de descenso de lluvias, seco e inicio de lluvias; en Cajuchera en los periodos de transición y seco; y en Limonera sólo fue durante el periodo de transición. La riqueza fue igual en ambos sitios en el periodo de transición para la quebrada Tauramenera, en los periodos lluvioso y de descenso de lluvias para Cajuchera y en los periodos de descenso e inicio de lluvias para Limonera.

Según de Mérona *et al.* (2005) hay modelos en los que se prevé una reducción en la diversidad de peces y aunque la estructura de la comunidad es a menudo modificada, hay situaciones en las que no se evidencia una disminución de la diversidad de peces aguas abajo después de una intervención antrópica, debido a una serie de cambios en las características físicas y químicas del

medio ambiente. La construcción de una barrera física, como por ejemplo las rejillas para la extracción del agua dentro de la quebrada, interrumpe el curso normal de la quebrada produciendo los efectos mencionados anteriormente.

En Tauramenera y Cajuchera durante los períodos lluvioso, seco e inicio de lluvias, la diversidad fue siempre mayor en el sitio de referencia en comparación al sitio alterado, comportamiento que fue diferente en Limonera, pues solo durante el período de descenso de lluvias la diversidad fue mayor en el sitio de referencia respecto al sitio alterado. Contrario a los períodos de transición y de descenso de lluvias donde la diversidad fue mayor en el sitio alterado en Tauramenera y Cajuchera, pues para la quebrada Limonera la diversidad fue mayor en el sitio alterado en los otros cuatro períodos hídricos.

La variación anual en la estructura de la comunidad íctica estaría asociada con la variación anual en el régimen de caudal (Propst *et al*, 2008). Eventos a gran escala, como los períodos de lluvia o de sequía suelen alterar la estructura a través de las migraciones y la mortalidad masiva. Cualquiera de estos dos períodos también tiene efectos locales sobre el hábitat afectando la abundancia y las interacciones bióticas dentro de las comunidades de peces (Cotta & Umaña, 2010).

Las comunidades que presentaron una distribución de abundancias más uniforme, es decir con valores de equidad altos, generalmente fueron aquellas encontradas en los periodos de más lluvias; período lluvioso, de transición y en algunos casos en descenso de lluvias (jul, sep y dic 2012). Los valores más altos de equidad en la quebrada Tauramenera fueron encontrados tanto en el sitio de referencia como en el sitio alterado en los períodos lluvioso y de transición. En la quebrada Cajuchera los valores más altos de equidad se encontraron solo en el sitio alterado en los períodos de más lluvias al igual que para la quebrada Limonera.

Los valores más altos de dominancia en las quebradas se presentaron en los períodos de menos lluvias; período descenso de lluvias, seco e inicio de lluvias en algunos casos donde las especies dominantes fueron *Anablepsoides* sp. los cuales suelen encontrarse en pequeñas charcas temporales vecinas a quebradas del piedemonte (Galvis *et al*, 2007) y *Bryconamericus* sp. 1.

9.4 Relación de la composición y estructura de la comunidad íctica a lo largo del ciclo hídrico con la extracción de caudal.

La necesidad de demostrar los efectos ecológicos de la extracción de caudal en los ecosistemas fluviales se ha incrementado drásticamente en los últimos años con el fin de mejorar los ríos que están siendo alterados (McKay & King, 2006).

Varias hipótesis se han propuesto con el fin de predecir el tipo de especies que podrían desaparecer en un río aguas abajo cuando hay un tipo de intervención antrópica como la construcción de presas o la extracción de caudal. Entre las hipótesis que se han propuesto como guía para identificar las especies tolerantes o intolerantes a dichos cambios se encuentra la preferencia térmica, el uso del hábitat, búsqueda de alimento, o estrategias de reproducción (de Mérona et al, 2005).

Las respuestas de los peces a las modificaciones del medio ambiente podrían ser de manera gradual, debido a que las especies se adaptan a encontrar refugios de las perturbaciones en aquellos sitios con un alto grado de heterogeneidad espacial y temporal. Además, la heterogeneidad del hábitat disminuye a medida que el caudal máximo disminuye, reduciendo o eliminando canales laterales poco profundos y aguas con temperaturas más cálidas que el agua de la propia quebrada que podría apoyar el rápido crecimiento de peces juveniles (Gido *et al*, 2010).

Los organismos que se desarrollaron en condiciones de no equilibrio pueden ser insensibles o responder de forma lenta a los cambios relativamente importantes en los ecosistemas abióticos (Gido *et al*, 2010). Si los cambios bióticos se desarrollan lentamente en respuesta a los cambios del medio ambiente, podría ser difícil relacionar los cambios en la estructura de la comunidad con las alteraciones de las quebradas debido a las escalas de tiempo de observación. La extracción de agua entra en esta categoría debido a la disminución gradual de agua en la superficie. Sin embargo, la composición de la comunidad de los ríos o quebradas podría estar muy ligada a la dinámica del sistema natural y puede responder rápidamente a las modificaciones (Gido *et al*, 2010).

Cuando hay una reducción inmediata y drástica del nivel de agua, los peces son más vulnerables a la depredación (de Mérona et al, 2005). Los tipos de desove, como la difusión de los huevos y el cuidado parental, están relacionados con la reducción de las tasas de éxito en los ríos o quebradas con alteración de caudal y el régimen de sedimentos. Por lo tanto las especies que

tienden a persistir y expandirse en quebradas con la alteración de caudal se prevé que los peces sean reproductores que no difunden los huevos, sin embargo con el cuidado parental, pueden ser guiados por la temperatura o la luz del día y no por las condiciones de caudal para que puedan desovar (Gido *et al*, 2010).

En muchos casos la extracción de caudal no es la única perturbación antrópica que puede afectar a la diversidad de especies y el efecto de la extracción no puede separarse por completo de otras influencias, como por ejemplo el uso del suelo y muchas de las variables medidas en este estudio mostraron un efecto consistente (ya sea aumento o disminución, como por ejemplo la abundancia) pero no fueron estadísticamente significativas.

La abundancia de peces puede aumentar en la medida en que se reestablezca el caudal normal en el sitio alterado tal como lo propone Marks *et al*, 2010 en otros estudios realizados.

La disminución de la abundancia de *Anablepsoides sp.* y de *Bryconamericus sp.* en las quebradas durante las temporadas de mayor caudal (período lluvioso y período de transición) puede estar relacionado con el hecho de que estas quebradas son más sensibles a los cambios en el caudal, que presentan relativamente mayores fluctuaciones, como se observó durante este estudio (Fig. 6). El aumento en el caudal lleva a una mayor carga de sólidos en suspensión y esto puede ser fatal para los peces (Cotta & Umaña, 2010).

10. CONCLUSIONES

En general, aunque existen diferencias entre el sitio de referencia y el sitio alterado a nivel de composición, en las tres quebradas se colectaron casi las mismas especies y las especies que fueron diferentes tuvieron una muy baja abundancia.

Para las quebradas Cajuchera y Limonera se observó una similitud más alta entre la composición del sitio de referencia y el sitio alterado en los cinco períodos hídricos, que para la quebrada Tauramenera en la que se observó una composición más disímil entre el sitio de referencia y el sitio alterado, así como diferencias entre los períodos.

En las tres quebradas la estacionalidad presentó un efecto mayor en la composición y estructura de la comunidad íctica en relación a la extracción de caudal. Sin embargo en cuanto a la diversidad se encontró que fue mayor en algunos períodos hídricos en el sitio alterado respecto al sitio de referencia.

En los periodos de transición, descenso de lluvias y seco (sep y dic 2012 y feb 2013 respectivamente) se presentaron menos variaciones en la composición de especies respecto a los sitios de referencia y alterado. En los períodos de descenso de lluvias, seco e inicio de lluvias (dic 2012 y feb y mar 2013) la quebrada Tauramenera fue la que presento mayores diferencias espaciales, aumentando la composición en el sitio alterado.

En la mayor parte de los sitios de muestreo, de referencia y alterado, la composición de la comunidad íctica estuvo dominada por los órdenes Characiformes y Siluriformes, coincidiendo con los patrones registrados anteriormente para la zona.

Para las quebradas Cajuchera y Limonera se observaron porcentajes de similitud más altos entre los diferentes periodos hídricos que entre los sitios de referencia y alterado. Esto posiblemente estuvo determinado por la relación de la comunidad con la cantidad de agua necesaria para su desarrollo y supervivencia.

Se evidencio que la influencia ejercida por la estacionalidad en las variaciones de la composición y estructura de la comunidad es más notoria que la ejercida por la extracción de caudal. Esto puede estar relacionado con las adaptaciones que presenta la comunidad íctica a las limitaciones propias del ecosistema como la disponibilidad de recursos.

11. BIBLIOGRAFIA

- Alberico M**(1982)La medición de diversidad biológica. *Cespedesia suplemento*. 3(41-42): 21-29
- Alcaldía de Tauramena – Casanare** (2014). Sitio oficial de Tauramena en Casanare. [En línea] Disponible en http://www.tauramena-casanare.gov.co/informacion_general.shtml. Fecha de Consulta: 16 de marzo de 2014.
- Alonso A &Camargo J** (2005) Estado actual y perspectivas en el empleo de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos como indicadora del estado ecológico de los ecosistemas fluviales españoles. *Ecosistemas* 3: 115-122
- Allan JD & Castillo MM** (2007) Stream Ecology. Structure and function of running waters. Second Edition. 13-31 pp.
- Allan J &Jonhson L** (1997) Catchment- scale analysis of aquatic ecosystems. *Freshwater Biology* 37: 107-111

Angermeir, PL & Schlosser IJ (1995) Conserving aquatic biodiversity: beyond species and populations, American Fisheries Society Symposium, 17. 402-414

Begon M, Townsend CR y Harper JL (2006) Ecology: From individuals to ecosystems. Cuarta Edición. Blackwell Publishing. USA. 469-470

Bejarano I, Blanco MDP, Mojica JI (2006) La comunidad íctica del río Mesay durante el período de aguas altas (Caquetá, Amazonía Colombiana). *Caldasia* 28(2): 359-370.

Benejam L, Angermeier PL, Munné A, García- Berthou E (2009) Assessing effects of water abstraction on fish assemblages in Mediterranean streams. *Freshwater Biology* doi:10.1111/j.1365-2427.2009.02299.x

Bunn SE & Arthington AH (2002) Basic Principles and Ecological Consequences of Altered Flow Regimes for Aquatic Biodiversity. *Environmental Management* 30 (4): 492–507. DOI: 10.1007/s00267-002-2737-0

Bogotá-Gregory JD & Maldonado-Ocampo JA (2005). La colección de peces del Instituto Alexander von Humboldt: nuevos registros y representatividad. Parte I: Orinoquia. *Dahlia* 8: 29-37

Bray JR & Curtis JT (1957) An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecol. Monogr.*(27): 325-349

Cala P (1990) Diversidad, adaptaciones ecológicas y distribución geográfica de las familias de peces de agua dulce de Colombia. *Rev. Acad. Col. Cienc* 17(67): 725-740.

Calderón- Patrón JM, Moreno CE, Zuria I (2012) La diversidad beta: medio siglo de avances. *Revista Mexicana de Biodiversidad* (83): 879-891. DOI:10.7550/rmb.25510

Casatti L, Barreto F, Gonçalves-Souza T, Bessa E, Manzotti AR, da Silva Gonçalves C and de Oliveira J (2012) From forests to cattail: how does the riparian zone influence stream fish?. *Neotropical Ichthyology* 10(1): 205-214

Corporinoquia (2010) Resolución 200.41.10.1401. Por medio de la cual se regula el uso y aprovechamiento del recurso hídrico en el río Casanare.

Costa WJEM (2011) Phylogenetic position and taxonomic status of *Anablepsoides*, *Atlantirivulus*, *Cynodonichthys*, *Laimosemion* and *Melanorivulus* (Cyprinodontiformes: Rivulidae). *Ichthyological Exploration of Freshwaters* 22(3):233-249.

Cotta Ribeiro T & Umaña Villalobos G (2010) Distribution of *Agonostomus monticola* and *Bryconbehreae* in the Río Grande de Térraba, Costa Rica and relations with water flow. *Neotropical Ichthyology* 8(4):841-849.

De Mérona B, Vigouroux R, Tejerina-Garro FL (2005) Alteration of fish diversity downstream from Petit-Saut Dam in French Guiana. Implication of ecological strategies of fish species. *Hydrobiologia* 551:33–47

Di Castri F & Younés T (1996) Introduction: biodiversity, the emergence of a new scientific field- its perspectives and constraints. Págs 1-11 En: Di Castri F & Younés T (edts.). *Biodiversity, science and development: towards a new partnership*. CAB International & IUBS, Cambridge.

Di Marzio WD, Tortorelli M del C, Freyre LR (2003) Diversidad de peces en un arroyo de llanura. *Limnetica* 22 (3-4): 71-76

Elosegi A & Sabater S (2009) Conceptos y técnicas en ecología fluvial. Primera edición. Ed. Fundación BBVA. 51 pp.

Fausch KD, Lyons J, Karr JR & Angermeier PL (1990) Fish communities as indicators of environmental degradation. In: *Biological indicators of stress in fish*. S. M. Adams (ed.): 191 pp. American Fisheries Symposium 8, Maryland.

Freeman MC & Marcinek PA (2006) Fish Assemblage Responses to Water Withdrawals and Water Supply Reservoirs in Piedmont Streams. *Environmental Management* 38 (3): 435–450. DOI: 10.1007/s00267-005-0169-3.

Galvis G, Mojica JI, Provenzano F, Lasso CA, Taphorn DC, Royero R, Castellanos C, Gutiérrez A, Gutiérrez MA, López M, Mesa LM, Sanchez P. Cipamocha CA (2007). Peces de la Orinoquia Colombiana con énfasis en especies de interés ornamental. Instituto Colombiano de Desarrollo Rural INCODER. 225 pp.

García M, Sánchez FD, Marín R, Guzmán H, Verdugo N, Domínguez E, Vargas O, Panizzo O, Sánchez N, Gómez J, Cortés G (1998) El Agua. En: Leyva Franco P & Leyva P (Ed) El

Medio Ambiente en Colombia. Ministerio del Medio Ambiente. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. IDEAM. 114- 184 PP.

Geerinckx T, Brunain M, Herrel A, Aerts P, Adriaens D (2007) A head with a suckermouth: a functional-morphological study of the head of the suckermouth armoured catfish *Ancistrus* cf. *Triradiatus* (Loricariidae, Siluriformes). Belg. J. Zool., 137 (1): 47-66

Granado C (2000). Ecología de comunidades: el paradigma de los peces de agua dulce. Universidad de Sevilla. Secretariado de publicaciones. España. 95-100

Gido KB, Dodds WK, Eberle ME (2010) Retrospective analysis of fish community change during a half-century of land use and streamflow changes. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 29(3):970–987

IGAC. Instituto Geográfico Agustín Codazzi (1999). Casanare. Características geográficas. Bogotá.

Jaramillo-Villa U & Pellegrini-Caramaschi, E (2008) Índices de Integridade Biótica usando Peixes de Água Doce: Uso nas Regiões Tropical e Subtropical. *Oecol. Bras.*, 12 (3): 442-462

Junk WJ, Bayley P, Sparks RE (1989). The flood pulse concept in river floodplain systems. En: Proc. of the Internat. Large River. *Symp. Canad. Spec. Publ. FishAquatic. Sci.* 106: 101-127.

Karr JR (1981) Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries.* 6 (6) : 21-27

Karr JR, Fausch KD, Angermeier PL, Yant PR, Schlosser IJ (1986). Assessing Biological Integrity in running waters a method and its rationale. *Illinois Nat. History Survey. Spec. Pub.* 5

Karr, J.R (2006) Seven foundation of biological monitoring and assessment. *Biol. Ambient.* 20:7-18.

Kanno Y & Vokoun, JC (2010) Evaluating effects of water withdrawals and impoundments on fish assemblages in southern New England streams, USA. *Fisheries Management and Ecology* 17: 272–283

Krebs CJ (1989) Ecological Methodology. University of British Columbia. New York. 654 p.

Krebs CJ (2000) Ecología. Estudio de la distribución y la abundancia. Oxford University Press. México. 451-452.

Lasso C, Mojica JI, Usma JS, Maldonado-Ocampo JA, DoNacimiento C, Taphorn D, Provenzano F, Lasso-Alcalá O, Galvis G, Vásquez L, Lugo M, Machado-Allison A, Royero R, Suárez C, Ortega-Lara A (2004a). Peces de la cuenca del río Orinoco. Parte I: Lista de especies y distribución por subcuencas. *Biota Colombiana* 5 (2): 95-158.

Lowe-McConnell RH (1975) *Fish Communities in Tropical Fresh waters: Their Distribution, Ecology and Evolution*. Longman, London. 387 p.

Lowe-McConnell RH (1987) *Ecological studies in tropical fish communities*. Cambridge University Press, 382p.

Machado- Allison A (2005) Los peces de los llanos de Venezuela. Un ensayo sobre su historia natural. Consejo de Desarrollo Científico y Humanístico. Caracas. Colección estudios. 14,19, 21

Magurran AE (1989) *Diversidad ecológica y su medición*. Ediciones Vedral. 200 pp.

Magurran AE (1998) *Ecological Diversity and its measurement*. Princeton University Press. USA. 192 p.

Magurran AE (2004) *Measuring biological diversity*. Oxford: Blackwell Science. 256 pp

McDowall RM, Taylor MJ (2000) Environmental indicators of habitat quality in a migratory freshwater fish fauna. *Environmental Management* 25: 357-374

MAVDT. Ministerio de Medio Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial. 2011. Resolución 1293. [En línea] disponible en http://www.minambiente.gov.co/documentos/res_1293_060709.pdf Consultado el 28 de mayo de 2013.

Maldonado-Ocampo JA (2001) Peces del área de confluencia de los ríos Meta, Bitá y Orinoco en Puerto Carreño, Vichada, Colombia. *Dahlia. Rev. Asoc. Colomb. Ictiol* 4: 61-74.

Maldonado-Ocampo JA (2004) Peces de la Orinoquia: una aproximación al estado actual de su conocimiento. Pp 303-368 En: H. C. Diazgranados, F. Trujillo (eds.). *Estudios de fauna silvestre en ecosistemas acuáticos en la Orinoquia colombiana*. Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá, D.C., Colombia.

Maldonado-Ocampo JA, Ortega-Lara A, Usma JS, Galvis G, Villa-Navarro FA, Vásquez L, Prada-Pedrerros S, Ardila C (2005) Peces de los Andes de Colombia. Instituto de Investigación de recursos Biológicos “Alexander von Humboldt”. Bogotá. 346 p.

Maldonado-Ocampo JA, Lugo M, Bogotá-Gregory JD, Lasso C, Vásquez L, Usma S, Taphorn D, Provenzano F (2006) Peces del río Tomo, Cuenca del Orinoco, Colombia. *Biota Colombiana*. 7 (1) 113-128

Maldonado-Ocampo JA & Bogotá-Gregory JD (2007) Peces. Pp. 237-245 En: H. Villarreal-Leal, J. A. Maldonado-Ocampo (eds.). Caracterización biológica del Parque Nacional Natural El Tuparro (Sector NE), Vichada, Colombia. Instituto Alexander von Humboldt. Bogotá D.C., Colombia.

Maldonado-Ocampo J, Vari R, Usma-Oviedo J (2008) Checklist of the Freshwater Fishes of Colombia. *Biota Colombiana* 9 (2):143-237

Margalef R (1977) *Ecología*. Ed. Omega. Barcelona. 951 pp.

Marks JC, Haden GA, O'Neill M, Pace C (2010) Effects of Flow Restoration and Exotic Species Removal on Recovery of Native Fish: Lessons from a Dam Decommissioning. *Restoration Ecology* 18 (6): 934–943.

Matos Moreira M (2009). Aplicación y selección de indicadores de calidad ecológica en la utilización de fertilizantes orgánicos para la producción de forraje. Tesis de Doctorado. Universidad de Santiago de Compostela. Departamento de Biología Celular y Ecología.

McKay SF & King AJ (2006) Potential ecological effects of water extraction in small, unregulated streams. *River Res. Applic.* 22: 1023–1037

Mejía F, Mesa O, Poveda G, Vélez J, Hoyos C, Mantilla R, Barco J, Cuartas A, Montoya M, Botero B (1999) Distribución espacial y ciclos anual y semianual de la precipitación en Colombia. Tesis de Posgrado en aprovechamiento hidráulico. Universidad Nacional de Colombia

Mojica JI, Usma-Oviedo JS, Álvarez R & Lasso. C. (Eds.) (2012) Libro Rojo de Peces Dulceacuícolas de Colombia. La serie de Libros Rojos de especies amenazadas de Colombia. Instituto de Investigaciones de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Instituto de Ciencias Naturales. Universidad Nacional de Colombia. WWF Colombia & Universidad de Manizales. Bogotá D.C. Colombia.

- Moreno C** (2001) Métodos para medir la biodiversidad. M & T Manuales y Tesis SEA Vol. 1. Zaragoza. 84
- Noss RF** (1990) Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation Biology* 4: 355- 364
- Nelson, J** (2006) Fishes of the world. 4th ed. John Wiley & Sons, Inc. 601 pp.
- Oberdorff T, Pont D, Hugueny B, Porcher JP** (2002) Development and validation of a fish-based index for the assessment of 'river health' in France. *Freshwater Biology* 47:1720-1734
- Odum EP** (1972) *Ecología*. Ed. Interamericana. 3 edición. México. 640pp.
- Pielou EC** (1969) An introduction to mathematical ecology. New York. 326 p.
- Pianka ER** (1970) On r- and K-selection. *Am. Nat.* 100: 592-597
- Pianka ER** (1973) The structure of lizard communities. *Annual Review of Ecology and Systematics* 4: 53-74
- Pinto BCT, Araújo FG & Hughes RM** (2006) Effects of landscape and riparian condition on a fish index of biotic integrity in a large southeastern Brazil river. *Hydrobiologia* 556: 69-83
- Primack RB** (2001) Causes of extinction. Pags 697- 713. En: Levin SA (ed.). *Encyclopedia of Biodiversity*. Volumen 2. Academic Press, Inc. San Diego, USA. 826 P.
- Propst DL, Gido KB, Stefferud JA** (2008) Natural flow regimes, nonnative fishes, and native fish persistence in arid-land river systems. *Ecological Applications* 18(5): 1236-1252 pp.
- Poff NL, Allan A, Bain MB, Karr JR, Prestegard KL, Richter BD, Sparks RE, Stromberg JC** (1997) The natural flow regime. *BioScience* 47 (11): 769-78
- Poff NL & Zimmerman JKH** (2010) Ecological responses to altered flow regimes: a literature review to inform the science and management of environmental flows. *Freshwater Biology* 55: 194- 205
- Ramírez A** (1999). *Ecología Aplicada, Diseño y Análisis estadístico*. Fundación Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. Bogotá. 202, 325 pp
- Richter BD, Baumgartner JV, Wigington R, Braun DP** (1997) How much water does a river need? *Freshwater Biology* 37: 231- 249

Roldan P & Ramírez J (2008) Fundamentos de Limnología Neotropical. Editorial Universidad de Antioquia. 23-28 pp; 40-44 pp.

Rodríguez- Olarte D & Taphorn DC (1995). Los peces como indicadores biológicos: aplicación del índice de integridad biótica en ambientes acuáticos de los llanos occidentales de Venezuela. *Biollania* 11: 27-56

Romero M, Galindo G, Otero J, Armenteras, D (2004) Ecosistemas de la cuenca del Orinoco colombiano. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá D.C., Colombia, 189 pp.

Rothrock J, Barten P, Ingman G (1998) Land use and acuaticbiointegrity in the blackfoot river watershed, Montana. *Journal of the American Water Resources Association* 34: 565-581

Schlosser I (1991) Stream Fish Ecology: A Landscape Perspective. *BioScience* 41: 704-710.

Simpson EH (1949) Measurement of Diversity. *Nature* 163: 688

SchneiderKN & Winemiller KO (2008) Structural complexity of woody debris patches influences fish and macroinvertebrate species richness in a temperate floodplain-river system. *Hydrobiologia* 610: 235-244

Shannon CE & Weaver W (1949) The mathematical theory of communication. Urbana Univ. Illinois Press. 117 p.

Smith TM & Smith RL (2007). Ecología. Sexta Edición. Ed. Pearson Educación S.A. España. 187, 189 p.

Sponsel LE (2001) Human Impact on biodiversity, overview. págs 395- 409. En: Levin SA (ed.). *Encyclopedia of Biodiversity*. Volumen 3. Academic Press, Inc. San Diego, USA. 870

Tuomisto H (2010) A diversity of beta diversities: straightening up a concept gone awry. Part 1. Defining beta diversity as a function of alpha and gamma diversity. *Ecography* 33: 2-22. doi: 10.1111/j.1600-0587.2009.05880.x

Winemiller KO & Taphorn DC (1989) La evolución de las estrategias de vida en los peces de los llanos occidentales de Venezuela. *Biollania* 6: 77-122

Winemiller KO & Jepsen NDB (1998) Effects of seasonality and fish movement on Tropical River. *J. Fish Biol.* 1998; 53 (Supplement A): 267-296.

Urbano-Bonilla A, Zamudio J, Maldonado-Ocampo JA, Bogotá-Grégory JD, Cortes-Millán GA, López Y (2009). Peces del piedemonte del departamento de Casanare, Colombia. *Biota Colombiana* 10 (1 y 2): 149 – 162

ANEXO 1. Listado taxonómico y abundancia de especies para la quebrada Tauramenera.

Taxa	Lluvioso		Transición		Descenso de Lluvias		Seco		Inicio de Lluvias		TOTAL
	QTAUR-S	QTAUR-C	QTAUR-S	QTAUR-C	QTAUR-S	QTAUR-C	QTAUR-S	QTAUR-C	QTAUR-S	QTAUR-C	
Orden Characiformes											
Familia Characidae											
Subfamilia Stevardiinae											
<i>Bryconamericus</i> sp. 1	9	18	13	0	14	37	35	80	50	84	340
Familia Crenuchidae											
Subfamilia Characidiinae											
<i>Characidium chupa</i>	0	0	0	0	0	1	0	8	0	2	11
Orden Siluriformes											
Familia Loricariidae											
Subfamilia Ancistrinae											
<i>Ancistrustriradiatus</i>	1	11	1	5	0	2	1	2	0	8	31
Familia Heptapteridae											
<i>Cf. Imparfinis</i>	2	0	0	0	1	0	2	0	6	1	12
<i>Nemuroglanismariai</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Rhamdia quelen</i>	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	2
Orden Cyprinodontiformes											
Familia Rivulidae											
<i>Anablepsoides</i> sp.	35	0	20	8	88	20	55	14	68	12	320
Orden Gymnotiformes											
Familia Apterontidae											
<i>Apterontus galvisi</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
TOTAL	47	29	34	15	103	60	93	105	125	107	718

ANEXO 2. Listado taxonómico y abundancia de especies para la quebrada Cajuchera.

Taxa	Lluvioso		Transición		Descenso de Lluvias		Seco		Inicio de Lluvias		TOTAL
	QCAJU-S	QCAJU-C	QCAJU-S	QCAJU-C	QCAJU-S	QCAJU-C	QCAJU-S	QCAJU-C	QCAJU-S	QCAJU-C	
Orden Characiformes											
Familia Characidae											
Subfamilia Stevardiinae											
<i>Bryconamericuscismontanus</i>	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	4
<i>Bryconamericussp. 1</i>	13	0	8	11	13	9	33	52	104	42	285
<i>Bryconamericussp. 2</i>	22	0	0	0	0	0	0	0	0	0	22
Orden Siluriformes											
Familia Loricariidae											
Subfamilia Ancistrinae											
<i>Ancistrustriradiatus</i>	2	0	0	0	0	0	0	3	1	4	10
Familia Heptapteridae											
<i>Cf. Imparfinis</i>	0	1	0	0	1	3	0	0	5	0	10
<i>Rhamdiaquelen</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Orden Cyprinodontiformes											
Familia Rivulidae											
<i>Anablepsoides sp.</i>	0	0	0	7	2	3	15	4	32	0	63
Orden Gymnotiformes											
Familia Apterodontidae											
<i>Apterodontusgalvisi</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
TOTALES	37	6	8	18	16	15	48	59	143	46	396

ANEXO 3. Listado taxonómico y abundancia de especies para la quebrada Limonera.

Taxa	Lluvioso		Transición		Descenso de Lluvias		Seco		Inicio de Lluvias		TOTAL
	QTAUR-S	QTAUR-C	QTAUR-S	QTAUR-C	QTAUR-S	QTAUR-C	QTAUR-S	QTAUR-C	QTAUR-S	QTAUR-C	
Orden Characiformes											
Familia Characidae											
Subfamilia Stevardiinae											
<i>Astyanaxmetae</i>	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	6
<i>Bryconamericussp. 1</i>	0	12	0	12	2	1	1	21	1	6	56
<i>Bryconamericuscismontanus</i>	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	4
Orden Siluriformes											
Familia Loricariidae											
Subfamilia Ancistrinae											
<i>Ancistrustriradiatus</i>	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	2
Familia Heptapteridae											
<i>Cf. Imparfinis</i>	0	0	0	0	0	0	2	0	2	1	5
Orden Cyprinodontiformes											
Familia Rivulidae											
<i>Anablepsoides sp.</i>	18	7	52	16	51	30	85	85	158	108	610
TOTAL	18	19	54	38	53	31	88	106	161	115	683