



**UNIVERSIDAD AUTONOMA DE QUERETARO**

**FACULTAD DE CIENCIAS NATURALES**



***Diversidad de coleópteros acuáticos en cauces permanentes e  
intermitentes de la cuenca de Xichú, Guanajuato, México.***

TESIS

Que como parte de los requisitos para obtener el grado de

**Maestro en Ciencias**

**Posgrado de Recursos Bióticos**

Presenta

**Ulises Torres García**

**Santiago de Querétaro, Querétaro, México. Noviembre del 2012**



UNIVERSIDAD AUTONOMA DE QUERETARO  
FACULTAD DE CIENCIAS NATURALES  
MAESTRÍA EN RECURSOS BIÓTICOS



**Diversidad de coleópteros acuáticos en cauces permanentes e intermitentes de la cuenca de Xichú, Guanajuato, México.**

**TESIS**

Que como parte de los requisitos para obtener el grado de

**Maestro en Ciencias**

**Presenta:**

Ulises Torres García

**Dirigido por:**

Dr. Raúl Francisco Pineda López

**SINODALES**

Dr. Raúl Francisco Pineda López  
Presidente

Dr. Ricardo Miguel Pérez Munguía  
Secretario

Dr. Rubén Pineda López  
Vocal

M. en GIC Milagros Córdova Athanasiadis  
Suplente

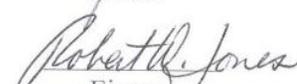
Dr. Robert Wallace Jones  
Suplente

  
Dra. Margarita Teresa de Jesús García Gasca  
Directora de la facultad de  
Ciencias Naturales.

  
Firma

  
Firma

  
Firma

  
Firma

  
Dr. Irineo Torres Pacheco  
Director de Investigación  
y Posgrado.

## *Resumen*

El orden Coleoptera presenta una gran riqueza de especies dulceacuícolas alrededor del mundo. Aunque en México son pocos los estudios sobre la diversidad de insectos dulceacuícolas de los ríos y especialmente carencia en cauces con un comportamiento intermitente. En este tipo de sistema existe una comunidad bien establecida de coleópteros acuáticos que responden a los cambios en el flujo del agua, por lo tanto el objetivo de este estudio es analizar la diversidad y distribución de los coleópteros acuáticos, así como los factores que influyen en la ocurrencia y abundancia, y a que escala tienen efecto esos factores. Dentro de la cuenca de Xichú, se establecieron ocho sitios que fueron muestreados después de la época de lluvias y en la época seca, tomando ocho muestras de diferente microhábitat en cada sitio. Allí mismo se midieron variables fisicoquímicas y ambientales, buscando relaciones entre los organismos y variables con el uso de técnicas multivariadas. Después se realizó un análisis multiescalar, para determinar la diversidad  $\alpha$  y  $\beta$  en cada escala. Finalmente se aplicó un índice de diferencia taxonómica para determinar si la comunidad de coleópteros acuáticos estaba siendo afectada por actividades antrópicas.

La riqueza total es de 46 géneros, 13 familias y 3 subórdenes, con un total de 2,046 individuos, donde la mayoría son depredadores-nadadores, que se favorecen de los ambientes someros y lentos que prevalecen en la cuenca. La mitad de los géneros se comparten entre sitios, mientras la otra mitad es única a un sitio, lo que resulta en una diversidad  $\beta$  alta, además las variables de escalas mayores, principalmente geohidrológicas y de paisaje tales como la calidad ecológica y la hidroperiodicidad, las cuales son determinantes para establecimiento y distribución de los coleópteros acuáticos de la cuenca de Xichú. El índice de diferencia taxonómica no mostró suficiente resolución para distinguir entre sitios perturbados y conservados. Es necesario analizar nuevas estrategias que contemplen la diversidad  $\beta$  y conecten áreas naturales protegidas para mantener el mayor número de especies, mediante la conservación de los hábitats dulceacuícolas de México.

Palabras clave: Diversidad  $\beta$ , ríos, intermitente, Coleoptera.

## *Summary*

The Order Coleoptera has a great richness of freshwater species around the world. Although in México there are a few studies about freshwater diversity of insects, especially in watershed with an intermittent hydroperiodicity. In this type of system exists a well establishment community of aquatic coleopterans that responds to the change of the water flow, therefore the objectives of this study are analyze the diversity and distribution of aquatic coleopterans, as well as the factors that affecting their occurrence and abundance, and the study scale effect on those factors.. In the watershed of Xichú, were established eight sampling sites that were visited before of rainy season and during the dry season. At each site were taken eight macroinvertebrate samples of different microhabitats; and physicochemical and environment parameters measured. The data was analyzed in different scales: microhabitat, mesohábitat, stream reach (site), hydroperiodicity and subwatershed using  $\alpha$  y  $\beta$  diversity in every scale .A taxonomic distinctness index was used to determine if the community of aquatic coleopterans were affected by anthropic activities.

The total coleopteran richness is 46 genera, 13 families, and 3 suborders, with a total of 2,046 individuals, where the majority is predator-swimmers, which are favored by slow and shallow environments that prevail in the basin streams. One half of genera are shared between sites, while the other half of the genera are unique to one site, which results in a high  $\beta$  diversity. Furthermore the parameters of high scales, mainly geohydrologic and from landscape like the ecological quality and hydroperiodicity are determinant for the establishment and distribution of aquatic coleopterans of the Xichú watershed. The taxonomic distinctness index didn't show enough resolution to distinguish between conserved and disturbed sites. It's necessary analyze new strategies that involve  $\beta$  diversity and connect protected natural areas to maintain the greatest number of species, through the conservation of freshwater habitats of México.

Keys words:  $\beta$  diversity, streams, intermittent, Coleoptera.

## **Dedicatoria**

*A toda mi familia: los que seguimos, los que se fueron y los que faltan por llegar.*

Que este esfuerzo inspire a llegar más alto y reconocer nuestra naturaleza.

## **Agradecimientos**

Gracias a mis papás: Roberto y Ma. De Lourdes por todo lo que me han dado.

Gracias a mis maestros por todo lo aprendido durante este pedacito de mi vida.

Gracias al Doc Raúl por sus múltiples enseñanzas y la confianza que tuvo en mí para realizar este proyecto.

Gracias a todos esos actores que apoyaron la tesis, sin siquiera saberlo. Los comentarios, risas, anécdotas y críticas ayudan mucho.

Agradezco al CONACYT por la beca otorgada para la realización de la Maestría en Recursos

## ***Índice General***

1	Introducción .....	1
2	Antecedentes .....	6
3	Hipótesis .....	10
4	Objetivos .....	11
	4.1 Objetivo General.....	11
	4.2 Objetivos Particulares.....	11
5	Área de estudio .....	12
6	Metodología .....	17
	6.1 Establecimiento de los sitios de muestreo .....	17
	6.2 Muestreo e identificación de coleópteros acuáticos .....	18
	6.3 Metodología para el análisis de riqueza, abundancia y estructura trófica de la comunidad de coleópteros acuáticos. ....	19
	6.4 Análisis de las variables fisicoquímicas del agua y ambientales de ríos y arroyos de estudio.....	21
	6.5 Análisis de la diversidad $\alpha$ y $\beta$ de la comunidad de coleópteros acuáticos .....	23
	6.6 Partición multiescalar de la diversidad global en sus componentes $\alpha$ y $\beta$ , entre los distintos niveles espaciales y temporales.....	24
	6.7 Aplicación del índice de diferencia taxonómica para determinar alteraciones derivadas de actividades antrópicas.....	25
7	Resultados .....	27
	7.1 Riqueza, abundancia y estructura trófica.....	27
	7.2 Variables que determinan el establecimiento y distribución de los coleópteros acuáticos .....	36
	7.3 Diversidad $\alpha$ y $\beta$ de la comunidad de la coleopterofauna acuática en los sistemas permanentes e intermitentes .....	42
	7.4 Partición multiescalar de la diversidad.....	45
	7.5 Resultados del índice de diferencia taxonómica.....	47
8	Discusión .....	49
9	Conclusiones .....	56
10	Literatura citada .....	59
11	Anexos .....	67

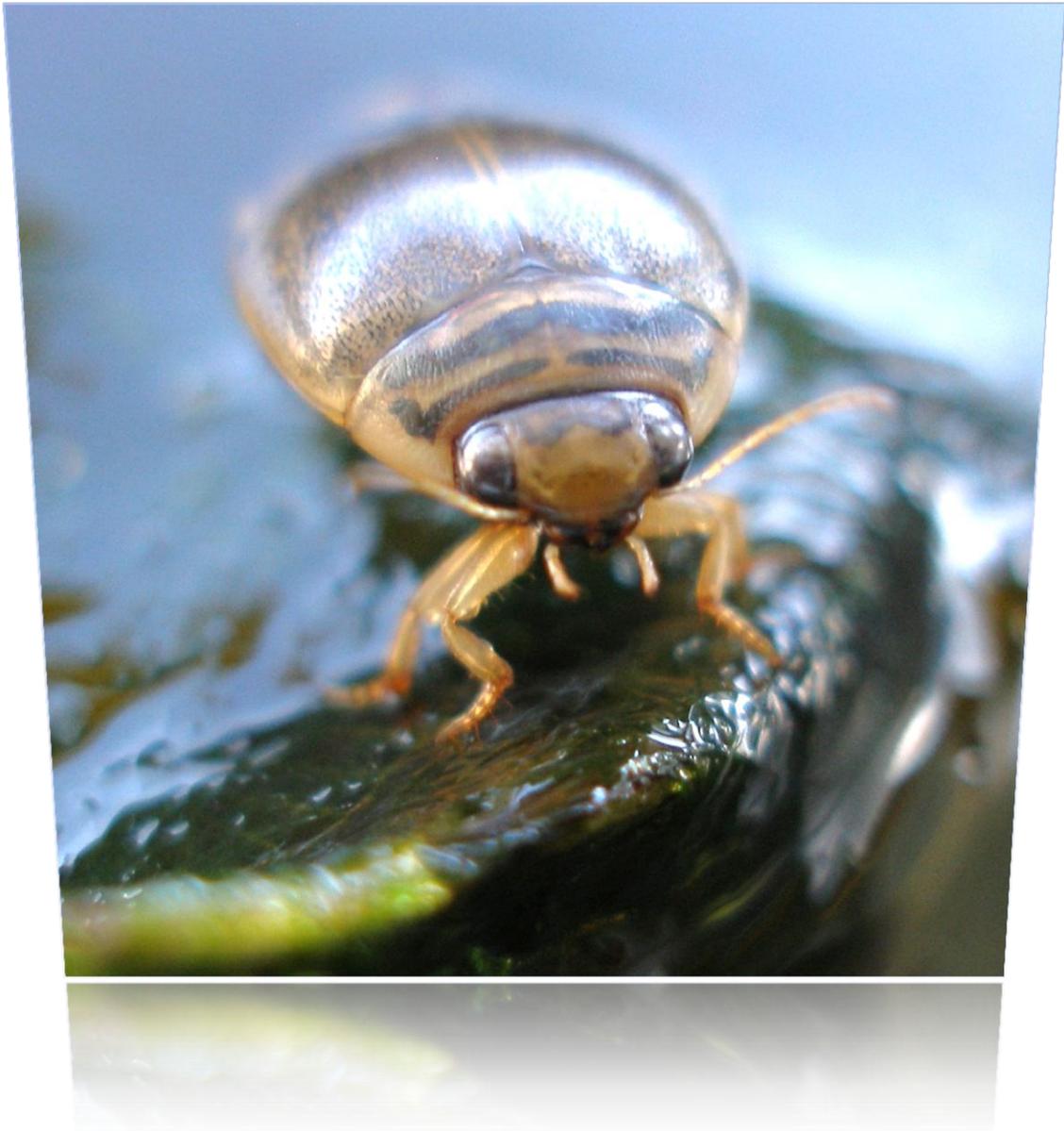
## ***Índice de Figuras***

Figura 1. Diferencias en diseños de muestreo en la composición de especies (Tomada de Clarke, <i>et al.</i> , 2008). .....	4
Figura 2. Ubicación de la cuenca de Xichú. ....	12
Figura 3. Tipos de vegetación de la cuenca de Xichú. a) Bosque pino-encino. b) Bosque tropical seco (caducifolio). c) Matorral xerófilo y d) bosque de galería. ....	14
Figura 4. Cuenca de Xichú con sus respectivos escurrimientos (Rojo) y la corriente principal (naranja) (Imagen modificada de INEGI, 2011). ....	16
Figura 5. Ubicación de los sitios de muestreo en la cuenca de Xichú. ....	18
Figura 6. Modelo de la partición escalar de la diversidad en sus componentes $\alpha$ y $\beta$ , analizados en cuatro escalas espaciales (adaptado de Ligeiro <i>et al.</i> , 2009). ....	25
Figura 7. Imagen tomada de Clarke y Warwick, 2001. Dos topologías ejemplo (a, b), en las cuales la $\Delta^+$ es idéntica, mientras que la $\Lambda^+$ difiere sustancialmente, reflejando una mayor desigualdad en la estructura (b), en comparación con la simple estructura (a). Nótese que la escala estandarizada entre distancias taxonómicas, en donde el máximo de distancia $\omega$ alcanzable en cualquiera de las estructuras es igual a 100. ....	26
Figura 8. Número total de géneros y abundancias por familias colectadas en los arroyos de la cuenca de Xichú, Gto. ....	28
Figura 9. Curvas de acumulación de géneros para coleópteros acuáticos de los arroyos y ríos de la cuenca de Xichú. ....	31
Figura 10. Curva de rarefacción Mao Tau, con los tres ambientes comparados. La curva de puntos representa los rangos de confianza del 95%. ....	32
Figura 11. Curvas de rango/dominancia o <i>Whittaker plots</i> para cada condición. Aga=Agabus, Ale=Aleochara, Bero=Berosus, Bid=Bidessonotus, Bio=Biocrypta, Car=Carpelimus, Des=Desmopachria, Din=Dineutus, Dyt=Dytiscus, Eno=Enochrus, Gym=Gymnochthebius, Gyr=Gyrinus, Heli=Helichus, Heloch=Helochares, Heloco=Helocombus, Helop=Helophorus, Hem=Hemiosus, Het=Heterelmis, Hom=Homaeotarsus, Hydra=Hydraena, Hydrop=Hydrophilus, Hydros=Hydroscapha, Laccob=Laccobius, Laccop=Laccophilus, Lam=Lampyridae, Micro=Microcylloepus, Neol=Neoelmis, Neopo=Neoporus, Och=Ochthebius, Ocy=Ocyota, Para=Paracymus, Pel=Peltodytes, Phlo=Phloeonomus, Post=Postelichus, Prio=Prionocyphon, Pse=Psephenus, Pti=Ptiliidae, Rhan=Rhantus, San=Sanfilippodytes, Spha=Sphaeridiinae, Ste=Stenus, Sti=Stictotarsus, Sun=Suniocharis, Ther=Thermonectus, Tro=Tropisternus y Uva=Uvarus. ....	33
Figura 12. Gremios y hábitos por condición del flujo: permanentes 1 (Perma1), intermitentes (Inter) y permanentes 2 (Perma2). Gráfico superior corresponde al análisis de gremio trófico: Col= Colectores, Dep= Depredador, N/A= sin datos, Pier= Barredador, Rasp= Raspador y Trit= Triturador. Gráfico inferior corresponde al análisis de hábitos: Clin= Clinger, Excav= Excavador, N/A= sin datos, Nad= Nadador y Trep= Trepador. ....	36
Figura 13. Gráfico de variables ambientales para el total de muestras, en el eje x se encuentra la velocidad, en el eje y la profundidad, dividida cada variable en mesohábitat	

(rombos azules representan la condición de permanencia 1, las cruces rojas intermitencia y los círculos verdes permanencia 2).....	38
Figura 14. Gráfico 3D de los tres primeros ejes del análisis de componentes principales, donde los colores indican los sitios y la figura del marcador la condición (◆= permanente 1, ♣=intermitencia y ▲= permanente 2).....	39
Figura 15. Gráfica de salida de los ejes 1 y 2 del análisis de correspondencia canónica, donde las variables ambientales se muestrean como vectores (líneas rojas), mientras que las muestras (negro) y los géneros (azul) se muestran como puntos. Algunos nombres de muestras fueron borrados para mostrar la dirección de los vectores ambientales, aunque se conservaron los puntos (las contracciones de los géneros corresponden con las de la figura 11).....	41
Figura 16. Diversidad $\alpha$ de cada sitio de muestreo de la cuenca de Xichú (el identificador “-2” indica los del segundo muestreo).....	43
Figura 17. Dendrogramas resultantes del análisis de agrupamiento de todos los sitios del primer muestreo (P= permanentes e I= Intermitentes). .....	44
Figura 18. Dendrogramas resultantes del análisis de agrupamiento entre los sitios permanentes (los sitios del segundo muestreo presentan un“-2” representa los sitios del segundo muestreo, los que no lo presentan pertenecen al primer muestreo). .....	45
Figura 19. Diversidad multiescalar observada y esperada, dividida en $\alpha$ y cuatro $\beta$ . Expresadas en porcentaje del total de $\gamma= 35$ . En caso de a) $\beta_4$ corresponde a la escala de intermitente y permanentes, mientras que en b) la $\beta_4$ corresponde a las subcuencas de Xichú y Huamúchil.....	46
Figura 20. Diversidad multiescalar observada y esperada, dividida en $\alpha$ y cuatro $\beta$ . Expresadas en porcentaje del total de $\gamma= 38$ géneros. $\beta_4$ corresponde a la escala temporal entre los sitios permanentes del primer y el segundo muestreo. ....	47
Figura 21. Media ( $\Delta^+$ ) y variación de la diferencia taxonómica ( $\Lambda^+$ ), con sus rangos de confianza del 95 %. .....	48

## ***Índice de Cuadros***

Cuadro 1. Caracterización y abreviaciones de los sitios de muestreo ( ID es un identificador que se usara de aquí en adelante para referirse a los sitios en los análisis). .....	17
Cuadro 2. Elenco sistemático de los coleópteros acuáticos identificados para los cauces de la cuenca de Xichú, Gto.....	27
Cuadro 3. Abundancia relativa de los géneros de coleópteros acuáticos de las principales corrientes de la cuenca de Xichú (las abreviaciones de los sitios están en el Cuadro 1). ....	29
Cuadro 4. Gremios tróficos y hábitos para los coleópteros acuáticos identificados. N/A= no se encontraron datos. ....	34
Cuadro 5. Análisis de correlación de Spearman, en letras negritas las correlaciones existentes. Temp = Temperatura, SPC = conductividad, DO = oxígeno disuelto, sal= salinidad, TDS= sólidos suspendidos totales, ORP= potencial oxido-reducción y Turb= turbidez. ....	37
Cuadro 6. Eigenvalores y probabilidades resultantes del análisis de correlación canónica (en negritas se marcan los valores significativos). ....	40
Cuadro 7. Valores de las variables morfométricas e hidrológicas de las subcuencas de Huamúchil y Xichú.....	42
Cuadro 8. Total de géneros para trabajos con coleópteros acuáticos en Latinoamérica y México.....	49



*"Olvidamos que el ciclo del agua y el ciclo de la vida son uno mismo"*

*Jacques-Yves Cousteau.*

# 1 Introducción

El agua en la tierra es mayormente salada, con aproximadamente el 97.5 % del total, mientras que el restante 2.5 % es “agua dulce”. De esta porción de agua, el 68.1 % se encuentra en hielos y en nieves perpetuas, y el 30.7 % en el subsuelo; por lo que el 0.3% restante del balance global se reparte en 0.26 % en lagos, 0.03 % en pantanos y 0.006% en ríos y arroyos (Mittermeier *et al.*, 2011). A pesar de que los sistemas dulceacuícolas ocupan una pequeña proporción del planeta, son de gran importancia para el humano ya que abastecen con agua de calidad y soportan la producción de una gran cantidad de alimento para ellos y otras especies animales. Por otro lado, ofrecen otros servicios ecosistémicos como la regulación de las condiciones climáticas aledañas a los cuerpos de agua, energía eléctrica que se produce gracias al agua en movimiento dentro de las presas hidroeléctricas, reservas de agua, soporte de captura de carbono y la recarga de los acuíferos. A cambio los humanos desechamos aguas contaminadas en estos sistemas, los modificamos y canalizamos ya sean ríos o arroyos, drenamos humedales para hacer crecer nuestros campos de cultivo, movemos especies de plantas y animales de un lugar para otro, que terminan afectando a la biodiversidad local (Mittermeier *et al.*, 2011).

Además la necesidad de conservar los cuerpos de agua dulce se ve reflejada en que albergan una diversidad impresionante de organismos, más de 126,000 especies dependen de estos sistemas en algún ciclo de su vida, tanto así que una tercera parte de los vertebrados viven o subsisten de los sistemas acuáticos. Aproximadamente el 45 % (13,000 especies) de los peces descritos son estrictamente de agua dulce, también existen unas 146 especies de mamíferos acuáticos, 23 de cocodrilos, 268 de tortugas, 4,245 de anfibios y más de 2,000 de plantas acuáticas. Aunque la mayoría de los trabajos y estudios están enfocados hacia los vertebrados, el 60% de las especies descritas para estos sistemas son insectos (Mittermeier *et al.*, 2011).

Los insectos dominan las interacciones dentro de la comunidad acuática de las aguas dulceacuícolas (Merritt *et al.*, 2008; Torres-García, 2010), por lo que son usados como indicadores de perturbación y como indicadores de diversidad. Dentro del primer tipo, los insectos acuáticos han reflejado ser buenos indicadores de los impactos de origen

antrópico (Barbour *et al.*, 1999; Rosenberg *et al.*, 2001; Pérez-Munguia y Pineda-López, 2005). Esto se debe a que responden rápidamente a modificaciones en el ambiente, ya sea con su presencia o ausencia, o con su abundancia; además muchos de sus taxa son hábitat-especialistas, encontrándose también que un mismo grupo puede tener taxa con un amplio intervalo de tolerancia a la perturbación ambiental. Otro factor importante es que el muestreo de estos organismos es costo-eficiente, estandarizado y ambientalmente benigno. Por otro lado, cuando se usan a los insectos acuáticos como indicadores de diversidad, se observa una mayor riqueza de especies y una presencia importante de endemismos (en comparación con ambientes terrestres o el uso exclusivo de vertebrados), los cuales son usados para la inclusión y conservación de sistemas dulceacuícolas en áreas naturales protegidas (Sánchez-Fernández, 2004).

Dentro de los insectos acuáticos, los coleópteros son el taxón más diverso, ya que a nivel mundial se han descrito más de 12,600 especies, lo que los ubica como el grupo con más especies conocidas entre los artrópodos dulceacuícolas (Jäch y Balke, 2008). En el mundo existen aproximadamente 30 familias con especies acuáticas, en 25 de estas familias más del 50% de sus especies son exclusivas a sistemas acuáticos, aunque aún se desconoce gran parte sobre la facultad de muchas otras para subsistir dentro o fuera del agua, así como su taxonomía y en especial los estadios larvarios que están poco descritos, lo que deja un hueco en el reconocimiento a nivel genérico o específico de estos organismos (Merrit *et al.*, 2008).

Este grupo ocupa un gran espectro de hábitats acuáticos, tales como sistemas fríos, cauces rápidos, aguas salobres, estancadas y zonas de contacto con el mar, además este grupo de insectos es el único que ha invadido el ambiente oceánico. La mayoría de los coleópteros acuáticos son de hábitos depredadores, también existen de hábitos raspadores, cortadores y desgarradores (Merrit *et al.*, 2008). Su papel dentro de las comunidades es muy importante aunque su abundancia en ocasiones no sea muy significativa, como es el caso de los órdenes Diptera y Ephemeroptera. Un ejemplo de la importancia de los coleópteros acuáticos es la familia Dytiscidae que pueden llegar a consumir un gran cantidad de larvas de dípteros (10-90 larvas diarias por individuo), con lo cual controlan las poblaciones de mosquitos de las familias Chironomidae, Simuliidae y Culicidae (Culler y Lamp, 2009).

Las variables que afectan el establecimiento y las interacciones bióticas existentes en las comunidades de coleópteros que se encuentran dentro de ríos y arroyos incluyen factores abióticos (clima, disturbios, recursos, calidad del agua), bióticos (dispersión, interacciones), e históricos (evolución y biogeografía). Estos factores en su conjunto pueden explicar los patrones de distribución espacial de la fauna acuática en el paisaje (Dormann, 2007 en Grenouillet *et al.*, 2008). Pero poco se sabe sobre la influencia de los factores o variables que determinan el establecimiento de la coleopterofauna acuática, así como la diferente composición de especies (diversidad  $\beta$ ) entre corrientes o la escala a la que estos factores bióticos, abióticos e históricos tienen efecto. Esto se ve reflejado en la “Habitat Templet Theory”, la cual establece que la presencia y abundancia de los organismos está determinada en un principio por las características del hábitat que operan a diferentes escalas y que estas características del hábitat son espacial y temporalmente variables (Southwood, 1977, Bonada *et al.*, 2007, García-Roger *et al.*, 2011).

Es por esto que el análisis de comunidades acuáticas debe ser corregido, para pasar de una perspectiva de investigación linear dentro de los cauces, al concepto de “red” entre las corrientes de una misma unidad de escurrimiento o cuenca, a cualquier escala estudiada (Clarke, *et al.*, 2008), y estimar la contribución que tiene la diversidad  $\beta$  en el paisaje, para lograr así una buena representación de la riqueza de toda la zona de estudio, sin dejar de lado especies que solo se encuentran en lugares específicos.

Por ejemplo en la Figura 1, se contrastan diseños de muestreo para la investigación longitudinal de los cambios en la riqueza taxonómica de macroinvertebrados (Los círculos representan sitios): la figura (a) representa un enfoque de muestreo tradicional “lineal” para el estudio longitudinal de los patrones de la riqueza taxonómica. Este enfoque de muestreo asume que al muestrear un tramo de la parte alta de los arroyos se puede hacer inferencias sobre los patrones de diversidad a lo largo de toda la parte alta de la red; mientras que la figura (b) plantea un enfoque de muestreo tipo “red” para el estudio de los patrones longitudinales de la riqueza de especies. Este enfoque de muestreo asegura que los datos empíricos sean obtenidos sobre los patrones de diversidad a lo largo de la parte alta de la red e ilustra como la riqueza taxonómica en la cabecera puede ser drásticamente sobreestimada por la forma tradicional de muestrear (Clarke, *et al.*, 2008).

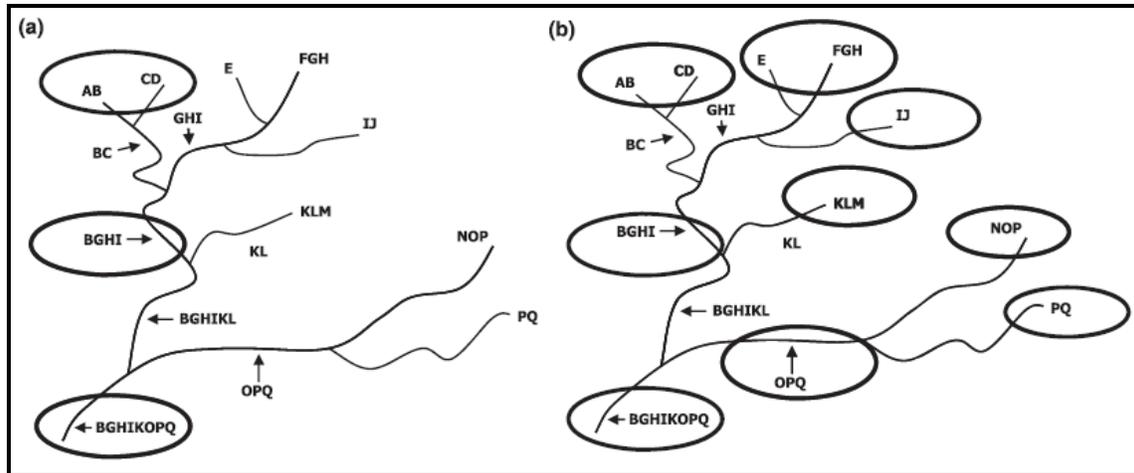


Figura 1. Diferencias en diseños de muestreo en la composición de especies (Tomada de Clarke, *et al.*, 2008).

Debido a todo lo anterior, en los últimos años se han incrementado los estudios sobre la importancia de conservar los cuerpos de agua, usando a la biota acuática para la determinación de áreas en alguna categoría de protección o manejo, bajo esquemas o unidades que permitan la conservación de la mayoría de las especies (Sánchez-Fernández, 2008).

El conocimiento de las especies que se encuentran en zonas sujetas a alguna categoría de protección es prioritario, ya que provee de datos para dirigir los esfuerzos de conservación hacia una metodología o eje prioritario (Novelo-Gutiérrez y Gómez-Anaya, 2009), que establezcan una protección real a la flora y fauna de la zona. Además las interacciones que existen entre la biota, presentan implicaciones muy importantes para la ecología teórica y la conservación de la biodiversidad (Grenouillet *et al.*, 2008).

La pérdida de la biodiversidad acuática es un tema preocupante ya que muy pocas veces es contemplada dentro de los documentos que declaran o justifican la creación de zonas protegidas, no obstante la flora y fauna acuática son muy útiles en la determinación de la condición ambiental de los cauces. El área protegida denominada “Reserva de la Biosfera Sierra Gorda de Guanajuato” representa un estado conservado de las sierras del centro de México, esto se debe a que existe una baja densidad de poblaciones humanas dentro de la zona, además es una zona muy poco desarrollada económicamente y el grado de marginación es alto (CONANP, 2005). Ello ofrece un panorama relativamente

conservado para la biota acuática de los ríos y arroyos, aunque vulnerable a las prácticas de sobreexplotación de los recursos acuáticos, ya que en ambientes áridos y semiáridos la disponibilidad de agua superficial es poca, así como la explotación del suelo circundante que generalmente es muy productivo para los cultivos, ya que presenta nutrientes de buena calidad y accesibles para las plantas.

Contrario a lo que se piensa, no sólo en las zonas áridas o semiáridas existen corrientes intermitentes, Por lo que la importancia de estudiar estos ambientes en los arroyos y ríos de México es alta, ya que nuestro territorio presenta vegetación, clima, suelo y topografía que propicia la escasez de agua. Tan solo el 22.1% fluye por arroyos y ríos, mientras que el 73.2 % se evapotranspira y el 4.7 % restante se infiltra (Cotler-Ávalos, 2010). Desgraciadamente, los sistemas intermitentes han recibido poca atención debido a su relación indirecta con los humanos, lo que ha derivado en la degradación de estos sistemas provocando una aceleración en la tasa de extinción de especies, con consecuencias irreversibles como la pérdida de información biológica y una mayor presión humana en el futuro sobre el agua (Sánchez-Fernández, 2008).

## 2 Antecedentes

Uno de los principales grupos de insectos usados como indicador biológico para determinar la diversidad especies y calidad de los cuerpos de agua, son los coleópteros acuáticos, ya que se son abundantes, con una alta riqueza de especies, presentan una alta tasa de endemismos y son usados como indicadores de perturbación (Arce-Pérez, 1995; Pérez-Munguia, 2004; Merrit *et al.*, 2008). Este grupo ha sido usado para dar prioridad a la conservación de ciertos arroyos y ríos, como es el caso del trabajo presentado por Sánchez-Fernández (2008), donde registraron para la región semiárida del sureste de España 159 especies de coleópteros acuáticos, con un gran número de endemismos, usando estos organismos como indicadores para proponer áreas prioritarias para la conservación de la biodiversidad.

Además, en América los estudios sobre coleópteros acuáticos como componentes de la riqueza de la biota acuática han demostrado que contribuyen de manera importante a la diversidad biológica de sistemas acuáticos (Jäch, 2008). Varios son los trabajos que reportan una cantidad importante de nuevos registros y especies nuevas para la ciencia, en pequeñas áreas de conservación a lo largo del continente, y sin embargo el territorio estudiado es poco. Ejemplo de estos trabajos son los de Torres *et al.* (2008), determinaron taxonómicamente a los coleópteros acuáticos de los cauces del Parque Nacional Caligüea en Argentina, donde registraron 51 especies de coleópteros acuáticos incluidos en 28 géneros y cinco familias, de los cuales determinan 24 especies en 11 géneros como nuevos registros para la zona y una especie y un género se mencionan por primera vez para Argentina.

En este mismo país, Fernández *et al.* (2008), registran para el Parque Provincial Salto Encantado y Valle del Cuñá Pirú 74 especies de coleópteros acuáticos, distribuidas en 44 géneros y 14 familias, con ocho nuevos registros a nivel genérico para la zona, además dos nuevas especies de los géneros *Dryops* y una de *Xenelmis*, que sólo se conocían en Brasil. Durante el 2007, Arias-Díaz *et al.*, realizaron un muestreo de coleópteros acuáticos en un gradiente altitudinal desde los 4,000msnm a los 250msnm en la cuenca del río

Coello, Colombia. Allí encontraron 10 familias y 27 géneros, en donde 12 géneros fueron nuevos registros para el departamento.

En México los trabajos realizados están principalmente enfocados al conocimiento de la riqueza de coleópteros acuáticos y su implicación como indicadores del deterioro de los sistemas riparios. Algunos de estos trabajos son los de Arce-Pérez y Novelo-Gutiérrez (1988), Arce-Pérez y Novelo-Gutiérrez (1991), Arce-Pérez (1995), Arce-Pérez y Roughley (1999), Arce-Pérez *et al.* (2002), Arce-Pérez (2004), Arce-Pérez y Jäch (2004), Arce-Pérez y Morón (2008), Arce-Pérez *et al.* (2010), Arce-Pérez y Morón (2011), Campbell *et al.* (2008), Fragoso-Santiago y Sandoval-Manrique (2001), Gómez-Anaya *et al.* (2004), Navarrete-Heredia (1992), Navarrete-Heredia *et al.* (2002), Navarrete-Heredia y Zaragoza-Caballero (2006) y Pérez-Munguía (2004)

Mientras que el conocimiento sobre la importancia de sus patrones de distribución dentro y entre los cauces, así como los determinantes y variables que afectan el establecimiento de los coleópteros, y la escala a la que estas variables tienen efecto, está poco documentada para México. El trabajo de Bruce-Campbell *et al.* (2008), es el único donde se compara la coleopterofauna acuática entre arroyos permanentes e intermitentes con distintas geomorfologías en el estado de Hidalgo, ellos llegaron a la conclusión que las diferencias en la composición y organización de las asociaciones de coleópteros acuáticos entre cauces temporales y permanentes, se puede reducir a grupos de insectos que están bien desarrollados para la colonización de sistemas de bajo flujo.

Debido a que no se encontraron más trabajos realizados en México con coleópteros acuáticos en sistemas intermitentes-permanentes, se reportan otros grupos de invertebrados acuáticos de otros lugares que sirven de guía para esta investigación. Donde la estacionalidad del agua en las corrientes intermitentes funciona como fuente de disturbio natural, alterando la estructura ambiental y la distribución de las comunidades dulceacuícolas (Bonada *et al.*, 2007). Lo que favorece principalmente el establecimiento de organismos con estrategias adaptadas a estanques o la escasez de agua en los cauces intermitentes (Bruce-Campbell *et al.*, 2008; Poff, 1997).

El efecto del hidropereodo sobre la comunidad acuática puede ser en el espacio o tiempo, con diferencias marcadas entre sistemas permanentes e intermitentes (García-Roger

*et al.*, 2011; Bonada *et al.*, 2007), que además varían temporalmente debido a la duración de la estación de lluvias. También influyen las afectaciones antrópicas (Benetti *et al.*, 2007), el tipo de sustrato (Acuña *et al.*, 2005) y relaciones biológicas como la depredación (Binckley y Resetarits, 2005). O bien, resultan de una causa combinada de la preferencia del hábitat y los cambios inducidos por los niveles cambiantes del agua en el tiempo y espacio (Klecka, 2008; Winfield *et al.*, 2003).

Así pues lo anterior puede dar como resultado que algunos sistemas dulceacuícolas (intermitentes o permanentes) puedan tener una riqueza única, que generalmente se refleja en la cantidad de especies endémicas (ej. Sánchez Fernández, 2008; Valladares *et al.*, 2010), o por el contrario, la fauna acuática puede ser el resultado de la colonización de organismos que provienen de lugares permanentes, lo que significa que hay un efecto de anidamiento de los sistemas intermitentes dentro de los sistemas donde el agua se mantiene todo el año (Wissing *et al.*, 2009).

Las variables que influyen sobre las comunidades acuáticas tienen efecto en diferentes escalas o filtros espaciales (denominados así por Poff, 1977). Estos filtros varían desde el nivel de cuenca al de microhábitat, e influyen sobre las comunidades de macroinvertebrados acuáticos en sistemas dulceacuícolas (Stendera y Jhonson, 2005; Ligeiro *et al.*, 2009; Cardoso *et al.*, 2011). La cuenca es una escala natural bien delimitada, con procesos y características propias: geomorfológicas, hidrológicas, climáticas y de cubierta vegetal, entre otras. Dentro de la escala de cuenca existen factores bióticos y abióticos que influyen en la presencia y abundancia de los organismos definiendo la comunidad acuática local (Poff, 1997).

Mientras que los cauces como unidades dentro de las cuencas, pueden restringir o favorecer la dispersión de los organismos a través de las propiedades del agua, y además las condiciones ambientales de los mesohábitats como la velocidad del agua (rápidos y estanques), impiden el establecimiento de ciertos macroinvertebrados acuáticos (Poff, 1977; Costa y Sánchez-Melo, 2008; García-Roger *et al.*, 2011). Finalmente el nivel de microhábitat contiene un mosaico de sustratos y los recursos alimentarios que son cruciales para el desarrollo de vida en las comunidades de macroinvertebrados acuáticos (García-Roger *et al.*, 2011).

La diversidad  $\beta$  es un componente que al ser relacionado con las escalas (o filtros) y sus respectivas variables, puede indicarnos cuáles son los factores que determinan la composición y estructura de las comunidades acuáticas (Lamouroux *et al.* 2004; Beisel *et al.* 1998). Principalmente existen dos tendencias encontradas en la literatura que explican las diferencias en las comunidades acuáticas, una de estas explicaciones establece que las condiciones ambientales a nivel de microhábitat como tipo de sustrato son mucho más importantes que las diferencias a nivel espacial o entre cauces (Costa y Sánchez-Melo, 2008; Ligeiro *et al.*, 2009). La otra tendencia está basada en las variantes ambientales que existen entre sitios, corrientes, regiones o cuencas, con poco efecto de la escalas menores como el microhábitat (García-Roger *et al.*, 2011; Cardoso *et al.*, 2011).

### **3 Hipótesis**

Las comunidades de coleópteros acuáticos serán diferentes en riqueza y diversidad debido a factores tales como: 1) Características fisicoquímicas del agua, 2) afectaciones de origen antrópico, 3) la permanencia del agua en el cauce durante el año y 4) variedad de microhábitats. Por lo que se espera que los microhábitats dentro de arroyos y ríos tengan mayor influencia sobre el establecimiento de los coleópteros acuáticos, en comparación con las variables ambientales y biológicas que determina la hidroperiodicidad en los cauces.

## **4 Objetivos**

### **4.1 Objetivo General**

Analizar la diversidad y distribución de la coleopteroфаuna acuática en los arroyos perennes e intermitentes, así como los factores que influyen en su ocurrencia y abundancia de estos organismos en la cuenca de Xichú, Guanajuato.

### **4.2 Objetivos Particulares**

1. Determinar la riqueza, abundancia y estructura trófica de la comunidad de coleópteros acuáticos que se encuentra a nivel de cuenca.
2. Analizar los factores que determinan el establecimiento de coleópteros acuáticos en los principales cauces de la cuenca.
3. Comparar la diversidad  $\alpha$  y  $\beta$  de los coleópteros acuáticos entre las corrientes intermitentes y las permanentes de la cuenca.
4. Determinar el efecto de las distintas escalas o niveles ambientales sobre los componentes  $\alpha$  y  $\beta$  de la diversidad global, de las especies de coleópteros acuáticos en la cuenca.
5. Determinar si las actividades de origen antrópico alteran el establecimiento de la comunidad de coleópteros acuáticos por medio de un índice de diferencia taxonómica.

## 5 Área de estudio

El área de estudio corresponde a la cuenca de Xichú, con una superficie aproximada de 65,701.34ha. Se encuentra en el extremo Noreste del estado de Guanajuato, en los límites con San Luis Potosí y Querétaro, mientras que su mayor superficie se encuentra dentro de la Reserva de la Biosfera Sierra Gorda de Guanajuato (Figura 2).

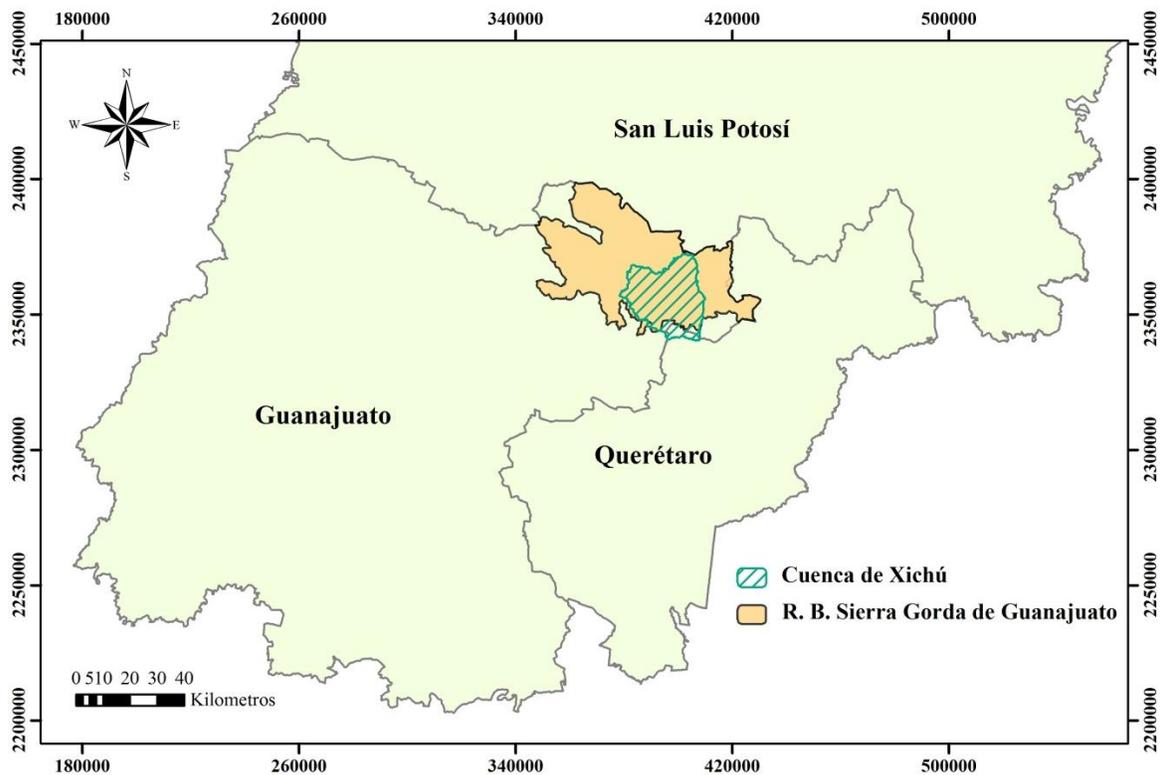


Figura 2. Ubicación de la cuenca de Xichú.

El área se encuentra casi en su totalidad en el municipio de Xichú (80%), con pequeñas porciones de los municipios de Victoria (1.05%), Atarjea (8.99%), Santa Catarina (5.09%) y Peñamiller (4.37%), Querétaro (INEGI, 2010; UAQ, 2012), (CONANP, 2005).

El clima se presenta en un gradiente de transición, muy variable debido a la irregularidad del paisaje. Predominan principalmente de dos tipos: en la parte sur y suroeste prevalece un clima templado subhúmedo, seguido de un clima semiárido, de los menos secos y que se extiende casi en la totalidad de la cuenca (UAQ, 2012). El paisaje está

dominado principalmente por cumbres muy escarpadas que pertenecen a la provincia de la Sierra Madre Oriental, en la subprovincia Sierra Gorda. Al Este existen valles ramificados muy profundos que se extienden hasta Querétaro, mientras que al Sur existen sierras altas sin mesetas, pertenecientes a la provincia Mesa del Centro (CONANP, 2005).

El municipio de Xichú se encuentra ubicado totalmente dentro de la Sierra Gorda, Guanajuato. El punto más alto es el Cerro El Descarado, con 2,400 metros de altura. El punto más bajo en el mismo municipio, se localiza en la confluencia del río Santa María y el arroyo Xoconostle; con una altitud sobre el nivel del mar de 826 metros. Al Noroeste del municipio existe otra sierra conocida como El Azafrán (CONANP, 2005).

Geológicamente las partes Sur y Sureste están dominadas por rocas de origen ígneo, con altos contenidos de sílice, basaltos y rocas ígneas ácidas, como planicies y laderas volcánicas, mientras que la parte restante está constituida por rocas sedimentarias marinas encontradas en laderas y domos sedimentarios (anexo 4). Los suelos de manera general en el municipio de Xichú son de estructura tipo blocosa a granular, consistencia de friable a muy firme, textura franco arenosa a arcillosa, con pH de 6.0 a 7.8 de origen coluvial a aluvial (UAQ, 2012).

El uso de suelo y vegetación para la cuenca presenta 14 tipos diferentes, de los cuales la selva baja caducifolia, el matorral submontano y el bosque de coníferas y *Quercus* tienen la mayor área (anexo 2). Los bosques están constituidos principalmente por bosques tropicales secos los cuales se encuentran por debajo de los 1,300 msnm donde existen especies de flora como *Bursera morelensis*, *Fouquieria splendens*, *Stenocereus queretaroensis* (Figura 3b). En este sistema existen algunos manchones de matorral xerófilo (CONANP, 2005).

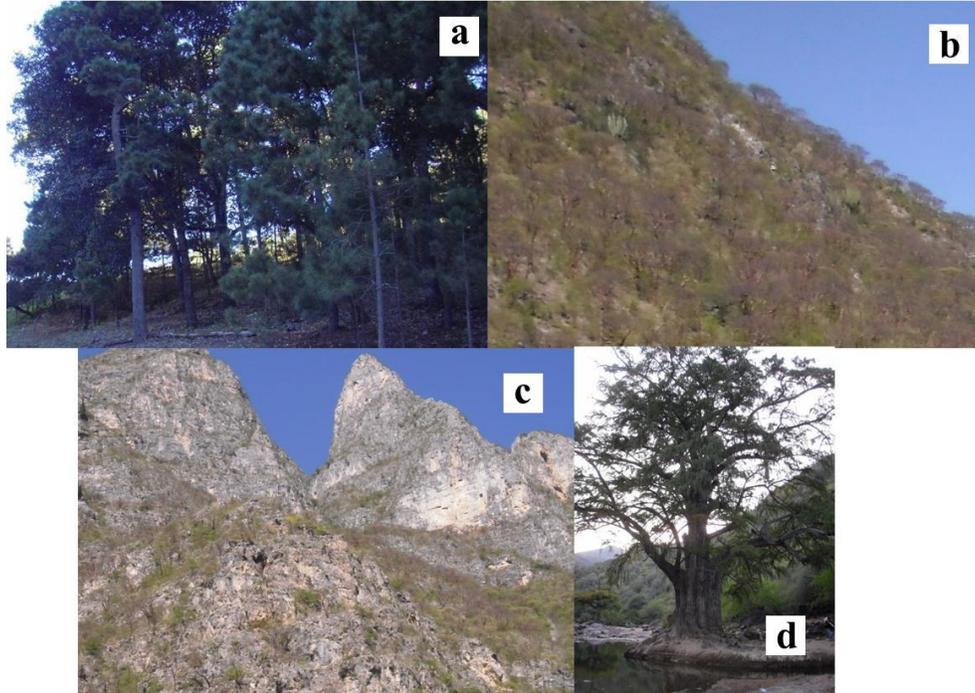


Figura 3. Tipos de vegetación de la cuenca de Xichú. a) Bosque pino-encino. b) Bosque tropical seco (caducifolio). c) Matorral xerófilo y d) bosque de galería.

El bosque de coníferas está conformado por varias especies de *Pinus* sp, *Juniperus fláccida*, así como varias especies de *Quercus* sp, en algunos lugares mezclados (CONANP, 2005) (Figura 3a). Este tipo de vegetación se encuentra principalmente desde los 1600 msnm de igual forma con algunas mezclas de matorral y bosque caducifolio, donde se encuentra la zona de transición entre tipos de vegetación. El matorral xerófilo (Figura 3c), pertenece principalmente a zonas áridas y semiáridas, con organismos arbustivos como *Opuntia*, *Quercus* y *Yucca*, de tipo roseta como *Agave* y *Dasyilirion*, de hoja micrófila como *Fouqueria splendens* y especies de *Acacia*, o cactáceas como *Echinocactus platyacanthus* y *Ferocactus histrix* que actualmente están protegidas por la NOM-059-2001 bajo la categoría de protegida no endémica (UAQ, 2012).

La vegetación de galería (Figura 3d), está distribuida a lo largo de los cauces con especies como *Platanus glabrata*, *Prosopis laevigata*, en menor proporción el guamúchil (*Pithecellobium* sp) y algunos ahuehuetes (*Taxodium* sp) (CONANP, 2005).

En cuanto a la fauna existente se reportan 305 especies de vertebrados y 118 de mariposas, de las cuales algunas se encuentran en alguna categoría de protección (NOM-

059 2001) como el margay (*Leopardus wiedii*), ocelote (*L. pardalis*), la guacamaya verde (*Ara militaris*), una especie de murciélago (*Chaeronycteris mexicana*), víbora de cascabel (*Crotalus*, varias especies), culebra (*Lampropeltis triangulum*), lagartija (*Phrynosoma orbiculare*), Rana (*Lithobates neovolcanica*), Ajolote tigre (*Ambystoma velasci*), búho llanero (*Athene cunicularia*), gavilán bicolor (*Accipiter striatus*), entre otros (UAQ, 2012).

Los cauces principales (Figura 4), se originan en la parte Suroeste y Este de la cuenca, en este lugar se forma el río Xichú con aportes de los arroyos que descienden de las comunidades de La Rosa de Castilla y Santa Rosa, uniéndose aguas abajo de la población de Xichú con el río El Mezquital, este último se forma de los escurrimiento del lado Oeste, a la altura de la comunidad de Derramaderos, más adelante el arroyo que pasa por la comunidad del Tanque que aporta agua a este cauce. Del otro lado de la cuenca, existe el arroyo Grande, que pasa por la comunidad de Paso de Guillermo, el cual después se une al arroyo Los Pablos. Aguas abajo, el arroyo Grande se une con el río Xichú, esto ocurre solamente durante la temporada de lluvias ya que en su contraparte, la época de secas, el lecho del río queda completamente seco. El agua de la cuenca escurre al río Santamaría que pertenece a la región hidrológica 9 (CONAGUA, 2009), que corresponde a la cuenca del Pánuco.

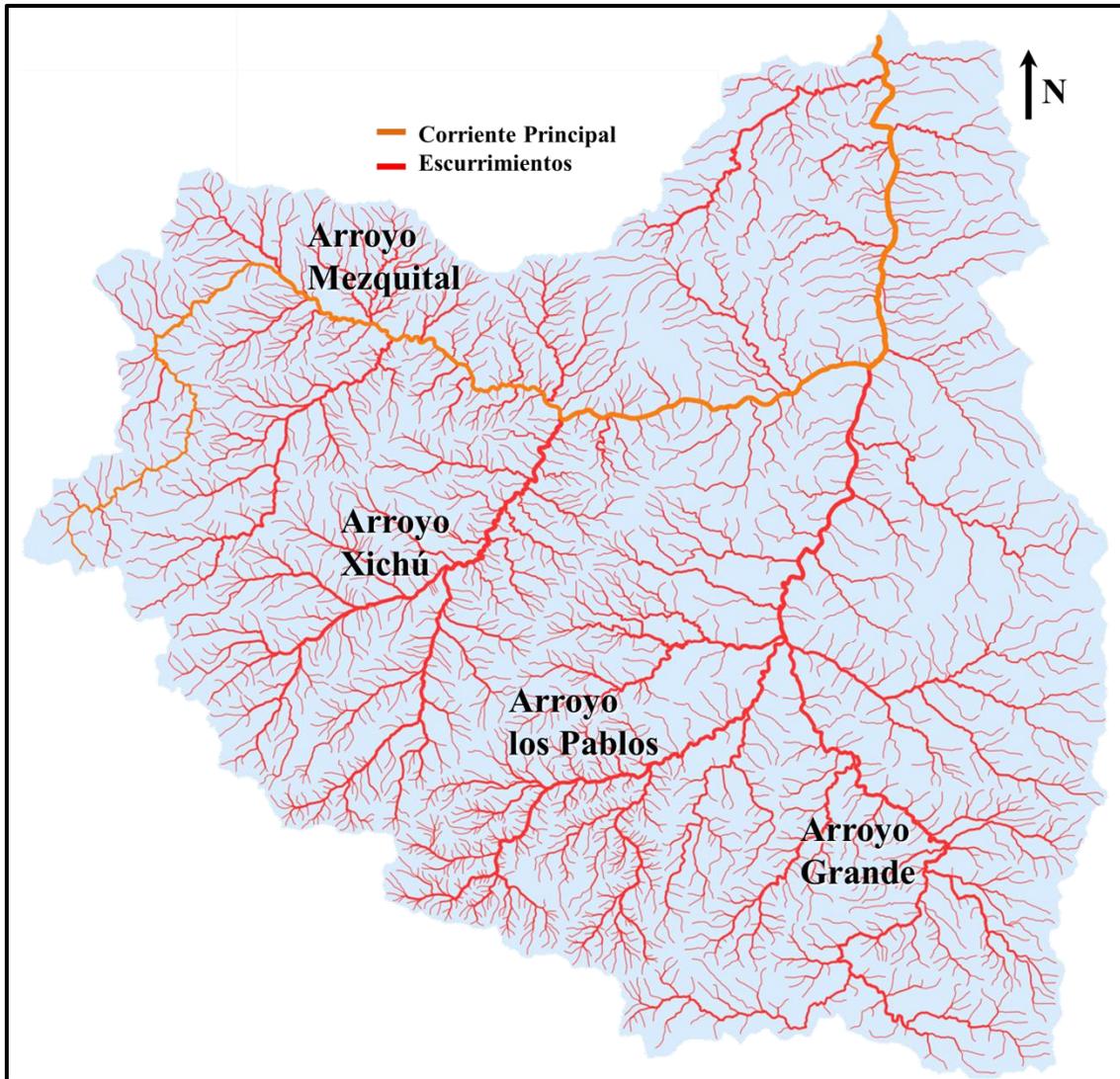


Figura 4. Cuenca de Xichú con sus respectivos escurrimientos (Rojo) y la corriente principal (naranja) (Imagen modificada de INEGI, 2011).

## 6 Metodología

### 6.1 Establecimiento de los sitios de muestreo

El muestreo fue planeado para cubrir la mayor extensión posible de los principales ambientes existentes en la cuenca, por lo que en el cuadro 2 se muestran las características generales de cada sitio de colecta, como el tipo de vegetación, afectaciones de origen antrópico, así como un factor que es crucial para este trabajo, que es la estacionalidad del agua en los cauces, ya que durante el periodo de secas los sitios de la Xichú, Organitos, Llanetes y Huamúchil son cauces intermitentes, ya que aquellos que fluyen durante los periodos posteriores a la lluvia y duran más de 30 días, mientras que los sitios Joya Fría, Llano Grande, Los Pablos y Paso de Guillermo son permanentes, por que presentan agua todo el año (FISRWG, 1998) (Figura 5).

Dado que el muestreo se realizó en dos etapas, la primera en el mes de diciembre en donde aún presentan agua todas las corrientes, y la segunda en el mes de Mayo durante la época de máximo estío. Esto se hizo con los propósitos de revisar cuales corrientes eran intermitentes, comparar los sistemas perennes en las diferentes épocas y obtener una buena representación de la riqueza de los coleópteros acuáticos, ya que este grupo es denominado “hiperdiverso” pues presenta muchas especies y es “pobrementemente conocido” debido a la poca información que se tiene sobre la distribución, biología, relaciones tróficas, bioindicación, entre otras (Sánchez-Fernández, 2008).

Cuadro 1. Caracterización y abreviaciones de los sitios de muestreo ( ID es un identificador que se usara de aquí en adelante para referirse a los sitios en los análisis).

Sitio	Nombre del sitio	ID	Altitud (msnm)	Orden	Tipo de suelo	Uso de suelo circundante	Flujo	Clima
1	Paso de Guillermo	<u>PG</u>	1331	3	Volcánico	Agrícola	Permanente	Seco
2	Los Pablos	<u>Pa</u>	1525	4	Volcánico	Matorral submontano y pequeños parches de agricultura	Permanente	Seco
3	Llano Grande	<u>LG</u>	1648	3	Volcánico	Bosque galería y agricultura	Permanente	Seco
4	Joya Fría	<u>JF</u>	2440	1	Volcánico	Bosque pino-encino y agrícola temporal	Permanente	Templado semifrío
5	Xichú	<u>Xi</u>	1286	5	Sedimentario	Asentamientos humanos	Intermitente	Seco
6	Organitos	<u>Or</u>	1250	5	Sedimentario	Selva baja caducifolia y	Intermitente	Seco

						Agricultura temporal		
7	<b>Llanetes</b>	<b>LI</b>	926	6	Sedimentario	Selva baja caducifolia y Agricultura temporal	Intermitente	Seco
8	<b>Huamúchil</b>	<b>Hu</b>	924	5	Sedimentario	Selva baja caducifolia y Agricultura temporal	Intermitente	Seco

Los sitios fueron analizados y comparados agrupándose en tres condiciones principales: la intermitente que consta de los sitios Xi, Or, Ll y Hu, de la cual solo hay una ya que los cauces estaban secos en el segundo muestreo, mientras que en las otras dos condiciones se encuentran los sitios JF, LG, Pa y PG, que integran la condición permanente del primer muestreo y la permanente del segundo muestreo, diferenciándolas por un número “2”, que indica el segundo muestreo.

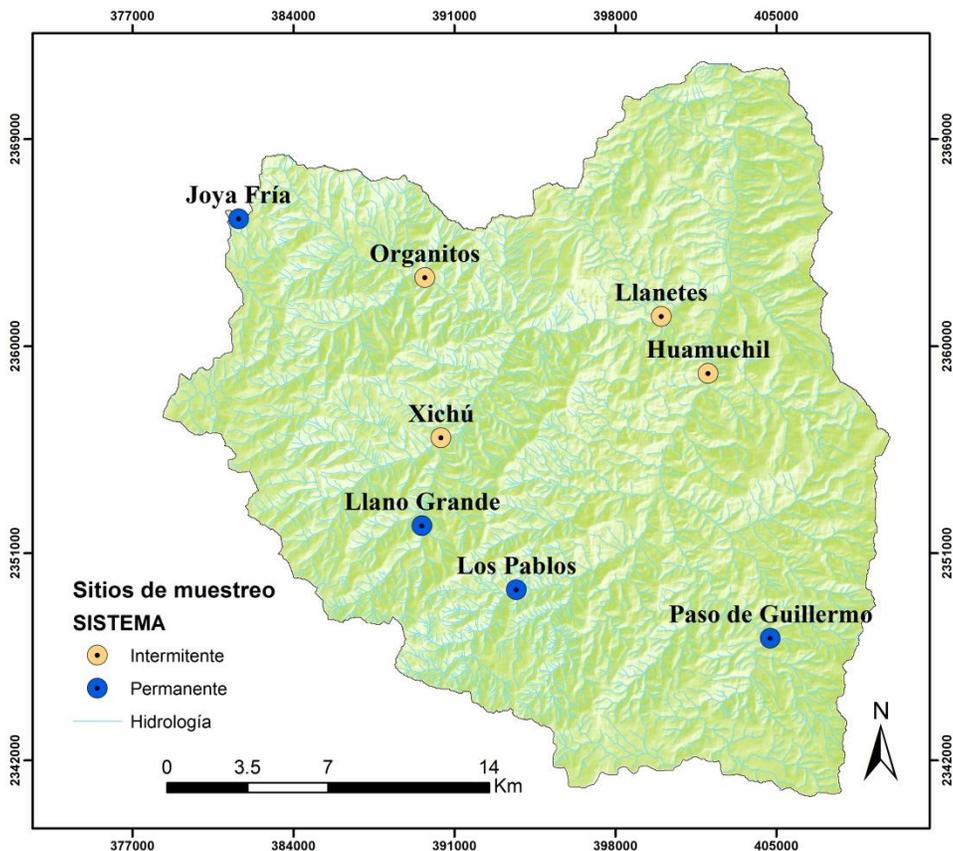


Figura 5. Ubicación de los sitios de muestreo en la cuenca de Xichú.

## 6.2 Muestreo e identificación de coleópteros acuáticos

Para la toma de muestras en cada sitio, se recorrió una longitud aproximada de 40 veces ancho promedio del cauce, en donde según Barbour *et al.* (1999), se encuentran todas las variantes posibles de hábitats disponibles para la biota acuática. Se usó una red acuática tipo “D” de 30 cm de diámetro, con una abertura de malla de 400 micras para tomar ocho muestras en cada sitio, para un total de 96 muestras, aunque solo en 80 se encontraron coleópteros. Cada una de estas muestras fue tomada en diferentes microhábitats buscando obtener una buena representación de los coleópteros acuáticos, ya que algunos de ellos son especialistas de hábitat y difícil encontrarlos. De esta manera el área muestreada cubre un total aproximado de 1 m<sup>2</sup>, que es una medida estandarizada para este estudio y comparable con otros trabajos.

La identificación de los coleópteros acuáticos se llevó a cabo a nivel de género, debido a que muchas larvas son difíciles o imposibles de determinar a nivel de especie, si bien no han sido descrito el estadio larvario y porque pueden ser más difíciles de coleccionar que los adultos (Campbell *et al.*, 2008). Se utilizaron los criterios de Merritt *et al.*, (2008) para el nivel de familia y género, tanto en estadio larvario y como en el adulto, los de Arnett y Thomas (2001) y Arnett *et al.*, (2002) para determinar los géneros de individuos adultos; además de claves de listados regionales: Hinton (1940), Spangler y Santiago (1987), Arce-Pérez (1995), Santiago-Fragoso y Sandoval-Manrique (2001), Arce-Pérez *et al.*, (2002 y 2010) y Arce-Pérez y Morón (2010 y 2011).

### **6.3 Metodología para el análisis de riqueza, abundancia y estructura trófica de la comunidad de coleópteros acuáticos.**

Ya que a menudo resulta imposible el registrar el total de especies de alguna área estudiada (Jiménez-Valverde y Hortal, 2003), el esfuerzo de muestreo se evaluó usando tres estimadores no paramétricos: ACE que es un estimador basado en la abundancia de las especies raras con uno o hasta 10 individuos; Jackknife1 que estima mediante las especies “únicas” que son aquellas que se encuentran en una muestra solamente y Chao1 que se basa en el número de especies raras *singletons* y *doubletons*, que son especies que sólo cuentan con uno o dos individuos respectivamente en todo el muestreo (Magurran 2004; Jimenez-

Valverde y Hortal, 2003). Se utilizó el programa estadístico EstimateS Win 8.2 (Colwell, 2000). De acuerdo con Basualdo (2011) y Melo y Froehlich (2001), estos tres estimadores son los que mejor describen la riqueza tanto de coleópteros como macroinvertebrados acuáticos. A pesar de que el esfuerzo de muestreo en cada condición fue el mismo, ocho muestras en cada sitio, para un total de 32 para cada condición, sin embargo en algunas no se encontraron coleópteros acuáticos, por lo que se realizó una rarefacción tipo Mao Tau, basada en la abundancia de individuos dentro de las muestras, para comparar la condición de intermitencia y las de permanencia.

De acuerdo con Magurran (2004), uno de los mejores métodos para describir la distribución de la abundancia entre especies son las curvas de rango/dominancia o *Whittaker plots*. En este análisis los géneros fueron graficados en orden desde el más abundante al menos abundante en el eje horizontal, por lo que sus abundancias son transformadas a  $\log_{10}$  y graficadas en el eje vertical, para comparar en el mismo análisis varios sitios o ecosistemas. Por lo que las comparaciones se hicieron con base a la permanencia del flujo, es decir, las dos permanentes y la intermitente. Las ventajas de este método es que nos permite contrastar patrones de abundancia y/o rareza de especies los cuales son claramente observados como cambios de sucesión o de impacto ambiental en el espacio o a través del tiempo. También la forma de la curva es usada para inferir diferencias en equitatividad ya que curvas con mayor pendiente presentan mayor dominancia de una o varias especies, mientras que la pendiente es más suave implica mayor equitatividad (Magurran, 2004).

El gremio trófico y el hábito fueron determinados en cada género de acuerdo a Barbour *et al.* (1999), Pérez-Munguía (2004) y Merritt *et al.* (2008). Una vez obtenidos los datos, se hicieron comparaciones entre las dos condiciones de permanencia y la de intermitencia. Estos análisis permitirán observar el cambio en el espacio y tiempo de los recursos disponibles, así como la disponibilidad de hábitat que hay en las presentes condiciones ambientales de la cuenca.

#### **6.4 Análisis de las variables fisicoquímicas del agua y ambientales de ríos y arroyos de estudio.**

Para cada muestra se determinaron los siguientes parámetros fisicoquímicos del agua: Oxígeno disuelto (mg/l), temperatura (°C), pH (unidades de pH), salinidad (PSS), turbidez (NTU), potencial óxido-reducción (mV), conductividad específica (mS/cm) y sólidos disueltos totales (g/l). Estas variables fueron analizadas con correlación de Pearson y análisis de componentes principales (ACP) para determinar relaciones entre variables, usando el programa estadístico JMP 8.0 (SAS Institute, 2008) y eliminar aquellas variables intercorrelacionadas, ya que en el ambiente no representan variabilidad para los organismos. Además se registró la descripción de cada muestra, en donde se incluyó el mesohábitat (rápidos o estanques), la cantidad de sustratos asociados al microhábitat (registrando un máximo de cuatro), la profundidad del agua que fue dividida en muy profunda (1-0.75 m), profunda (0.75-0.5 m), somera (0.5-0.25m) y muy somera (0.25-0 m) y la velocidad aparente que fue dividida en alta, media, baja y nula.

Finalmente se hizo un análisis de correspondencia canónica (ACC) con 15 variables, en el programa PAST, (Hammer *et al.*, 2001). Este es un método multivariado que ayuda a esclarecer relaciones entre especies biológicas y su entorno. ACC está diseñado para extraer gradientes ambientales de conjuntos de datos ambientales, donde los gradientes son la base para describir y visualizar las diferentes preferencias de hábitat de los taxa, por medio de un diagrama de ordenación (Braak y Verdonschot, 1995; Legendre, 2006). Una vez realizado el análisis se realizó una prueba de significancia con 999 permutaciones, para ver si existieron diferencias estadísticas entre lo observado y esperado. Para analizar las variables que tienen mayor influencia en la distribución de las especies de coleópteros acuáticos (Pérez-Munguía, 2004, Gibbins *et al.*, 2001).

Las variables ingresadas al análisis fueron de tres tipos: **1)** fisicoquímicas del agua: Oxígeno disuelto (DO), temperatura (temp), pH, turbidez (turb), Potencial óxido-reducción (ORP) y conductividad específica (cond); **2)** ambientales microescala: profundidad, velocidad, mesohábitat y cantidad de sustratos; **3)** ambientales macroescala: intermitencia, pendiente, uso de suelo circundante, orden del cauce y calidad ecológica.

Estas últimas con excepción de intermitencia, fueron generadas a partir del uso de los sistemas de información geográfica, a través del software ArcView GIS 3.2 (1992). La pendiente fue obtenida a partir del modelo digital de elevación extraído de la web por medio del continuo de elevaciones mexicano 2.0 (INEGI, consultado en 2012), el uso de suelo fue basado en el conjunto nacional de uso de suelo y vegetación de la serie 4 (INEGI, 2010) y se modificó con ayuda de ortofotos obtenidas del Instituto Nacional de Estadística y Geografía con una resolución 1:10,000. El orden del cauce fue basado en el índice de Horton, donde los cauces de primer orden son aquellos que surgen de las fuentes o manantiales, y cuando dos de primer orden se unen, forman uno de segundo orden y así sucesivamente (Valtierra, 2007). Por lo que el orden se determinó visualmente a través de los escurrimientos de la cuenca de Xíchu, de la capa correspondiente extraída del Simulador de Flujos de Agua de Cuencas Hidrográficas versión 2.1 del INEGI (2010).

Otra variable ingresada al ACC fue la “calidad ecológica”, que es una condición que se refiere al mantenimiento de los elementos y procesos geoecológicos dentro de un ecosistema o unidad natural determinada, como la cuenca; de esta manera, cuando se introduce un agente de presión que deteriora cierto recurso, se modifica la estructura de los elementos y ciertos procesos se ven modificados, lo que reduce la calidad (UAQ, 2012). Esta variable fue tomada del programa de manejo y conservación de la reserva de la Biósfera de la Sierra Gorda de Guanajuato (UAQ, 2012) y está basada en los criterios de fragilidad natural, calidad del agua, erosión y antropización de la cobertura vegetal.

El criterio de fragilidad se considera como la capacidad intrínseca de la unidad territorial a enfrentar agentes de cambio, basada en la fortaleza propia de los componentes y en la capacidad y velocidad de regeneración del medio (Balvanera y Cotler, 2007). La fragilidad se evalúa mediante el relieve, suelos, fragilidad hidrológica, erosividad de la lluvia, índice de severidad de sequía y vegetación. La siguiente variable que es la calidad del agua de igual forma está basada en las mediciones del trabajado realizado para el trabajo de la sierra gorda de Guanajuato (UAQ, 2012), mientras que la erosión se refiere al proceso de pérdida del suelo debida de manera natural más el efecto de las actividades humanas en el terreno, intensificando la pérdida de suelo. Finalmente la antropización de la vegetación describe el grado de modificación de un ecosistema original por efectos antrópicos, sumado a la dificultad que esa modificación representa para que el ecosistema

se regenere y a la cantidad de elementos antrópicos que contenga. Las variables pendiente y calidad ambiental fueron divididas en cuatro categorías para ser ingresadas al ACC, mientras que la intermitencia y el uso de suelo circundante se usaron como variables ordinales cambiando la categoría por un número.

Además de estos análisis que se corresponden con diferentes niveles o escalas en la cuenca, se realizó un análisis posterior a la estructuración de toda la metodología. Debido a que los análisis de diversidad nos indicaban diferencias entre subcuencas de Xichú, se tomó la decisión de determinar las subcuencas y sus características morfométricas e hidrológicas. El objetivo de este análisis fue observar las diferencias entre subcuencas y tratar de explicar el patrón encontrado en la diversidad. Esto se llevó a cabo con la extensión del programa ArcView GIS 3.2 (1992), DetermHidro, elaborada por Valtierra en el 2007, donde el resultado proporciona elementos fundamentales para el análisis de su respuesta hidrológica de las cuencas y poder relacionarlos con la distribución de la diversidad de la comunidad de coleópteros acuáticos estudiada.

### **6.5 Análisis de la diversidad $\alpha$ y $\beta$ de la comunidad de coleópteros acuáticos**

El siguiente paso es el análisis de la diversidad de la comunidad de coleópteros acuáticos, donde la diversidad alfa puntual ( $\alpha$ ), es la riqueza de especies encontrada en una localidad dentro de un mismo tipo de paisaje o comunidad (Halffter y Moreno, 2005), esta fue analizada por medio del total de géneros en cada sitio.

Uno de los componentes más importantes a entender dentro de las comunidades es la diversidad beta ( $\beta$ ), en este trabajo se define como el cambio en la composición de especies entre sitios de muestreo (Moreno y Rodríguez, 2010), y se estimó mediante un análisis de similitud, en el entendido que si dos o más sitios presentaron una alta similitud, el cambio de especies será bajo o nulo, mientras que si el valor de similitud era bajo nos indicará una tasa muy alta de diferencias de especies ya que ambas comunidades difieren mucho en su riqueza. La interpretación de los grupos conformados en el dendrograma será subjetiva y la decisión sobre cuales grupos reportar está basada en un corte arbitrario dictado por la misma disimilitud. Estos análisis de agrupamiento se realizaron con el

paquete estadístico PAST (Hammer *et al.*, 2001), usando dos coeficientes, uno cualitativo, en este caso Jaccard, y otro cuantitativo, que es el de Horn.

### 6.6 Partición multiescalar de la diversidad global en sus componentes $\alpha$ y $\beta$ , entre los distintos niveles espaciales y temporales

La partición aditiva de la diversidad fue usada para descomponer la variación total de la composición de la comunidad (diversidad  $\gamma$  o regional) en sus componentes alfa y beta evaluando cuatro escalas o niveles, para determinar cuál de ellas tiene mayor influencia sobre la comunidad: el primer nivel corresponde al microhábitat que en este caso corresponde con cada una de las muestra tomadas, por lo que dentro del modelo este corresponde con  $\alpha_1$  y  $\beta_1$ . El siguiente nivel es el mesohábitat ( $\beta_2$ ) representado por los rápidos y estanques de cada sitio. El tercer nivel corresponde a cada cauce o sitio de muestreo ( $\beta_3$ ) y el nivel más alto corresponde al tipo de sistema ( $\beta_4$ ), permanente o intermitente (figura 6). Este análisis permite evaluar el peso relativo de cada nivel en el valor de  $\beta$ , y además, si la diversidad de especies se debe al azar o a factores propios del paisaje o de la naturaleza de los coleópteros acuáticos, ya que compara entre el modelo observado y el esperado por el azar, el cual es generado a partir de 1,000 aleatorizaciones. Para este análisis se utilizó el programa Partition (Veech y Crist, 2009).

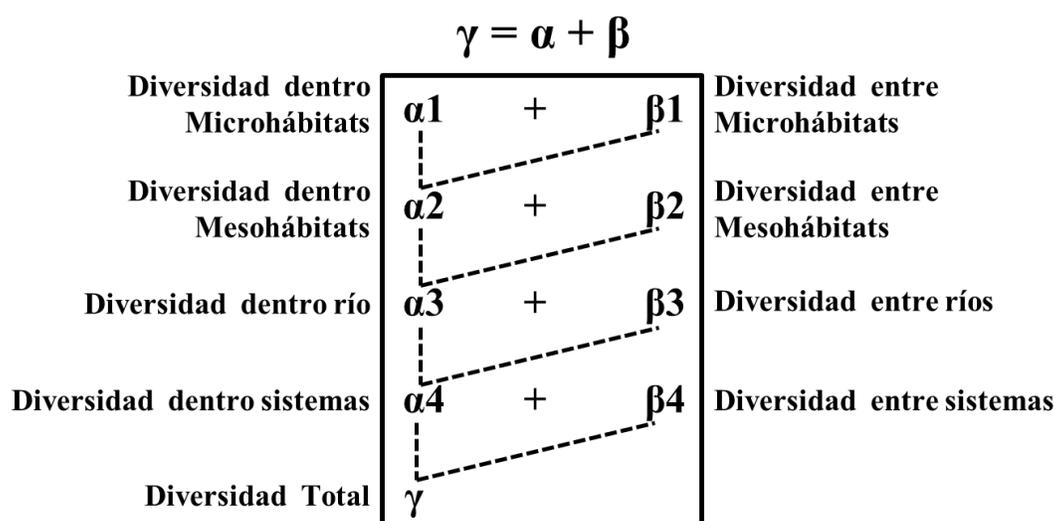


Figura 6. Modelo de la partición escalar de la diversidad en sus componentes  $\alpha$  y  $\beta$ , analizados en cuatro escalas espaciales (adaptado de Ligeiro *et al.*, 2009).

### **6.7 Aplicación del índice de diferencia taxonómica para determinar alteraciones derivadas de actividades antrópicas**

Finalmente para determinar si las actividades de origen antrópico afectan el establecimiento de la comunidad de coleópteros acuáticos en los ríos y arroyos de la cuenca de Xichú, se implementó un índice de diversidad llamado “diferencia taxonómica”, el cual fue desarrollado por Warwick y Clarke en 1995 en ambientes marinos como una medida del grado medio en que los individuos de un ensamblaje se relacionan con otros. Basado en la premisa de que: “asociaciones perturbadas están generalmente caracterizados por tener menos especies y estar más cercanamente relacionadas, mientras que ensamblajes menos perturbados contienen una mayor diversidad de especies a través de una gama más amplia de grupos taxonómicos y niveles” (Clarke y Warwick, 1998).

Matemáticamente la fórmula de la distancia taxonómica se expresa de la siguiente manera:

$$\Delta^+ = \frac{\sum \sum_{i \neq j} \omega_{ij}}{s(s-1)}$$

Donde  $s$  es el número de especies presentes, la doble sumatoria es sobre la serie  $\{i = 1, \dots, s; j = 1, \dots, s, \text{ en donde } i < j\}$  y  $\omega_{ij}$  es la distancia taxonómica entre las especies  $i$  y  $j$ .

Una de las características de este índice es usar la variación de la distancia taxonómica ( $\Delta^+$ ), esta medida permite diferenciar entre distintas topologías que tienen la misma distancia, por ejemplo, en la figura 7a, se observa una muestra que consiste de siete especies diferentes, todas de diferente género, pero de una sola familia, mientras que una segunda muestra presenta una estructura topológica diferente con el mismo número de especies, en tres géneros y dos familias (Figura 7b). Ambos presentan la misma diferencia taxonómica promedio ( $\Delta^+$ ), mientras que la variación nos indica la diferencia entre topologías.

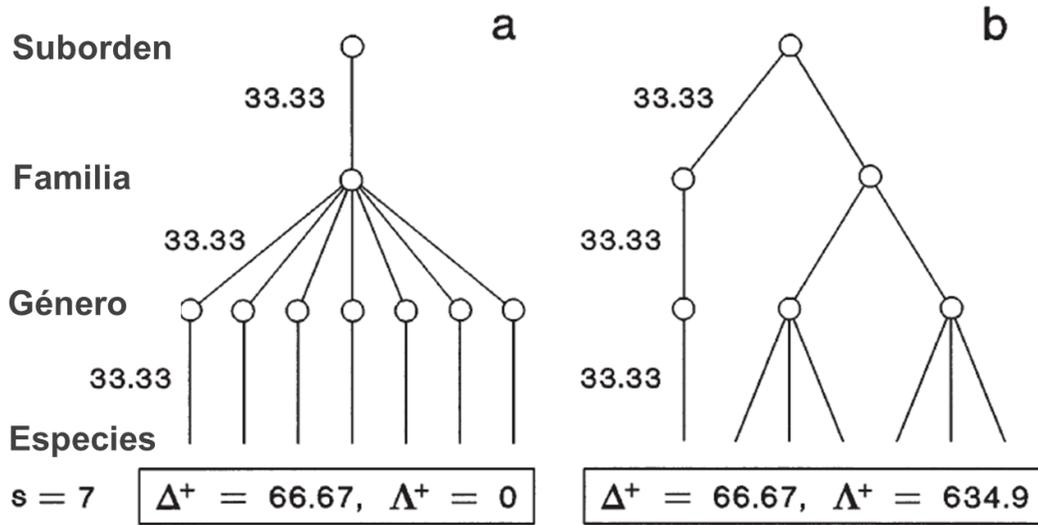


Figura 7. Imagen tomada de Clarke y Warwick, 2001. Dos topologías ejemplo (a, b), en las cuales la  $\Delta^+$  es idéntica, mientras que la  $\Lambda^+$  difiere sustancialmente, reflejando una mayor desigualdad en la estructura (b), en comparación con la simple estructura (a). Nótese que la escala estandarizada entre distancias taxonómicas, en donde el máximo de distancia  $\omega$  alcanzable en cualquiera de las estructuras es igual a 100.

Tanto  $\Delta^+$  como  $\Lambda^+$ , presentan propiedades muy deseables, primeramente carecen de dependencia al valor medio del tamaño de muestra, esta propiedad es de crucial importancia al hacer válidas comparaciones de estudios de biodiversidad en diferentes localidades o tiempos, con diferentes grados de esfuerzo de muestreo. Además esta característica no se comparte con otros índices relacionados con la riqueza de especies (Clarke y Warwick, 1998, 2001). Por lo tanto, la combinación de  $\Delta^+$  y  $\Lambda^+$  provee un compendio estadísticamente robusto de los patrones de relación taxonómica dentro de un ensamblaje (Clarke y Warwick, 2001).

## 7 Resultados

### 7.1 Riqueza, abundancia y estructura trófica

La riqueza de coleópteros acuáticos encontrada en el presente trabajo está conformada por 46 géneros, 13 familias y un total de 2,046 individuos colectados. Todos los organismos fueron identificados a nivel de género (Cuadro 2), excepto por las familias Ptiliidae, Lampyridae, y subfamilia Sphaeridiinae (Hydrophilidae), los cuales no se pudieron identificar a nivel de género, debido a la falta de claves para su identificación. Pero se incluyeron en los análisis como morfogéneros.

Cuadro 2. Elenco sistemático de los coleópteros acuáticos identificados para los cauces de la cuenca de Xichú, Gto.

Suborden	Familia	Género	Suborden	Familia	Género
Myxophaga	Hydroscaphidae	<i>Hydroscapha</i>	Polyphaga	Hydrophilidae	<i>Berosus</i>
Adephaga	Haliplidae Dytiscidae	<i>Peltodytes</i>			<i>Enochrus</i>
		<i>Agabus</i>			<i>Helochares</i>
		<i>Bidessonotus</i>	<i>Helocombus</i>		
		<i>Desmopachria</i>	<i>Helophorus</i>		
		<i>Dytiscus</i>	<i>Hemiosus</i>		
		<i>Laccophilus</i>	<i>Hydrophilus</i>		
		<i>Neoporus</i>	<i>Laccobius</i>		
		<i>Rhantus</i>	<i>Paracymus</i>		
		<i>Sanfilippodytes</i>	Sphaeridiinae		
		<i>Stictotarsus</i>	<i>Tropisternus</i>		
		<i>Thermonectus</i>	Scirtidae		
		<i>Uvarus</i>	<i>Prionochoyphon</i>		
	Gyrinidae	<i>Dineutus</i>	Psephenidae		
		<i>Gyrinus</i>	<i>Psephenus</i>		
			Dryopidae		
			<i>Helichus</i>		
			<i>Postelichus</i>		
			Elmidae		
			<i>Heterelmis</i>		
			<i>Microcylloepus</i>		
			<i>Neelmis</i>		
Polyphaga	Hydraenidae	<i>Gymnochthebius</i>	Lampyridae	Indeterminado	
		<i>Hydraena</i>			
		<i>Ochthebius</i>			
	Ptiliidae	Indeterminado			
	Staphylinidae	<i>Aleochara</i>			
		<i>Biocrypta</i>			
		<i>Carpelimus</i>			
		<i>Homaeotarsus</i>			
		<i>Ocyota</i>			
		<i>Phloeonomus</i>			
		<i>Stenus</i>			
		<i>Suniocharis</i>			

La mayor cantidad de géneros reconocidos para la zona de estudio lo presentaron las familias Dytiscidae (11), Hydrophilidae (11) y Staphylinidae (8), mientras que las familias restantes presentan tres o menos géneros. La mayoría de los organismos colectados pertenecieron a Dytiscidae (33.77%), seguida de Elmidae (15.79%) e Hydraenidae (14.42%) y de menor abundancia las familias Hydroscaphidae, Lampyridae, Psephenidae, Ptiliidae, Scirtidae y Staphylinidae (Figura 8).

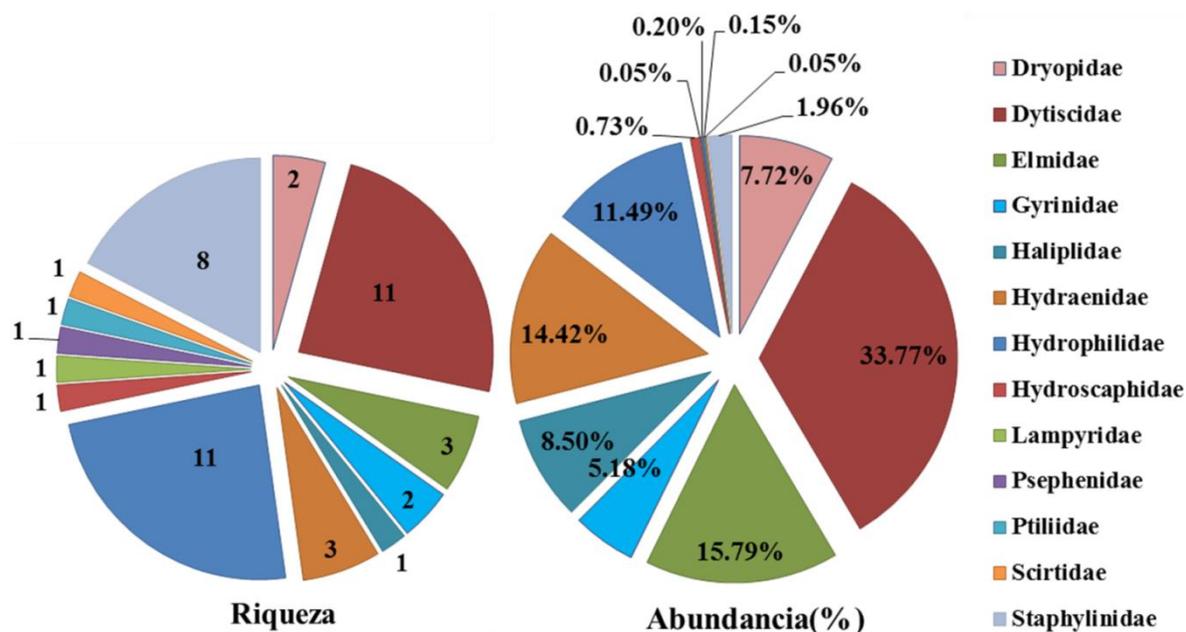


Figura 8. Número total de géneros y abundancias por familias colectadas en los arroyos de la cuenca de Xichú, Gto.

En cuanto a la riqueza de los géneros por sitio tenemos que los géneros *Stictotarsus*, *Heterelmis*, *Postelichus*, *Peltodytes*, *Microcylloepus* y *Ochthebius*, son los más abundantes, pero ninguno de ellos estuvo en todos los sitios de muestreo. Mientras que los géneros *Aleochara*, *Biocrypta*, *Gymnochthebius*, *Helocombus*, *Helophorus*, *Hemiosus*, *Homaeotarsus*, *Hydrophilus*, *Laccobius*, *Lampyridae*, *Neoelmis*, *Ocyota*, *Prionocyphon*, *Sphaeridiinae*, *Stenus*, *Uvarus*, *Dytiscus*, *Neoporus*, *Agabus*, *Ptiliidae*, *Berosus* y *Sanfilippodytes*, tienen menos de 10 individuos. El 50% de la riqueza total está conformada por géneros raros y poco abundantes (Cuadro 3).

Cuadro 3. Abundancia relativa de los géneros de coleópteros acuáticos de las principales corrientes de la cuenca de Xichú (las abreviaciones de los sitios están en el Cuadro 1).

Géneros	Sitios								Total por género
	PG	Pa	LG	JF	Xi	Or	Ll	Hu	
<i>Agabus</i>	0	0	0.74	0	0	0	0	0	3
<i>Aleochara</i>	0	0	0.25	0	0	0	0	0	1
<i>Berosus</i>	1.05	0.3	0	0	0	0	0	1.16	7
<i>Bidessonotus</i>	6.28	1.69	4.69	0	0	0	0	9.83	65
<i>Biocrypta</i>	0	0	0	0	0	0	1.72	0	1
<i>Carpelimus</i>	0	0.1	2.96	0.21	20	0.53	3.45	1.16	20
<i>Desmopachria</i>	0.52	0.1	0	0	0	0	0	0	2
<i>Dineutus</i>	6.81	0.7	6.91	0	0	0	0	0.58	49
<i>Dytiscus</i>	0	0	0	0.42	0	0	0	0	2
<i>Enochrus</i>	0	2.39	0.25	0.84	0	0	0	4.05	36
<i>Gymnochthebius</i>	0	0	0	0	0	0	0	0.58	1
<i>Gyrinus</i>	0	0.1	4.94	7.53	0	0	0	0	57
<i>Helichus</i>	0	2.09	0	0	0	0	0	0	21
<i>Helochares</i>	9.95	3.29	0	0	0	0	0	19.1	85
<i>Helocombus</i>	0	0	0	0.21	0	0	0	0	1
<i>Helophorus</i>	0	0	0	0.21	0	0	0	0	1
<i>Hemiosus</i>	0	0	0	0	0	0.53	0	0	1
<i>Heterelmis</i>	2.62	3.09	21	0	40	1.6	8.62	0.58	132
<i>Homaeotarsus</i>	0.52	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Hydraena</i>	0	0.7	1.48	7.53	0	0	6.9	0	53
<i>Hydrophilus</i>	0.52	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Hydroscapha</i>	4.19	0.7	0	0	0	0	0	0	15
<i>Laccobius</i>	0	0	0	0.21	0	0	0	0	1
<i>Laccophilus</i>	3.66	1	1.73	0	0	0	0	8.09	38
<i>Lampyridae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0.58	1
<i>Microcylloepus</i>	2.62	16.1	3.95	0	0	2.13	3.45	0.58	190
<i>Neoelmis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0.58	1
<i>Neoporus</i>	0	0	0	0.42	0	0	0	0	2
<i>Ochthebius</i>	0	6.37	0	36.8	0	0	0	0.58	241
<i>Ocyota</i>	0	0	0	0	0	0	0	0.58	1
<i>Paracymus</i>	3.14	0.4	1.98	2.72	0	0	0	1.16	33
<i>Peltodytes</i>	23	6.08	2.47	0	20	29.3	3.45	0.58	174
<i>Phloeonomus</i>	0	0.1	0	0	0	0	1.72	0.58	3
<i>Postelichus</i>	0.52	5.68	8.89	0	20	3.72	55.2	1.73	137
<i>Prionocyphon</i>	0	0.1	0	0	0	0	0	0	1
<i>Psephenus</i>	1.05	0.1	0	0	0	0	1.72	0	4
<i>Ptiliidae</i>	0	0	0	0.63	0	0	0	0	3

<i>Rhantus</i>	0	0	0	20.3	0	0	0	0.58	<b>98</b>
<i>Sanfilippodytes</i>	0	0	0	1.88	0	0	0	0	<b>9</b>
<b>Sphaeridiinae</b>	0	0	0	0	0	0	1.72	0	<b>1</b>
<i>Stenus</i>	0	0	0	0.21	0	0	0	0	<b>1</b>
<i>Stictotarsus</i>	6.28	1.29	36.8	14.9	0	54.8	12.1	28.9	<b>405</b>
<i>Suniocharis</i>	0	0	0	2.51	0	0	0	0	<b>12</b>
<i>Thermonectus</i>	22	1.79	0.99	0	0	0	0	1.16	<b>66</b>
<i>Tropisternus</i>	5.24	0.3	0	2.51	0	7.45	0	16.8	<b>68</b>
<i>Uvarus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0.58	<b>1</b>

Con base en el total de muestras, se analizó la eficiencia del muestreo con curvas de acumulación de especies. Los resultados muestran que con el estimador ACE, se logró coleccionar el 54.72% del total de géneros estimados, con el estimador Chao1 el 60.53% de la riqueza total y con Jacknife1 se estimó que se coleccionó el 73.26% (Figura 9).

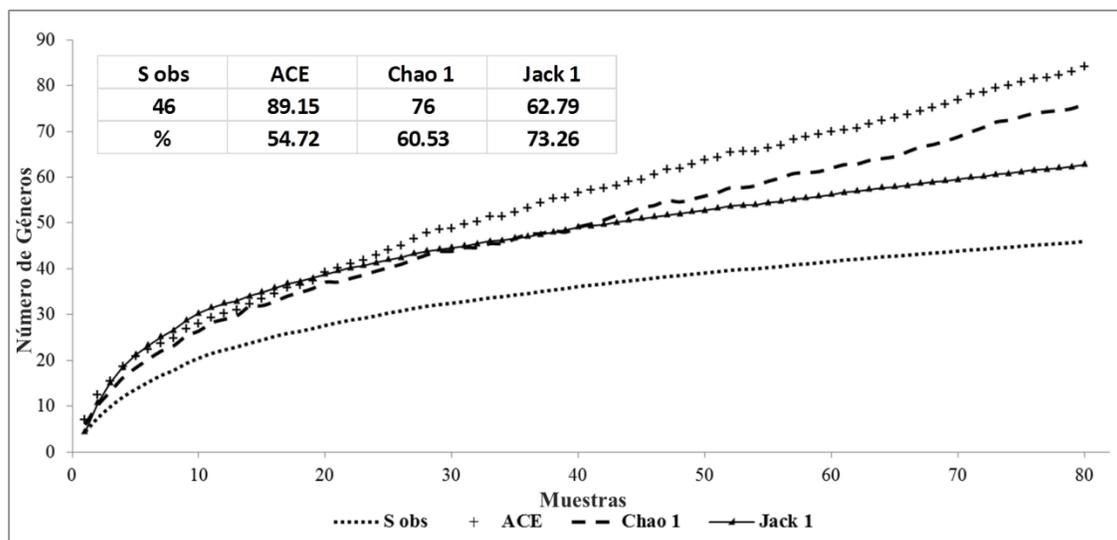


Figura 9. Curvas de acumulación de géneros para coleópteros acuáticos de los arroyos y ríos de la cuenca de Xichú.

Las condiciones de intermitencia y de permanencia del primer muestreo están dentro de los rangos de confianza de la condición permanente del segundo muestreo, que es el de mayor abundancia, la línea vertical que corta las curvas nos permite determinar el límite para la comparación de los tres ambientes estudiados basada en la longitud de la curva con menor cantidad de individuos coleccionados, en este caso es la condición de intermitencia (Figura 10), esto indica que no hay diferencias en la riqueza entre condiciones.

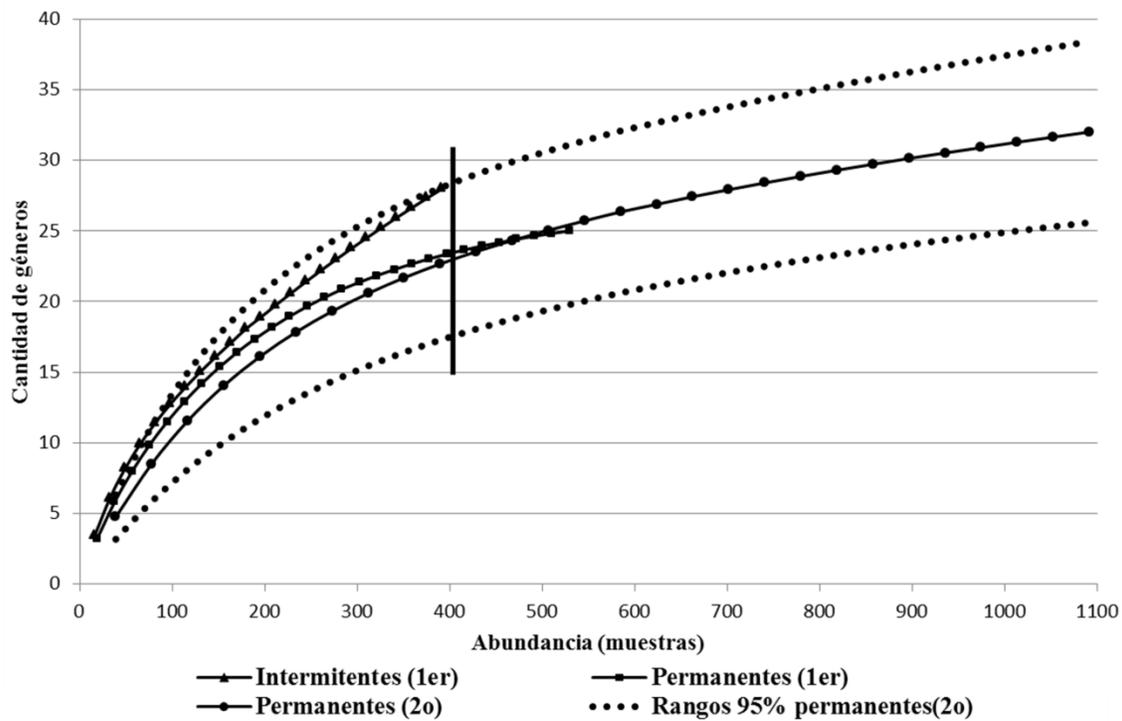


Figura 10. Curva de rarefacción Mao Tau, con los tres ambientes comparados. La curva de puntos representa los rangos de confianza del 95%.

Las curvas rango/dominancia o *Whittaker plots* (Figura 11), para las condiciones de Permanente 1 e Intermitencia tienen a *Stictotarsus* y *Peltodytes* como los más abundantes, mientras que en Permanente 2 *Ochtebius* y *Microcylloepus* son los más abundantes, desplazando de rango a *Stictotarsus* y *Peltodytes*, esto indica un patrón de pocos géneros muy abundantes y muchos géneros únicos o raros.

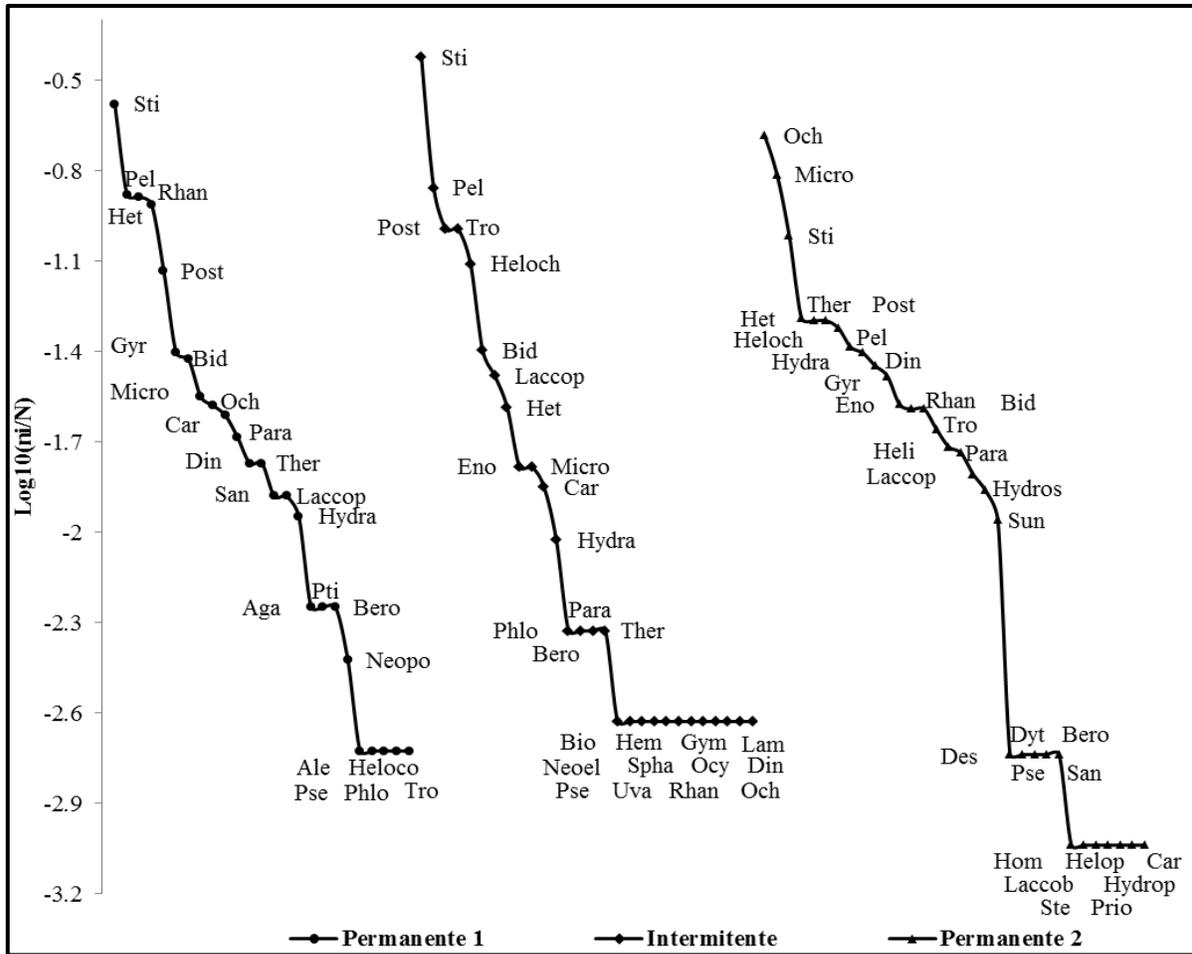


Figura 11. Curvas de rango/dominancia o *Whittaker plots* para cada condición. Aga=Agabus, Ale=Aleochara, Bero=Berosus, Bid=Bidessonotus, Bio=Biocrypta, Car=Carpelimus, Des=Desmopachria, Din=Dineutus, Dyt=Dytiscus, Eno=Enochrus, Gym=Gymnochthebius, Gyr=Gyrinus, Heli=Helichus, Heloch=Helochaeres, Heloco=Helocombus, Helop=Helophorus, Hem=Hemiosus, Het=Heterelmis, Hom=Homaeotarsus, Hydra=Hydraena, Hydros=Hydroscapha, Laccob=Laccobius, Laccop=Laccophilus, Lam=Lampyridae, Micro=Microcylloepus, Neol=Neoelmis, Neopo=Neoporus, Och=Ochthebius, Ocy=Ocyota, Para=Paracymus, Pel=Peltodytes, Phlo=Phloeonomus, Post=Postelichus, Prio=Prionocyphon, Pse=Psephenus, Pti=Ptiliidae, Rhan=Rhantus, San=Sanfilippodytes, Spha=Sphaeridiinae, Ste=Stenus, Sti=Stictotarsus, Sun=Suniocharis, Ther=Thermonectus, Tro=Tropisternus y Uva=Uvarus.

De manera individual para los sitios permanentes del primer muestreo tienen 25 géneros, los intermitentes con 28 y los permanentes del segundo muestreo son 32 géneros. Los géneros *Aleochara*, *Helocombus*, *Neoporus*, *Agabus* y *Ptiliidae*, son únicos para la condición de permanentes del primer muestreo, y comparten con la condición de permanentes del segundo muestreo, específicamente el sitio JF, al género *Sanfilippodytes*

que se colectó en ambos muestreos. En estos mismos sitios, pero en el segundo muestreo, los géneros *Helophorus*, *Homaotarsus*, *Hydrophilus*, *Laccobius*, *Prionocyphon*, *Stenus*, *Dytiscus*, *Suniocharis* y *Helichus* son únicos, con *Desmopachria* e *Hydroscapha* compartidos en los sitios PG y Pa dentro de esta misma condición. Mientras que para la condición de intermitencia los géneros *Biocrypta*, *Gymnochthebius*, *Hemiosus*, Lampiridae, *Neolmis*, *Ocyota*, Sphaeridiinae y *Uvarus* son únicos. En el caso de los géneros *Berosus*, *Paracymus*, *Laccophilus*, *Dineutus*, *Bidessonotus*, *Thermonectus*, *Rhantus*, *Enochrus*, *Ochthebius* y *Helochares* del sitio Hu, además de *Psephenus* e *Hydraena*, del sitio Ll, tienen uno o pocos individuos en comparación con los sitios permanentes con los que comparte estos géneros (Figura 11).

En cuanto al gremio trófico se registró un total de cinco tipos, 16 géneros son depredadores (incluye a la riqueza total de Dytiscidae y Gyrinidae), siete son raspadores, seis colectores, cuatro minadores y tres trituradores. Para 10 géneros no se logró determinar la forma de alimentación (Cuadro 4). En el hábito se encontró un total de cinco tipos, 15 géneros de hábitos nadadores, 12 están definidos como *clinger* (palabra inglesa que no tiene traducción directa al español, pero hace referencia a que el organismo tiene la capacidad de moverse, pero preferentemente se mantiene fijo o agarrado a algún sustrato), tres trepadores, dos excavadores y un patinador, mientras que para 11 géneros no se pudo determinar su hábito (Cuadro 4).

Cuadro 4. Gremios tróficos y hábitos para los coleópteros acuáticos identificados. N/A= no se encontraron datos.

Género	Gremio	Hábito	Género	Gremio	Hábito
<i>Agabus</i>	Depredador	Nadador	<i>Laccophilus</i>	Depredador	Nadador
<i>Aleochara</i>	Depredador	Clinger	<i>Lampyridae</i>	N/A	N/A
<i>Berosus</i>	Barrenador/Herbívoro	Nadador	<i>Microcylloepus</i>	Colector	Clinger
<i>Bidessonotus</i>	Depredador	Nadador	<i>Neolmis</i>	N/A	Clinger
<i>Biocrypta</i>	N/A	N/A	<i>Neoporus</i>	Depredador	N/A
<i>Carpelimus</i>	N/A	Clinger	<i>Ochthebius</i>	Depredador	Clinger
<i>Desmopachria</i>	Depredador	Nadador	<i>Ocyota</i>	N/A	N/A
<i>Dineutus</i>	Depredador	Nadador/Buc	<i>Paracymus</i>	Barrenador/Herbívoro	Excav
<i>Dytiscus</i>	Depredador	Nadador	<i>Peltodytes</i>	Barrenador/Herbívoro	Trep
<i>Enochrus</i>	Colector	Nadador	<i>Phloeonomus</i>	Colector/Depredador	N/A
<i>Gymnochthebius</i>	Raspador/Colector	Clinger	<i>Postelichus</i>	Triturador	Clinger
<i>Gyrinus</i>	Depredador	Nadador/Buceador	<i>Prionocyphon</i>	Desgarrador/ Colector/Raspador	Trepador
<i>Helichus</i>	Triturador	Clinger	<i>Psephenus</i>	Raspador	Clinger
<i>Helochares</i>	N/A	N/A	Ptiliidae	Raspador	Excavador
<i>Helocombus</i>	N/A	N/A	<i>Rhantus</i>	Depredador	Nadador

<i>Helophorus</i>	Triturador	Trepador	<i>Sanfilippodytes</i>	Depredador	Nadador
<i>Hemiosus</i>	N/A	N/A	Sphaeridiinae	Colector	Nadador
<i>Heterelmis</i>	Raspador	Clinger	<i>Stenus</i>	Depredador	Patinador
<i>Homaeotarsus</i>	N/A	N/A	<i>Stictotarsus</i>	Depredador	Nadador
<i>Hydraena</i>	Raspador	Clinger	<i>Suniocharis</i>	N/A	N/A
<i>Hydrophilus</i>	Colector	Nadador	<i>Thermonectus</i>	Depredador	Nadador
<i>Hydroscapha</i>	Raspador	Clinger	<i>Tropisternus</i>	Colector	Nadador
<i>Laccobius</i>	Barrenador	N/A	<i>Uvarus</i>	Depredador	Nadador

En las tres condiciones el gremio dominante es el grupo de los depredadores, mientras que en la condición de permanente 1, barrenadores y raspadores son los siguientes gremios con mayor cantidad de individuos, mientras que en la intermitente los colectores y minadores le siguen en cantidad a los depredadores, y finalmente la condición de permanente 2 presenta una cantidad considerable de colectores y raspadores (figura 12). En cuanto a los hábitos de los coleópteros acuáticos tenemos que la mayoría son nadadores en el primer muestreo (permanente 1 e intermitente), mientras que en el segundo muestreo el hábito clinger tiene la mayor cantidad de organismos, mientras que los nadadores bajan a la segunda posición. Los organismos excavadores, patinadores y trepadores están poco representados en las tres condiciones. De forma global no se encontró el hábito o gremio para el 11% del total de los individuos.

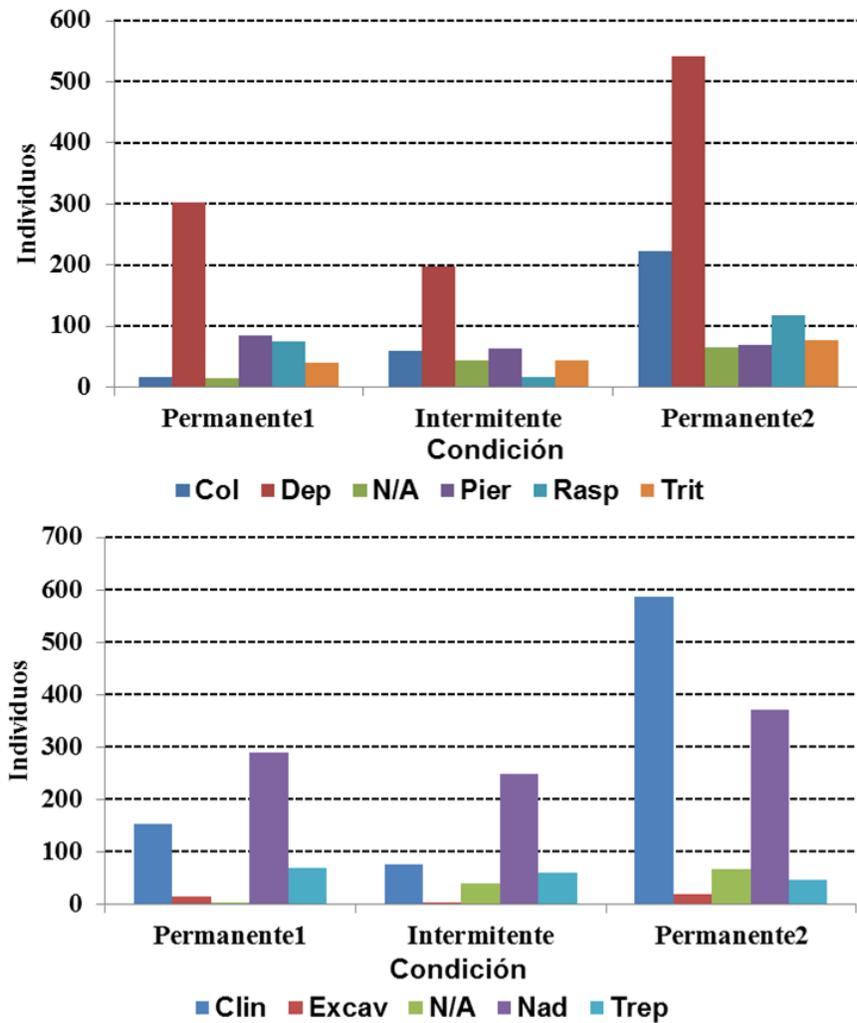


Figura 12. Gremios y hábitos por condición del flujo: permanentes 1 (Perma1), intermitentes (Inter) y permanentes 2 (Perma2). Gráfico superior corresponde al análisis de gremio trófico: Col= Colectores, Dep= Depredador, N/A= sin datos, Pier= Barredador, Rasp= Raspador y Trit= Triturador. Gráfico inferior corresponde al análisis de hábitos: Clin= Clinger, Excav= Excavador, N/A= sin datos, Nad= Nadador y Trep= Trepador.

## 7.2 Variables que determinan el establecimiento y distribución de los coleópteros acuáticos

Los parámetros fisicoquímicos presentan rangos amplios, sus diferencias principales entre las partes altas y medias-bajas de la cuenca. En cuanto a la temperatura del segundo muestreo, oscilo entre 28.39°C y 12.4°C, la más alta corresponde con Pa y la más baja se registró en JF. En el primer muestreo el registro más alto es Hu con 23.65°C y el

más bajo es LG con 9.16°C. En cuanto al oxígeno disuelto, los valores más bajos se presentaron en JF, mientras que los más altos están en PG, con 13mg/l. Por el contrario el potencial oxido-reducción (ORP) presentó sus valores más bajos en los sitios intermitentes (21-91mv), mientras que los valores altos están en PG y JF en del primer muestreo (91-167mV), mientras que en el segundo muestreo JF presentó los valores más bajos (<27mV), mientras que los tres sitios restantes muestran valores altos de ORP (>127mV).

El pH de las corrientes aumenta conforme se baja de altura en la cuenca, por lo que JF tiene los valores más bajos (7.09) y Hu tiene los valores más altos (9.32), esto en el primer muestreo, mientras que en el segundo muestreo los valores se mantienen cercanos a la neutralidad. La salinidad, la conductividad específica y los sólidos disueltos totales por su parte, muestran valores bajos en los sitios LG y JF del primer muestreo (<0.04 PSS; <0.107mS/cm y <0.2g/l respectivamente), mientras que los más altos pertenecen a LI y PG del segundo muestreo (>0.26 PSS; >0.487 y >0.3g/l). Finalmente la turbidez presenta su valor más alto en un rápido de LG (133NTU) y el más bajo en un estanque de PG (4.7NTU).

De las variables fisicoquímicas medidas en cada muestra, los análisis de muestran correlaciones positivas y significativas ( $p < 0.05$ ) entre salinidad con sólidos disueltos totales ( $\rho = 0.9669$ ), salinidad con conductividad ( $\rho = 0.9954$ ) y sólidos disueltos totales con conductividad ( $\rho = 0.9643$ ) (Cuadro 5).

Cuadro 5. Análisis de correlación de Spearman, en letras negritas las correlaciones existentes. Temp = Temperatura, SPC = conductividad, DO = oxígeno disuelto, sal= salinidad, TDS= sólidos suspendidos totales, ORP= potencial oxido-reducción y Turb= turbidez.

	temp	SPC	DO	pH	sal	TDS	ORP	turb
temp	1	0.3127	0.4489	-0.088	0.3423	0.3357	0.2974	-0.0699
	SPC	1	0.4683	0.4824	<b>0.9954</b>	<b>0.9643</b>	-0.0187	-0.1258
		DO	1	0.2187	0.4676	0.3951	0.3829	-0.2014
			pH	1	0.4761	0.4798	-0.3747	-0.1492
				sal	1	<b>0.9669</b>	-0.0445	-0.116
					TDS	1	-0.0391	-0.0918
						ORP	1	-0.0764
							turb	1

Las variables ambientales de profundidad, velocidad y mesohábitat están representadas en la figura 13, donde se puede observar que 52 registros son estanques, y 28

rápidos; en cuanto a la profundidad 45 caen en la categoría de muy somero (Msom) y 22 en somero (Som), 9 en profundo (Prof) y 4 muy profundos (Mprof); mientras que las categorías de velocidad están mejor equilibradas con: baja=27, media=23, nula=24 y alta=6. Las categorías de Msom y Som son las únicas presentes en los rápidos y de una manera similar en los estanques, 39 de los registros son Msom y Som, mientras que los Prof y Mprof son 13. Las cuatro categorías de profundidad están en ambas condiciones de permanencia, mientras que la condición de intermitencia no presenta mesohábitats con profundidad y mucha profundidad.

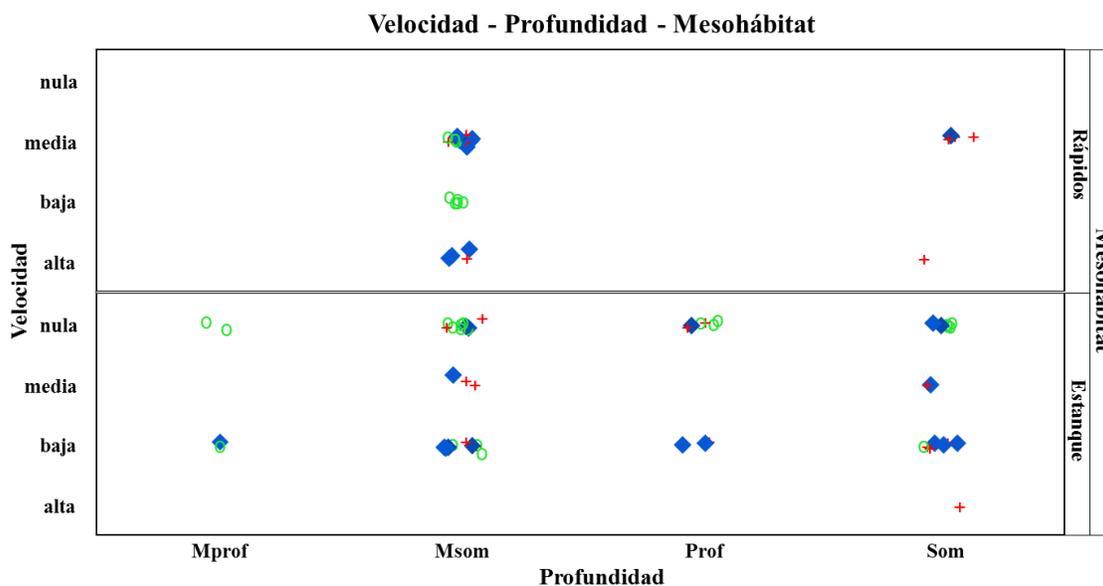


Figura 13. Gráfico de variables ambientales para el total de muestras, en el eje x se encuentra la velocidad, en el eje y la profundidad, dividida cada variable en mesohábitat (rombos azules representan la condición de permanencia 1, las cruces rojas intermitencia y los círculos verdes permanencia 2).

Por otro lado el ACP en tres componentes explica el 80.25% de la variación de los datos, en donde las variables SPC (0.5023), Sal (0.5035), TDS (0.4921), temp (0.4617), pH (-0.4322), ORP (0.6509) y turb (0.9124) son las más explicativas. En la Figura 14, se despliega el ordenamiento de las muestras con base en los resultados del ACP, las variables de Sal, TDS, SPC y pH son las que más tienen influencia sobre los sitios intermitentes (♣), mientras que el sitio JF en ambos muestreos se observa completamente separado de los

demás. Los sitios PG, Pa y LG están influenciados principalmente por DO, ORP y temp, aunque el sitio Pa del primer muestreo se asemeja más al sitio JF.

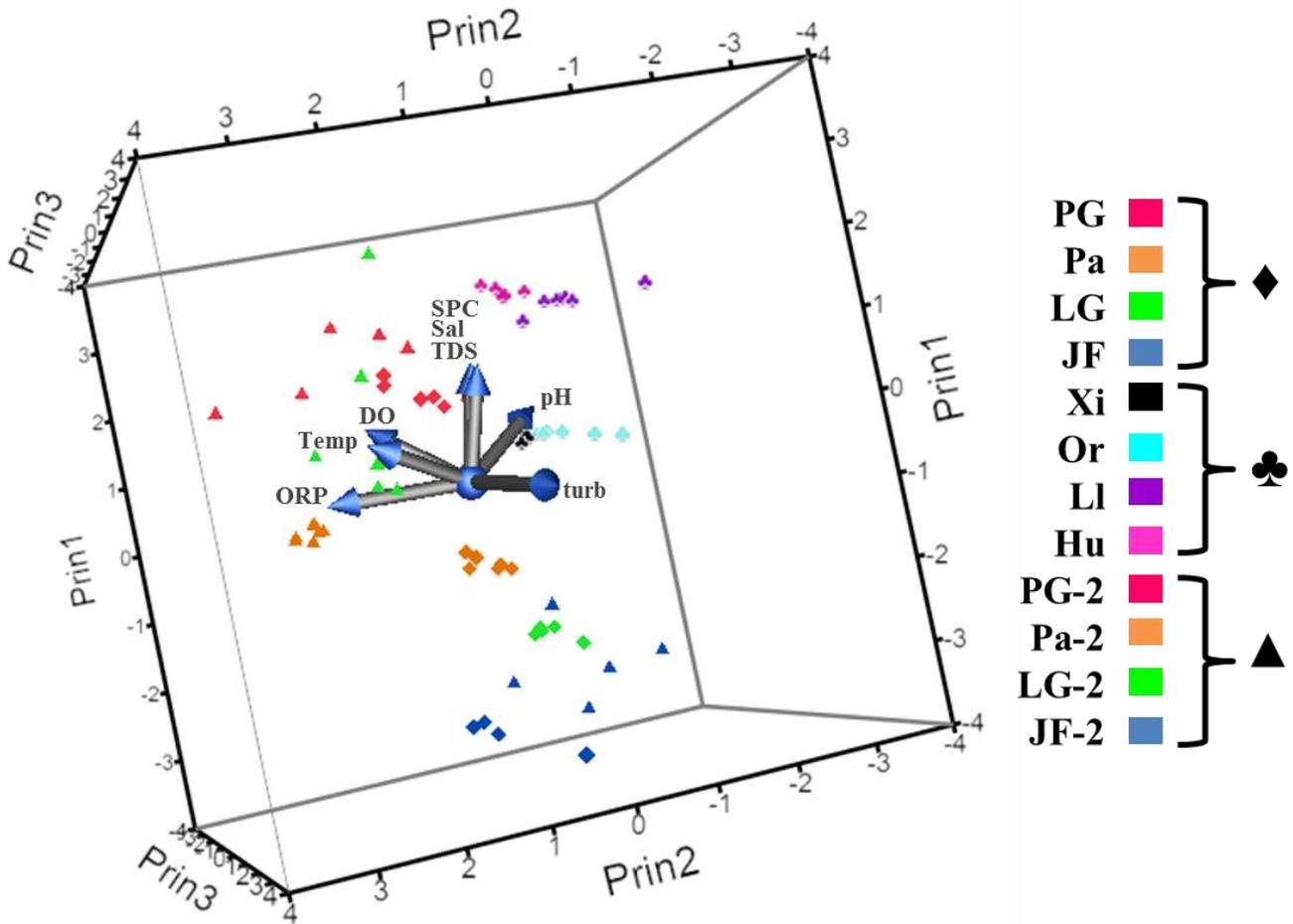


Figura 14. Gráfico 3D de los tres primeros ejes del análisis de componentes principales, donde los colores indican los sitios y la figura del marcador la condición (♦= permanente 1, ♣=intermitencia y ▲= permanente 2).

El análisis de correspondencia canónica indicó que los tres primeros ejes y el quinto son significativos (cuadro 6) y explican en conjunto el 62.98 % de la variación. Las variables más explicativas son orden, calidad ecológica, pH y conductividad en el primer eje, mesohábitat, profundidad y velocidad en el segundo, mientras que uso de suelo, temperatura, oxígeno disuelto y potencial oxido-reducción en el tercer eje. Por otro lado, el sitio JF se está separado en un gradiente distinto del resto, debido a su calidad ambiental, pH y orden del cauce. Los géneros *Helocombus*, *Helophorus*, *Laccobius*, *Stenus*, *Dytiscus*,

*Neoporus*, Ptilidae indeterminado y *Suniocharis*, son únicos a este sitio por lo que también influyen en su separación (Figura 15); mientras que los demás géneros y sitios no presentan algún patrón definido.

Cuadro 6. Eigenvalores y probabilidades resultantes del análisis de correlación canónica (en negritas se marcan los valores significativos).

	<b>Eigenvalores</b>	<b>Prob.</b>		<b>Eigenvalores</b>	<b>Prob.</b>
<b>1</b>	<b>0.6788</b>	<b>0.01998</b>	8	0.1477	0.07393
<b>2</b>	<b>0.5713</b>	<b>0.003996</b>	9	0.08048	0.8961
<b>3</b>	<b>0.4203</b>	<b>0.02198</b>	10	0.06983	0.7223
4	0.3234	0.07792	11	0.05249	0.7453
<b>5</b>	<b>0.3105</b>	<b>0.003996</b>	12	0.03652	0.8621
6	0.2126	0.1848	13	0.03286	0.4505
7	0.1812	0.08092	14	0.02575	0.2448
			15	5.22E-06	0.8661



El mapa de las subcuencas de Xichú se observa en el anexo 5, mientras que los resultados de las características morfológicas e hidrológicas de cada subcuenca se concentran en el cuadro 7.

Cuadro 7. Valores de las variables morfométricas e hidrológicas de las subcuencas de Huamúchil y Xichú.

<b>Subcuenca</b>	<b>Xichú</b>		
		Relación de bifurcación	1.65
Área (Ha)	26,294	Longitud del cauce principal (m)	36,043
Perímetro (m)	111,760	Densidad de drenaje (Km <sup>-1</sup> )	1.55
Longitud de la cuenca(m)	23,517.34	Densidad de corriente (Km <sup>-2</sup> )	2.67
Índice de forma	0.47	Pendiente media	45.23
Coefficiente de compacidad	1.94	Elevación mínima (msnm)	873
Relación de elongación	0.77	Elevación máxima (msnm)	2,683
Coefficiente de masividad	68.31	Elevación media (msnm)	1,796.36
<b>Subcuenca</b>	<b>Huamúchil</b>		
		Relación de bifurcación	1.09
Área (Ha)	29,399	Longitud del cauce principal (m)	34,039
Perímetro (m)	101,602.92	Densidad de drenaje (Km <sup>-1</sup> )	1.56
Longitud de la cuenca(m)	21,202.73	Densidad de corriente (Km <sup>-2</sup> )	2.84
Índice de forma	0.65	Pendiente media	42.17
Coefficiente de compacidad	1.67	Elevación mínima (msnm)	873
Relación de elongación	0.91	Elevación máxima (msnm)	2,629
Coefficiente de masividad	56.91	Elevación media (msnm)	1,673.32

### 7.3 Diversidad $\alpha$ y $\beta$ de la comunidad de la coleopterofauna acuática en los sistemas permanentes e intermitentes

En cuanto a la diversidad  $\alpha$  en los sitios de muestreo (figura 16), el sitio Hu es el de mayor  $\alpha$  con 23 géneros, mientras que Xi tiene la menor  $\alpha$  con 4 géneros. Los sitios PG y Pa tienen 7 y 9 géneros en el primer muestreo, mientras que en el segundo duplican esa diversidad (Pa = 18 y PG= 18). El sitio LG se mantiene con la misma diversidad y JF aumenta en una unidad del primer muestreo al segundo.

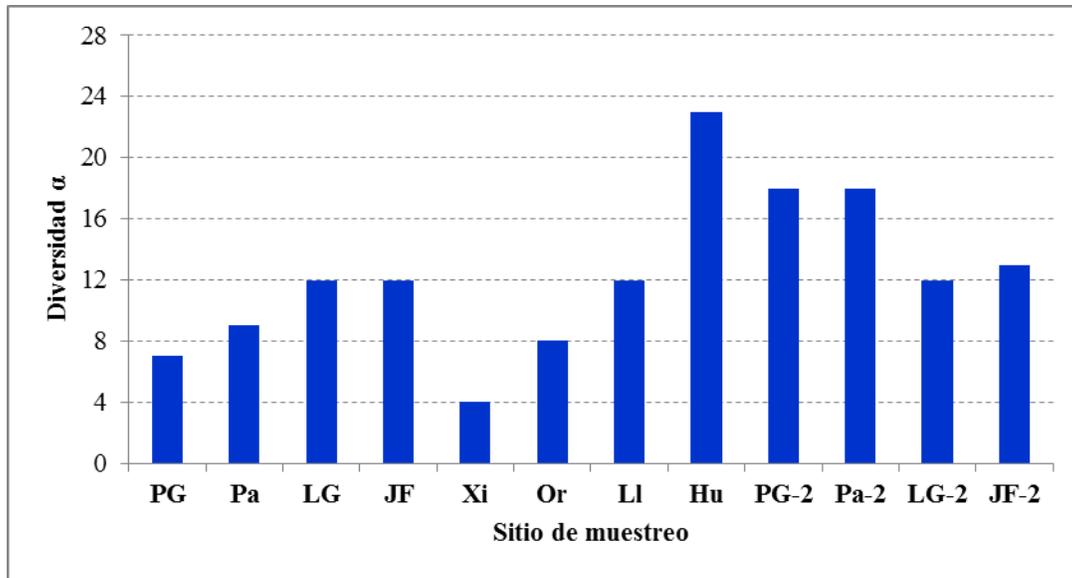


Figura 16. Diversidad  $\alpha$  de cada sitio de muestreo de la cuenca de Xichú (el identificador “-2” indica los del segundo muestreo).

El cambio en la composición de especies o diversidad  $\beta$  a lo largo de la cuenca y del tiempo en los sitios de muestreo, como muestran los análisis de similitud (Figura 17), al comparar la primera condición de permanentes (P) con intermitentes (I), los valores de al usar la medida de distancia de Jaccard, indican que el JF es muy disímil con los demás sitios (0.87), mientras que los sitios Hu-I, Pa-P y PG-I forman un grupo (0.708), y los sitios LG-P, Xi-I, Or-I y Ll-I, se agrupan en otro conjunto (0.62). Estos dos grupos corresponden exactamente con dos principales subcuencas, la de Huamúchil y la de Xichú (Anexo 5). Mientras que Horn es más inconsistente con el esquema anterior, ya que Pa-2 se separa de los grupos y el Or-I cambia al grupo de la subcuenca de Huamúchil. JF-P se mantiene separado de los demás sitios (0.72).

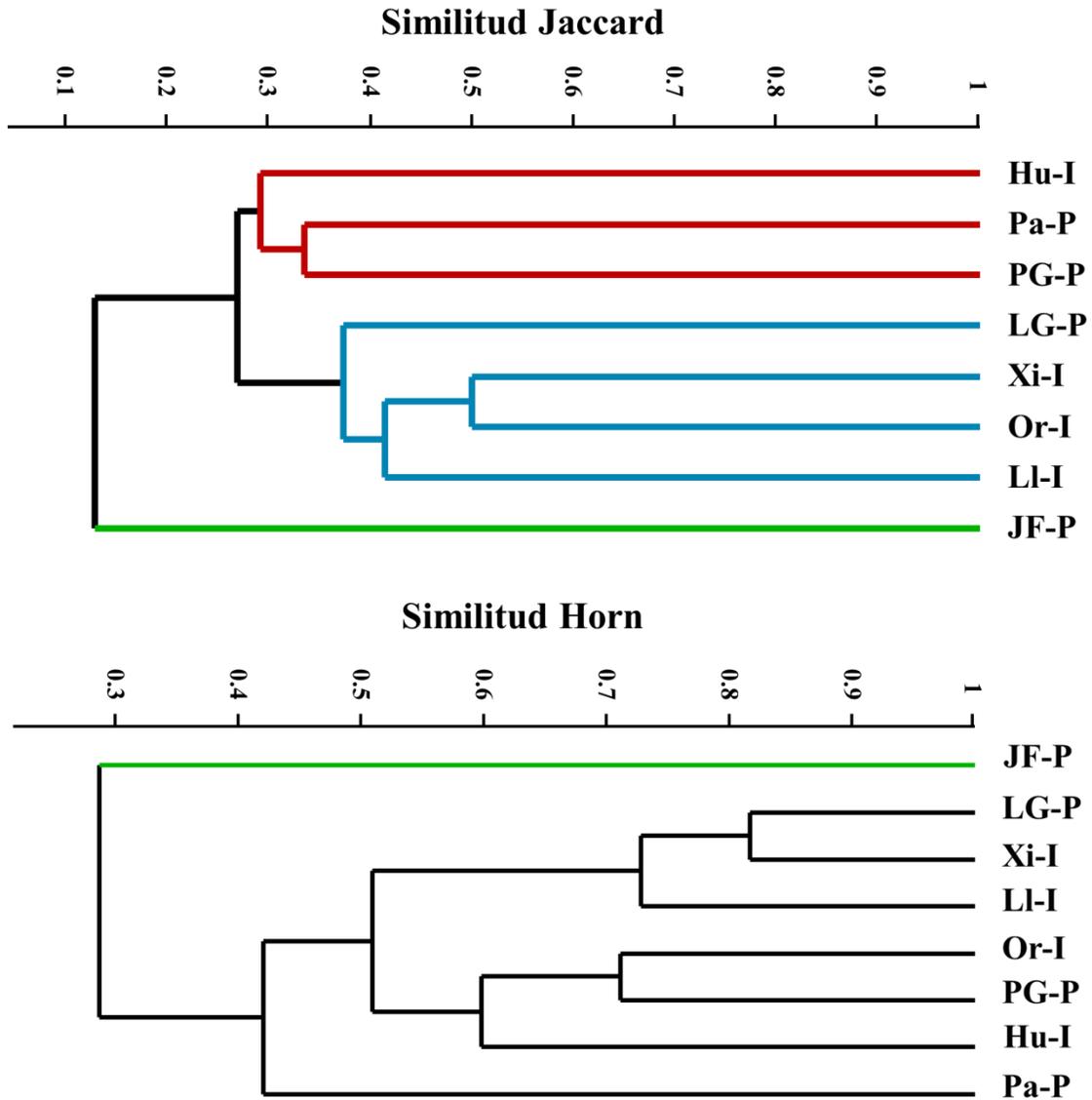


Figura 17. Dendrogramas resultantes del análisis de agrupamiento de todos los sitios del primer muestreo (P= permanentes e I= Intermitentes).

En el caso del cambio en la composición de los géneros entre condiciones permanentes, el único patrón que se mantiene es el caso de JF que se separa de los demás sitios, tanto al usar Jaccard como Horn (Figura 18), además de la gran disimilitud entre ambos muestreos ( $>0.5$  similitud). De igual manera los demás sitios presentan gran disimilitud excepto por el sitio LG al usar Horn, ya que tiene un valor de 0.76 de similitud, lo que nos indica poca diversidad  $\beta$  temporal en la comunidad de este sitio (figura 18).

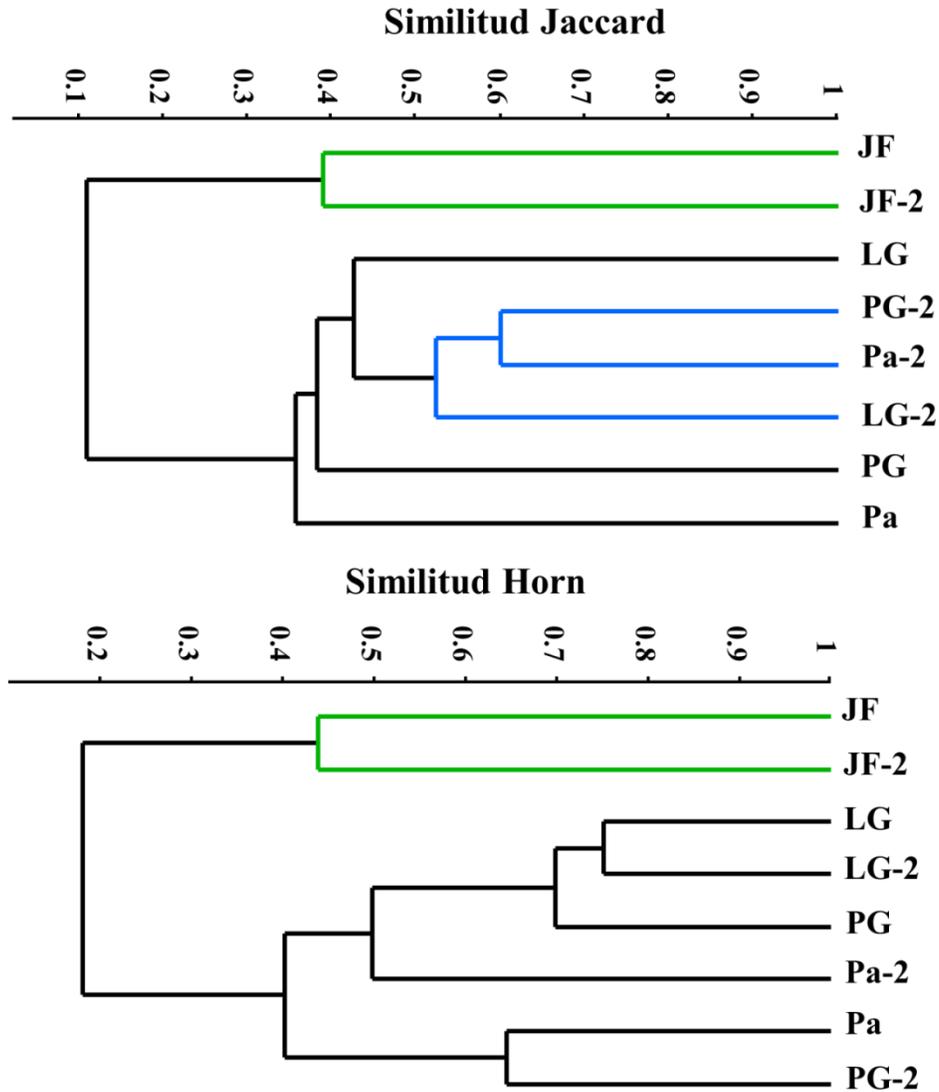


Figura 18. Dendrogramas resultantes del análisis de agrupamiento entre los sitios permanentes (los sitios del segundo muestreo presentan un “-2” representa los sitios del segundo muestreo, los que no lo presentan pertenecen al primer muestreo).

#### 7.4 Partición multiescalar de la diversidad

Los componentes  $\alpha$  y  $\beta$  evaluados con los análisis de la partición de la diversidad indican una mayor diversidad  $\beta$ . En la figura 19-a, la diversidad  $\beta$  tiene poco más del 90% del total de la diversidad (gamma), en donde los niveles  $\beta_3$  (ríos) y  $\beta_4$  (sistemas) engloban la mayor riqueza 68.33% y son más altos que los esperados ( $p < 0.001$ ). Mientras que  $\alpha_1$ ,  $\beta_1$  y  $\beta_2$  reúnen el restante 31.33% de la riqueza y sus valores son más bajos que los esperados

( $p > 0.999$ ). De la misma manera se partió la diversidad en sus componentes  $\alpha$  y  $\beta$ , pero ahora bajo el esquema de las subcuencas de Xichú, tal como aparece en el dendrograma de la figura 17 (Jaccard).  $\alpha_1$ ,  $\beta_1$  y  $\beta_2$  reúnen poco más del 30% de la riqueza, mientras que  $\beta_4$  tiene la mayor riqueza con 46.66% (figura 19-b), por otro lado  $\beta_3$  observada no difiere significativamente al esperado ( $p < 0.177$ ).

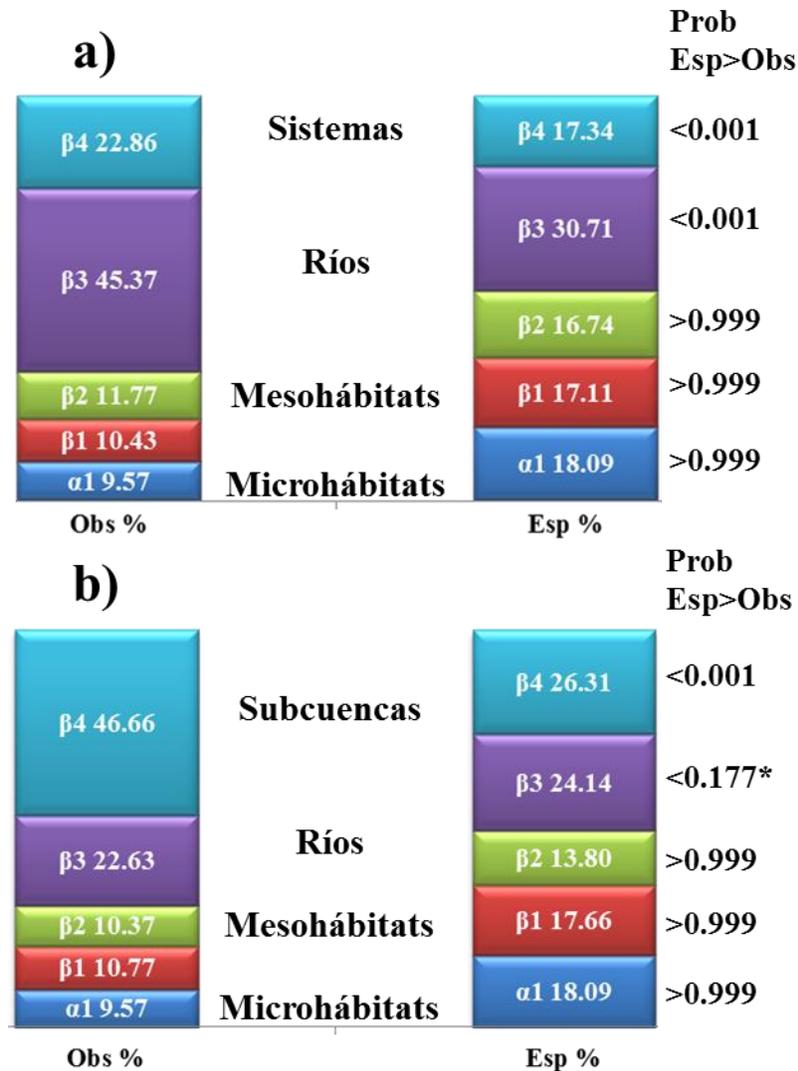


Figura 19. Diversidad multiescalar observada y esperada, dividida en  $\alpha$  y cuatro  $\beta$ . Expresadas en porcentaje del total de  $\gamma = 35$ . En caso de a)  $\beta_4$  corresponde a la escala de intermitente y permanentes, mientras que en b) la  $\beta_4$  corresponde a las subcuencas de Xichú y Huamúchil.

En el caso de la condición de los sitios permanentes (Figura 20), la diversidad observada es completamente distinta al modelo esperado, en donde  $\alpha_1$ ,  $\beta_1$  y  $\beta_2$  conjuntan el 34.21% de la diversidad total y menores al esperado ( $>0.998$ ), mientras que  $\beta_3$  presenta

40.79% este es el nivel con mayor cantidad de diversidad y mayor al esperado (prob<0.001), mientras que  $\beta_4$  también tiene una cantidad alta de diversidad (25%) y al igual que  $\beta_3$  es mayor al esperado (prob<0.001).

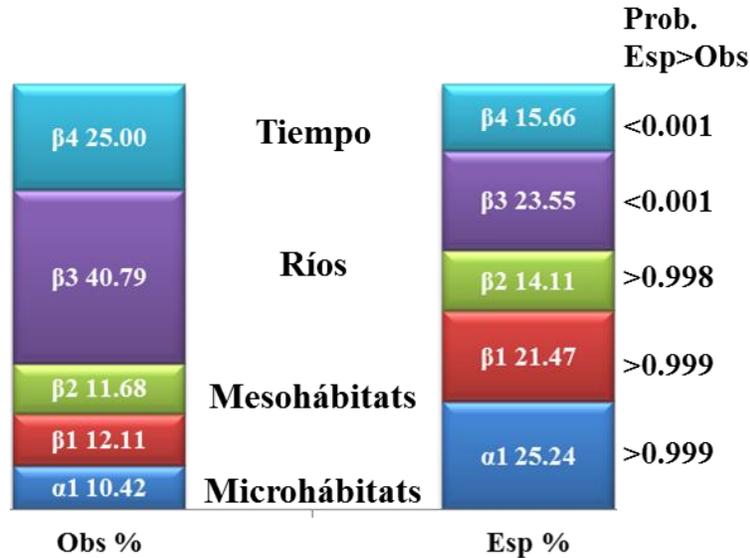


Figura 20. Diversidad multiescalar observada y esperada, dividida en  $\alpha$  y cuatro  $\beta$ . Expresadas en porcentaje del total de  $\gamma=38$  géneros.  $\beta_4$  corresponde a la escala temporal entre los sitios permanentes del primer y el segundo muestreo.

### 7.5 Resultados del índice de diferencia taxonómica

Se evaluó mediante el Índice de diferencia taxonómica si las actividades de origen antrópico afectan a los coleópteros acuáticos. El análisis nos indicó que hay diferencia en la media taxonómica ( $\Delta^+$ ) entre Pa-2, y los demás sitios. Mientras que en la variación taxonómica no hay diferencias ya que como se muestra en la figura 21, ningún sitio sale de los rangos de confianza de  $\Lambda^+$ .

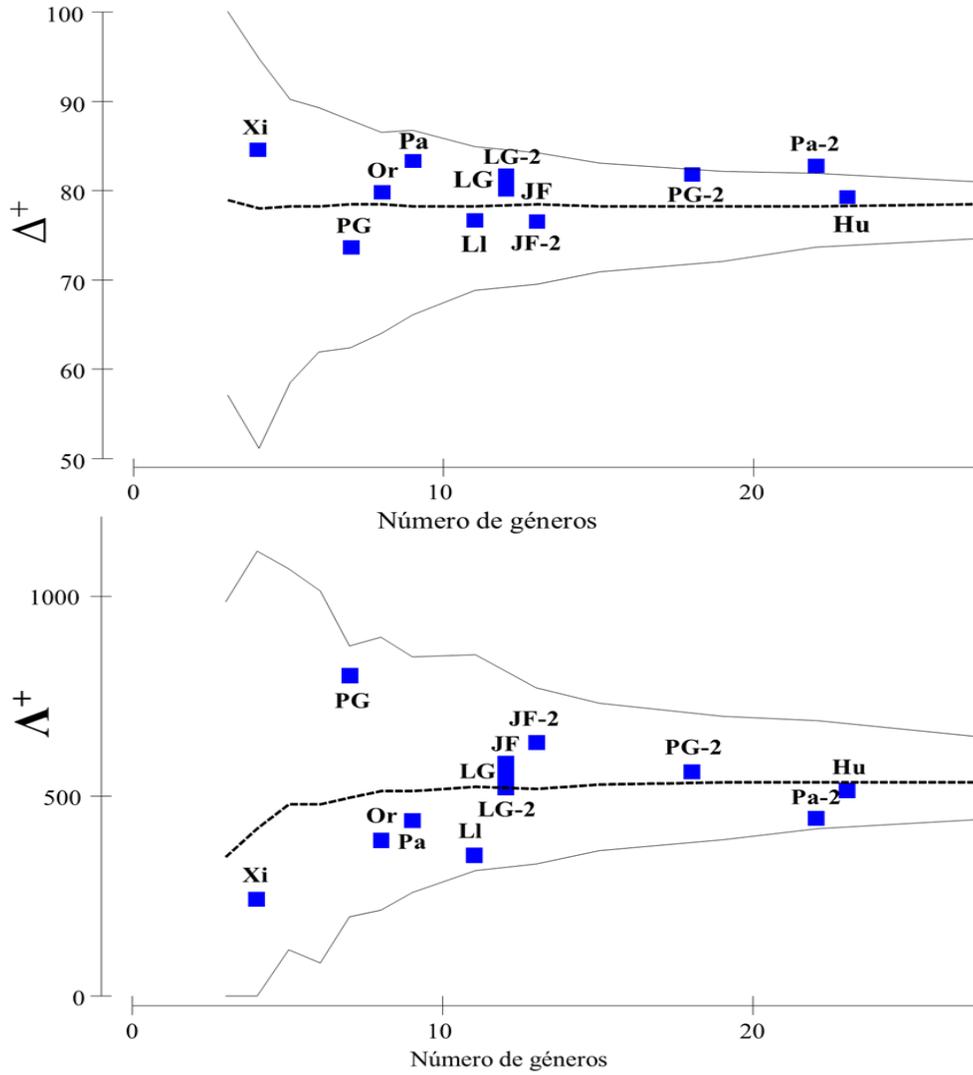


Figura 21. Media ( $\Delta^+$ ) y variación de la diferencia taxonómica ( $\Lambda^+$ ), con sus rangos de confianza del 95 %.

## 8 Discusión

El objetivo particular número uno fue completado satisfactoriamente, donde se encontró que la riqueza de géneros del presente estudio es mayor que otros tanto de Latinoamérica como de México (Cuadro 8). Además se determinaron los géneros de la familia Staphylinidae, que en los demás estudios no es registrada, excepto el de Pérez-Munguia (2004), que si incluyó a Staphylinidae. En el caso del trabajo de Arce-Pérez (1995) y Jones *et al.* (2012), que enlistan especies de áreas más grandes que nuestra zona de estudio, y aun así la riqueza de géneros es similar.

Cuadro 8. Total de géneros para trabajos con coleópteros acuáticos en Latinoamérica y México.

Autor(es)	Total de Géneros	Área de estudio
Santiago-Fragoso y Sandoval-Manrique, 2001.	10	Tetelcingo-Anenecuilco, Morelos, México.
Benetti y Garrido, 2004.	22	Sureste de Uruguay.
Arias-Díaz <i>et al.</i> , 2007.	27	Cuenca del río Coello, Colombia.
Torres, <i>et al.</i> , 2008.	28	Parque Nacional Calilegua, Argentina.
Arce y Novelo, 1991.	29	Reserva de la Biosfera La Michilia, México.
Bruce-Campbell <i>et al.</i> , 2007.	37	Zimapán, Hidalgo, México.
Fernández <i>et al.</i> , 2008.	44	Salto Encantado y Valle del Cuñá Pirú, Argentina.
Arce-Pérez <i>et al.</i> , 2002 y 2010	44	C. H. Zimapán, Hidalgo, México.
Jones <i>et al.</i> , 2012.	45	Cuencas altas de Lerma-Chapala y Pánuco, México.
Arce-Pérez, 1995.	54	Estado de Morelos, México.
Pérez-Munguia, 2004.	101	Manantiales cársticos de Huasteca Mexicana.

Las familias con mayor riqueza de géneros en este trabajo, Dytiscidae e Hydrophilidae también lo son en los trabajos realizados en otros lugares de México, como el de Arce y Novelo (1991), Arce-Pérez *et al.* (2002, 2010), Pérez-Munguia (2004) y Campbell *et al.* (2007). En este estudio ninguno de los géneros identificados se encontró en todos los sitios muestreados, El género *Stictotarsus* solo está ausente en Xichú, que es donde se encuentra el núcleo poblacional más grande y en consecuencia el cauce más afectado por actividades antrópicas, su ausencia y la de muchos otros coleópteros, puede deberse a estas alteraciones. Por otro lado, el género *Peltodytes* se encuentra incluso en el

Xi, pero no en JF, que corresponde con el de mayor altitud, el más frío, y el único con vegetación de pino-encino.

El esfuerzo de muestreo mostró un porcentaje bajo con tres estimadores no paramétricos, pero dado que se trabaja con un grupo de insectos que son muy diversos y muchas de sus especies y géneros, son raros y difíciles de encontrar (Sánchez-Fernández, 2008), se considera un buen muestreo el 73.26% que estima Jackknife1, que es un estimador basado en incidencia, mientras que con ACE y Chao1 (basados en abundancia), el esfuerzo de muestreo tan solo alcanza el 54.72% y 60.53% respectivamente. Esto se debe a que 25 de los géneros encontrados presentan menos de diez individuos consideradas especies raras por ACE, mientras que Chao1 tiene 16 “singletons” y 3 “doubletons”. La riqueza puede ser desestimada con el uso de métodos basados en abundancia. De acuerdo con Moreno y Rodríguez (2010), la riqueza de especies y la abundancia (equitatividad) son dos propiedades emergentes diferentes de la comunidad que son dirigidas por diversas fuerzas y por lo tanto tener patrones diferentes, por lo se debe tener cuidado de no corromper o contaminar los análisis con medidas o análisis que se basen en la abundancia.

En cuanto a la abundancia, existe mayor cantidad de individuos durante el segundo muestreo, a pesar de que sólo son cuatro sitios, en comparación con el primer muestreo, que es cuando hay flujo de agua en toda la cuenca y en todos los sitios de estudio. Esto puede deberse a que durante la época de estiaje, las comunidades presentan mayor estabilidad ya que no se ven afectadas por el variante flujo de la temporada de lluvias y además la eclosión de muchos organismos que fueron depositados durante o a finales de las lluvias aumenta la riqueza y la cantidad de individuos (Barbour *et al.*, 1999; Rosenberg *et al.*, 2001).

Como en otros estudios de artrópodos (Deloya *et al.*, 2007), se presenta un patrón de pocos taxa muy abundantes y muchos géneros con pocos individuos, sin muchos cambios entre la condición de permanente 1 e intermitente. Mientras que entre la condición permanente 1 y 2, *Ochthebius* y *Microcylloepus* son los más abundantes, desplazando de lugar a *Stictotarsus* y *Peltodytes* en la época de estío.

La mayoría de los coleópteros encontrados son depredadores, por lo que se encuentran en niveles superiores en la cadena trófica, esto indica que se mantienen los

procesos necesarios que sostienen a toda la comunidad acuática. Además la mayoría de estos organismos son nadadores que se encuentran principalmente en estanques y rápidos de poca velocidad, que precisamente los cauces muestreados benefician a estos organismos ya que tienen bajo flujo y en la condición de intermitencia los estanques aumentan con la reducción de la cantidad de agua. Como mencionan Bruce-Campbell *et al.* (2008), las diferencias en la composición y estructura de las comunidades de coleópteros acuáticos entre cauces intermitentes y permanentes puede deberse a grupos de insectos que responden rápidamente a los cambios derivados del bajo flujo del agua.

El segundo objetivo particular determinó las variables que tienen mayor influencia sobre la comunidad de coleópteros acuáticos. Los valores de las variables fisicoquímicas dentro del primer muestreo presentan un gradiente en el caso de la temperatura, salinidad, sólidos disueltos totales, conductividad específica, oxígeno disuelto, pH, que aumenta hacia la parte baja de la cuenca, que corresponde con la parte intermitente. Mientras que el potencial oxido-reducción es al contrario, ya que un aporte mayor de materia orgánica de las partes altas de la cuenca, donde la vegetación presenta la mayor cantidad de follaje, el oxígeno es usado en la oxidación de materia orgánica, los valores de ORP descienden en los sitios de la parte alta de la cuenca.

El aumento en la salinidad, pH, conductividad y sólidos disueltos se debe a la acumulación de iones y partículas, esto derivado del aporte natural de iones que se da por la dinámica del suelo, ya que tenemos una transición de suelos ígneos a sedimentarios a lo largo de la cuenca. Esto se observa en el incremento en la salinidad, sólidos disueltos totales, pH y conductividad en los sitios de Hu, Or, Xi y Ll. La temperatura del agua también aumenta conforme se avanza a hacia las partes bajas de la cuenca, esto principalmente por el cambio de altura, ya que la parte alta es un clima templado y la parte media-baja es cálida, mientras que en el segundo muestreo la temperatura aumenta en toda la cuenca debido a que el muestreo tuvo lugar en la época más cálida del año.

Por otro lado, las variables ambientales de profundidad, velocidad y mesohábitat muestran gran cantidad de microhábitats someros y lentos, dentro de estanques, sobre todo en la condición de permanencia 2, donde los registros de rápidos son muy escasos. De forma general, el flujo lento de agua que existe la cuenca, más la predominancia estanques

de poca velocidad benefician a los coleópteros de hábitos nadadores, que en este estudio, también son depredadores (Bruce-Campbell *et al.*, 2008). Además, la alta riqueza de géneros de la familia Staphylinidae que están relacionados con los cuerpos de agua nos puede estar indicando que el sistema de la cuenca es de bajo flujo, ya que esta familia no es acuática estricta, más bien es definida como subacuática (Merritt *et al.*, 2008).

El resultado del análisis de correspondencia canónica, nos indica que la relación entre las variables fisicoquímicas, ambientales y géneros de coleópteros acuáticos, nos indican que la distribución y establecimiento de los coleópteros acuáticos no está determinada por un solo tipo de variables, sino a una interacción de variables que van de acuerdo a los requerimientos biológicos de cada especie en el espacio y tiempo (Pires *et al.*, 2000). Una de las variables que nos ayuda a explicar la distribución de los géneros identificados es la Calidad Ambiental (como se observa en el análisis de ACC), y es un factor de impacto a la comunidad de organismos acuáticos, ya que además de la deforestación y extracción de agua en las partes altas de la cuenca (Feld y Hering, 2007), los pequeños cultivos que existen a las orillas de los cauces son regados con agua que es derivada del río, lo que disminuye la cantidad de agua que corre por el canal y que llega hasta los sitios intermitentes. Lo anterior es observado por los lugareños de Xichú, que comentaron que el agua en el río cada vez es menos y se seca en fechas más tempranas en el año, además el río no siempre tuvo ese patrón intermitente, el cual comenzó hace 15 años a secarse en temporada de estío.

Para el tercer objetivo particular se logró determinar la diversidad  $\alpha$  y  $\beta$  de la comunidad de coleópteros acuáticos de la cuenca de Xichú, donde la diversidad  $\alpha$  fue mayor en los sistemas permanentes que los intermitentes, si partimos de un muestreo a lo largo del año o de un ciclo completo. Aunque los sitios intermitentes presentan biota acuática única asociada a estos sistemas, que como lo han demostrado los trabajos de Sánchez Fernández (2005 y 2008) y Klecka (2008) existen especies con rangos restringidos a ciertas partes de los cauces, algunas de ellas endémicas, que deben ser protegidas e incluidas en los documentos que justifican las áreas naturales protegidas del país.

La diversidad  $\beta$  es alta en la cuenca, debido a que JF se separó completamente de los demás sitios, esto se debe a la cantidad de géneros únicos que están presentes en este

sitio. Mientras que el patrón que forman los sitios al separarse en dos subcuencas se ve reflejado en la medida de distancia basada en presencia ausencia (Jaccard), la cual no concuerda con la basada en abundancia (Horn). Lo cual nos lleva a discutir de forma similar a lo planteado sobre las curvas de acumulación de especies, donde los análisis de diversidad que se basan en abundancia pueden desestimar la diversidad que ocurre en las comunidades acuáticas, mientras que aquellos que derivan de la presencia/ausencia de las especies son más explicativos.

Los sitios permanentes presentaron una diversidad  $\beta$  temporal clave, ya que cinco géneros del primer muestreo no se encontraron en el segundo muestreo, mientras que 13 géneros nuevos aparecen para el segundo, en total 18 géneros de los 38 registrados para los sitios permanentes se encuentran en una sola temporada. Este aumento en la riqueza de géneros durante la época de máximo estiaje es probablemente el resultado de la estabilidad de los arroyos (Barbour *et al.*, 1999), así como a la eclosión o emergencia de muchos de organismos en la época de estío, asimismo la composición y estructura de las comunidades estará influenciada por la variación en la duración de la época de lluvias y/o secas (Bonada *et al.*, 2007). Además la presencia de corrientes permanentes pueden ser fuente de organismos para recolonización de los sistemas intermitentes (García-Roger *et al.*, 2011).

El Cuarto objetivo particular se alcanzó completamente, ya que la partición escalar de la diversidad  $\gamma$  en  $\alpha$  y  $\beta$  indica que el componente  $\beta$  aportó la mayor diversidad, principalmente en las escalas  $\beta_3$  y  $\beta_4$ , que corresponden con ríos, sistemas, unidades de drenaje y temporalidad. De la misma manera Cardoso *et al.* (2010) y Stendera y Johnson (2005), encuentran que las escalas o filtros espaciales mayores son los que definen el cambio en la composición de macroinvertebrados acuáticos en sistemas dulceacuícolas. Un patrón derivado de los análisis de similitud y que es reforzado por la partición escalar es que la subcuenca de Huamúchil aporta o tiene una mayor diversidad que la subcuenca de Xichú, con 32 y 22 géneros respectivamente, de los cuales solo comparten 17, mientras que existen 15 géneros únicos para la subcuenca de Huamúchil y 5 únicos para la de Xichú.

Los parámetros morfológicos e hidrológicos de las subcuencas de la cuenca, aportan datos que permitieron explicar las diversidades encontradas. La diversidad no es influenciada por las variables de área, perímetro, longitud, longitud del cauce principal,

densidad de drenaje, densidad de corriente, pendiente media, elevación mínima y máxima. Mientras que las variables del índice de forma, el coeficiente de compacidad, la relación de elongación y el coeficiente de masividad nos indican que la subcuenca de Huamúchil tiene una respuesta hidrológica más lenta que la subcuenca de Xichú. Si esto lo relacionamos con las proporciones de tipo geológico de las subcuencas (Anexo 4), observamos que los suelos de la subcuenca de Huamúchil son mayormente ígneos, lo que genera mayor permeabilidad y permite una mayor cantidad de agua en la subcuenca, por otro lado los suelos de la subcuenca de Xichú presentan una mayor cantidad de calizas que son menos permeables, derivando en una menor cantidad de agua en la subcuenca y disminución en el periodo de flujo en las corrientes. Eso señala que las variables geológicas, morfológicas e hidrológicas en su conjunto, afectan el establecimiento y distribución de los coleópteros acuáticos en el espacio y tiempo.

Según Ligeiro *et al.* (2009), los resultados de la partición escalar serán influenciados en distinto grado de acuerdo a la distancia espacial que exista entre las escalas estudiadas, ya que ellos observaron que las escalas mayores que son segmentos de ríos que no exceden los 800 m de distancia entre ellos y las escalas menores están a pocos metros, da como resultado una comunidad acuática muy homogénea a niveles o escalas mayores, indicando que las variables de escalas menores son los que determinan el establecimiento de la comunidad acuática y no las escalas que se encuentran a nivel de paisaje.

En cuanto a la partición de la diversidad temporal con los sitios permanentes, los niveles o escalas mayores que son los sitios ( $\beta_3$ ) y la temporalidad ( $\beta_4$ ), representan el mayor porcentaje de la diversidad global, por lo que la estabilidad de las comunidades está influenciada por el flujo en los cauces, las características ambientales de cada sitio y la duración de la temporada de lluvias, lo que deriva en una riqueza mayor en la época de estiaje. El alto cambio en la composición de géneros entre sitios y temporadas es similar al estudio de Novelo-Gutiérrez y Gómez-Anaya (2009), realizado con odonatos, donde el patrón de la diversidad  $\beta$  se repite con un grupo acuático.

La determinación de alteraciones en las comunidades de coleópteros acuáticos derivadas de las actividades antrópicas, que es el quinto objetivo particular, no se logró

debido a que el índice de diferencia taxonómica no muestra suficiente resolución para distinguir entre sitios perturbados y conservados, ya que el sitio Pa-2 que no presenta contaminaciones fuertes en el agua, ni alteraciones importantes en el canal, ni en sus riberas y que además es de los sitios más diversos taxonómicamente, sale de los límites de confianza de la  $\Delta^+$ . En comparación con el sitio Xi, que con sus 4 géneros y 5 individuos totales, se ve afectado por la población de Xichú, que es la población más grande del área de estudio. Xichú afecta al cauce principalmente en su calidad del agua, las riberas están modificadas y la vegetación riparia está perturbada, y aun así el análisis no lo detecta como perturbado.

Esto se debe a que no hubo diferencia suficiente en cuanto a la riqueza de géneros entre sitios, por lo que los niveles entre taxa y la estructura no varían lo suficiente para marcar una diferencia, así que al calcular la diferencia y la variación taxonómica de la comunidad de coleópteros acuáticos muestran ser poco efectivos. Así pues los coleópteros no parecen ser buenos candidatos para ser usados con el índice de diferencia taxonómica, dada la cantidad de niveles taxonómicos usados y el tipo de comunidad que está definida en este caso intermitente-permanente, la diferencia y variación taxonómica no es lo suficientemente precisa (Bruce-Campbell *et al.*, 2008; Clarke y Warwick, 1999).

La aplicación de los resultados obtenidos radica en que los patrones de diversidad permiten la toma de decisiones para la conservación de los ambientes acuáticos y sus zonas circundantes. En este estudio el alto cambio en la composición de géneros entre sitios, indica que la cuenca en su totalidad debe ser conservada para garantizar que todas las especies estén protegidas. Este es el problema de la zona y en general de todo México, ya que es un país megadiverso y con un alto grado de diversidad  $\beta$ , que aunque se establezcan más reservas naturales, si no comprendemos lo suficiente de los sistemas dulceacuícolas e incluimos la diversidad  $\beta$ , no se logrará el propósito de la conservación en nuestro país (Rodríguez, 2009).

## 9 Conclusiones

La comunidad de coleópteros acuáticos en los sistemas intermitentes y semiáridos está representada principalmente por especies que están adaptadas a las condiciones ambientales y fisicoquímicas de la columna de agua que se derivan de la dinámica del bajo flujo, específicamente nos referimos a las familias Dytiscidae, Hydrophilidae, Staphylinidae y Haliplidae. Estas familias tienen una alta capacidad de trasladarse entre corrientes, y además no toman el aire de la columna de agua para su respiración, por lo que pueden permanecer fuera del agua mucho tiempo. Asimismo su alimentación y reproducción se ven beneficiados con una mayor cantidad de estanques en los cauces de la cuenca.

Para tener mayor éxito en ambientes como los de la cuenca de Xichú, los organismos deben presentar alguna o algunas características mencionadas en el párrafo anterior. En el caso de aquellos que presentan plastrón (por ejemplo géneros de las familias Elmidae y Dryopidae), que es una estructura que permite respirar a los adultos debajo del agua, aunque se necesita de aguas rápidas y bien oxigenadas para el intercambio de oxígeno, lo que se dificulta ya que este tipo de ambiente escasea en los cauces muestreados, lo que desfavorece a estos organismos. Es por esto que algunos de los géneros que encontramos son afectados por estos ambientes, lo que restringe su distribución y disminuye su abundancia.

Las variables ambientales y ecológicas que influyen a la comunidad de coleópteros son diversas, además el efecto de éstas es distinto en las diferentes escalas en las que se analizan y que finalmente el establecimiento de las especies dependerá en gran parte de la biología de la especie. Por lo que en este trabajo las variables analizadas nos dan una tendencia hacia que cuales variables y en que escalas se debe poner mayor énfasis, y aunque no con la precisión deseada, las variables que nos explican la distribución y establecimiento de los géneros de coleópteros acuáticos a lo largo de la cuenca son principalmente: la hidroperiodicidad, la calidad ecológica, el mesohábitat, la temperatura y el pH.

Dentro de los cauces estudiados, encontramos que poco más del 50% de los géneros son raros, esto significa que son poco abundantes y sólo se encuentran en un sitio o dos, por lo que los análisis de estimación de especies y los de diversidad  $\alpha$  y  $\beta$  desestiman la riqueza de la comunidad de coleópteros acuáticos cuando están basados en abundancia, esto nos lleva a recomendar los métodos o análisis que se basan en la presencia/ausencia de las especies para los sistemas acuáticos intermitentes o de bajo flujo.

Los arroyos y ríos de la cuenca de Xichú, presentan diferencias entre sistemas intermitentes y permanentes, ya que es mayor la riqueza y abundancia en los permanentes. Pero cada sistema presenta riqueza única o rara, lo que incrementa la tasa de cambio en la composición de especies en la cuenca. Incluso, se pudo observar un patrón de diversidad derivado de los análisis y que es distinto a los hipotetizados, ya que nos indica que la mayor diferencia en diversidad  $\alpha$  y  $\beta$ , es entre subcuencas, ya que la subcuenca de Huamúchil es mucho más diversa que la de Xichú. Esto se debe a diferencias en la geomorfología e hidrología de las subcuencas, ya que la de Huamuchil tiende a tener mayor cantidad de agua, así como la duración es mayor en los cauces, mientras que la subcuenca de Xichú es menor.

Otro factor que afecta el establecimiento de los coleópteros acuáticos es el componente humano. Aquellas actividades que repercuten de manera directa o difusa en el cauce pueden degradar el ambiente y volverlo hostil para los organismos, el problema está en determinar si hay tal afectación y el grado o la forma en que están afectando esas actividades. En este estudio el índice de diferencia taxonómica no dio respuesta al usarlo con la comunidad de coleópteros acuáticos. Por lo que se recomienda usar a toda la comunidad acuática, ya que al aumentar los niveles taxonómicos y la diversidad de especies el índice puede darnos una respuesta efectiva sobre la degradación del ambiente.

La riqueza de coleópteros acuáticos encontrada en la cuenca de Xichú es alta en comparación con otros trabajos, y ya que el área de estudio es parte de la Reserva de la Biosfera Sierra Gorda de Guanajuato, se deben generar acciones que incluyan la conservación de los cauces, sin importar en que parte de la cuenca se encuentren, su hidroperiodicidad o importancia para las poblaciones, debido a que existen géneros o especies restringidas a ciertas partes de la cuenca.

Además la alta diversidad  $\beta$  nos permite decidir hacia donde deben orientarse las acciones de conservación de los arroyos y ríos en la cuenca de Xichú, incluso ampliarlo a todo México, pues al ser una país megadiverso y con alta diversidad  $\beta$ , no se puede proteger y conservar gran cantidad de especies, pues seguramente muchas quedan fuera de las áreas naturales protegidas; y aunque el número de áreas aumentara no sería suficiente, por lo que es necesario plantear nuevas estrategias basadas en la diversidad  $\beta$  que permitan la conexión entre áreas que mantengan el mayor número de especies protegidas.

Actualmente la alteración ecohidrológica de los ríos de México es alta, aproximadamente el 55% se encuentran altamente modificados debido a la influencia humana (Garrido *et al.*, 2010), siendo la cuenca del Pánuco una de las más alteradas. Por lo que es de carácter urgente conocer la diversidad dulceacuícola de los ríos y arroyos de México, ya que estos son sistemas funcionales, ecológicamente complejos, dinámicos y frágiles, que podemos llegar a perder si no cambiamos las políticas hidráulicas y de planificación territorial, sobre todo en los ambientes semidesérticos donde el agua es un recurso escaso.

## 10 Literatura citada

- Acuña, V., I. Muñoz, A. Giorgi, M. Omella, F. Sabater y S. Sabater. 2005. Drought and postdrought recovery cycles in an intermittent Mediterranean stream: structural and functional aspects. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 24 (4): 919-933.
- Arce Pérez, R. y R. Novelo Gutiérrez. 1991. Coleópteros Acuáticos de la reserva de la biosfera de la Michilia, Durango, México. *Folia Entomología Mexicana.* 81: 341-344.
- Arce-Pérez, R. 1995. Lista preliminar de coleópteros acuáticos del estado de Morelos, México. *Acta Zoológica Mexicana.* 65: 43-53.
- Arce Pérez, R. y R.E. Roughley. 1999. Lista anotada y claves para los Hydradephaga (Coleoptera: Adepaga: Dytiscidae, Noteridae, Haliplidae, Gyrinidae) de México. *Dugesiana.* 6 (2): 69-104.
- Arce-Pérez, R., R. Novelo-Gutiérrez y J.A. Gómez-Anaya. 2002. Coleópteros acuáticos de la zona de influencia de la Central Hidroeléctrica “Ing. Fernando Hiriart Balderrama” (PH. Zimapán), Hidalgo, México I. (Coleoptera: Adepaga: Dytiscidae, Haliplidae, Gyrinidae). *Folia Entomológica Mexicana.* 41 (2): 229-248.
- Arce Pérez, R. 2004. Primer Registro del género *Suphis* Aube, 1836 (Coleoptera: Noteridae) para México. *Folia Entomología Mexicana.* 43 (3):321-322.
- Arce Pérez, R. y M. A. Jäch. 2004. Sinopsis de la familia Hydraenidae (Coleoptera: Staphylinoidea) de México. *Folia Entomología Mexicana.* 43 (2): 237-247.
- Arce Pérez, R. y M. A. Morón. 2008. Primer registro de especies del suborden Myxophaga (Insecta: Coleoptera) en la provincia del Golfo de México. *Acta Zoológica Mexicana.* 24 (2): 225-226.
- Arce-Pérez, R. y M. A. Moron. 2010. Lista anotada y clave para los géneros de la familia Limnichidae (Coleoptera: Byrrhoidea) de México. *Dugesiana.* 17 (1): 1-8.
- Arce Pérez, R. Gómez Anaya .J.A. Novelo Gutierrez R. 2010. Coleópteros acuáticos de la zona de influencia de la central hidroeléctrica “Ing. Fernando Hiriart Balderrama” (C.H. Zimapán), Hidalgo, México. II. Coleoptera: Polyphaga y Myxophaga. *Acta Zoológica Mexicana.* 26 (3): 639-667.
- Arce-Pérez, R. y M. A. Moron. 2011. Sinopsis de los Hydrophiloidea de México (Coleoptera: Hydrophilidae, Helophoridae, Epimetopidae, Georissidae e

- Hydrochidae), con una clave para la identificación de los géneros. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 82: 491-514.
- Arias-Díaz, D. M., G. Reinoso-Flores, G. Guevara-Cardona y F. A. Villa-Navarro. 2007. Distribución espacial y temporal de los coleópteros acuáticos en la cuenca del río Coello (Tolima, Colombia). *Caldasia*. 29 (1): 177-194.
- Arnett, R. H. y M. C. Thomas (eds.). 2001. *American Beetles. Archostemata, Myxophaga, Adepthaga, Polyphaga: Staphyliniformia*. Vol. 1. CRC Press. USA. 443 pp.
- Arnett, R. H., M. C. Thomas, P. E. Skelley y J. H. Frank (eds.). 2002. *American Beetles. Polyphaga: Scarabaeoidea trugh Curculionidea*. Vol. 2. CRC Press. USA. 861 pp.
- Balvanera, P., y H. Cotler. 2007. Acercamientos al estudio de los servicios ecosistémicos. *Gaceta ecológica*. 84-85: 8-27.
- Barbour, M. T., J. Gerritsen; B. D. Zinder y J. B. Stribling. 1999. *Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish*. Second Edition. EPA 841-B41-99-002. United States Environmental Protection Agency. Office of Water. Washington, D.C.
- Basualdo, C. V. 2011. Choosing the best non-parametric richness estimator for benthic macroinvertebrates databases. *Rev. Soc. Entomol. Argent.* 70 (1-2): 27-38.
- Beisel, J. N., P. Usseglio-Polatera, S. Thomas y J. C. Moreteau. 1998. Stream community structure in relation to spatial variation: the influence of mesohábitat characteristics. *Hydrobiologia*. 389: 73-88.
- Benetti, C. J., A. I. Alonso y J. Garrido. 2007. Comparación de la comunidad de coleópteros acuáticos (Adepthaga y Polyphaga) en dos cuencas hidrográficas con distinto grado de acción antropogénica (Pontevedra, NO de España). *Limnetica*. 26 (1): 115-128.
- Binckley, C. A. y W. J. Resetarits. 2005. Habitat selection determines abundance, richness and species composition of beetles in aquatic communities. *Biol. Lett.* 1: 370-374
- Bonada, N., M. Rieradevall y N. Prat. 2007. Macroinvertebrate community and biological traits related to flow permanence in a Mediterranean river network. *Hydrobiologia*. 589: 91-106.

- Bruce-Campbell, W., R. Arce-Pérez y J. A. Gómez-Anaya. 2008. Taxonomic distinctness and aquatic Coleoptera: comparing a perennial and intermittent stream with differing geomorphologies in s. Hidalgo, México. *Aquat Ecol.* 42: 103-113.
- Cardoso de Ávila, A., C. Stenert y L. Maltchik. 2011. Partitioning Macroinvertebrate Diversity Across Different Spatial Scales in Southern Brazil Coastal Wetlands. *Wetlands.* 31: 459-469.
- Clarke, A. R. M. Nally, N. Bond y P. Lake. 2008. Macroinvertebrate diversity in headwater streams: a review. *Freshwater Biology.* 53: 1707-1721.
- Clarke, K.R. y R. M. Warwick. 1998. A taxonomic distinctness index and its statistical properties. *J Appl Ecol.* 35: 523-531
- Clarke, K.R. y R. M. Warwick. 2001. A further biodiversity index applicable to species lists: variation in taxonomic distinctness. *Mar Ecol Prog Ser.* 216: 265-278.
- Colwell K. R. 2000. EstimateS – Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 8.0.
- Comisión Nacional Áreas Naturales Protegidas (CONANP). 2005. *Estudio previo justificativo para el establecimiento del Área Natural Protegida Reserva de la Biosfera "Sierra Gorda de Guanajuato "*. CONANP-SEMARNAT
- Costa, S. S. y A. Sanches-Melo. 2008. Beta diversity in stream macroinvertebrate assemblages: among-site and among-microhabitat components. *Hydrobiologia.* 598: 131-138.
- Cotler-Ávalos, H. 2010. *Las cuencas hidrográficas de México, diagnóstico y priorización.* Exima S. A. de C. V. México. 231pp.
- Culler, L. y W. Lamp. 2009. Selective predation by larval *Agabus* (Coleoptera: Dytiscidae) on mosquitoes: support for conservation-based mosquito suppression in constructed wetlands. *Freshwater Biology.* 54: 2003-2014.
- Deloya, C., V. Parra-Tabla y H. Delfin-Gonzalez. 2007. Fauna de Coleópteros Scarabaeidae Laparosticti y Trogidae (Coleoptera: Scarabaeoidea) Asociados al Bosque Mesofilo de Montaña, Cafetales bajo Sombra y Comunidades Derivadas en el Centro de Veracruz, México. *Neotropical Entomology.* 36 (3): 5-21.

- Feld, A. K. y D. Hering. 2007. Community structure or function: effects of environmental stress on benthic macroinvertebrates at different spatial scales. *Freshwater Biology*. 52: 1380-1399.
- Fernández, L. A., M. Archangelsky y V. Manzo. 2008. Coleópteros acuáticos del parque provincial Salto Encantado y Valle del Cuña Pirú (Misiones, Argentina). *Rev. Soc. Entomol. Argent.* 67 (3-4): 87-98.
- FISRWG. 1998. Stream Corridor Restoration: Principles, Processes and Practices. Federal Interagency Stream restoration Working Group. [http://www.usda.gov/stream\\_restoration](http://www.usda.gov/stream_restoration)
- García-Roger, E., M. Sánchez-Montoya, R. Gómez, M. L. Suárez, M. R. Vidal-Abarca, J. Latron, M. Rieradevall y N. Prat. 2011. Do seasonal changes in habitat features influence aquatic macroinvertebrate assemblages in perennial versus temporary Mediterranean streams? *Aquat Sci.* 73: 567-579
- Gibbins, C. N., C. F. Dilks, R. Malcom, C. Soulsby y S. Juggins. 2001. Invertebrate communities and hydrological variation in Cairngorm mountain streams. *Hydrobiologia*. 462. 205–219.
- Grenouillet, G. S. Brosse, L. Tudesque, S. Lek, Y. Baraillé y G. Loot. 2008. Concordance among stream assemblages and spatial autocorrelation along a fragmented gradient. *Diversity and Distributions*. 14: 593-603.
- Hammer, Q. D. A. t. Harper y P. D. Ryan. 2001. PAST: Paleontological Statistics software package for education and data analysis. *Paleontología Electrónica* 4(1): 9.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). 2011. Simulador de flujos de agua de cuencas hidrológicas (SIATL). Consultada en [http://antares.inegi.org.mx/analisis/red\\_hidro/SIATL/#](http://antares.inegi.org.mx/analisis/red_hidro/SIATL/#)
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). 2012. Continuo de elevaciones mexicano CEM 2.0. Consultada en: <http://www.inegi.org.mx/geo/contenidos/datosrelieve/continental/Descarga.aspx>
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). 2010. Conjunto de Uso del Suelo y Vegetación a escala 1:250,000. Serie IV.
- Jäch, M. A. y M. Balke. 2008. Global diversity of water beetles (Coleoptera) in freshwater. *Hydrobiologia*. 595:419–442.

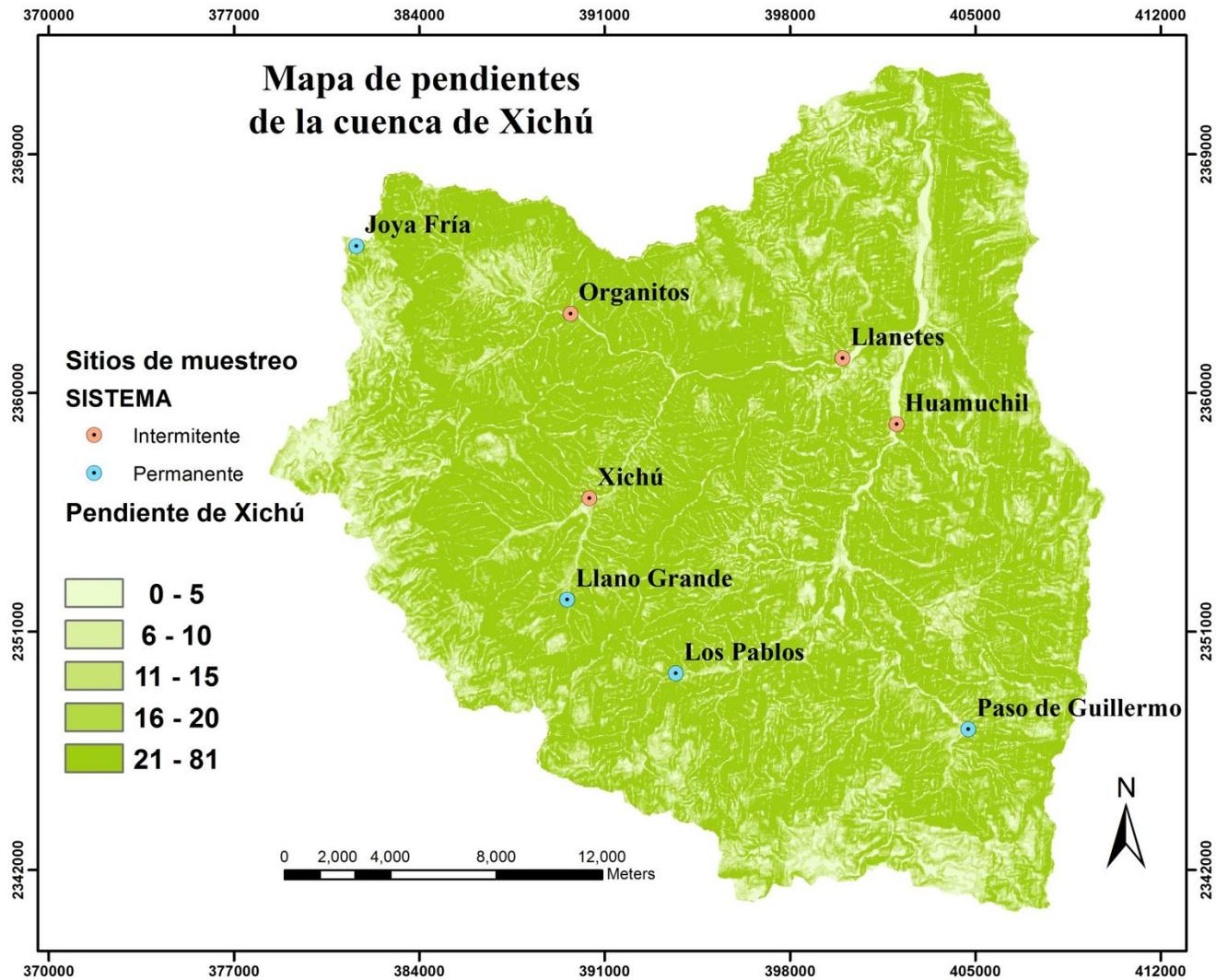
- Jiménez-Valverde, A. y J. Hortal. 2003. Las curvas de acumulación de especies y la necesidad de evaluar la calidad de los inventarios biológicos. *Revista Ibérica de Aracnología*. 8: 151-161.
- Jones, R. W., R. Pineda-López, M. Rocha-Ortega, R. M. Pérez-Munguia y P. Gutiérrez-Yurrita. 2012. Lista preliminar de coleópteros acuáticos (Insecta) de las cuencas de Lerma-Chapala y Pánuco de México. Borrador.
- Lamouroux, N., S. Dolédec y S. Gayraud. 2004. Biological traits of stream macroinvertebrate communities: effects of microhabitat, reach and basin filters. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 23 (3). 449-466.
- Ligeiro, R., A. S. Melo y M. Callisto. 2010. Spatial scale and the diversity of macroinvertebrates in a Neotropical catchment. *Freshwater Biology*. 55: 424-435.
- Manly, B. F. J. 2005. *Multivariate statistical methods: a primer*. Third edition. Chapman y Hall/CRC. USA. 214pp.
- Melo, A. S. y C. G. Froehlich. 2001. Evaluation of methods for estimating macroinvertebrate species richness using individual stones in tropical streams. *Freshwater Biology*. 46: 711-721.
- Merritt, R. W., K.W. Cummins y M. B. Berg. 2008. *An Introduction to the aquatic insect of North America*. Fourth edition. Kendall/Hunt publishing company. USA. 1158pp.
- Mittermeier, R. A., T. A. Farrel, I. J. Harrison, A. J. Upgren, T. M. Brooks, T. Contreras-Macbeath, R. Sneider, F. Oberfeld, A. A. Rosenberg, f. Boltz, C. Gascon y O. Langrand. 2011. *AGUA DULCE LA ESCENCIA DE LA VIDA*. CEMEXy iLCP. China. 300pp.
- Moreno, C. E. 2001. *Métodos para medir la biodiversidad*. MyT–Manuales y Tesis SEA, vol.1. Zaragoza, España. 84 pp.
- Moreno, C. E y P. Rodríguez. 2010. A consistent terminology for quantifying species diversity? *Oecologia*. 163: 279–282
- Navarrete Heredia, J. L. 1992. Primer registro de *Cymbiodyta brevipalpis pygmaea* (Coleoptera: Hydrophilidae) para Morelos, México. *Anales Inst. Biol. Univ. Nac. Autonon. México, Ser. Zool.* 63(2): 279-280.

- Navarrete Heredia, J. L., A. F. Newton, M. K. Thayer, J. S. Ashe y D. S. Chandler. 2002. *Guía ilustrada para los géneros de Staphylinidae (Coleoptera) de México*. Primera edición. Universidad de Guadalajara y CONABIO, México. 401 pp.
- Navarrete Heredia, J. L. y S. Zaragoza-Caballero. 2006. Diversidad de los Staphylinoidea de México: Análisis de grupos selectos (Hydraenidae, Agyrtidae, Silphidae y Staphylinidae). *Dugesiana*. 13 (2): 53-65.
- Novelo-Gutiérrez, R. y J. A. Gómez-Anaya. 2009. A comparative study of Odonata (Insecta) assemblages along an altitudinal gradient in the sierra de Coalcomán Mountains, Michoacán, México. *Biodivers Conserv*. 18: 679-698.
- Pérez-Munguía, R. M. 2004. *Patrones y Procesos determinantes para el establecimiento de las asociaciones de Coleópteros acuáticos en manantiales cársticos de la Huasteca Mexicana*. Universidad Autónoma de Querétaro. Facultad de Ciencias Naturales. Tesis Doctoral.
- Pérez-Munguía, R. M. y R. Pineda L. 2005. Diseño de un Índice de Integridad para Ríos y Arroyos del Centro de México, usando las Asociaciones de Macroinvertebrados. *Entomología Mexicana*. 4: 241-245.
- Pires, A. M., I. G. Cowx y M. M. Coelho. Benthic macroinvertebrate communities of intermittent streams in the middle reaches of the Guadiana Basin (Portugal). *Hydrobiología*. 435: 167-175
- Poff, N. L. 1977. Landscape filters and species traits: towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 16 (2): 391-409.
- Rodríguez, P. 2009. La diversidad de México: Avances e implicaciones en la conservación de la de biodiversidad. CONABIO. *Biodiversitas*. 84 (6): 6-10.
- Rosenberg, D. M., I. J. Davies, D. G. Cobb and A. P. Wiens. 2001. *Protocols for measuring biodiversity: Benthic Macroinvertebrates in Fresh Waters*. Department of Fisheries and Oceans. Freshwater Institute. Winnipeg, Manitoba. R3T 2N6.
- Sánchez-Fernández, D. 2008. *Uso de los coleópteros acuáticos ibéricos en la conservación de la biodiversidad*. Departamento de Ecología e Hidrología. Facultad de Biología. Universidad de Murcia. Tesis Doctoral.

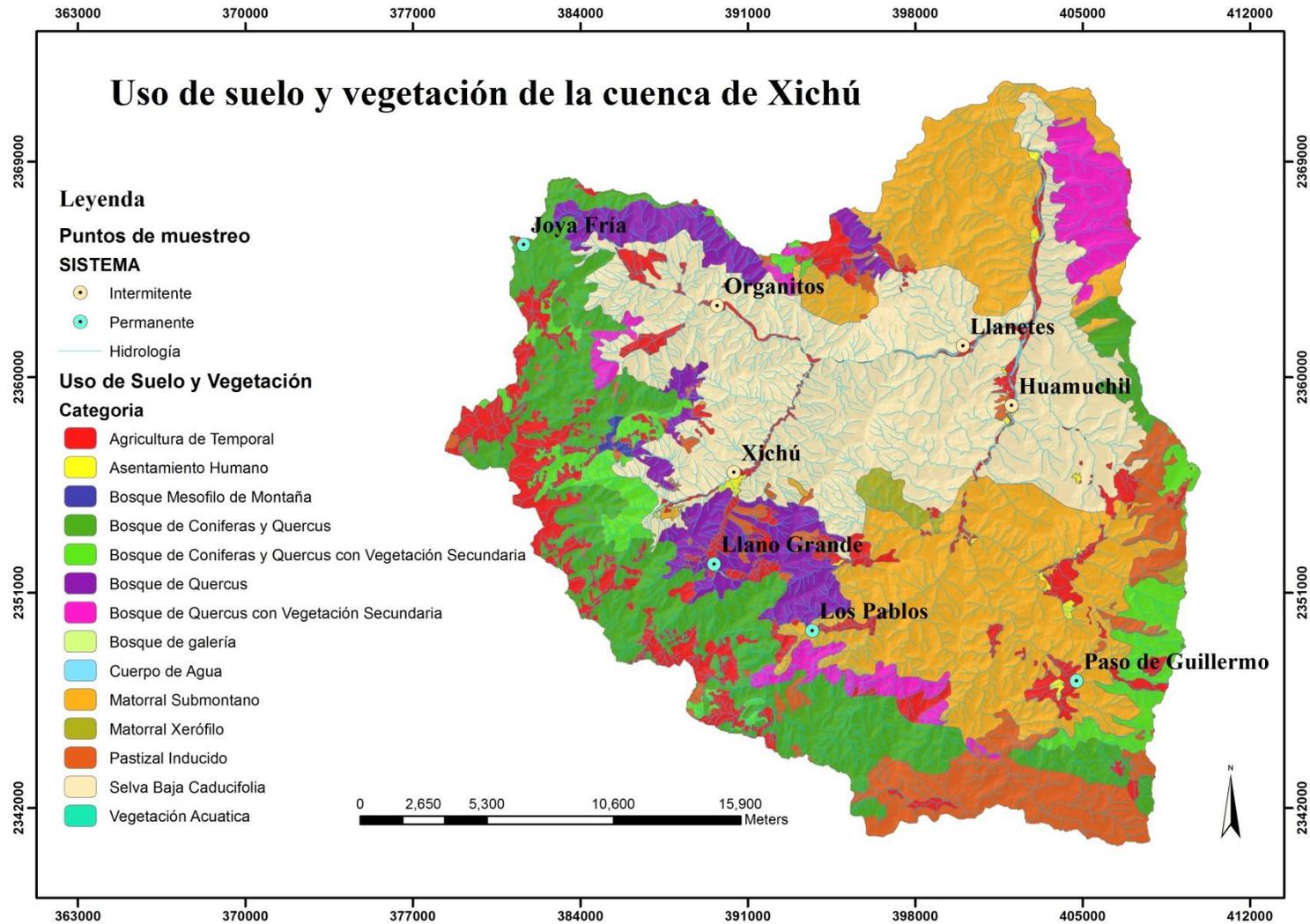
- Sánchez-Fernández, D. P. Abellán, J. Velasco y A. Millán. 2004. Áreas prioritarias de conservación en la cuenca del río Segura utilizando los coleópteros acuáticos como indicadores. *Limnetica*. 23(3-4): 209-228.
- Santiago-Fragoso, S. y J. C. Sandoval-Manrique. 2001. Coleópteros acuáticos y su relación con la dinámica fisicoquímica del río Cuautla (tramo Tetelcingo-Anenecuilco), Morelos, México. *Hidrobiológica*. 11: 19-30.
- Stendera, S. E. y R. K. Johnson. 2005. Additive partitioning of aquatic invertebrate species diversity across multiple spatial scales. *Freshwater Biology*. 50: 1360-1375.
- Southwood, T. R. E. 1977. Habitat, the templet for ecological strategies?. *Journal of Animal Ecology*. 46: 337-365.
- Torres, P. L. M., S. A. Mazzucconi, M. C. Michat y A. O. Bachmann. 2008. Los coleópteros y heterópteros acuáticos del Parque Nacional Calilegua (Provincia de Jujuy, Argentina). *Rev. Soc. Entomol. Argent.* 67 (1-2): 127-144.
- Torres-García, U. 2010. *Monitoreo de Macroinvertebrados Acuáticos en ríos con impacto al caudal, dos casos: río Chiquito, Morelia y río Lerma, La Piedad, Michoacán*. Facultad de Biología. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. Tesis de licenciatura.
- UAQ. 2012. PROGRAMA DE MANEJO Y CONSERVACIÓN DE LA RESERVA DE LA BIÓSFERA DE LA SIERRA GORDA DE GUANAJUATO. Universidad Autónoma de Querétaro. Borrador.
- Vannote, R. L., G. W. Minshall, K. W. Cummins, J. R. Sedell y C. E. Cushing. 1980. The river continuum concept. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences*. 37: 130-137.
- Valladares, L. F., A. Baselga y J. Garrido. 2010. Diversity of water beetles in Picos de Europa national park, Spain: inventory completeness and conservation assessment. *The Coleopterists bulletin*. 64 (3): 201-219.
- Valtierra, J. G. 2007. *DESARROLLO DE UNA HERRAMIENTA COMPUTACIONAL PARA EL DIAGNÓSTICO HIDROLÓGICO DE CUENCAS*. Facultad de Ciencias Naturales, Universidad Autónoma de Querétaro. Tesis de Maestría en Gestión Integrada de Cuencas.
- Veech, J. A. y T. O. Crist. 2009. Software for partitioning species diversity. Version 3.0.

- Warwick, R. M. y K. R. Clarke. 1995. New “biodiversity” measures reveal a decrease in taxonomic distinctness with increasing stress. *Mar Ecol Prog Ser.* 129: 301–305
- Wissing, S. A., H. Greig y A. McIntosh. 2009. Absence of species replacements between permanent and temporary lentic communities in New Zealand. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 28 (1): 12-23
- Yoshimura, C., K. Tockner, T. Omura y O. Moog. 2006. Species diversity and functional assessment of macroinvertebrates communities in Austrian rivers. *Limnology.* 7: 63-74.

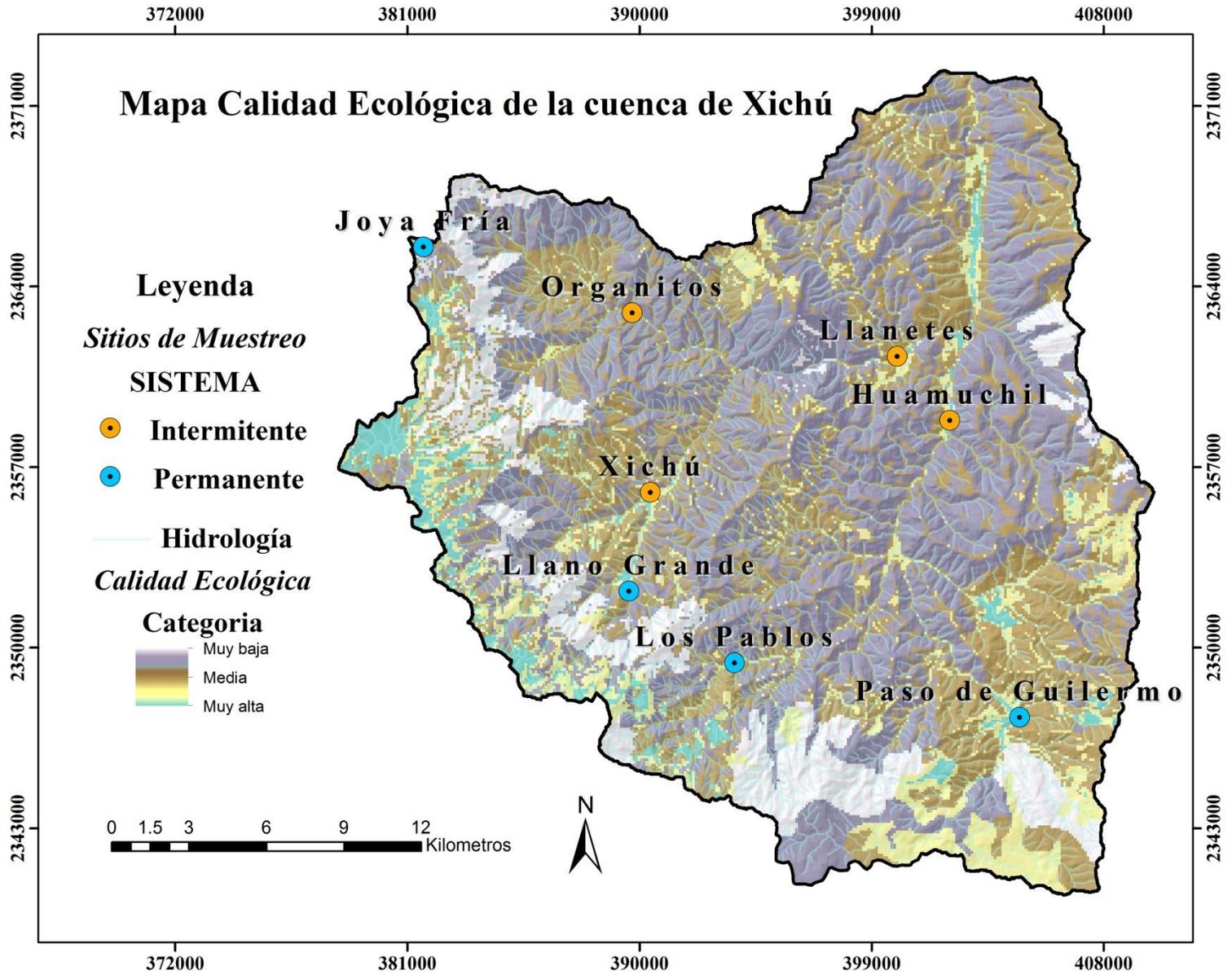
## 11 Anexos



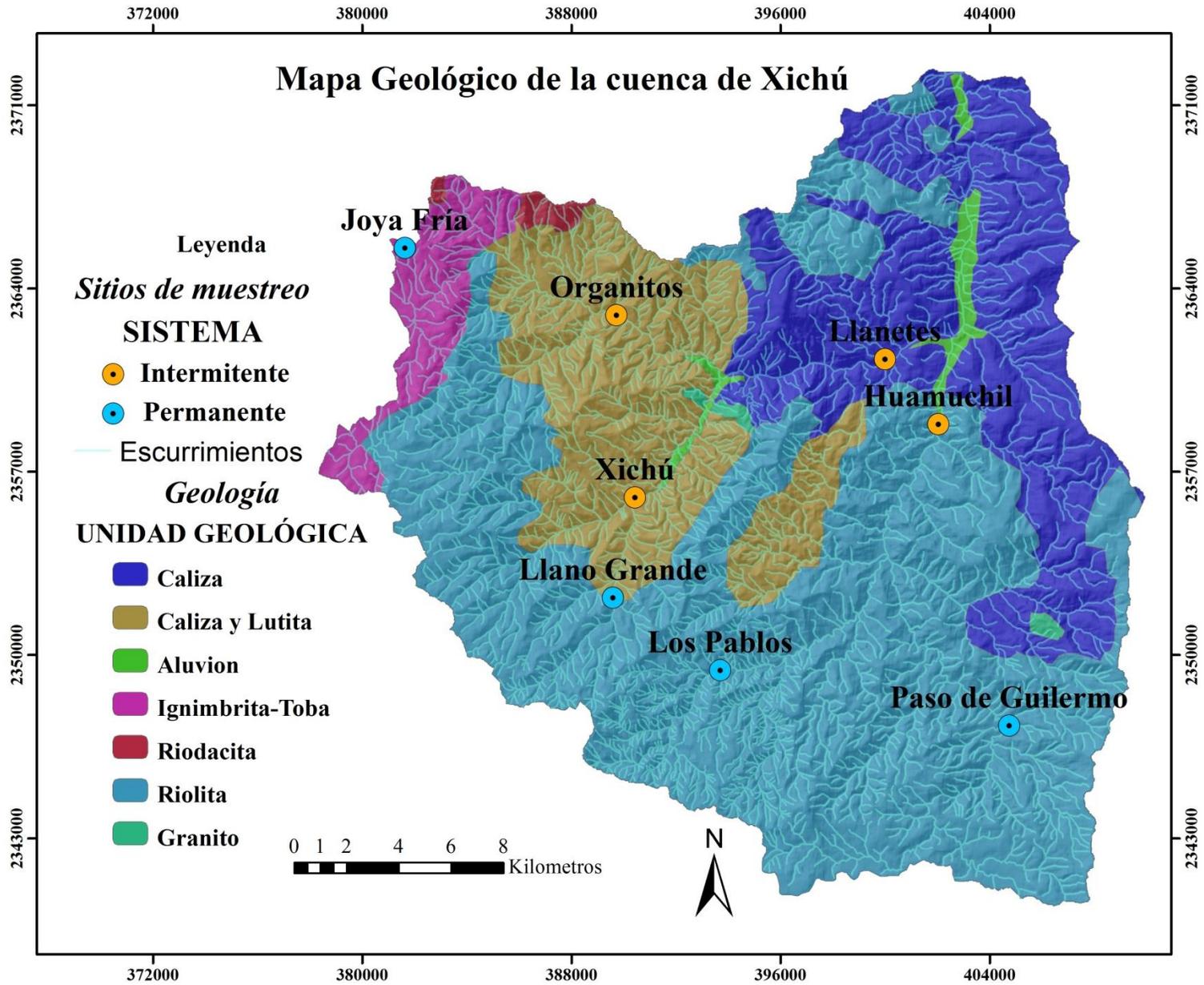
Anexo 1. Mapa de salida de la pendiente representada en porcentaje para la cuenca de Xichú.



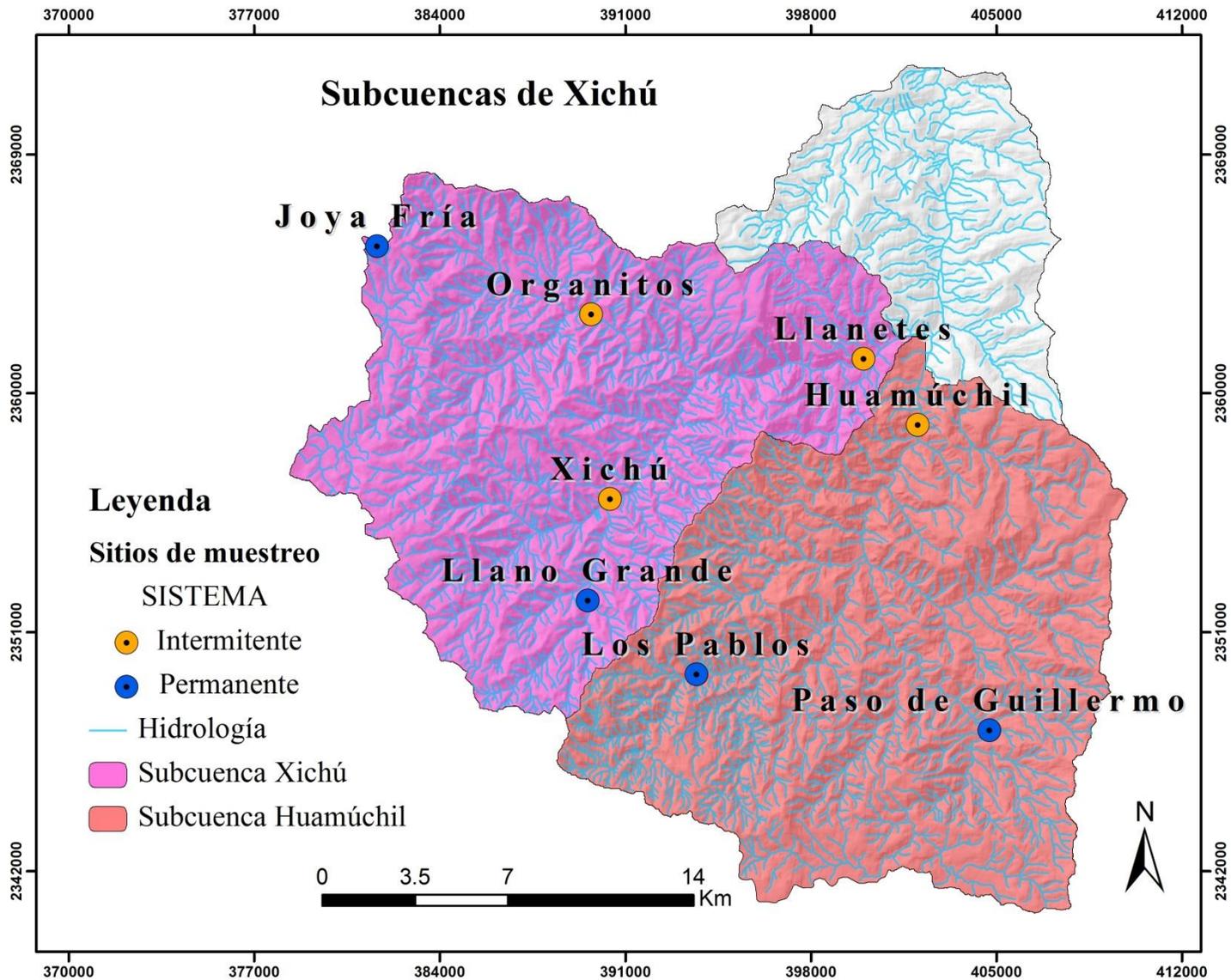
Anexo 2. Mapa de Uso de Suelo y Vegetación del área de estudio.



Anexo 3. Mapa de la calidad ecológica de la cuenca de estudio.



Anexo 4. Mapa geológico de la cuenca de Xichú, Guanajuato.



Anexo 5. Mapa de subcuencas derivado de los análisis de diversidad.