

UNIVERSIDAD DE EL SALVADOR
FACULTAD DE CIENCIAS NATURALES Y MATEMÁTICA
ESCUELA DE BIOLOGÍA



Universidad de El Salvador
Hacia la libertad por la cultura

**“ESTRUCTURA Y DISTRIBUCIÓN DE LA ÍCTIOFAUNA DE LA SUBCUENCA DEL RÍO
ACAHUAPA, SAN VICENTE, EL SALVADOR”**

TRABAJO DE GRADUACIÓN PRESENTADO POR:
FRANCISCO SAMUEL ÁLVAREZ CALDERÓN

PARA OPTAR AL GRADO DE:
LICENCIADO EN BIOLOGÍA

CIUDAD UNIVERSITARIA, MARZO DE 2014.

UNIVERSIDAD DE EL SALVADOR
FACULTAD DE CIENCIAS NATURALES Y MATEMÁTICA
ESCUELA DE BIOLOGÍA

**“ESTRUCTURA Y DISTRIBUCIÓN DE LA ÍCTIOFAUNA DE LA SUBCUENCA DEL RÍO
ACAHUAPA, SAN VICENTE, EL SALVADOR”**

TRABAJO DE GRADUACIÓN PRESENTADO POR:
FRANCISCO SAMUEL ÁLVAREZ CALDERÓN

PARA OPTAR AL GRADO DE:
LICENCIADO EN BIOLOGÍA

ASESOR DE LA INVESTIGACIÓN

M. Sc. FRANCISCO ANTONIO CHICAS BATRES

JURADO EVALUADOR

M. Sc. ANA MARTHA ZETINO CALDERÓN

MES. OSMÍN POCASANGRE

CIUDAD UNIVERSITARIA, MARZO DE 2014.

AUTORIDADES UNIVERSITARIAS
UNIVERSIDAD DE EL SALVADOR

RECTOR
ING. MARIO ROBERTO NIETO LOVO

SECRETARIA GENERAL
DRA. ANA LETICIA ZAVALA DE AMAYA

FISCAL GENERAL
LIC. FRANCISCO CRUZ LETONA

FACULTAD DE CIENCIAS NATURALES Y MATEMÁTICA

DECANO
M. Sc. MARTÍN ENRIQUE GUERRA CÁCERES

SECRETARIO
LIC. CARLOS ANTONIO QUINTANILLA APARICIO

DIRECTOR ESCUELA DE BIOLOGÍA
LIC. RODOLFO FERNANDO MENJIVAR

DEDICATORIA

A Dios.

Por haberme permitido llegar hasta este punto y haberme dado salud para lograr mis objetivos, además de su infinita bondad y amor.

A mi familia.

Por haberme apoyado en todo momento y por la motivación constante que me ha permitido superarme académicamente.

A mis maestros.

Por su gran apoyo y motivación para la culminación de mis estudios profesionales en las Ciencias Biológicas y en la elaboración y culminación de esta Trabajo de Graduación.

AGRADECIMIENTOS

A mi tutor y asesor M. Sc. Francisco Antonio Chicas Batres agradecer principalmente por su amistad, por compartir sus conocimientos, por sus exigencias académicas, por dedicarle tiempo a mi formación, a la lectura y mejora de este documento.

A M. Sc. Ana Martha Zetino y MES. Osmín Pocasangre por la evaluación, observaciones y comentarios que permitieron mejorar el documento.

A mis amigos Cindy Marín, Sofía Grimaldi, Alexis Martínez, Saúl González, Edwin Cornejo, Xochilt Pocasangre, José Montesinos, Abel Torres, Michelle Recinos, Wendy Hernández y Silvina Suárez que me acompañaron en los viajes de reconocimiento y fase de campo, sin su ayuda no hubiese sido posible obtener estos resultados.

A los Guarda Recursos del Área Natural Protegida La Joya-Barranca de Sisimite, en especial a Numan González y Arami Martínez que participaron en el acercamiento a pescadores locales, captura de peces y toma de mediciones.

A Cáritas San Vicente, Alcaldía Municipal de San Vicente, Synergica S. A. de C. V., Comisión Centroamericana de Ambiente y Desarrollo CCAD, Programa de Monitoreo y Evaluación de la Biodiversidad de Centroamérica PROMEBIO, ESCOTO S.A. de S.V., Universidad Don Bosco, Fundación FUNPROCOOP y MARN por proporcionar facilidades para el desarrollo de este trabajo, tanto en transporte, alojamiento, permisos de recolectas científicas, prestación de equipo y laboratorio.

A mi familia porque nunca hubiese llegado tan lejos sin su apoyo.

ÍNDICE DE CONTENIDO

I.	INTRODUCCIÓN	11
II.	FUNDAMENTO TEORICO	13
2.1	CLASIFICACIÓN ECOLÓGICA DE LOS PECES DE AGUA DULCE.	13
2.2	ESTRUCTURA COMUNITARIAS DE LOS PECES DE AGUA DULCE.	13
2.2.2	MIGRACIÓN.	15
2.2.3	ZONACIÓN BIÓTICA.....	15
2.3	ESTRUCTURA DE TALLAS DE LOS PECES EN LOS SISTEMAS FLUVIALES.	17
2.4	FACTORES AMBIENTALES EN LOS SISTEMAS FLUVIALES.....	18
2.5	IMPACTOS ANTROPOGÉNICOS SOBRE LOS ECOSISTEMAS FLUVIALES.....	19
2.5.1	ALTERACIÓN DEL HÁBITAT.	19
2.5.4	CAMBIO CLIMÁTICO.	22
2.6	ARTES DE PESCA COMO TÉCNICA DE MUESTREO EN ESTUDIOS DE PECES DE AGUA DULCE.	22
2.6.1	ARTES DE PESCA PASIVOS.	22
2.7	ANÁLISIS MULTIVARIADOS COMO HERRAMIENTA DE ESTUDIO EN ECOLOGÍA DE PECES.....	24
2.7.1	ESCALAMIENTO MULTIDIMENSIONAL NO MÉTRICO (NMDS).....	25
2.7.2	ANÁLISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES (ACP).....	27
2.7.3	ANÁLISIS DE CORRESPONDENCIAS CANÓNICA (ACC).....	29
III.	OBJETIVOS	31
3.1	OBJETIVO GENERAL.....	31
3.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	31
IV.	METODOLOGÍA	32
4.1	DESCRIPCIÓN GENERAL DE LA SUBCUENCA DEL RÍO ACAHUAPA.....	32
4.1.1	DISTRIBUCIÓN POBLACIONAL.	32
4.1.2	USO DEL SUELO Y COBERTURA VEGETAL.	32
4.1.3	HUMEDAD RELATIVA Y PRECIPITACIÓN.	33
4.1.4	TEMPERATURA.	33
4.1.5	HIDROLOGÍA.	33
4.2	METODOLOGÍA APLICADA PARA OBTENCIÓN DE DATOS.	33
4.2.1	ÁREA DE ESTUDIO Y PUNTOS DE MUESTREO.	33
4.2.2	TOMA DE PARÁMETROS FÍSICOQUÍMICOS DEL AGUA Y ESTRUCTURA DE HÁBITAT POR PUNTOS DE MUESTREO.....	35
4.2.3	PERIODICIDAD DE LOS MUESTREOS.....	36
4.2.5	TOMA DE DATOS, IDENTIFICACIÓN Y PRESERVACIÓN DE MUESTRAS.	37
4.3	ANÁLISIS DE DATOS.....	37
4.3.1	ÍNDICE DE SHANNON-WIENER Y RIQUEZA ESPECÍFICA.	37
4.3.2	ÍNDICE DE EQUIDAD DE PIELOU.....	38
4.3.3	ÍNDICE DE SIMPSON.	38
4.3.4	ÍNDICE DE JACCARD (Ij).....	38
4.3.5	ANÁLISIS DE ABUNDANCIA DE ESPECIES.	39
4.3.6	CATEGORIZACIÓN DE LA COMUNIDAD DE PECES DE LA SUBCUENCA.	40
4.3.7	FRECUENCIA DE TALLAS DE LAS ESPECIES.	40
4.3.8	ANÁLISIS ESTADÍSTICOS DE FACTORES FÍSICOQUÍMICOS DEL AGUA Y ESTRUCTURA DE HÁBITAT.	40
V.	RESULTADOS.....	43
5.1	COMPOSICIÓN TAXONÓMICA Y ABUNDANCIA DE LA ÍCTIOFAUNA DE LA SUBCUENCA DEL RÍO ACAHUAPA.....	43
5.2	ESTRUCTURA COMUNITARIA DE LA ÍCTIOFAUNA DE LA SUBCUENCA DEL RÍO ACAHUAPA.....	47

5.4	ESTRUCTURA DE TALLAS DE PECES RESIDENTE PERMANENTE Y CÍCLICOS DE LA SUBCUENCA DEL RÍO ACAHUAPA.	50
5.5	CONDICIONES FISICOQUÍMICAS DE LA SUBCUENCA DEL RÍO ACAHUAPA; TEMPERATURA, PH, OXÍGENO DISUELTO, CONDUCTIVIDAD.....	55
5.6	ESTRUCTURA DE HÁBITAT DE LA SUBCUENCA DEL RÍO ACAHUAPA; ANCHO DE RIO, PROFUNDIDAD, VELOCIDAD Y TIPO DE SUSTRATO.	56
5.7	ANÁLISIS DE FACTORES FISICOQUÍMICOS, ESTRUCTURA DE HÁBITAT DE LA SUBCUENCA DEL RÍO ACAHUAPA.	61
5.8	ANÁLISIS DE FACTORES FÍSICO-QUÍMICOS, ESTRUCTURA DE HÁBITAT, ABUNDANCIA Y COMPOSICIÓN DE ESPECIES.	63
VI.	DISCUSIÓN	66
VII.	CONCLUSIONES	74
VIII.	RECOMENDACIONES.....	76
IX.	REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS	77
X.	ANEXOS.....	84

ÍNDICE DE TABLAS

TABLA 1. LOCALIDADES DE MUESTREO GEOREFERENCIADOS PARA LA TOMA DE DATOS EN LA SUBCUENCA DEL RÍO ACAHUAPA. ...	34
TABLA 2. ESPECIES POR FAMILIA CLASIFICADAS SEGÚN SU TOLERANCIA A LA SALINIDAD, SEGÚN SU ORIGEN Y POR PRESENCIA DENTRO DE LOS MUESTREOS EN LA CUENCA ALTA (A), MEDIA (M) Y BAJA (B) EN LOS PRINCIPALES RÍOS DE LA SUBCUENCA DEL RÍO ACAHUAPA, 2011-2012.	45
TABLA 3. TALLA Y VALORES DE KRUSKALL-WALLIS POR ESPECIE DE LA SUBCUENCA DEL RÍO ACAHUAPA, 2011-2012.	52
TABLA 4. PROMEDIOS DE TEMPERATURA, OXÍGENO DISUELTO, PH Y CONDUCTIVIDAD OBTENIDOS EN LA SUBCUENCA EN JUNIO, AGOSTO, NOVIEMBRE DEL 2011 Y FEBRERO, MAYO DEL 2012 EN LA SUBCUENCA DEL RÍO ACAHUAPA, SAN VICENTE.....	56
TABLA 5. PROMEDIOS DE ANCHO DE RÍO, PROFUNDIDAD, VELOCIDAD, ARENA, PIEDRA, HOJAS, RAMAS-TRONCOS Y LIMO OBTENIDOS EN LA SUBCUENCA EN JUNIO, AGOSTO, NOVIEMBRE DEL 2011 Y FEBRERO, MAYO DEL 2012 EN LA SUBCUENCA DEL RÍO ACAHUAPA, SAN VICENTE.	57

ÍNDICE DE FIGURAS

FIGURA 1. SITIOS DE MUESTREO PARA LA TOMA DE DATOS EN LA SUBCUENCA DEL RÍO ACAHUAPA, SAN VICENTE, 2011-2012.	35
FIGURA 2. PORCENTAJE DE ESPECIES POR TOLERANCIA A LA SALINIDAD (A) Y POR PRESENCIA EN LOS MUESTREOS (B) EN LA SUBCUENCA DEL RÍO ACAHUAPA, 2011- 2012.	43
FIGURA 3. RIQUEZA POR CONTRIBUCIÓN DE LOS PECES PERMANENTES, CÍCLICOS Y MIGRATORIOS POR MUESTREO EN LA SUBCUENCA DEL RÍO ACAHUAPA, SAN VICENTE, JUNIO, AGOSTO Y NOVIEMBRE DEL 2011 Y FEBRERO Y MAYO DEL 2012.....	44
FIGURA 4. ABUNDANCIA POR CONTRIBUCIÓN DE LOS PECES PERMANENTES, CÍCLICOS Y MIGRATORIOS POR MUESTREO EN LA SUBCUENCA DEL RÍO ACAHUAPA, SAN VICENTE, JUNIO, AGOSTO Y NOVIEMBRE DEL 2011 Y FEBRERO Y MAYO DEL 2012. .	44
FIGURA 5. RIQUEZA ESPECIFICA (A), ÍNDICE DE SHANNON-WIENER (B), ÍNDICE DE SIMPSON (C), ÍNDICE DE PIELOU (D) POR MUESTREO Y ESTRATIFICACIÓN DE ALTURA DE LA SUBCUENCA DEL RÍO ACAHUAPA, SAN VICENTE, JUNIO, AGOSTO Y NOVIEMBRE DEL 2011, FEBRERO Y MAYO DEL 2012.....	48
FIGURA 6. ANÁLISIS NO MÉTRICO ESCALA MULTIDIMENSIONAL (NMDS) BASADO EN EL ÍNDICE DE JACCARD POR LA COMPOSICIÓN Y DISTRIBUCIÓN ESPACIAL DE LAS ESPECIES REGISTRADAS DENTRO DE LOS MUESTREOS EN LA CUENCA ALTA (▲), CUENCA MEDIA (◆) Y BAJA (▼).	49
FIGURA 7. DISTRIBUCIÓN DE LONGITUD TOTAL (CM) DE <i>AGONOSTOMUS MONTICOLA</i> (A), <i>AMATITLANIA NIGROFASCIATA</i> (B), <i>ASTYANAX AEENEUS</i> (C), <i>POECILIA MARCELLINOI</i> (D), <i>POECILIA GILLII</i> (E) EN LA ELEVACIÓN BAJA (19-185 MSNM), MEDIA (186-352 MSNM) Y ALTA (353-519 MSNM) DE LA SUBCUENCA DEL RÍO ACAHUAPA, SAN VICENTE, RECOLECTADOS EN JUNIO, AGOSTO, NOVIEMBRE DEL 2011 Y FEBRERO Y MAYO DEL 2012.	53
FIGURA 8. DISTRIBUCIÓN DE LONGITUD TOTAL (CM) DE <i>POECILIA SALVATORIS</i> (F), <i>POECILIOPSIS PLEUROSPILUS</i> (G) <i>RHAMDIS GUATEMALENSIS</i> (H) <i>RHAMDIS LATICAUDA</i> (I) Y <i>SICYDIUM MULTIPUNCTATUM</i> (J) EN LA ELEVACIÓN BAJA (19-185 MSNM), MEDIA (186-352 MSNM) Y ALTA (353-519 MSNM) DE LA SUBCUENCA DEL RÍO ACAHUAPA, SAN VICENTE, RECOLECTADOS EN JUNIO, AGOSTO, NOVIEMBRE DEL 2011 Y FEBRERO Y MAYO DEL 2012.....	54
FIGURA 9. PROMEDIOS DE TEMPERATURA (A), PH (B) Y OXÍGENO DISUELTO (C), CONDUCTIVIDAD (D) OBTENIDO EN JUNIO, AGOSTO, NOVIEMBRE DEL 2011, FEBRERO Y MAYO DEL 2012 EN LA SUBCUENCA DEL RIO ACAHUAPA, SAN VICENTE.	58
FIGURA 10. PROMEDIOS DE ANCHO DE RIO (E), PROFUNDIDAD (F) Y VELOCIDAD (G) OBTENIDA EN JUNIO, AGOSTO, NOVIEMBRE DEL 2011, FEBRERO Y MAYO DEL 2012 EN LA SUBCUENCA DEL RIO ACAHUAPA, SAN VICENTE.....	59
FIGURA 11. PORCENTAJES DE SUSTRATOS OBTENIDOS EN LA CUENCA ALTA (I), MEDIA (J) Y BAJA (K) EN JUNIO, AGOSTO, NOVIEMBRE DEL 2011, FEBRERO Y MAYO DEL 2012 EN LA SUBCUENCA DEL RIO ACAHUAPA, SAN VICENTE.	60
FIGURA 12. ANÁLISIS NO MÉTRICO ESCALA MULTIDIMENSIONAL (NMDS) BASADO EN MATRICES DE SIMILITUD POR EL COEFICIENTE DE BRAY-CURTIS POR LOCALIDADES, FACTORES FÍSICOQUÍMICOS Y ESTRUCTURA DE HÁBITAT REPORTADAS DENTRO DE LOS MUESTREOS EN LA CUENCA ALTA (Δ), CUENCA MEDIA (◆) Y BAJA (▼).....	61
FIGURA 13. VARIANZA EXPLICADA PORCENTUAL POR COMPONENTES DEL ANÁLISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES (ACP) DE FACTORES FÍSICOS-QUÍMICOS Y ESTRUCTURA DE HÁBITAT DE LA SUBCUENCA DEL RÍO Y VALORES PROPIOS DE PC1 Y PC2 ACAHUAPA, 2011-2012.	62
FIGURA 14. ANÁLISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES (ACP) COMPARANDO LAS VARIABLES FÍSICO-QUÍMICAS DEL AGUA Y LA ESTRUCTURA DEL HÁBITAT POR ESTRATIFICACIÓN POR ELEVACIÓN; CUENCA BAJA (▼), CUENCA MEDIA (◆) Y CUENCA ALTA (▲) DE LA SUBCUENCA DEL RÍO ACAHUAPA, 2011-2012.	63
FIGURA 15. ANÁLISIS DE CORRESPONDENCIA CANÓNICA (ACC) COMPARANDO LAS VARIABLES FÍSICO-QUÍMICAS DEL AGUA, LA ESTRUCTURA DEL HÁBITAT, ABUNDANCIA DE ESPECIES POR ESTRATIFICACIÓN DE ELEVACIÓN; CUENCA BAJA (▼), CUENCA MEDIA (◆) Y CUENCA ALTA (▲) DE LA SUBCUENCA DEL RIO ACAHUAPA, 2011-2012.	64
FIGURA 16. ANÁLISIS DE CORRESPONDENCIA CANÓNICA (ACC) COMPARANDO LA COMPOSICIÓN Y ABUNDANCIA DE ESPECIES POR ESTRATIFICACIÓN, CUENCA BAJA (▼), CUENCA MEDIA (◆) Y CUENCA ALTA (▲) EN LA SUBCUENCA DEL RIO ACAHUAPA, 2011-2012.	65

RESUMEN

La estructura y distribución de la íctiofauna del río Acahuapa fue analizada en 17 sitios dentro del cauce principal y en ríos afluentes. Los muestreos se realizaron en junio, agosto, noviembre del 2011 y febrero y abril del 2012. Se capturó 6,742 individuos distribuidos en 8 órdenes, 13 familias y 32 especies. El 47% de las especies son secundarios, 41% periféricas y 12% primarias. Según clasificación por presencia se obtuvo el 59% de las especies como migratoria, 31% como estacionales y 10% como residentes. Se compararon tallas de 10 especies con mayor abundancia y dominancia por sitios de muestreo donde se observó diferencias significativas de *Agonostomus monticola*, *Astyanax aeneus*, *Poecilia gillii*, *Poecilia salvatoris*, *Rhamdia guatemalensis*, *Rhamdia laticauda* y *Sicydium multipunctatum* por estratificación de altura. En el caso de *A. monticola* y *S. multipunctatum* se observó diferencia de tallas que responde a comportamientos migratorios dentro de la subcuenca. El Análisis No Métrico de Escala Multidimensional (nMDS) mostró dos notorias agrupaciones por estratificación de altura, donde separa la cuenca baja de la cuenca media y alta con respecto a la composición de especies. Los valores de Análisis de Similitud (ANOSIM) mostró diferencia significativa al comparar la composición de especies de la cuenca media y cuenca baja ($R=0.599$, $p=0.002$) y cuenca baja con cuenca alta ($R=0.544$, $p=0.001$), mientras que la cuenca alta y la cuenca media no se encontró diferencia significativa ($R=0.0002$, $p=0.425$). El Análisis de Componente Principales (ACP) de las variables ambientales representó el 60.40% de la varianza explicada, obtenidos por el componente 1 (35.91%) con los factores de temperatura, oxígeno disuelto, ancho del río, velocidad, profundidad, limo y el componente 2 (24.50%) con los factores de arena, piedra, pH, hojas y ramas-troncos. El Análisis de Correspondencia Canónica (ACC) representó el 55.85% de la varianza explicada en tres asociaciones de especies con las variables ambientales; la primera está formado por *A. aeneus* y *Poecilia marcelinoi*, especies relacionadas con la cuenca alta y valores de temperatura y sustrato de hojas. La segunda está formada por *Amatitlania nigrofasciata*, *Parachromis motaguensis*, *Poeciliopsis pleurospilus*, *P. salvatoris*, *Poecilia bluteri*, *R. laticauda*, *R. guatemalensis* y *S. marmoratus*, especies relacionadas con la cuenca media y sustratos de piedra y rama-troncos y una tercera asociación formada por *Poecilia gillii*, *Anableps dowei*, *Poeciliopsis turrubarensis*, *Awaos banana*, *Gobiomorus maculatus*, *A. monticola*, *S. multipunctatum* y *Dormitator latifrons*, especies relacionadas con la cuenca baja con valores de ancho de río, profundidad, oxígeno disuelto, velocidad y pH.

I. INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas fluviales brindan al ser humano importantes bienes ambientales como el abastecimiento de agua para consumo, producción de alimento, generación de energía hidroeléctrica, navegación, recreación y pesca. Así mismo proveen importantes servicios ecosistémicos al regular el clima y los gases del efecto invernadero a través del ciclo hidrológico y el ciclaje de nutrientes (Welcomme 1992).

Los peces constituyen uno de los taxones más importantes dentro de los ecosistemas fluviales, además de constituir la mayor cantidad de biomasa animal, desempeñan papeles ecológicos relevantes en el flujo energético de la cadena trófica. Es por ello que en los últimos años ha surgido mayor interés por estudiar a este grupo, lo que ha permitido tener mayor comprensión de su historia natural, sus interacciones y relaciones con los factores ambientales (Miller 2009).

Los estudios sobre ecología de peces de agua dulce se han enfocado en determinar el efecto de los factores bióticos y abióticos en las poblaciones. Diferentes autores han determinado que los factores de pH, temperatura, conductividad, oxígeno disuelto, velocidad, ancho de río, profundidad y sustrato juegan un papel importante en la composición, abundancia y distribución de especies en los sistemas fluviales (Schlosser 1991, Welcomme 1992, Matthews 1998). Mientras que otros autores explican que la adición y sustitución de especies a lo largo del sistema fluvial, se debe a la competencia, depredación, reproducción y migración (Wootton 1992, Granado 2000).

En El Salvador los trabajos y contribuciones al conocimiento de la ictiofauna local son escasos, algunos describen la diversidad íctica en los principales lagos, lagunas y embalses del país en el marco de proyectos piscícolas (González 1995, PREPAC 2005), otros se centran principalmente en la identificación de especies dentro de los sistemas fluviales (Hildebrand 1925, Boesemann 1956, Orellana 1992, McMahan *et al.* 2011) sin considerar los factores ambientales como un aspecto que determina la estructura comunitaria de los peces y pocos estudios destacan aspectos ecológicos de las especies como Martínez (2006) que determina patrones de distribución y abundancia de *Atractosteus tropicus* y Castro (1976) que analiza algunas determinaciones físico-químicas del agua con ictiofauna del río Lempa.

Esta falta de información actualizada sobre la ictiofauna local no permite determinar el estado de las poblaciones, así como limita la comprensión de sus múltiples relaciones bajo

condiciones naturales o bajo influencia de factores antropogénicos, lo que dificulta el manejo, protección y conservación de la ictiofauna y sus ecosistemas.

Por tanto, el presente estudio analiza el efecto del pH, temperatura, oxígeno disuelto, conductividad, velocidad, ancho de río, profundidad y tipo de sustrato como factores que producen cambios en la estructura y distribución de los peces de agua dulce de la subcuenca del río Acahuapa. De esta manera se contribuye al conocimiento de un área de estudio poco desarrollada en el país y se establece una línea base para futuras investigaciones en la ictiofauna local y programas de protección y manejo de la subcuenca.

II. FUNDAMENTO TEORICO

2.1 Clasificación ecológica de los peces de agua dulce.

Los peces de agua dulce pueden ser clasificados de acuerdo a niveles de tolerancia a cambios de salinidad en el agua. Myers (1949) los clasificó en tres grandes grupos; peces primarios, como aquellas especies estrictamente de agua dulce que no toleran aguas salobres y se distribuyen de cuenca a cuenca y nunca por vía marítima. Peces secundarios, como aquellas que evolucionaron en agua dulce a partir de grupos marinos que son capaces de tolerar aguas salobres y un tercer grupo que se clasifican como periféricos o de transición que son aquellos peces de origen marino que toleran agua dulce y habitan en ellas de manera esporádica.

Una segunda clasificación se refiere a los diferentes desplazamientos entre agua dulce y agua salada por aspectos de reproducción o búsqueda de condiciones óptimas para su desarrollo. Esta clasificación se subdivide en tres grupos; peces anádromos, catádromos y anfídromos. Donde anádromos son aquellas especies que pasan la mayor parte de su ciclo de vida en mar pero entran a agua dulce para reproducirse, mientras que los catádromos son aquellas especies que pasan la mayor parte de su ciclo de vida en agua dulce y entran a agua salada para su reproducción (Myers 1949) y por último, los anfídromos que son aquellas especies que se mueven entre el mar y agua dulce o viceversa pero no implica causas reproductivas (McDowall 2007).

El uso diferencial de hábitat de los peces en los ecosistemas fluviales han llevado a que diferentes autores los clasifiquen de acuerdo con el uso de hábitat y el tiempo de ocupación dentro del ecosistema, denominándolos como especies visitantes o migratorias, cíclicos y residentes lo cual permite entender el comportamientos de las diferentes poblaciones con respecto a la presencia de las especies dentro de los ecosistemas (Bravo y Yáñez 1979).

2.2 Estructura comunitarias de los peces de agua dulce.

La estructura de las comunidades permite obtener un conocimiento integral de la dinámica de las diferentes poblaciones de peces en un ecosistema. Esta estructura se puede caracterizar evaluando aspectos taxonómicos y atributos cuantitativos como riqueza, abundancia, dominancia y diversidad de especies, así como puede evaluarse de acuerdo a diferentes niveles o criterios como grupo de edades, aspectos conductuales, uso de hábitat o similitudes tróficas (Matthews 1998).

La riqueza es un elemento ecológico que puede variar de acuerdo a la capacidad de las especies de recolonizar, ocupar un espacio o cubrir un nicho ecológico dentro de un ecosistema (Matthews 1998). Estudios dentro de los sistemas fluviales demuestran que existe un incremento de riqueza de especies que va progresivamente desde la cabecera hasta la desembocadura de los ríos. Este aumento de riqueza en las partes bajas de los ríos se debe, en muchos de los casos, por el incremento de factores ambientales como ancho, velocidad y profundidad del río que favorece el incremento de nutrientes y espacio habitable (Vannote *et al.*, 1980).

La influencia que ejercen los parámetros ambientales sobre los peces de agua dulce, ha sido estudiada por diferentes autores. Muchos de ellos concuerdan que factores como pH, oxígeno disuelto, temperatura, conductividad, salinidad y variables de profundidad, ancho, velocidad y tipo de sustrato del río, son los principales componentes que determinan las condiciones ambientales que definen la estructura comunitaria de acuerdo a los ámbitos de tolerancias (Bussing y López 1977, Angermeier y Karr 1983, Pringle *et al.*, 1988, Welcomme 1992, Angermeier y Winston 1998, Matthews 1998, Hoeinghaus *et al.* 2007).

Los factores bióticos como depredación, competencia y reproducción son otros componentes importantes dentro de la estructura comunitaria de los peces en los sistemas fluviales. Diferentes autores describen la relación de estos factores con patrones de abundancia y el uso diferencial de hábitat de las especies dentro de los ecosistemas fluviales (Bussing y López 1977, Bravo y Yáñez 1979, Lyons y Schneider 1990, Schlosser 1991, Welcomme 1992, Matthews 1998).

2.2.1 Competencia y depredación.

Las diferentes interacciones interespecíficas de las comunidades de peces de agua dulce, la composición y proporción de los grupos tróficos tienen un papel importante en la estructura comunitaria y el equilibrio ecológico del ecosistema. Para algunos autores los factores como competencia y depredación son lo suficientemente fuerte para incidir dentro de las comunidades de peces de agua dulce (Jackson *et al.* 2001).

Angermeier y Winston (1998) sostienen que la competencia entre las comunidades de peces de agua dulce no suelen estar saturado y son capaces de soportar altas abundancia y que la competencia no establece saturación a nivel comunitario. Mientras que la depredación demuestra ser un factor que incide en las variaciones de abundancias y composición de especies, así como la distribución de las especies por la preferencia de

hábitat dentro del río por la búsqueda de alimento en el caso de predadores o búsqueda de condiciones de seguridad en el caso de las presas (Angermeier y Schlosser 1989, Matthews 1998).

2.2.2 Migración.

Dentro de la estructura comunitaria de los peces de agua dulce existen diferentes estrategias de supervivencia que se desarrollan en comportamientos y patrones migratorios. Este fenómeno migratorio consiste en desplazamiento a lo largo del río que puede estar relacionado con la búsqueda de mejores condiciones para contrarrestar factores ambientales poco favorables para las especies, búsqueda de alimento, competencia por hábitat o búsqueda de refugio (McDowall 2007).

Existen desplazamientos periódicos que responden a ciclos biológicos específicos de las especies, los cuales obedecen a patrones reproductivos (Groos *et al.* 1988, McDowell 2007). Esta característica es típica de especies anádromas y catádromas que se desplazan entre el mar y agua dulce a lo largo de su ciclo de vida. Las especies anádromas pasan la mayor parte de su ciclo de vida en mar pero entran en agua dulce para reproducirse. Mientras que las especies catádromas pasan la mayor parte de su ciclo de vida en agua dulce entrando en agua salada para su reproducción (Myers 1949).

Los constantes desplazamientos de las especies dentro de los ecosistemas fluviales desarrollan un papel importante dentro del aumento o disminución de las poblaciones y en la adición y sustitución de especies en la estructura comunitaria y la dinámica de los ecosistemas (Bussing y López 1977, Lyons y Schneider 1990, Welcomme 1992, Wootton 1992, Matthews 1998, Granado 2000, Sabater *et al.* 2009).

2.2.3 Zonación biótica.

Los peces de agua dulce son susceptibles a cambios ambientales dentro de los ecosistemas fluviales que restringen o favorecen una distribución diferenciada de especies en un río. Algunos autores hablan de distribución por zonas de acuerdo con el gradiente longitudinal del río, denominado como “zonación biótica”, que permite la organización o asociaciones de especies que están íntimamente relacionado con la geomorfología o discontinuidades de las condiciones abióticas y la estructura del hábitat del río (Schlosser 1991, Welcomme 1992, Matthews 1998).

Esta zonación están determinada por el patrón de comportamiento de las variables de velocidad de la corriente, tipos de fondos, cantidad de oxígeno disuelto, temperatura del agua, luz, establecimiento de la termoclina, vegetación (refugio), y de una manera sistémica, por la presencia de depredadores potenciales, interacciones con otras especies o simplemente por coevolución con el ciclo de ocupación espacial de las presas (Granado 2000).

La zonación biótica permite diferenciar dos principales comunidades de peces; aquellas que habitan en zonas de ritrón o de rápidos adaptadas fisiológicamente para soportar altas corrientes que logran establecerse y desarrollarse en habitas de mayor velocidad con estratos rocoso y aquellas que habitan en zonas de potamón o remansos adaptadas a condiciones menos drásticas de acuerdo a la velocidad del río que presentan una resistencia considerable a la desoxigenación que permanecen a menudo en las aguas estacionarias en los bordes del río en contacto con la vegetación o en las charcas del lecho del río (Welcomme 1992).

Estudios realizados en las zonas tropicales revelan patrones de acumulación gradual de especies dentro del sistema fluvial que se atribuyen a discontinuidades del ecosistema que corresponden a las variaciones del caudal del agua en un río (Vannote *et al.* 1980). Diferentes autores reconocen este factor como determinante en la composición y la distribución de especies dentro de los ecosistemas fluviales (Bussing y López 1977, Angermeier y Karr 1983, Angermeier y Schlosser 1989, Schlosser 1991, Tejerina *et al.* 2005).

Dentro de las discontinuidades normales de hábitat en un río, existen perturbaciones que son considerados por muchos investigadores como un componente importante en la determinación de la estructura y distribución de las especies. Investigaciones sobre la ecología de perturbación en los arroyos se han concentrado en alteraciones en el flujo del agua generada por inundaciones y sequías (Poff 1992, Lake 2000).

En general, los arroyos y ríos tienen flujos estables la mayor parte del tiempo y las perturbaciones que afectan el flujo del agua alteran drásticamente las condiciones estables del ecosistema. Este efecto, conlleva a la destrucción del hábitat, que en muchos de los casos, expone a la biodiversidad, causando mortandad o daños en la estructura comunitaria de un río, sin embargo, puede crear nuevos hábitat que podrán ser colonizados por especies que presente fácil adaptación (Poff 1992, Lake 2000).

Los efectos de las perturbaciones en la distribución de los organismos dependerán de la resistencia y resiliencia de las especies. Una perturbación crea un nuevo patrón de asociación de especies y está fuertemente regulada con la disponibilidad de recursos en el ecosistema. Es por ello, que a nivel de cuenca, la perturbación puede incidir en el funcionamiento del ecosistema y su estudio dentro de la ecología de ríos, debe ser incorporado para un mayor entendimiento de las interacciones biológicas de un río (Lake 2000).

2.3 Estructura de tallas de los peces en los sistemas fluviales.

Las especies desarrollan variaciones de tallas que responden a factores fisiológicos y biológicos de cada una de ellas, sin embargo, existen otros factores que inciden en las variaciones y distribuciones de tallas dentro de un río, muchas de ellas dependen de las características ambientales de los sitios (Matthews 1998).

La disponibilidad de hábitat es un factor importante en las variaciones de tallas de los individuos, ya que existe una relación directa con la disponibilidad de área para su desarrollo, es decir, a mayor área disponible mayor desarrollo de tallas grandes, mientras que a menor área disponible favorece el desarrollo de peces de tallas pequeñas. Por ejemplo, algunos siluriformes en ríos de grandes dimensiones en Norte América y Sur América, permitieron la evolución de peces de grandes tallas, mientras que en ríos cortos y angostos de los trópicos permitieron el desarrollo de especies de tallas pequeñas (Welcomme 1992).

La disponibilidad de alimento es un factor importante dentro de la estructura de talla de las especies dentro de los ecosistemas fluviales, ya que las especies a lo largo de su ciclo de vida desarrollan diferentes hábitos alimenticios acorde a su rol sobre la cadena trófica, lo cual les permite desarrollar el crecimiento y desarrollo de sus cuerpos, por tanto, a mayor disponibilidad de alimento en un hábitat, mayor crecimiento y desarrollo de las especies (Matthews 1998).

Otro factor a considerar es la tasa de longevidad de las especies y diferenciación de edades dentro de las especies. La presencia de adultos reproductores incidirá en la presencia de individuos con tallas mayores, así como la incorporación de individuos jóvenes, incidirá en la presencia de tallas menores (Mathew 1998). También se debe considerar aspectos biológicos como el dimorfismo sexual, que desarrolla diferenciación de tallas por sexo dentro de un mismo grupo taxonómico, lo cual genera variaciones de tallas sobre los individuos (Bussing 2002).

2.4 Factores ambientales en los sistemas fluviales.

Las características fisicoquímicas del agua de los sistemas fluviales están determinada por los elementos del clima del sitio como la temperatura, precipitaciones, humedad, presión atmosférica, viento, nubosidad y evaporación, así como aspectos geológicos que determinan la geomorfología del río, solubilidad de las rocas, cantidad de materiales en suspensión y el tipo de sustrato (Matthews 1998). La importancia de cada uno de estos elementos y la magnitud con la que inciden en las características finales del medio acuático, determinan el tipo de ecosistema en un sitio (Welcomme 1992).

El flujo de caudal es un variable dominante en los sistemas fluviales que influye en diversos aspectos de un río. Uno de ellos es la velocidad de la corriente, el cual es un factor físico que determina la forma del canal, la superficie del sustrato y condiciona el flujo de importantes procesos dentro del ecosistema como el suministro de gases y nutrientes, eliminación de los desechos e influye fuertemente en la estructura física y las fuerzas hidráulicas que operan en el bentos y el hábitats ocupados por gran parte de la biota, así como es importante para las interacciones ecológicas, tasas de transferencia de energía y ciclo de materia (Allan y Castillo 2007).

Las periódicas fluctuaciones de caudal producto de las precipitaciones en los sistemas fluviales, permite una variación con factores ambientales como la temperatura, salinidad, oxígeno disuelto, pH y conductividad por efecto de los cambios en la velocidad de la corriente y arrastre de partículas sólidas. Este fenómeno está íntimamente relacionado con la geomorfología del sitio y los cambios de pendiente que contribuye a procesos de incremento o disminución de la velocidad y determina procesos de erosión y sedimentación a lo largo del sistema (Allan y Castillo 2007).

La temperatura del agua es un factor que está íntimamente relacionado con la temperatura atmosférica del sitio, la cual varía dependiendo del grado de insolación, composición del sustrato, turbiedad, velocidad del caudal, pluviosidad, viento y la cobertura vegetal (Allan y Castillo 2007). Siendo la cobertura vegetal un factor que incide en variaciones de temperatura por factor sombra en los ríos tropicales, que permite bajos valores de temperatura y mantiene uniformidad térmica que la expuesta directamente al sol. Por otro lado, la vegetación flotante, da lugar a variaciones de temperaturas por procesos de evaporación por absorción de luz solar, así como genera condiciones de estratificación térmica al limitar la remoción y enfriamiento del agua por la acción del viento (Welcomme 1992).

La composición iónica del agua está determinada por cambios del régimen de precipitación, la naturaleza del sustrato del río, la evaporación del agua y la cristalización de sales de carbonatos, cloruros o sulfatos (Allan y Castillo 2007). Estos mecanismos rigen la cantidad de carga sólida de partículas que determinan los valores de salinidad, conductividad, oxígeno disuelto y pH del agua. Generalmente en aguas continentales los valores de salinidad no sobrepasan los 0.5 ppm de concentración de sales, arriba de estos valores, se consideran aguas salobres que usualmente se encuentran en localidades conectada con desembocaduras con esteros (Esquivel 2007).

La conductividad por su parte, puede presentar variaciones debido a la cantidad de arrastres de partículas al sistema, la cristalización de sales y la absorción por componentes orgánicos dentro del sistema. Estos efectos combinados tienden a producir conductividades más altas en la estación seca que en épocas de lluvias por la concentración de sales disueltas en el medio. Este conjunto de variaciones ambientales determinan el grado del pH del agua, que por efecto constante de ingreso de sustancias al río, representan un factor limitante para los organismos vivos como los peces, incidiendo en la distribución por tolerancia a las condiciones de acidez del agua (Allan y Castillo 2007).

Del mismo modo, el oxígeno disuelto representa un factor determinante en la distribución de la biota en los sistemas fluviales y dependen de las variaciones de la velocidad del caudal, volumen de la masa hídrica, demanda biológica de oxígeno (DBO), el grado de estratificación térmica, la cubierta vegetal, el desarrollo de fitoplancton y la acción del viento. Es por ello, el oxígeno disuelto está íntimamente relacionado con zonas de rítrón o zonas de rápidos del río, donde sus aguas suelen ser más oxigenadas por la acción del flujo de la corriente del cauce y condiciona el hábitat para ser ocupado por especies evolutiva y morfológicamente adaptados, mientras que en zonas de remansos, pozas o charcas, los valores de oxígeno disminuyen por falta de remoción del agua y solo organismos adaptados a esas condiciones utilizan el espacio como hábitat (Welcomme 1992).

2.5 Impactos antropogénicos sobre los ecosistemas fluviales.

2.5.1 Alteración del hábitat.

La alteración del hábitat físico es la más significativa amenaza para la biodiversidad y el funcionamiento de los ecosistemas en la mayoría de los ríos. Uno de los efectos principales efectos de la degradación del hábitat es la alteración en los flujos del caudal, modificación de las condiciones del hábitat y modificación de la integridad biótica del ecosistema río (Welcomme 1992).

La regulación del flujo de caudal mediante el avenamiento para riego de cultivos y la construcción de grandes represas para la generación de energía eléctrica, afectan la velocidad y el flujo natural del río que conlleva a transformaciones de un ecosistema lótico a un ecosistema léntico. Estos factores tienen fuertes impactos en la estructura de hábitat y factores fisicoquímicos del agua, impactando en la abundancia y composición de las diferentes poblaciones de peces de un río (Welcomme 1992).

El impacto producto de las regulaciones del caudal usualmente inciden en las especies que desarrollan comportamientos migratorios asociado con la reproducción y la alimentación, ya que el cambio de condiciones ambientales no favorecen el desplazamiento entre las conexiones de un río, así como afecta el flujo de nutrientes dentro del ecosistema (Matthews 1998, Allan y Castillo 2007)

Los cambios de uso de suelo para el desarrollo urbano y agrícola es un factor que conlleva la pérdida de la vegetación que acelera los procesos de erosión y sedimentación por el efecto de escorrentía en los sistemas fluviales. Esto afecta la disponibilidad de alimento, despojo de sitios de refugio para las especies y la inutilización de substrato para la reproducción y alimentación de diferentes especies, teniendo como consecuencia alteraciones en la estructura y composición de especies (Wootton 1992).

2.5.2 Contaminación de agua.

La contaminación de los ríos es la problemática más antigua de contaminación ambiental. El aumento de la población que se asienta en las riberas de los ríos, aunado con la actividad agrícola e industrial, han tenido como consecuencia un incremento en los volúmenes de descargas de sustancias orgánicas e inorgánicas de desecho a los cuerpos de agua y el constante transporte de sedimentos, que alteran la calidad química y física de los sistemas fluviales (Welcomme 1992, Allan y Castillo 2007).

La adición de ciertas sustancias, particularmente nitratos y fosfatos, al principio enriquecen las aguas aumentando la productividad del río y estimulan el crecimiento de organismos en el ecosistema, pero el aumento excesivo de sustancias orgánicas e inorgánicas, favorece el afloramiento de organismos nocivos y afecta el equilibrio de los ecosistemas. El excesivo aumento de contaminantes en el agua, puede limitar la capacidad del sistema de satisfacer la demanda biológica de oxígeno, deteriorando rápidamente el ecosistema, perdiendo la capacidad de sustentar la vida (Welcomme 1992, Wootton 1992).

Los efectos de la contaminación en los ríos van desde toxicidad letal que mata a los

organismos, hasta efectos subletales difíciles de detectar, como enfermedades, que alteran el comportamiento de las especies de tal manera que les impiden completar su ciclo de vida normal (Welcomme 1992).

El estado de salud e integridad ecológica de los ríos puede verse afectado en consecuencia de la pérdida de su medio físico natural. La susceptibilidad de las comunidades de peces ante cambios físicos y químicos en el ambiente permite que se consideren como un vector de comunicación útil para las autoridades sobre la necesidad preservar las condiciones ambientales que garantice una buena calidad de los sistemas fluviales y su biodiversidad (Velázquez y Vega 2004, Gutiérrez 2005, Terejina *et al.* 2005).

2.5.3 Introducción de especies exóticas.

La creciente demanda de peces para el consumo humano ha favorecido la introducción de especies exóticas en los diferentes cuerpos de agua, principalmente en lagos, lagunas y embalses alrededor del mundo. Esta acción ha desencadenado diferentes impactos dentro de los ecosistemas que alteran procesos ecológicos por la competencia de espacio y alimento, introducción de parásitos y enfermedades que impactan a las poblaciones nativas y en algunos casos favorece a la hibridación de especies (Allan y Castillo 2007).

En El Salvador, según estudios realizados en los principales cuerpos de agua del país, se consideran a los peces nativos en estado de vulnerabilidad en los principales cuerpos de agua. De acuerdo a los anuarios pesqueros de CENDEPESCA se reporta una disminución de diferentes especies nativas como *Roeboides bouchellei*, *Amphilophus macracanthus*, *Astyanax aeneus*, *Cathorops taylori*, *Atherinella guija*, *Ariopsis guatemalensis*, *Dormitator latifrons* y se registra una predominancia de *O. niloticus*, *O. mossambicus* y *P. managuensis* en la actividad pesquera en lagos y lagunas (González 1995).

La introducción de peces exóticos de manera no controlada en El Salvador ha permitido amplia distribución dentro de los principales ríos, lagos y lagunas, cuyo impacto sobre las especies nativas y endémicas es una de las principales amenazas de conservación de la ictiofauna local, es por ello que el conocimiento de su incidencia en los ecosistemas proporciona un panorama preciso sobre el efecto ecológico de estas introducciones y por tanto permite tomar acciones para su erradicación o en su defecto su manejo (Vázquez 2002).

2.5.4 Cambio climático.

El cambio climático traerá consigo importantes consecuencias para los ecosistemas acuáticos, que tienen efectos inmediatos en los cambios de temperaturas y regímenes de flujo de caudal, cambios en la vegetación de ribera, alteración de la química del agua y las interacciones entre especies (Poff 1992).

La distribución de las especies podría verse afectada por estos cambios de las condiciones ambientales dentro de los ecosistemas, sin embargo dependerá de sus ámbitos de tolerancias fisiológicas, rutas de dispersión y disponibilidad de hábitat que les permita adaptarse a las nuevas condiciones y colonizar nuevos hábitat dentro de los ecosistemas (Poff 1992).

Ahora es generalmente aceptado que los principales impactos del calentamiento global serán en arroyos y ríos. Estos ecosistemas se verán afectados por cambios en el flujo de caudal por eventos puntuales como inundaciones y sequías (Carpenter *et al.* 1992, Ficke *et al.* 2007), por tanto, es esencial tener una clara comprensión de los vínculos entre las variables ambientales y la biodiversidad para desarrollar acciones de conservación y protección de la biodiversidad dulceacuícola (Schlosser 1991, Tejerina *et al.* 2005).

2.6 Artes de pesca como técnica de muestreo en estudios de peces de agua dulce.

La pesca es la captura y extracción de su medio natural de los peces u otras especies acuáticas como crustáceos, moluscos y otros invertebrados. Dentro de la pesca se ejecutan diferentes tipos de artes de pesca, generalmente se clasifican en dos categorías principales: pasivas y activas. Esta clasificación se basa en el comportamiento de la especie objeto de pesca y el arte de pesca. Con los artes pasivos, la captura de peces por lo general se basa en el movimiento de la especie objetivo hacia el arte de pesca, mientras que con los artes activos la captura por lo general involucra una persecución dirigida de la especie objetivo de la pesca (FAO 2005).

2.6.1 Artes de pesca pasivos.

Los artes pasivos en general son el tipo más antiguo de artes de pesca, estos son más apropiados para la pesca a pequeña escala y por lo tanto a menudo son el tipo de artes usados en las pesquerías artesanales. Algunos artes de pesca pasivos se conocen como artes estacionarios ya que no requieren mucho esfuerzo de captura y depende del movimiento

de la especie objeto de la pesca hacia el arte. Entre las más comunes como, redes de enmalle, trasmallos, sedales y anzuelos, líneas de mano, palangre y trampas (FAO 2005).

2.6.2 Artes de pesca activos.

La captura de peces con artes de pesca activos se basa en la persecución dirigida de las especies objeto de la pesca en combinación con diferentes maneras de capturarlas. Entre las más comunes están lanzas y arpones, chinchorros, redes de mano (FAO 2005) y electropesca, este último arte de captura se restringe para estudios de dinámica de población de peces dentro de los sistemas fluviales (Lobón 1991).

2.6.2.1 Electropesca.

La electropesca es un arte de pesca utilizado para fines de investigación científica y hace uso de electricidad para aturdir peces antes de capturarlos. Es un método habitualmente usado para tomar muestras en poblaciones de peces a fin de determinar su abundancia, densidad y especies componentes (Lobón 1991). Cuando se ejecuta correctamente la electropesca, resulta en la ausencia de daño permanente en el pez, el cual regresa a su estado natural en apenas dos minutos luego de haber sido aturdido. Un factor fundamental en electropesca es la potencia producto del voltaje y el amperaje que crea un campo de estímulo del nado controlado del pez (Vicentín *et al.* 2009).

Existen tres clases de equipos de electropesca: tipo mochila, la barcaza para remolcar y los equipos instalados en botes tripulados. Todos los modelos cuentan con dos electrodos que descargan corriente al agua que crea una potencia de alta tensión que contrae los músculos del pez, creando una convulsión muscular no controlada que conlleva el nado del pez hacia el ánodo (Vicentín *et al.* 2009).

En el caso de la electropesca tipo mochila se emplean un transformador elevador de corriente un ánodo localizado al extremo de una vara de 2 m de largo en forma de aro y un cátodo como un cable de acero trenzado de 3 m de largo que se arrastra el operador. Cuando se usa tensión continua pulsada para pescar, la frecuencia del pulso y la intensidad del campo eléctrico influyen fuertemente en el tamaño y la naturaleza del ejemplar a capturar. La conductividad del agua, que es determinada por la concentración de iones, determina la forma y extensión del campo eléctrico y por lo tanto afecta las capacidades del campo para inducir el estado de paralización del pez. En definitiva, la electropesca consiste en la inmovilización del pez en el agua o bien la inducción del nado hacia el ánodo debido a un estímulo eléctrico. La percepción de una u otra respuesta a dicho estímulo

dependerá de diversos factores, entre ellos, del tipo de especies en estudio (Vicentín *et al.* 2009).

La eficiencia de la pesca eléctrica en ambientes tropicales puede ser baja en pozas profundas, esto solo representa un problema en las pozas si la corriente eléctrica utilizada es débil. Así mismo, la efectividad de esta técnica dependerá de factores como la conductividad del agua y la especie objetivo, ya que se reconoce que existen especies que pueden presentar alta resistencia al campo eléctrico como por ejemplo algunos cíclidos. La combinación de las redes y el choque eléctrico ha probado ser esencial en la captura de la fauna acuática, ya que las redes pueden ser tiradas en estas pozas que son potencialmente difíciles de muestrear con el electropescador. La diversificación en las técnicas de muestreo incrementa la confiabilidad sobre la representatividad del mismo (Mazzoni *et al.* 2000).

Es necesario trabajar bajo las primicias de seguridad, es necesario como mínimo dos personas para la desarrollar la acción, cada uno de ellos, deberá utilizar trajes especiales que funcionen como aislante, así como guantes y botas de látex para evitar el contacto directo con el agua en el momento exacto de las descargas al agua para minimizar el riesgo de shock eléctrico de los operarios (Lobón 1991, Vicentín *et al.* 2009).

2.7 Análisis Multivariados como herramienta de estudio en ecología de peces.

El análisis multivariado se refiere a un conjunto de métodos de los cuales pueden analizar relaciones simultáneas entre variables dependientes e independientes. Los análisis multivariados permiten explicar o predecir, mediante análisis de dependencia, una o varias variables denominadas dependientes en términos de otras variables denominadas independientes, así como permite realizar análisis de interdependencia de todas las variables sin distinción de variables dependientes e independientes (García 2008).

Cuando se analizan varias características o variables de un mismo individuo o cuando este es sometido a varios tratamientos, estas variables por lo general están correlacionadas. Una serie de análisis estadísticos univariados realizados separadamente para cada característica puede conducir a interpretaciones erróneas de los resultados, puesto a que se ignora la correlación o interdependencia entre variables (García 2008).

Las técnicas multivariadas son una herramienta muy poderosa que ayuda a los investigadores a dar sentido y explicación a un conjunto de datos grandes, complicados y complejos con una gran cantidad de variables. Muchos métodos multivariados tienden a

ser de naturaleza exploratoria en lugar de confirmatoria, es decir, tienden a explorar y motivar hipótesis en lugar de confirmarlas (García 2008).

En el campo multivariado existen diferentes análisis que depende del enfoque en que se presentan los datos o por el objetivo específico del análisis, uno de ello es la simplificación de la estructura o reducción de los datos, que consiste en representar el universo de estudio en una manera simplificada. Esto mediante la transformación de un conjunto de variables interdependientes en otro conjunto de variables independientes de menor dimensión. Las técnicas que se utilizan con mayor frecuencia son: el análisis de componentes principales, análisis de factores y en análisis de correspondencias múltiples (García 2008).

Una de las dificultades en definir que es el análisis multivariante reside en el hecho de que el término multivariante o multivariado, que no ha sido usado de manera consistente en la literatura. Algunos investigadores usan el término multivariado simplemente para referirse a las relaciones existentes entre más de dos variables. Sin embargo, para que un análisis sea considerado verdaderamente multivariante, todas las variables deben de ser aleatorias y deben de estar interrelacionadas de tal manera que los diferentes efectos no puedan ser interpretados significativamente de manera independiente (García 2008).

Podemos considerar como las principales técnicas multivariantes, las siguientes: Análisis de componentes principales ACP, Análisis discriminante, Análisis Clúster (técnica de agrupación), Análisis de correspondencias, Escalamiento Multidimensional nMDS, Análisis de Correspondencias Canónico ACC, Modelo de Ecuaciones Estructurales (análisis causal), Análisis de la Varianza Multivariado (incluyendo la regresión multivariada) (Cayuela 2010).

A continuación se detalla brevemente tres de ellas con especial atención al análisis de comunidades biológicas aplicadas para el siguiente estudio:

2.7.1 Escalamiento Multidimensional no Métrico (nMDS).

El Escalamiento Multidimensional no Métrico (NMS, MDS, nMDS o nMMDS) es una técnica multivariante de interdependencia que trata de representar en un espacio geométrico de pocas dimensiones las proximidades existentes entre un conjunto de objetos. El nMDS es un método de ordenación adecuado para datos que no son normales o que están en una escala discontinua o arbitraria (Cayuela 2010).

Una ventaja del nMDS frente a otras técnicas de ordenación es que, al estar basada en ámbitos de distancias, tiende a linealizar la relación entre las distancias ambientales y las distancias biológicas basadas en cálculos a partir de una matriz de sitios por especies. Por lo que el nMDS es una técnica ampliamente utilizada en ecología para detectar gradientes en comunidades biológicas (Cayuela 2010), donde cada valor dentro de la matriz se representa de la siguiente manera:

$$\delta_{ij}^2 = (x_i - x_j)'(x_i - x_j)$$

$$\delta_{ij}^2 = \sum_{\alpha=1}^p (x_{i\alpha} - x_{j\alpha})^2$$

Donde

δ_{ij}^2 = Distancia de disimilaridad entre la variable j del individuo i .

La bondad de este análisis, es que se puede utilizar el valor del stress para aceptar el modelo planteado, mientras mayor sea la diferencia entre las disparidades y las distancias, mayor será el stress y por tanto peor será el modelo y se representa de la siguiente manera:

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

Donde

δ_{ij} = Disimilaridad de distancia euclídeas entre la variable j del individuo i .

d_{ij} = Configuración dimensional de n datos.

Su valor mínimo es 0, mientras que su límite superior para n estímulos es $1 - (2/n)$. Se sugiere las siguientes interpretaciones del Stress para el análisis del modelo, valores por encima de 0.2 se consideran pobres, por encima de 0.1 aceptables, arriba de 0.05 buenos, arriba de 0.025 aceptables y valores iguales a 0.0 excelente (Cuadras 2007).

El nMDS se implementa de la siguiente forma:

1. Se calcula la matriz de disimilaridad X a partir de la matriz de datos de sitios x especies. Esta matriz nos indica como de iguales son cada par de sitios utilizando para ello la similaridad entre sus especies. Cuando se trata de datos biológicos la distancia más usada es la distancia de Sorensen (Bray-Curtis) en vez de la distancia Euclídea.

2. Se asignan los sitios (unidades muestrales) a una configuración inicial aleatoria en un espacio k-dimensional (donde k es el número de especies), aunque en realidad, la ordenación se va a realizar principalmente sobre unas pocas dimensiones (2 o 3).
3. Se calculan las distancias sobre este nuevo espacio geométrico y se calcula una matriz de distancia Y.
4. Se comparan las matrices de distancia X e Y y se mide como son de parecidas entre ellas (stress).
5. A partir de la configuración inicial, se reasignan los sitios (unidades muestrales) para reducir las distancias con la matriz X.
6. Se repite este proceso de manera iterativa hasta que se consigue una solución óptima en donde la matriz de distancias Y es muy parecida a la matriz de distancias X esto minimiza el stress.

La ventaja del nMDS es que nos permite, al igual que el PCA, reducir la dimensionalidad de nuestros datos originales. El resultado de la ordenación se puede visualizar en un gráfico de ordenación. Posteriormente podemos relacionar los ejes resultantes de dicha ordenación con distintas variables ambientales para determinar de manera indirecta el efecto de estas sobre la matriz de sitios por especies. En ecología se utiliza típicamente esta técnica para analizar datos de comunidades biológicas (matriz de sitios por especies) también se puede aplicar a otro tipo de datos, como por ejemplo múltiples variables fisicoquímicas medidas en distintos cuerpos de agua de ríos, embalses, pantanos (Cayuela 2010).

2.7.2 Análisis de Componentes Principales (ACP)

El Análisis de Componentes Principales (ACP) es una técnica estadística de síntesis de la información, o reducción de la dimensión del número de variables. Es decir, ante un conjunto de datos con muchas variables, el objetivo es reducir a un menor número de variables perdiendo la menor cantidad de información posible. Los nuevos componentes principales o factores serán una combinación lineal de las variables originales, y además serán independientes entre sí (Cayuela 2010).

Las componentes principales son un conjunto de variables compuestas incorrelacionadas tales que unas pocas explican la mayor parte de la variabilidad (Cuadras 2007). El análisis de componentes principales se aplica a tablas rectangulares de los valores de cada componente, donde las columnas representan a las variables, las cuales son de tipo cuantitativo y las filas representan a los individuos, cada punto obtenido de la intersección de esta matriz se refleja de la siguiente manera:

$$X_{ij} = a_{i1}(Z_{1j}) + \dots + a_{ik}(Z_{kj})$$

$$X_{ij} = \sum_{s=1}^k a_{is}(Z_{sk})$$

Donde

X_{ij} = Puntuación de componente principal de la variable j del individuo i .

a = son los coeficientes de las variables en cada uno de los sujetos de la muestra.

Z = son los valores estandarizados que tienen las variables en cada uno de los sujetos de la muestra.

Un aspecto clave en ACP es la interpretación de los factores, ya que esta no viene dada a priori, sino que será deducida tras observar la relación de los factores con las variables iniciales, es decir, habrá que estudiar tanto el signo como la magnitud de las correlaciones. Esto no siempre es fácil, y será de vital importancia el conocimiento que el experto tenga sobre la materia de investigación (Cayuela 2010).

Fases de un Análisis de Componentes Principales:

1. Análisis de la matriz de correlaciones o matriz de covarianza. Se utiliza análisis basado en matriz de correlación, cuando los datos no son dimensionalmente homogéneos o el orden de magnitud de las variables aleatorias medidas no es el mismo. Mientras que el análisis basado en la matriz de covarianzas, se utiliza cuando los datos son dimensionalmente homogéneos y presentan valores medios similares. Un análisis de componentes principales tiene sentido si existen altas correlaciones entre las variables, ya que esto es indicativo de que existe información redundante y por tanto, pocos factores explicaran gran parte de la variabilidad total.
2. Selección de los factores. La elección de los factores se realiza de tal forma que el primero recoja la mayor proporción posible de la variabilidad original, el segundo factor debe recoger la máxima variabilidad posible no recogida por el primero, y así sucesivamente. Del total de factores se elegirán aquellos que recojan el porcentaje de variabilidad que se considere suficiente. A estos se les denominara componentes principales. Esta decisión puede ser más o menos arbitraria (por ejemplo datos superiores o próximos del 80% de la variabilidad de los datos) o estar basada en criterios estadísticos.
3. Análisis de la matriz factorial. Una vez seleccionados los componentes principales, se representan en forma de matriz. Cada elemento de esta representa los coeficientes factoriales de las variables (las correlaciones entre las variables y los componentes principales). La matriz tendrá tantas columnas como componentes principales y tantas las como variables.

4. Interpretación de los factores. Para que un factor sea fácilmente interpretable debe tener las siguientes características, que son difíciles de conseguir: Los coeficientes factoriales deben ser próximos a 1, una variable debe tener coeficientes elevados solo con un factor, no deben existir factores con coeficientes similares.
5. Calculo de las puntuaciones factoriales. Son las puntuaciones que tienen los componentes principales para cada caso, que nos permitirán su análisis posterior y su representación gráfica.

2.7.3 Análisis de Correspondencias Canónica (ACC).

El Análisis de Correspondencias Canónica (ACC) es una técnica multivariante que permite representar en un espacio geométrico de pocas dimensiones las proximidades existentes entre un conjunto de objetos condicionado por una serie de variables predictoras. El ACC es una técnica de ordenación restringida, lo que significa que la ordenación de los objetos representa solamente la estructura de los datos que maximiza la relación con una segunda matriz de variables predictoras. Normalmente el ACC relaciona dos matrices: la matriz de variables dependientes, por ejemplo una matriz de sitios por especies y la matriz de variables independientes, por ejemplo una matriz de variables ambientales (Greenacre 2008). La relación entre ambas matrices se hace por medio de técnicas de regresión multivariante que se expresa de la siguiente manera:

$$p_{ij} = r_i c_j \left(1 + \sum_{k=1}^k \sqrt{\lambda_k} \phi_{ik} \gamma_{jk} \right)$$

Donde

p_{ij} = Matriz de correspondencias de la variable j del individuo i .

$r_i c_j$ = Masas de filas y columnas de la variable j del individuo i .

$\lambda_k \phi_{ik} \gamma_{jk}$ = Contribuciones de las inercias principales.

Cuando se utiliza ACC es importante tener en cuenta lo siguiente:

1. El CCA incluye la aplicación de técnicas de regresión y por tanto todos los supuestos y consideraciones de los modelos lineales han de ser tenidos en cuenta.
2. A medida que el número de variables ambientales aumenta con respecto al número de observaciones (muestras), el resultado del ACC se hace más dudoso, independientemente de que las relaciones observadas sean aparentemente fuertes.
3. Los usuarios de esta técnica han de tener en cuenta que su interpretación no supone una descripción de los datos de la matriz de variables dependientes, sino más bien, una descripción de la estructura de los datos que está relacionada con las variables predictores.

En el CCA, la variabilidad explicada por los ejes de ordenación está representada por el término inercia. Hay una inercia total que representará la variabilidad total de los datos y una devianza de la ordenación restringida que informa de la parte de la variabilidad total explicada por las variables predictoras en el CCA. Asimismo es interesante ver qué proporción de dicha variabilidad queda explicada por cada uno de los ejes del CCA, teniendo en cuenta que habrá tantos ejes como variables predictoras incluyamos en el modelo, si bien generalmente la mayor parte de la variabilidad va a quedar resumida en los 2 o 3 primeros ejes (Cayuela 2010).

III. OBJETIVOS

3.1 Objetivo general

Caracterizar la estructura y distribución de la íctiofauna de la subcuenca del río Acahuapa, San Vicente, El Salvador.

3.2 Objetivos específicos

1. Describir la composición de la íctiofauna en los principales ríos de la subcuenca del río Acahuapa.
2. Determinar la estructura (riqueza específica, equidad, dominancia) y distribución espacial de la íctiofauna en los principales ríos de la subcuenca del río Acahuapa.
3. Comparar frecuencias de tallas (Longitud Total LT) de la íctiofauna con la distribución en los principales ríos de la subcuenca del río Acahuapa.
4. Analizar la influencia de los factores fisicoquímicos de pH, Conductividad, Oxígeno Disuelto, Temperatura del agua con la estructura y distribución de la íctiofauna de la subcuenca del río Acahuapa.
5. Analizar la influencia de la estructura del hábitat (velocidad de la corriente, profundidad, ancho del río y sustrato del río) con la estructura y distribución de la íctiofauna de la subcuenca del río Acahuapa.

IV. METODOLOGÍA

4.1 Descripción General de la Subcuenca del río Acahuapa.

El Salvador tiene una extensión superficial aproximadamente de 21,041 km² y cuenta con 11 regiones hidrográficas principales. La más importante desde el punto de vista social, económico y ambiental es la cuenca del río Lempa con un área total de 18,240 km², de estos, 10,215 km² (56%) se encuentran en El Salvador que abarca el 48.6 % del territorio nacional y se disponen el 68 % de las aguas superficiales para el país (FAO 2000).

La cuenca del río Lempa dentro de su extensión posee diferentes afluentes de menor tamaño, una de ellas es la subcuenca del río Acahuapa, ubicado en la zona Paracentral del Departamento de San Vicente, con una extensión superficial de 238.88 km² (Hernández *et al.* 2010). Tiene una elevación promedio de 1,110.87 msnm; con una cota máxima aproximada de 2,181.74 msnm y una mínima aproximada de 15 msnm. La pendiente que corresponde a la cuenca alta es del 50% en los Municipios de Guadalupe, Verapaz, Tepetitán y San Cayetano Istepeque y la pendiente en la cuenca baja o zona de descarga del río es de 15% en los Municipios de San Vicente, Apastepeque, San Esteban Catarina y Santa Clara. Por la forma que presenta la Subcuenca, se clasifica como irregular y su caudal estimado de descarga de 0.4 metros cúbicos por segundo, su cauce tiene una longitud total de 33 Km (González *et al.* 2004).

4.1.1 Distribución Poblacional.

Dentro de la subcuenca del río Acahuapa se encuentran 198,816 habitantes, distribuidos en la Zona Urbana (27.8 %) y Rural (72.2 %). Los Municipios de mayor importancia de concentración de habitantes en la Zona Urbana son: Tepetitán, San Cayetano Istepeque, San Vicente y Apastepeque, en cuanto a los Municipios que tienen mayor influencia de habitantes en la Zona Rural son: Santa Clara, San Esteban Catarina, Verapaz y Guadalupe, San Lorenzo y Tecoluca (DIGESTYC 2007).

4.1.2 Uso del Suelo y Cobertura Vegetal.

La mayor parte del territorio de la subcuenca del río Acahuapa es de uso ganadero y agrícola, que incluye cultivos de café, caña de azúcar, frutales, hortalizas y granos básicos. Dentro de la subcuenca se ubica el Área Natural Protegida La Joya-Barranca de Sisimico como área de conservación más importante del Departamento de San Vicente, su extensión es de 1,121 Ha y está inmersa en la Zona de Vida Bosque Húmedo Subtropical (caliente), y

la vegetación que presenta es de sucesión secundaria y de comunidad de barranca, con una vegetación típica de selva baja caducifolia. Corresponde al Gran Paisaje de la Fosa Central (González *et al.* 2004).

4.1.3 Humedad Relativa y precipitación.

La humedad relativa de la subcuenca del río Acahuapa oscila entre 67% y 82% y su precipitación oscila entre los 10 y 300 mm. El comportamiento de la precipitación a lo largo del año experimenta altas y bajas, ascendiendo en los meses de abril a junio, donde se obtiene valores de 250 mm de lluvia, en este mismo mes de junio, desciende hasta llegar a julio, donde se obtienen valores de 235 mm. En el mes de agosto inicia un incremento de los valores de precipitación hasta alcanzar su pico máximo en septiembre de 300 mm y es en este mismo mes la precipitación comienza descender gradualmente hasta llegar a los 10 mm en diciembre (SNET 2012).

4.1.4 Temperatura.

La temperatura ambiente oscila entre 18-38 °C y varía de acuerdo con la altura (msnm) y los meses del año. La temperatura máxima de 38 °C se alcanza en marzo y abril en la parte baja de la subcuenca. Mientras que las temperaturas mínimas oscila entre 18-20 °C en enero y febrero, tanto en la parte media y alta de la subcuenca (SNET 2012).

4.1.5 Hidrología.

De acuerdo con los cuadrantes de Levantamiento General de Suelos de la República de El Salvador: 2457-III Cojutepeque, 2457-IV San Vicente, 2457-II río Titihuapa y 2457-I Puente Cuscatlán, el sistema principal de drenaje está constituido por el río Acahuapa y todos sus afluentes teniendo entre los de mayor importancia los siguientes ríos: San Felipe, La Joya Caliente, Sisimico, Tiembla Tierra, Amapupulta, Ismataco, Antón Flores, Istepeque, Tepetitán, San Cristóbal, Río Frío, Achichilco, Ismataco, Tempates y Agua Caliente (González *et al.* 2004).

4.2 Metodología aplicada para obtención de datos.

4.2.1 Área de estudio y puntos de muestreo.

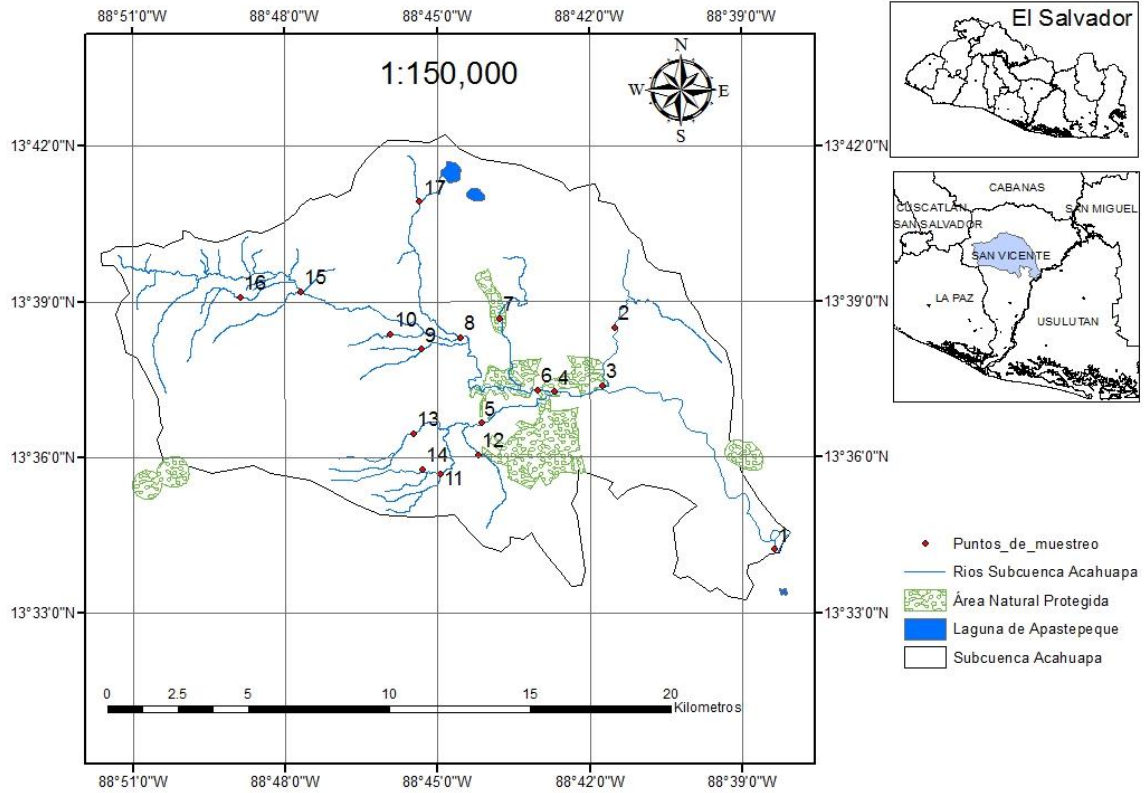
El estudio se llevó a cabo en los principales ríos de la subcuenca del río Acahuapa, departamento de San Vicente, El Salvador (Figura 1). Los muestreos se realizaron en 17 localidades a lo largo de la subcuenca; seis puntos fueron ubicados en el cauce principal y

11 puntos en pequeños ríos afluentes (Figura 1 y tabla 1). Se estableció tres estratos de referencia por clasificación de altura (msnm) de la subcuenca denominados: cuenca baja (19-185 msnm), media (186-352 msnm) y alta (353-519 msnm). Se estableció 7 localidades en cuenca baja, 7 localidades en la cuenca media y 3 localidades en la cuenca alta. Los sitios escogidos corresponden a desembocaduras y conexiones entre los ríos que abarcan sectores de rápidos y lentos con variedad de sustratos a lo largo del sistema.

En cada uno de los sitios se determinó el ancho a partir del promedio de 3 mediciones y se estableció un ajuste de ancho-longitud que permitió determinar el largo del segmento de muestreo; ríos con ancho menores o iguales a 2 metros se muestrearon 50 metros lineales, anchos entre 2 a 5 metros se muestrearon 75 metros lineales, anchos entre 5 a 10 metros se muestrearon 100 metros lineales, anchos entre 10 a 20 metros se muestrearon 200 metros lineales, anchos entre 20 a 30 metros se muestrearon 300 metros lineales y anchos superiores a 30 metros se muestrearon 400 metros lineales (Matamoras *et al.* 2011). Cada uno de los sitio fue georeferenciado con un GPS (Garmin Serie eTrex HC).

Tabla 1. Localidades de muestreo georeferenciados para la toma de datos en la Subcuenca del Río Acahuapa.

N	RIOS	PUNTOS DE GPS		SEGMENTO		ALTURA	
		LATITUD NORTE	LATITUD OESTE	ANCHO (m)	LARGO (m)	(msnm)	
1	Acahuapa-Lempa	13°34'12.64"	-88°38'21.68"	23.10	300	19	CUENCA BAJA
2	San Felipe	13°38°29.27"	-88°41'30.35"	9.56	100	137	
3	Acahuapa	13°37'21.89"	-88°41'44.73"	19.42	200	95	
4	Acahuapa	13°37'14.97"	-88°42'41.57"	11.68	200	115	
5	La Joya Caliente	13°36'39.17"	-88°44'08.36"	11.75	200	184	
6	Acahuapa	13°37'17.42"	-88°43'1.4"	15.17	200	110	
7	Sisimico	13°38'39.93"	-88°43'45.91"	10.27	200	177	
8	Acahuapa	13°38'18.17"	-88°44'33.11"	5.39	100	267	CUENCA MEDIA
9	San Cristóbal	13°38'4.27"	-88°45'19.01"	7.27	100	301	
10	Amapupulta	13°38'21.42"	-88°45'55.16"	5.20	100	314	
11	Grande	13°35'40.51"	-88°44'56.22"	4.18	75	325	
12	Frío	13°36'2.29"	-88°44'11.55"	4.30	75	351	
13	Achichilco	13°36'26.63"	-88°45'28.41"	3.86	75	341	
14	Tempates	13°35'45.23"	-88°45'17.37"	4.61	75	348	
15	Acahuapa	13°39'11.11"	-88°47'40.95"	8.26	100	419	CUENCA ALTA
16	Istepeque	13°39'04.45"	-88°48'52.63"	9.59	100	519	
17	Ismataco	13°40'54.69"	-88°45'20.69"	4.23	75	509	



Elaborado por: Samuel Álvarez

Figura 1. Sitios de muestreo para la toma de datos en la Subcuenca del Río Acahuapa, San Vicente, 2011-2012.

4.2.2 Toma de parámetros fisicoquímicos del agua y estructura de hábitat por puntos de muestreo.

Se tomaron medidas de los parámetros físico-químicos del agua con una sonda multiparámetros marca YSI modelo 8510. En cada sitio de muestreo se dividió en tres tramos equidistantes denominados; parte alta, media y baja. Se realizaron tres réplicas de las mediciones de pH, Conductividad (uS), Oxígeno Disuelto (mg/l), Temperatura (°C) en cada tramo del segmento, obteniendo 9 valores de cada una de las mediciones por sitio.

Con respecto a la estructura de hábitat, se tomaron datos de velocidad de la corriente (m/s), profundidad (m), ancho del río y cobertura de sustrato del río (%) dentro del área de los segmentos de muestreo. La velocidad de la corriente, profundidad, ancho de río y la cobertura de sustrato fueron medidas 3 veces dentro del segmento de muestreo en tres

tramos equidistantes, obteniendo 9 valores de cada uno de los parámetros medidos, a partir de ello se estimaron datos promedios de cada uno de los valores. Las mediciones de ancho y profundidad se realizaron con una cinta métrica y los valores de velocidad fueron estimados en base a la fórmula de velocidad ($v=d/t$) y con ayuda de un velocímetro.

Se tomaron porcentajes de cobertura de sustrato de arena, piedra, hojas, ramas-troncos, limo en cada segmento de muestreo. Se realizaron tres tomas de datos en los tres tramos equidistantes del segmento. Para ello se utilizó un cuadrante de 100 cuadros de 4 cm x 4 cm cada uno y se contabilizó el número de cuadros que cubría los diferentes tipos de sustratos y a partir de ello se estimó el porcentaje promedio de cada sustrato por cada uno de los segmentos de muestreo.

4.2.3 Periodicidad de los muestreos.

Se realizaron visitas de campo en los meses de junio, agosto, noviembre de 2011 y febrero y mayo del 2012, abarcando época seca y lluviosa. En la ejecución de los muestreos participó personal de Guarda Recursos, pescadores locales, representantes de organizaciones sociales y colaboradores de la investigación.

4.2.4 Artes de pesca y estandarización del método de captura de las especies.

Se utilizó pesca eléctrica como método de captura principal para fines de estandarización de los muestreos y como métodos complementarios se utilizaron redes de mano, atarraya y chinchorros. Se utilizó un electropescador profesional SAMUS 725 MP adaptado para pesca en ríos y riachuelos, alimentado por una batería de 24 V. La corriente y el voltaje fueron reguladas por el electropescador y se consideró los valores de conductividad obtenidos de los parámetros fisicoquímicos del agua de cada sitio de muestreo.

Los barridos se realizaron en sentido contrario de la corriente del río dentro de los segmentos de muestreo. Se requirió la participación de cinco personas para realizar las capturas: una que operó el ánodo y las otras cuatro que capturaron los peces con una pequeña red de mano. Para cada muestreo se siguió las premisas de seguridad de la pesca eléctrica establecidas por Lobón (1991), Sostoa *et al.* (2005) y Pardo *et al.* (2010) como el uso de trajes de vadeo y materiales aislantes para evitar daños físicos en el personal y deterioro del equipo de electropesca obtenido.

4.2.5 Toma de datos, identificación y preservación de muestras.

Las especies fueron capturadas y colocadas en recipientes con agua del mismo río para ser identificadas mediante la observación directa de cada individuo haciendo uso de claves taxonómicas de Bussing (2002) y Miller (2009). Se determinó la longitud estándar (cm) utilizando un ictiómetro y un pie de rey de 1mm de precisión, para su posterior liberación, a excepción de aquellas especies que no fueron de fácil identificación o fueron para uso de la colección científica que fueron preservados en alcohol al 70% y fueron depositados en la Colección Científica de Peces del Museo de Historia Natural de la Escuela de Biología de la Universidad de El Salvador y en el Museo de Historia Natural de El Salvador.

4.3 Análisis de datos.

Para el análisis de datos se utilizaron estadísticos descriptivos e índices ecológicos, posteriormente estos fueron registrados y ordenados en tablas y gráficas, para ello se utilizaron hojas de cálculo electrónica.

4.3.1 Índice de Shannon-Wiener y Riqueza Específica.

Para analizar la diversidad de especies dentro de la subcuenca, se utilizó el índice de Shannon-Wiener. Este índice permitió conocer la diversidad dentro de la comunidad de peces por localidades y por muestreo, donde se conoce el número total de especies “S” y su valor es máximo cuando dentro de una muestra todas las especies son igualmente abundantes y su valor decrece cuando las abundancias entre las especies son desiguales (Magurran 1988), obtenido con la siguiente fórmula:

$$H' = -\sum p_i(\ln)p_i \quad (1)$$

Dónde:

H' = Diversidad de especies bajo condiciones de igualdad.

p_i = Número de especies de la comunidad.

\ln = Logaritmo natural base 10.

$\sum p_i$ = Sumatoria de número de especies de la Comunidad.

De esta forma, el índice contempla la cantidad de especies presentes en el área de estudio como riqueza específica y la cantidad relativa de individuos de cada una de esas especies (abundancia). Donde la riqueza específica “S”, es el cálculo más simple de diversidad, que corresponde al número total de especies registradas por localidad de estudio.

4.3.2 Índice de Equidad de Pielou.

Para cuantificar el componente de equitabilidad de la diversidad se aplicó el índice de Pielou (J'). Mide la proporción de la diversidad observada con relación a la máxima diversidad esperada. Su valor va de 0 a 0.1, de forma que 0.1 corresponde a situaciones donde todas las especies son igualmente abundantes (Magurran 1988).

$$J' = \frac{H'}{\ln(S)} \quad (2)$$

Dónde:

J' = Proporción de la diversidad observada con relación a la máxima diversidad esperada oscilan entre 0 y 1.

H' = Valor obtenido con la aplicación del índice de Shannon-Wiener.

S = El número total de especies del sitio.

4.3.3 Índice de Simpson.

El índice de Simpson determinó la dominancia de especies durante los muestreos tomando en cuenta la representatividad de las especies de mayor importancia. Expresa la probabilidad que dos individuos, tomados al azar, de una misma muestra sean la misma especie, prestando poca importancia a las especies poco frecuentes. La gama de valores va de 0 (baja), hasta un máximo de $(1 - 1/S)$, donde "S" es el número de especies (Magurran 1988).

$$\lambda = \sum p_i^2 \quad (3)$$

Dónde:

λ = Dominancia.

p = abundancia proporcional de la especie.

i = el número de individuos de la especie i dividido entre el número total de individuos de la muestra.

4.3.4 Índice de Jaccard (I_j).

La distribución se determinó mediante pruebas de agrupación de descriptores binarios, presencia-ausencia, de la diversidad de especies por punto de muestreo de la subcuenca distribuidos por elevación. Se aplicó para ello un índice de disimilaridad utilizando el análisis de Escalamiento Multidimensional No-métrico (nMDS), para ello se utilizó una matriz de disimilaridad de los sitios de muestreo por datos de presencia y ausencia de las especie.

Posteriormente se aplicó el Análisis de Similitudes (ANOSIM) para comparar los grupos establecidos y detectar diferencias entre ellos. Este análisis se basa en la relación no lineal entre la disimilaridades y distancias en el plano cartesiano partiendo de distancias euclidianas. El índice de Jaccard (I_j) permitió conocer y expresar la distribución por el grado disimilaridad entre los sitios por la presencia de especies presentes en ellas (Magurran, 1988), definido por:

$$I_j = \frac{c}{(a+b-c)} \quad (4)$$

Donde

a = número de especies presentes en el sitio A.

b = número de especies presentes en el sitio B.

c = número de especies presentes en ambos sitios A y B.

4.3.5 Análisis de abundancia de especies.

Se determinó las abundancias de las especies en los diferentes sitios de muestreo, tomando en cuenta el número de veces que aparece las especies en los muestreos. La frecuencia relativa, determinada por el cociente entre la frecuencia absoluta y el tamaño de la muestra, permitió determinar abundancia relativa de la especie respecto a la abundancia total (Magurran, 1988). Descrita a continuación como:

$$Fr = \frac{\sum fe}{\sum fte} \quad (5)$$

Donde

Fr = Frecuencia Relativa.

$\sum fe$ = Frecuencia de presencia de cada especie por muestreo.

$\sum fte$ = Número total de muestreos.

Cálculo de la Frecuencia Relativa Porcentual, el cual se realizó con los valores obtenidos de Frecuencia Relativa por 100%, utilizando la siguiente fórmula:

$$Fr\% = (Fr)100\% \quad (6)$$

Donde:

$Fr\%$ = Frecuencia Relativa Porcentual.

Fr = Valor obtenido de Frecuencia Relativa para cada especie.

4.3.6 Categorización de la comunidad de peces de la subcuenca.

Con los datos anteriores, se realizó análisis y categorización de distribución de la comunidad de peces de acuerdo con su origen y frecuencia de aparición en los muestreos. Se utilizó la clasificación de los peces de acuerdo a su tolerancia a la salinidad propuesta por Meyer (1949), clasificándolos en peces primarios, secundarios y periféricos.

Con base a la frecuencia de ocurrencia en los sitios de muestreo se realizó un arreglo comunitario de comunidades de peces propuesto por Bravo y Yáñez (1979), se asignó las siguientes categorías:

Visitantes ocasionales o migratorias las especies con frecuencia $\leq 30\%$.

Estacionales o cíclicas aquellas especies con frecuencia $\leq 31 - 70\%$.

Residentes permanentes las especies con frecuencia $\leq 71 - 100\%$.

4.3.7 Frecuencia de tallas de las especies.

La distribución de frecuencias de la Longitud total (LT) de los individuos de cada especie se comparó por estratificación de la cuenca alta, media y baja. Solo se consideraron las especies con frecuencia superiores o iguales a 31% (especies residentes permanentes y cíclicas estacionales). Los datos obtenidos fueron analizados con gráficos de cajas y bigotes por estratificación, a fin de observar la distribución de tallas a lo largo del sistema. Para determinar si existieron diferencias de talla por estratificación se aplicó el análisis de Kruskal-Wallis.

$$K = (N - 1) \frac{\sum_{i=1}^g n_i (\bar{r}_i - r)^2}{\sum_{i=1}^g \sum_{j=1}^{n_i} (\bar{r}_{ij} - r)^2} \quad (7)$$

Donde:

n_i = Número de observaciones en el grupo i .

r_{ij} = Ámbito (entre todas las observaciones) de la observación j en el grupo i .

N = Número total de observaciones entre todos los grupos \bar{r}_i .

4.3.8 Análisis estadísticos de factores fisicoquímicos del agua y estructura de hábitat.

Haciendo uso de paquetes estadísticos, se realizó un análisis de Escalamiento Multidimensional No-métrico (nMDS) con los factores ambientales y fisicoquímicos del

agua de pH, conductividad, oxígeno disuelto, temperatura, velocidad de la corriente, profundidad, anchura máxima y cobertura de sustrato de piedra, arena, ramas-tronco, limo y hoja. Se elaboró una matriz de similitud con el coeficiente de Bray-Curtis para observar similitudes entre los sitios con respecto a sus factores. Posteriormente se aplicó el Análisis de Similitudes (ANOSIM) para comparar los grupos para detectar diferencias entre los grupos.

Se realizó un Análisis de Componentes Principales (ACP) utilizando el corte de Jolliffe (coeficiente de correlación = 0.7) para determinar el grado de incidencia o relación entre cada uno de los factores de temperatura, pH, conductividad, oxígeno disuelto, velocidad de la corriente, profundidad, anchura máxima y cobertura de sustrato de piedra, arena, ramas-tronco, limo y hoja. Se normalizaron los datos mediante la transformación logarítmica $\log_{10} = (x + 1)$ previo Análisis de Componentes Principales (ACP) dado a que las variables en estudio presentan unidades de medición diferentes. Se utilizó una matriz de coeficiente de correlación entre cada una de las variables que permitió observar relaciones entre las variables que no son independientes entre sí. Se determinó los valores de ACP con base a una medida de varianza explicada por los vectores propios correspondientes de los componentes principales. El Análisis de Componentes Principales (ACP) se describe bajo la siguiente fórmula general (Cuadras 2007):

$$X_{ij} = a_{i1}(Z_{1j}) + \dots + a_{ik}(Z_{kj})$$

$$X_{ij} = \sum_{s=1}^k a_{is}(Z_{sj}) \quad (7)$$

Donde

X_{ij} = Puntuación de componente principal de la variable j del individuo i .

a = son los coeficientes de las variables en cada uno de los sujetos de la muestra.

Z = son los valores estandarizados que tienen las variables en cada uno de los sujetos de la muestra.

Se realizó un Análisis de Correspondencia Canónica (ACC), que permitió evaluar las relaciones entre los factores físico-químicos del agua como pH, oxígeno disuelto, temperatura y la estructura del hábitat como velocidad de la corriente, profundidad, anchura máxima, y cobertura de sustrato como piedra, arena, ramas-tronco, limo y hoja con la abundancia de especies de peces en la subcuenca del río Acahuapa. Para ello, se utilizó una matriz de abundancia de las especies con mayor presencia y los datos obtenidos de los parámetros ambientales por sitio y mes de muestreo. Se aplicó transformación logarítmica $\log_{10} = (x + 1)$ a las variables ambientales y datos de especies para asegurar la normalidad de los datos y la eliminación el efecto de las unidades de medida. El Análisis

de Correspondencia Canónica (ACC) se describe bajo la siguiente formula general (Greenacre 2008):

$$p_{ij} = r_i c_j \left(1 + \sum_{k=1}^k \sqrt{\lambda_k} \phi_{ik} \gamma_{jk} \right) \quad (8)$$

Donde

p_{ij} = Valores de correspondencias de la variable j del individuo i .

$r_i c_j$ = Masas de filas y columnas de la variable j del individuo i .

$\lambda_k \phi_{ik} \gamma_{jk}$ = Contribuciones de las inercias principales.

V. RESULTADOS

5.1 Composición taxonómica y abundancia de la ictiofauna de la subcuenca del río Acahuapa.

Se capturó 6,742 individuos, distribuidos en ocho órdenes, 13 familias y 32 especies (Anexo 1-2). Las familias con mayor representatividad son Cichlidae y Poeciliidae con siete y seis especies respectivamente, seguido de las familias Centropomidae, Eleotridae con tres especies, Gobiidae, Mugilidae, Heptapteridae, Characidae con dos especies y las familias Anablepidae, Achiridae, Ariidae, Sciaenidae, Symbranchidae con una especie.

La familia Poeciliidae obtuvo un 77.03% de las abundancias totales y las especies más abundantes de esta familia fue *P. salvatoris* con 40.35%, *P. bluteri* con 11.89%, *P. marcelinoi* con 11.39% y *P. pleurospilus* con 10.99%. Así mismo se registran algunas abundancias importantes para el presente estudio como *A. nigrofascita* con 6.61%, *A. aeneus* con 6.51%, *A. monticola* con 3.29% y *S. multipunctatum* con 2.71% (Tabla 2).

Según clasificación por tolerancia fisiológica a la salinidad, se obtuvo 15 especies como secundarias que representa el 47% de las especies, seguido de 13 especies periféricas de origen marino que representa el 41% y por último cuatro especies primarias con el 12% (Figura 2a). Según la distribución de acuerdo a su presencia espacial y temporal, se obtuvo 19 especies como migratorias que representa el 59%, seguido de 10 especies estacionales o cíclicas con el 31% y tres especies residentes permanentes con el 10% (Figura 2b).

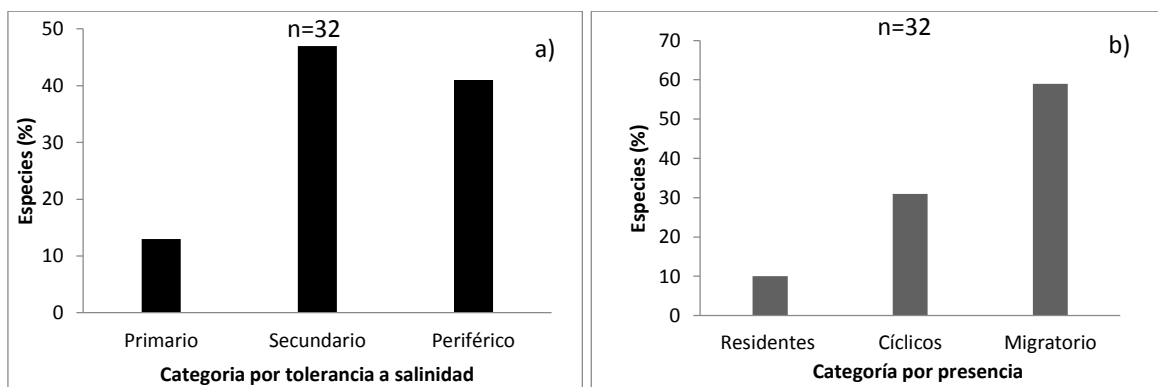


Figura 2. Porcentaje de especies por tolerancia a la salinidad (a) y por presencia en los muestreos (b) en la subcuenca del río Acahuapa, 2011- 2012.

Con respecto a los valores de riqueza por clasificación de presencia por muestreo, las especies cíclicas obtuvieron mayores porcentajes sobre las especies permanentes y

migratorias, presentaron un incremento de junio a agosto y disminuyeron de noviembre a mayo, obteniendo su valor máximo en agosto. En el caso de las especies migratorias los valores presentaron variaciones de junio a mayo, cuyo valor máximo se obtuvo en mayo y la mínima en agosto, mientras que las especies permanentes se presentaron valores estables en los muestreos (Figura 3).

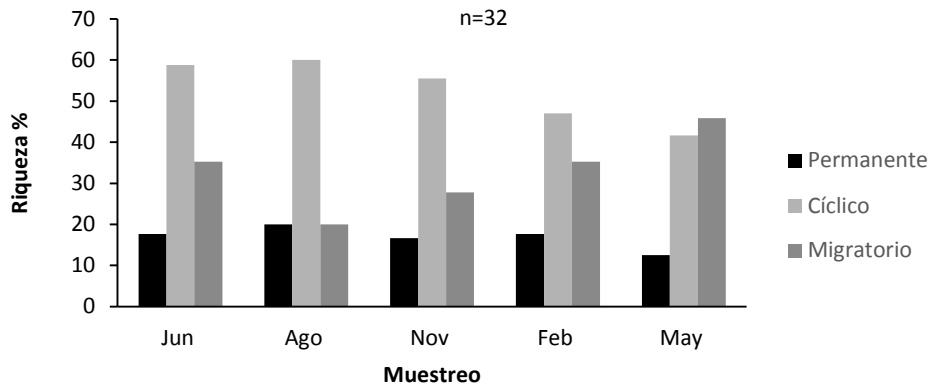


Figura 3. Riqueza por contribución de los peces permanentes, cíclicos y migratorios por muestreo en la subcuenca del río Acahuapa, San Vicente, junio, agosto y noviembre del 2011 y febrero y mayo del 2012.

Con respecto a los valores de abundancia clasificación de presencia por muestreo, las especies permanentes presentaron mayores porcentajes sobre las especies cíclicas y migratorias, cuyo valor máximo se obtuvo en agosto y la mínima en mayo. Seguido de especies cíclicas cuyos valores se mantienen constante en junio, agosto y febrero, con alzas en noviembre y mayo, mientras que las especies migratorias registran menores valores de abundancia de los tres grupos (Figura 4).

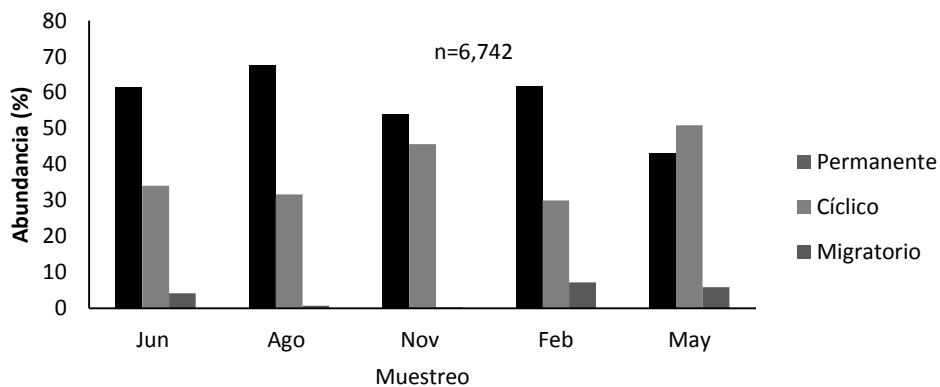


Figura 4. Abundancia por contribución de los peces permanentes, cíclicos y migratorios por muestreo en la subcuenca del río Acahuapa, San Vicente, junio, agosto y noviembre del 2011 y febrero y mayo del 2012.

Tabla 2. Especies por familia clasificadas según su tolerancia a la salinidad, según su origen y por presencia dentro de los muestreos en la cuenca alta (A), media (M) y baja (B) en los principales ríos de la subcuenca del río Acahuapa, 2011-2012.

Familia	Especies	N	Clasificación por tolerancia y origen	Clasificación por presencia	Promedio de talla / desviación estándar	Talla mínima/máxima	Muestreos															
							Junio			Agosto			Noviembre			Febrero			Mayo			
							A	M	B	A	M	B	A	M	B	A	M	B	A	M	B	
Characidae	<i>Astyanax aeneus</i> (Günther 1860)	439	Primario	Cíclica	6.38±1.41	4.22-9.00	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
	<i>Roeboides bouchellei</i> (Fowler 1923)	8	Primario	Migratorio	5.93±0.81	5.00-6.50			•					•								•
Heptapteridae	<i>Rhamdia guatemalensis</i> (Günther 1864)	62	Primario	Cíclica	8.81±3.48	3.37-14.50	•	•		•				•		•						
	<i>Rhamdia laticauda</i> (Kner 1858)	65	Primario	Cíclica	11.14±4.26	3.50-19.72		•		•	•		•									•
Ariidae	<i>Cathorops steindachneri</i> (Gilbert y Starks 1904)	18	Periférico	Migratoria	7.74±2.38	6.06-9.42		•														•
Mugilidae	<i>Agonostomus monticola</i> (Bancroft 1834)	222	Periférico	Cíclica	7.95±1.49	4.64-25.50	•	•		•	•			•			•					•
	<i>Mugil curema</i> (Valenciennes 1836)	8	Periférico	Migratoria	3.86±0.21	3.71-4.00		•		•												
Anablepidae	<i>Anableps dowei</i> (Gill 1861)	8	Secundario	Migratoria	10.41±2.43	7.00-16.50															•	•
Poeciliidae	<i>Poecilia gillii</i> (Kner 1863)	55	Secundario	Cíclica	6.77±1.81	4.00-10.25					•	•		•	•							•
	<i>Poecilia marcellinoi</i> (Poeser 1995)	768	Secundario	Cíclica	4.24±0.94	3.00-6.80	•	•	•		•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
	<i>Poecilia blutei</i> (Jordan 1889)	802	Secundario	Cíclica	3.56±1.31	2.92-5.50	•			•				•			•					•
	<i>Poecilia salvatoris</i> (Regan 1907)	2721	Secundario	Permanente	4.92±1.48	1.70-9.75	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
	<i>Poeciliopsis pleurospilus</i> (Günther 1866)	741	Secundario	Permanente	3.56±0.88	2.00-6.00	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
	<i>Poeciliopsis turrubarensis</i> (Meek 1912)	107	Secundario	Migratoria	3.86±1.64	2.44-7.00						•			•			•				•
Synbranchidae	<i>Synbranchus marmoratus</i> (Bloch 1795)	2	Secundario	Migratoria	32.50±10.61	25.00-40.00								•								•
Centropomidae	<i>Centropomus medius</i> (Günther 1864)	1	Periférico	Migratoria	33	---															•	
	<i>Centropomus nigrescens</i> (Günther 1864)	5	Periférico	Migratoria	14.2	---																•
	<i>Centropomus robalito</i> (Jordan y Gilbert 1882)	1	Periférico	Migratoria	17	---															•	
Sciaenidae	<i>Bairdiella armata</i> (Gill 1863)	1	Periférico	Migratoria	9	---																•
Cichlidae	<i>Amatitlania nigrofasciata</i> (Günther 1867)	446	Secundario	Permanente	5.93±1.65	1.50-10.00	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
	<i>Amphilophus longimanus</i> (Günther 1867)	1	Secundario	Migratoria	5.5	---			•													
	<i>Amphilophus trimaculatus</i> (Günther 1867)	1	Secundario	Migratoria	13	---																•
	<i>Amphilophus macracanthus</i> (Günther 1864)	1	Secundario	Migratoria	23	---															•	
	<i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus 1758)	1	Secundario	Migratoria	9	---																•
	<i>Parachromis managuensis</i> (Günther 1864)	1	Secundario	Migratoria	25	---																

	<i>Parachromis motaguensis</i> (Günther 1864)	8	Secundario	Migratoria	6.02±1.53	5.33-8.00	•	• •		
Eleotridae	<i>Dormitator latifrons</i> (Richardson 1844)	36	Periférico	Cíclica	8.28±2.53	6.00-12.00	•		•	• •
	<i>Eleotris picta</i> (Kner 1863)	1	Periférico	Migratoria	37	---				•
	<i>Gobiomorus maculatus</i> (Günther 1859)	23	Periférico	Cíclica	9.62±3.71	7.00-17.00	•	•	•	• •
Gobiidae	<i>Awaous banana</i> (Valenciennes 1837)	3	Periférico	Migratoria	10.05±1.48	9.00-13.10		•		•
	<i>Sicydium multipunctatum</i> (Regan 1906)	183	Periférico	Cíclica	8.98±2.28	6.12-19.25				
Achiridae	<i>Achirus mazatlanus</i> (Steindachner 1869)	3	Periférico	Migratoria	10	---				•
Total		6,742								

5.2 Estructura comunitaria de la ictiofauna de la subcuenca del río Acahuapa.

La riqueza específica presentó variaciones en los tres estratos de estudio, en el caso de la cuenca alta se registra una riqueza máxima de cinco especies, manteniéndose constante en los muestreos a excepción de agosto donde solo se registra cuatro especies. En el caso de la cuenca media, la riqueza presentó variaciones por muestreos, su riqueza máxima es de 10 especies y se registra en agosto y su valor mínimo es de siete especies y se registra en febrero. La cuenca baja, por el contrario de los dos estratos anteriores, presentó una tendencia constante en los muestreos, teniendo un alza en mayo, donde se reporta una riqueza máxima de 19 especies y su mínima de 13 especies para este estrato (Figura 5a).

El índice de Shannon-Wiener presentó variaciones por estrato de altura a lo largo del muestreo, para el caso de la cuenca alta, el valor máximo se obtuvo en junio ($H' = 1.28$) y su valor mínimo en mayo ($H' = 0.58$). La cuenca media presentó su mayor valor en junio ($H' = 0.98$) y disminuyó en los demás muestreos, obteniendo el valor mínimo en febrero ($H' = 0.38$). La cuenca baja, presentó una tendencia al alza desde junio hasta mayo, obteniendo los mayores valores en noviembre ($H' = 1.43$) y su mínima en agosto ($H' = 1.09$). Al comparar los tres estratos se evidencia mayor diversidad en la cuenca baja sobre la cuenca media y alta (Figura 5b).

El índice de Simpson presentó variaciones por estrato de altura, en el caso de la cuenca alta, los valores presentaron una tendencia al alza de junio a mayo, teniendo su máxima en mayo ($\lambda = 0.70$) y su mínima en junio ($\lambda = 0.33$). La cuenca media presentó la máxima en febrero ($\lambda = 0.79$) y la mínima en junio ($\lambda = 0.51$). La cuenca baja presentó mínimas variaciones en los valores de dominancia, su máxima se obtuvo en junio ($\lambda = 0.44$) y su mínima en noviembre ($\lambda = 0.29$). Al comparar los tres estratos se evidencia mayor dominancia en la cuenca media y alta debido al incremento de las abundancias de las especies permanentes o residentes (Figura 5c).

El índice de Pielou presentó diferencias por estrato de altura, en el caso de la cuenca alta, la máxima se registra en junio ($J' = 0.89$) y disminuye a lo largo de los muestreos hasta mayo ($J' = 0.50$). En cambio en la cuenca media los valores fueron los más bajos ($J' = 0.42$) y presentó una disminución desde junio hasta febrero y un leve aumento en mayo ($J' = 0.48$). La cuenca baja presentó valores estables en los muestreos manteniéndose por encima de $J' = 0.70$ con un alza en mayo ($J' = 0.81$). Al comparar los tres estratos se evidencia mayor equidad en la cuenca alta y baja (Figura 5d).

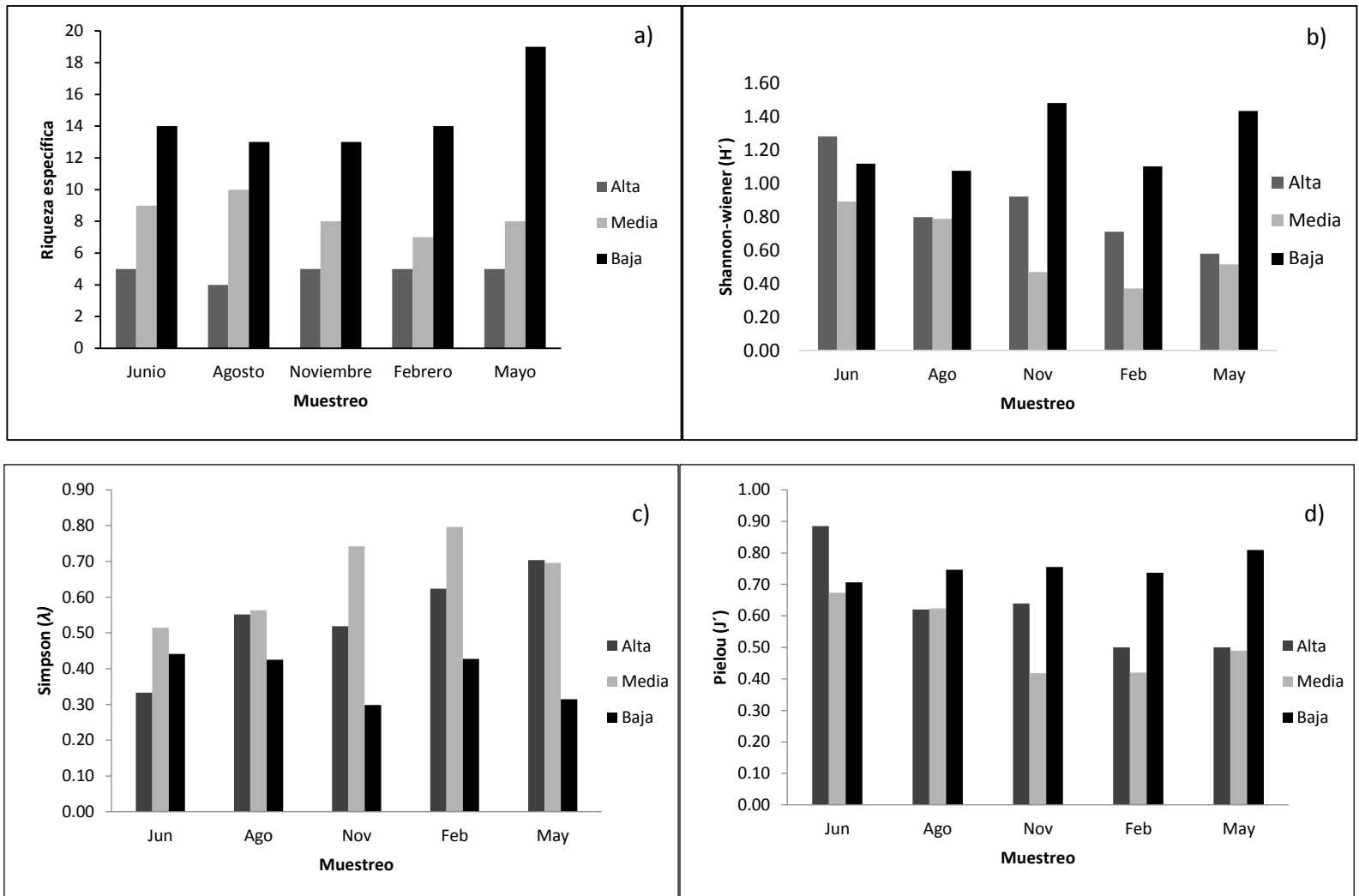


Figura 5. Riqueza específica (a), índice de Shannon-Wiener (b), índice de Simpson (c), índice de Pielou (d) por muestreo y estratificación de altura de la subcuenca del río Acahuapa, San Vicente, junio, agosto y noviembre del 2011, febrero y mayo del 2012.

5.3 Distribución espacial y temporal de la íctiofauna de la subcuenca del río Acahuapa.

El nMDS de distribución espacial no mostró estratificación notoria por gradiente de elevación de la subcuenca. Sin embargo, se observa dos tendencias de agrupación; una por parte de la cuenca media y alta y otra solo por la cuenca baja. Los valores obtenidos de stress es bajo (stress 0.11) y la varianza explicada es alta (73.89%) por lo que se acepta el modelo. Al confrontarlo con los valores de ANOSIM se muestra una diferencia significativa al comparar cuenca media y cuenca baja ($R=0.599$, $p=0.002$) por lo que se considera grupos diferentes, igual resultado se obtuvo al comparar cuenca baja y cuenca alta ($R=0.544$, $p=0.001$). Mientras que al comparar cuenca alta con cuenca media, no se encontró diferencia significativa ($R=0.0002$, $p=0.425$) por lo que se considera grupos similares con respecto a la composición de especies (Figura 6).

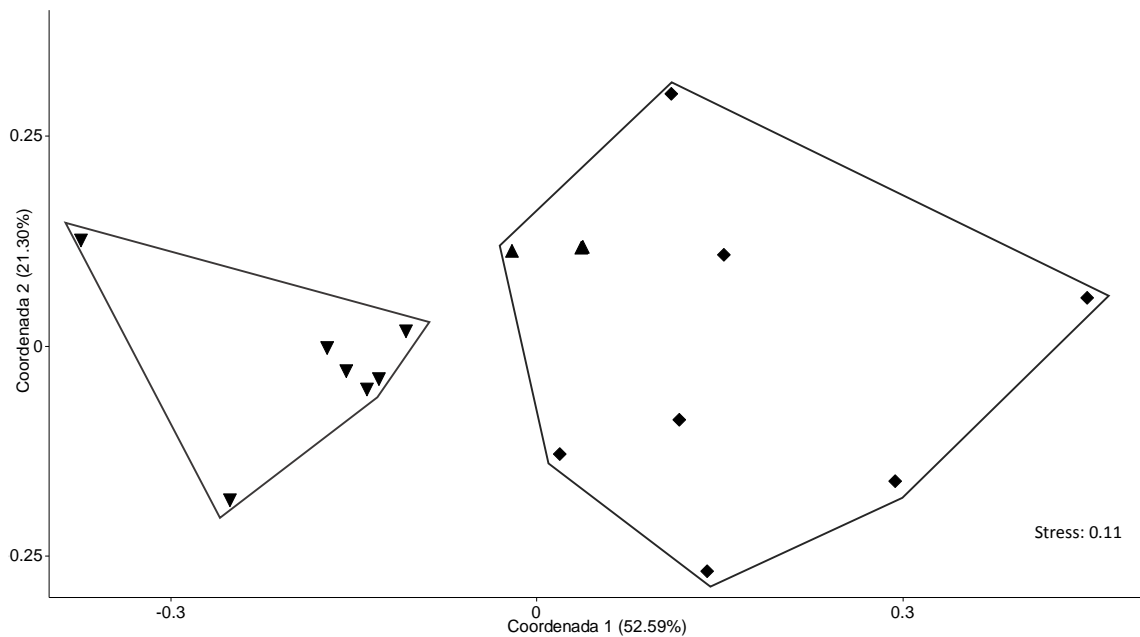


Figura 6. Análisis No Métrico Escala Multidimensional (nMDS) basado en el índice de Jaccard por la composición y distribución espacial de las especies registradas dentro de los muestreos en la cuenca alta (▲), cuenca media (◆) y baja (▼).

Estos resultados agrupan especies de la cuenca media y alta considerándolos como un grupo distinto de la cuenca baja. Al comparar las especies de la cuenca alta y media se observa mayor predominancia de especies primarias y secundarias las cuales se encuentran adaptadas a las condiciones de sitios de aguas poco profundas con moderada a baja velocidad. Mientras que el grupo de la cuenca baja se caracteriza por la presencia de especies periféricas, especies que están adaptadas a realizar migraciones entre aguas salobres y agua dulce.

Al analizar los datos del nMDS de distribución temporal entre los meses de muestreos no reflejó un agrupamiento o diferenciación entre la distribución por composición de especies y se observó coincidencias entre las especies por muestreos y el valor de stress es alto (stress 0.5) y la varianza explicada de los datos es baja (30.58%) por lo que se considera que no existe diferenciación notoria de agrupamiento de especies por muestreo.

5.4 Estructura de tallas de peces residente permanente y cíclicos de la subcuenca del río Acahuapa.

Se determinó la estructura de tallas de 10 especies catalogadas entre residentes y cíclicas dentro de los muestreos (Tabla 3). Para el caso de *Agonostomus monticola* se registró 222 individuos distribuidos en la cuenca media y baja, cuyo valor mínimo de talla fue de 4.64 cm y la máxima de 25.5 cm, la media de 7.95 ± 1.49 cm (Figura 7a). Se registraron diferencias significativas de talla por estratificación de altura de la subcuenca, donde los valores máximos de tallas se obtuvieron en la cuenca media en junio, agosto y mayo, mientras que los valores mínimos de tallas se obtuvieron en noviembre y febrero en la cuenca baja (Kruskall-Wallis =41.31, $p=0.0001$).

En el caso de *Amatitlania nigrofasciata* se registró 446 individuos distribuidos en los tres estratos de la subcuenca, donde el valor mínimo de talla fue 1.50 cm y la máxima de 10.0 cm y su media fue 5.93 ± 1.65 cm (Figura 7b). Los valores máximos y mínimos de tallas se registraron en la cuenca baja, los valores mínimos se obtuvieron en febrero y los valores máximos en junio, agosto, noviembre y mayo. En el caso *A. nigrofasciata* no se detectó diferencias significativa de talla entre los estratificación de altura de la cuenca (Kruskall-Wallis =3.41, $p=0.182$).

En el caso de *Astyanax aeneus* se registró 439 individuos distribuidos en los tres estratos de la subcuenca, donde el valor mínimo de talla fue 4.22 cm y la máxima de 9.0 cm y su promedio de 6.38 ± 1.41 cm (Figura 7c). Se registraron diferencias significativas de talla por estratificación de altura de la cuenca, cuyo valores mínimos de talla se registraron en la cuenca alta en noviembre, la máxima se registró en la cuenca media y baja en junio, agosto, mayo (Kruskall-Wallis =27.26, $p=0.0001$).

La especie *Poecilia marcellinoi* registró 768 individuos totales distribuidos en los tres estratos de la cuenca, donde el valor mínimo de talla fue 3.00 cm y la máxima 6.80 cm y su promedio de 4.24 ± 0.94 cm (Figura 7d). Sus valores mínimos de tallas se registran en la cuenca alta en agosto, las máximas se registraron en la subcuenca baja en febrero y mayo. En el caso *P. marcellinoi* no se detectó diferencias significativa de talla entre los estratos por altura de la cuenca (Kruskall-Wallis =2.27, $p=0.320$).

Poecilia gillii registró 55 individuos totales dentro de la cuenca baja, donde el valor mínimo de talla fue de 4.00 cm y la máxima de 10.25 cm y su promedio fue de 6.77 ± 1.81 cm (Figura 7e). Se registraron diferencias significativas de talla por estratificación de altura de la subcuenca, cuyo valores mínimos de tallas se registraron en la cuenca baja en noviembre y la máxima en mayo (Kruskall-Wallis =9.62, $p=0.008$).

En el caso de *Poecilia salvatoris* se registró 2,721 individuos distribuidos en la cuenca alta, media y baja, donde el valor mínimo de talla fue de 1.70 cm y la máxima de 9.75 cm y su promedio fue de 4.92 ± 1.48 cm (Figura 8f). Se registraron diferencias significativas de talla por estratificación de altura de la subcuenca, cuyo valores mínimos de tallas se registraron en la cuenca baja en noviembre, febrero, mayo, la máxima se registró en la cuenca baja en mayo (Kruskall-Wallis =39.96, $p=0.0001$).

Poeciliopsis pleurospilus registró 741 individuos totales distribuidos en la cuenca alta, media y baja, donde el valor mínimo de talla fue de 2.00 cm y la máxima de 6.00 cm y su promedio fue de 3.56 ± 0.88 cm (Figura 8g). Sus valores mínimos de tallas se registraron en la cuenca media y baja en agosto, febrero y mayo, la máxima se registró en la cuenca baja en noviembre. Para *P. pleurospilus* no se detectó diferencias significativa de talla por estratificación de altura de la cuenca (Kruskall-Wallis =3.067, $p=0.216$).

Rhamdia guatemalensis registró 62 individuos totales distribuidos en la cuenca media y baja, donde el valor mínimo de talla fue de 3.37 cm y la máxima de 14.5 cm y su promedio fue de 8.81 ± 3.48 cm (Figura 8h). Se registraron diferencias significativas de talla por estratificación de altura de la subcuenca, cuyo valores mínimos de tallas se registraron en la cuenca media en junio y agosto, la máxima se registró en la cuenca baja en junio (Kruskall-Wallis =6.362, $p=0.042$).

En el caso de *Rhamdia laticauda* se registró 65 individuos en la cuenca media y baja, donde el valor mínimo de talla fue de 3.50 cm y la máxima de 19.72 cm y su promedio fue de 11.14 ± 4.26 cm (Figura 8i). Se registraron diferencias significativas de talla por estratificación de altura de la subcuenca, cuyo valores mínimos de tallas se registraron en la cuenca baja en agosto y noviembre dentro, la máxima se registró en la cuenca media en agosto (Kruskall-Wallis =6.692, $p=0.035$).

Sicydium multipunctatum registró 183 individuos totales distribuidos en la cuenca media y baja, donde el valor mínimo de talla fue de 6.12 cm y la máxima de 19.25 cm y su promedio fue de 8.98 ± 2.28 cm (Figura 8j). Se registraron diferencias significativas de talla por estratificación de altura de la subcuenca, cuyo valores mínimos de tallas se registraron en

la cuenca baja en agosto y noviembre, la máxima se registró en la cuenca baja en junio, noviembre y mayo (Kruskall-Wallis =44.263, p=0.0001)

Tabla 3. Talla y valores de Kruskall-Wallis por especie de la subcuenca del río Acahuapa, 2011-2012.

Especies	Individuos	Talla			Prueba Kruskall Wallis	P=
		Mínima	Media	Máxima		
<i>Agonostomus monticola</i>	222	4.64	7.95±1.49	25.5	41.31	0.0001
<i>Amatitlania nigrofasciata</i>	446	1.5	5.93±1.65	10.0	3.41	0.182
<i>Astyanax aeneus</i>	439	4.22	6.38±1.41	9.0	27.26	0.0001
<i>Poecilia marcellinoi</i>	768	3.0	4.24±0.94	6.8	2.27	0.32
<i>Poecilia gillii</i>	55	4.0	6.77±1.81	10.25	9.62	0.008
<i>Poecilia salvatoris</i>	2721	1.7	4.92±1.48	9.75	39.96	0.0001
<i>Poeciliopsis pleurospilus</i>	741	2.0	3.56±0.88	6.0	3.067	0.216
<i>Rhamdia guatemalensis</i>	62	3.37	8.81±3.48	14.5	6.362	0.042
<i>Rhamdia laticauda</i>	65	3.5	11.14±4.26	19.72	6.692	0.035
<i>Sicydium multipunctatum</i>	183	6.12	8.98±2.28	19.25	44.263	0.0001

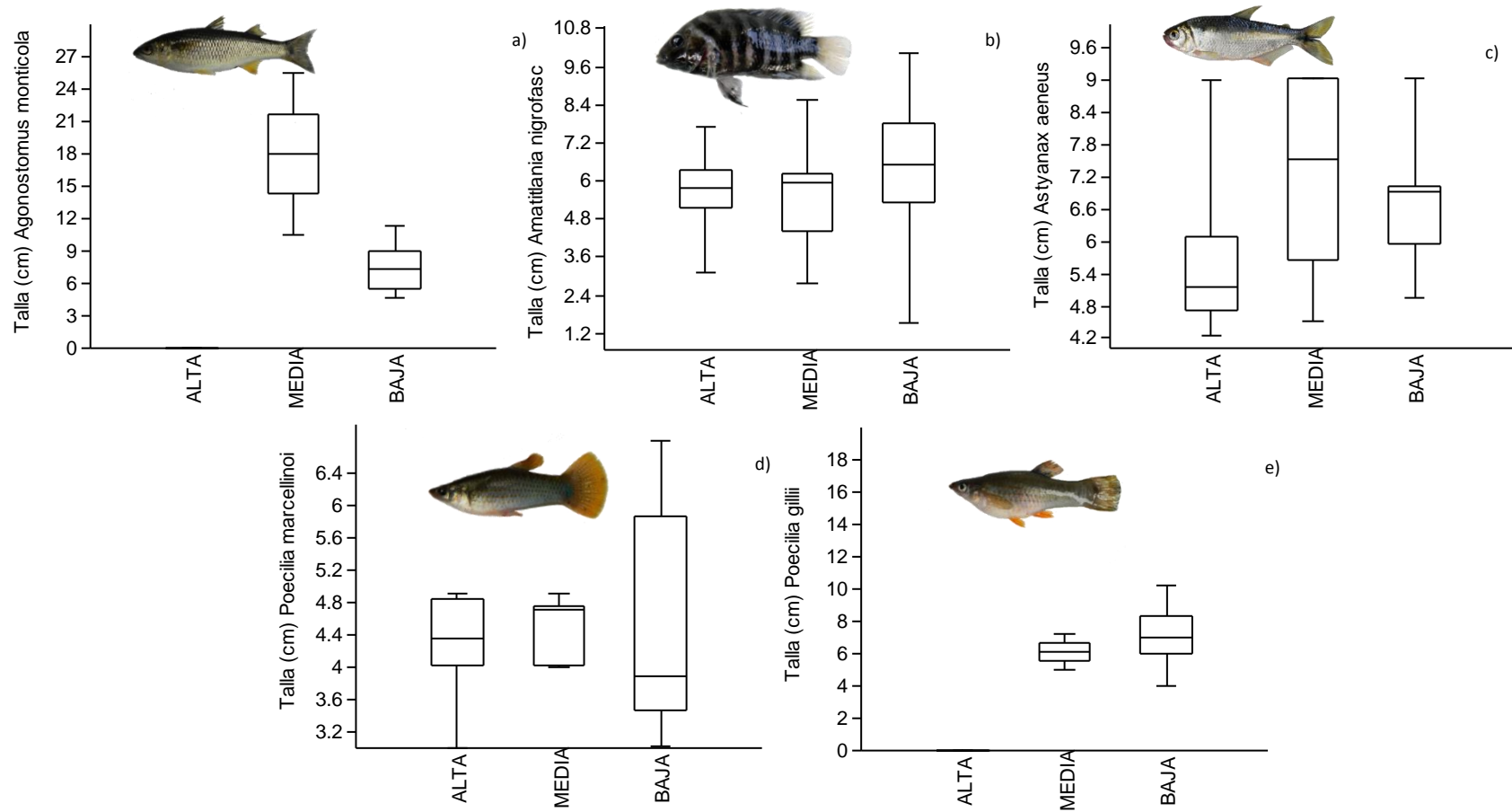


Figura 7. Distribución de longitud total (cm) de *Agonostomus monticola* (a), *Amatitlania nigrofasciata* (b), *Astyanax aeneus* (c), *Poecilia marcellinoi* (d), *Poecilia gillii* (e) en la elevación baja (19-185 msnm), media (186-352 msnm) y al alta (353-519 msnm) de la subcuenca del río Acahuapa, San Vicente, recolectados en junio, agosto, noviembre del 2011 y febrero y mayo del 2012.

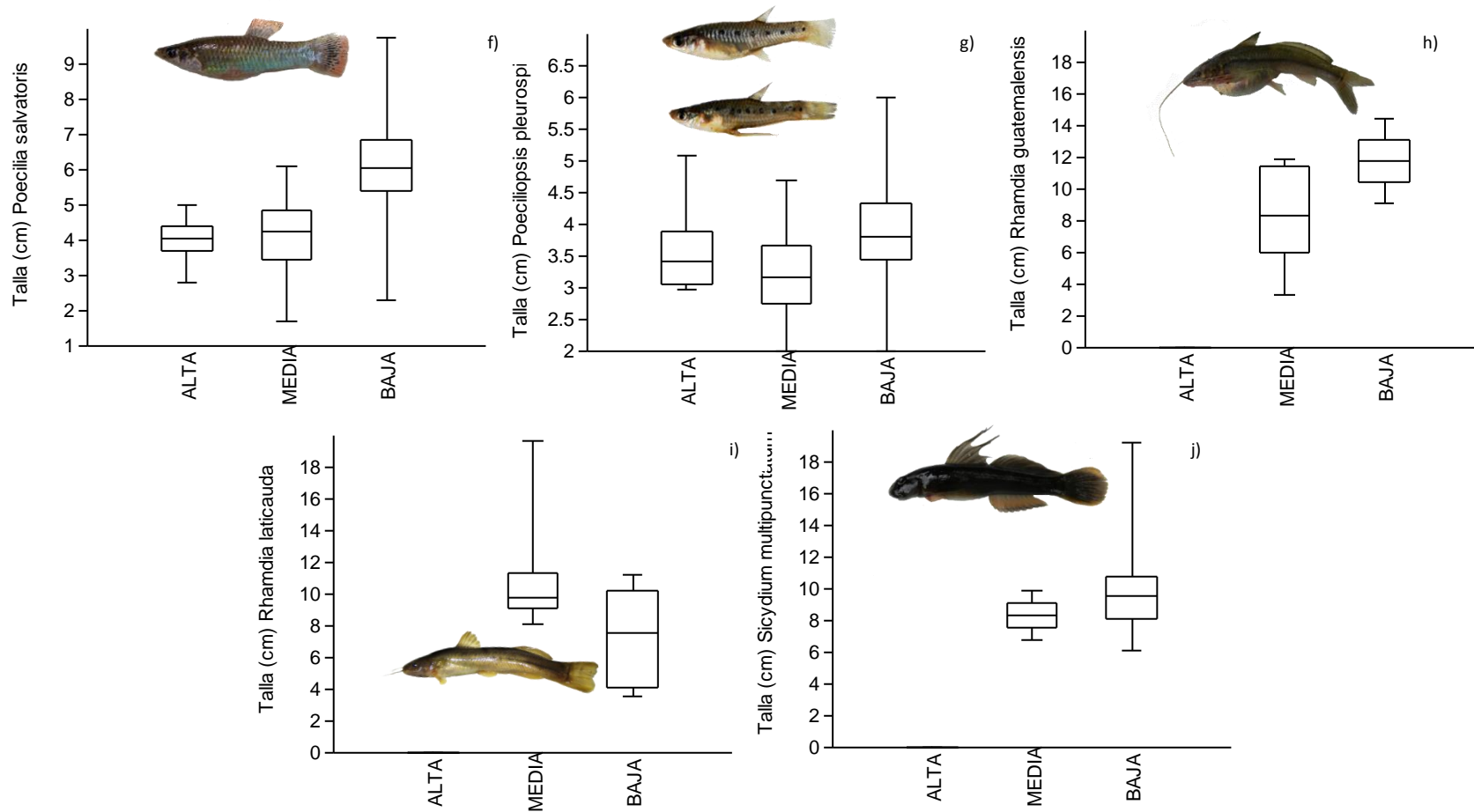


Figura 8. Distribución de longitud total (cm) de *Poecilia salvatoris* (f), *Poeciliopsis pleurospilus* (g) *Rhamdia guatemalensis* (h) *Rhamdia laticauda* (i) y *Sicydium multipunctatum* (j) en la elevación baja (19-185 msnm), media (186-352 msnm) y alta (353-519 msnm) de la subcuenca del río Acahuapa, San Vicente, recolectados en junio, agosto, noviembre del 2011 y febrero y mayo del 2012.

5.5 Condiciones fisicoquímicas de la subcuenca del río Acahuapa; temperatura, pH, oxígeno disuelto, conductividad.

Las condiciones fisicoquímicas de los ríos de la subcuenca Acahuapa, varió considerablemente durante el período de estudio. La temperatura osciló entre 24.12-31.70°C con el valor mínimo y máximo registrado en mayo (Tabla 4). El promedio de temperatura fue mayor dentro de los muestreos en la estación de lluvia, mientras que los promedios menores disminuyeron en el periodo de transición y en la estación seca. Según la estratificación por elevación, se registró variaciones, obteniendo dentro la cuenca baja en agosto, febrero y mayo los valores más altos de temperatura, mientras que los valores más bajos de temperatura se obtuvieron en la cuenca alta y media en los meses de noviembre, febrero y mayo (Figura 9a).

Los valores de pH oscilaron entre 5.19-8.70, el valor mínimo se obtuvo en mayo y su máximo en agosto (Tabla 4). Los valores se presentaron estables en junio, agosto, noviembre y febrero, a excepción de mayo, donde disminuyó considerablemente. Se observaron los valores más altos de pH en la cuenca baja y alta, mientras que en la cuenca media se obtuvieron valores bajos, en los tres estratos disminuyó el pH en mayo e incremento en la cuenca alta y baja en agosto (Figura 9b).

El oxígeno disuelto osciló de 3.62-10.13 mg/L, el valor mínimo se registró en mayo y el máximo en noviembre. Los mayores valores de oxígeno se presentaron en agosto, noviembre, febrero y mayo en la cuenca baja (Tabla 4), mientras que la cuenca alta y media obtuvieron los menores valores de los tres estratos en mayo (Figura 9c).

Los valores de la conductividad oscilaron entre 144.25-626.85 (uS) su mínimo se alcanzó en mayo y su máximo en junio. Los mayores valores se obtuvieron en junio y agosto, mientras que en noviembre, febrero y mayo disminuyeron sus valores (Tabla 4). Se observaron los valores más altos de conductividad en la cuenca alta y media, mientras que en la cuenca baja se obtuvieron valores más constantes (Figura 9d).

Tabla 4. Promedios de temperatura, oxígeno disuelto, pH y conductividad obtenidos en la subcuenca en junio, agosto, noviembre del 2011 y febrero, mayo del 2012 en la subcuenca del río Acahuapa, San Vicente.

Variable	Muestreo				
	Junio 2011	Agosto 2011	Noviembre 2011	Febrero 2012	Mayo 2012
Temperatura (°C)	30.01±1.99	29.50±2.95	27.61±2.55	28.11±0.68	28.01±3.73
pH	8.35±0.34	8.51±0.51	8.19±0.41	8.15±0.11	7.63±0.86
DO (mg/L)	4.84±0.52	5.98±0.55	8.09±0.63	5.93±0.91	5.32±1.66
Conductividad (uS)	457.33±206.47	396.86±153.72	251.86±82.05	267.16±84.46	196.58±89.97

5.6 Estructura de hábitat de la subcuenca del río Acahuapa; ancho de río, profundidad, velocidad y tipo de sustrato.

Los promedios de ancho del río oscilaron entre 3.03-17.74 m, el valor máximo se obtuvo en agosto en la cuenca baja y el mínimo se registró en mayo en la cuenca alta, los valores máximos del promedio de ancho de río por muestreos se obtuvieron en la estación de lluvia en junio y agosto y se mantuvo constante en el periodo de transición, disminuyendo en la estación seca (Tabla 5). La cuenca baja presentó los valores más altos de ancho de río, teniendo su pico más alto en agosto en la estación de lluvia y disminuyendo en mayo en la estación seca. Mientras que la cuenca media y alta presentó los valores más bajos en los muestreos (Figura 10e).

La profundidad del río osciló entre 0.14-0.39 m, donde se obtuvo el valor máximo en junio en la cuenca baja y la mínima en mayo en la cuenca alta. Con respecto a la estratificación por altura, se registra la mayor profundidad en la cuenca baja, mientras que los valores bajos se registran en la cuenca media y alta, donde los valores de la cuenca media presentaron poca variación (Figura 10f).

La velocidad de la corriente osciló de 0.17-0.29 m/s, el valor mínimo se registró en mayo durante la estación seca y el valor máximo en junio durante la estación lluviosa (Tabla 5). Con respecto a la estratificación por altura, la cuenca baja obtuvo los mayores valores de velocidad, mientras que en la cuenca alta y media presentaron poca variación, ambas presentaron aumento en la estación de lluvia y una disminución en la estación seca (Figura 10g).

En relación con el sustrato se registraron diferentes variaciones a lo largo de los muestreos, los promedios más altos que se obtuvieron fueron los porcentajes de piedra y arena,

seguido de ramas-troncos, limo y con menor porcentaje la variable de hojas (Tabla 5). El promedio del porcentaje de piedra osciló entre 30-40%, su máxima se registró en febrero y su mínima en mayo, en el caso de arena, los valores osciló entre 22-32%, donde los valores máximos se obtuvieron en junio y agosto en la estación de lluvia, disminuyendo en febrero y mayo en la estación seca. Los promedios de hojas presentaron valores entre 3-10%, registrando su mínima en noviembre, febrero y su máxima en agosto. Los promedios de ramas-troncos se registraron valores entre 10-35%, donde su valor mínimo fue en junio y su valor máximo en noviembre. Los valores de limo oscilaron entre 12-24%, cuya máxima fue en febrero y su mínima en agosto (Figura 11).

Tabla 5. Promedios de ancho de río, profundidad, velocidad, arena, piedra, hojas, ramas-troncos y limo obtenidos en la subcuenca en junio, agosto, noviembre del 2011 y febrero, mayo del 2012 en la subcuenca del río Acahuapa, San Vicente.

Variable	Muestreo				
	Junio 2011	Agosto 2011	Noviembre2011	Febrero 2012	Mayo 2012
Ancho de río (m)	10.89±8.18	9.68±8.52	9.22±6.52	8.67±13.98	7.89±6.75
Profundidad (m)	0.29±0.12	0.21±0.09	0.19±0.07	0.21±0.03	0.21±0.05
Velocidad (m/s)	0.25±0.06	0.24±0.08	0.21±0.09	0.07±0.03	0.12±0.53
Arena (%)	32.0±18.0	31.0±23.0	24.0±19.0	22.0±11.0	22.0±12.0
Piedra (%)	30.0±16.0	39.0±12.0	37.0±13.0	40.0±11.0	35.0±7.0
Hojas (%)	9.0±5.0	10.0±1.0	3.0±2.0	3.0±2.0	4.0±2.0
Ramas-troncos (%)	10.0±5.0	34.0±14.0	35.0±10.0	33.0±12.0	32.0±12.0
Limo (%)	23.0±16.0	12.0±8.0	14.0±10.0	24.0±22.0	20.0±13.0

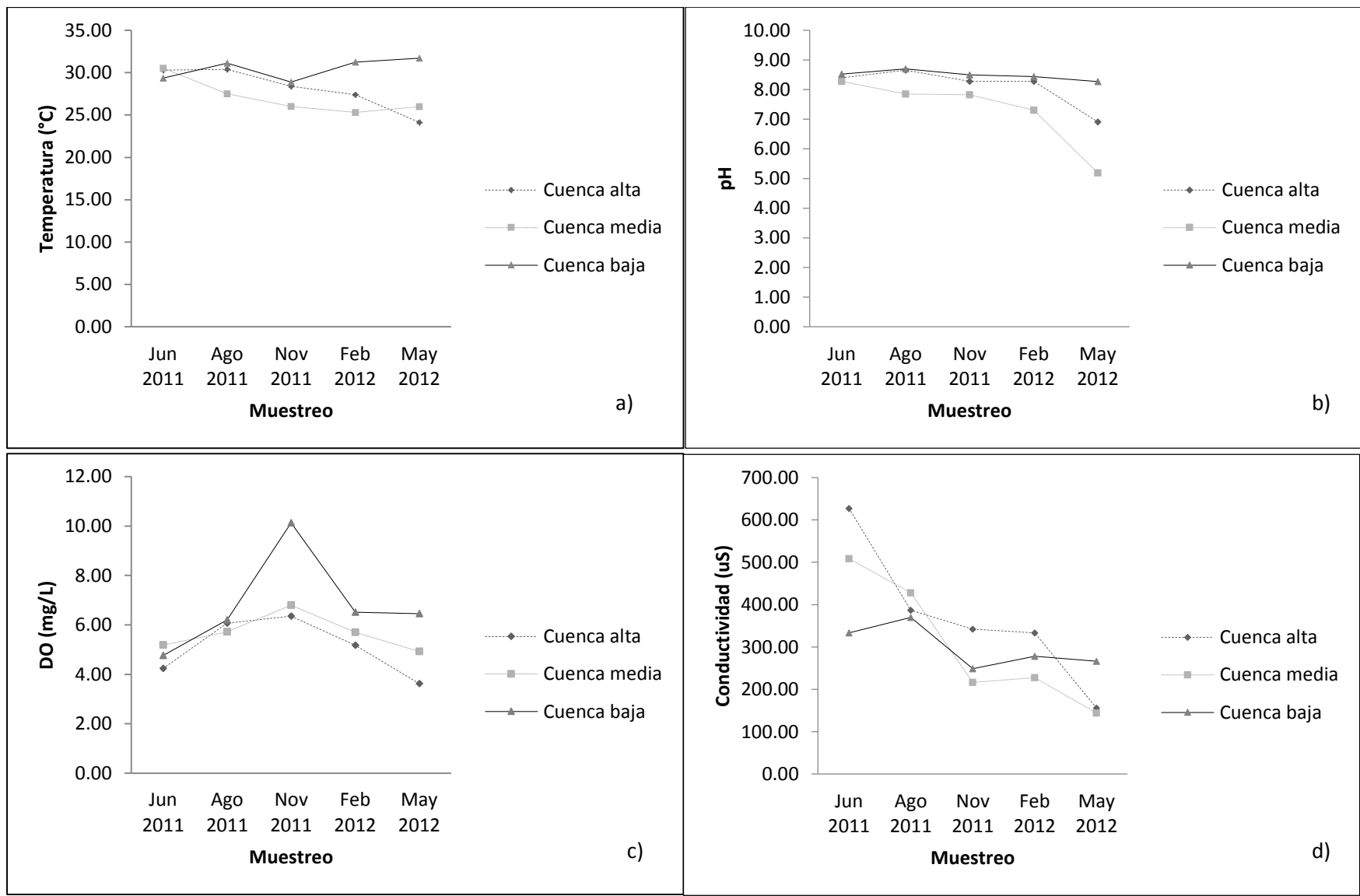


Figura 9. Promedios de temperatura (a), pH (b) y oxígeno disuelto (c), conductividad (d) obtenido en junio, agosto, noviembre del 2011, febrero y mayo del 2012 en la subcuenca del río Acahuapa, San Vicente.

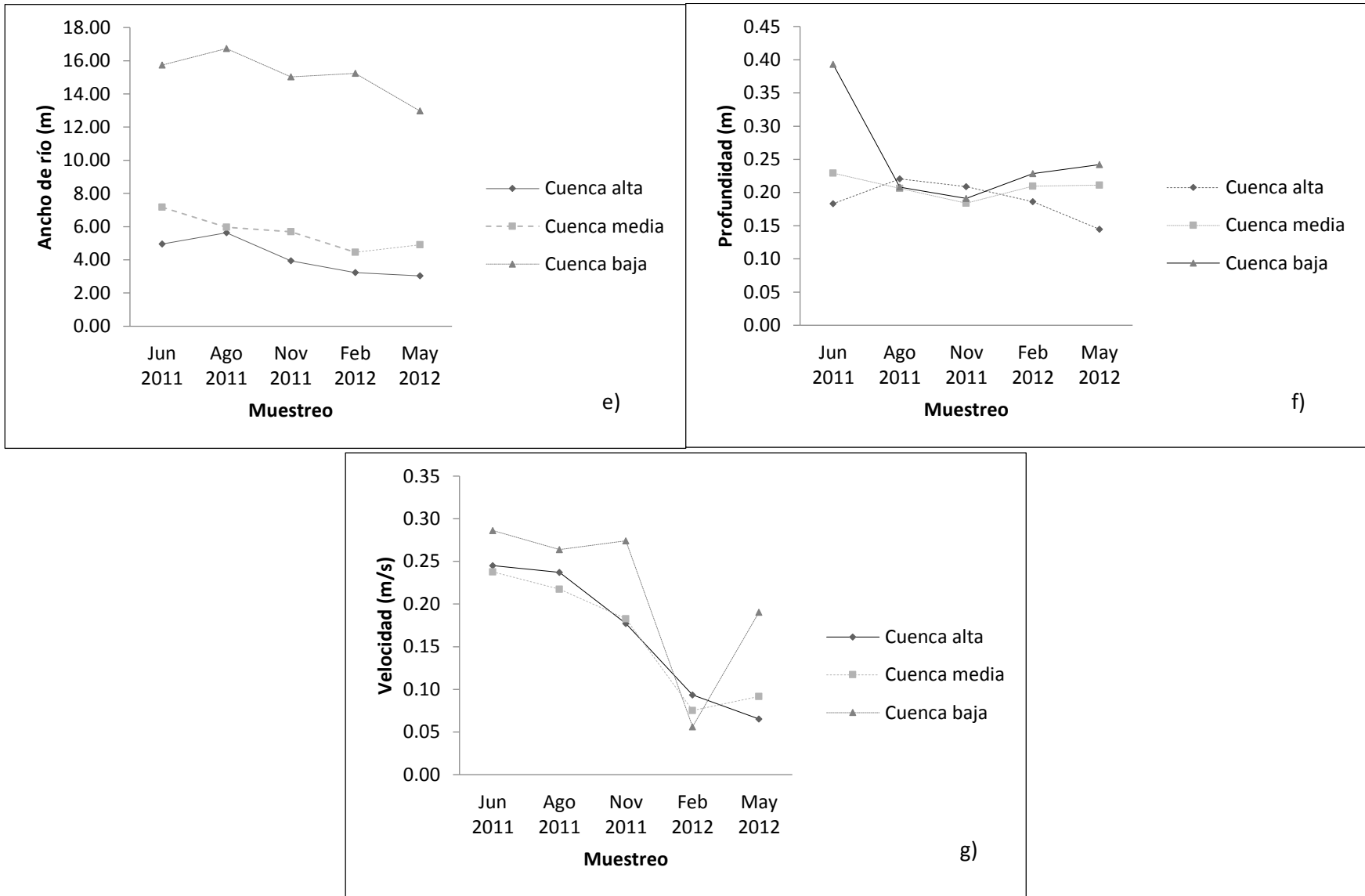


Figura 10. Promedios de ancho de río (e), profundidad (f) y velocidad (g) obtenida en junio, agosto, noviembre del 2011, febrero y mayo del 2012 en la subcuenca del río Acahuapa, San Vicente.

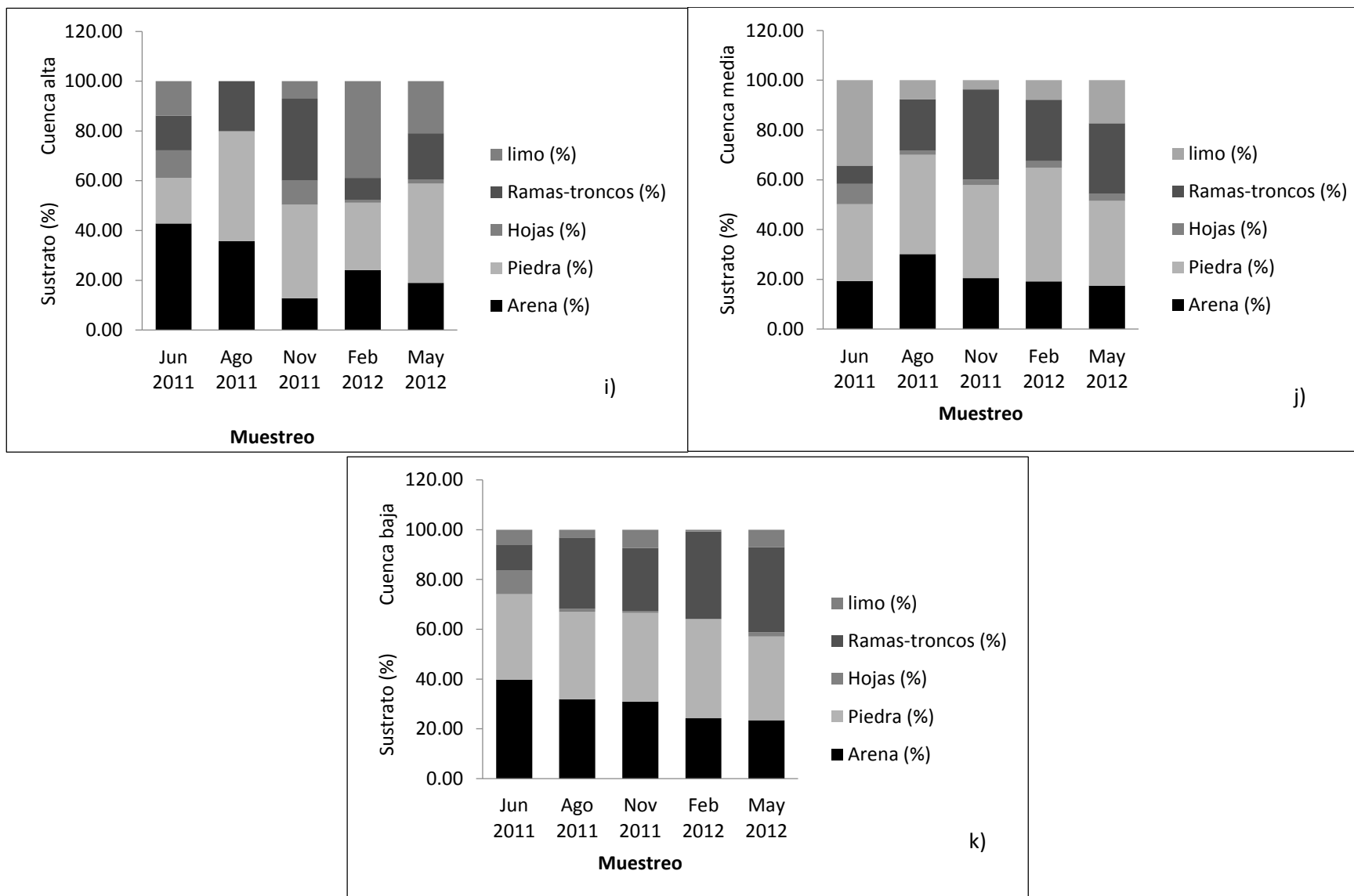


Figura 11. Porcentajes de sustratos obtenidos en la cuenca alta (i), media (j) y baja (k) en junio, agosto, noviembre del 2011, febrero y mayo del 2012 en la subcuenca del río Acahuapa, San Vicente.

5.7 Análisis de factores fisicoquímicos, estructura de hábitat de la subcuenca del río Acahuapa.

El Análisis de Escalamiento Multidimensional No Métrico (nMds) de las 17 localidades con los valores de estructura de hábitat y factores fisicoquímicos del agua, no mostró segregación evidente para la cuenca alta, media y baja, sin embargo, se observa tendencias de similitud de parte de las localidades de la cuenca baja y tendencias de similitud entre la cuenca alta con la media, indicando que en su conjunto las variables ambientales y fisicoquímicas del agua fueron más similares dentro de estos dos gradientes de elevación. Este análisis presentó un stress bajo (stress 0.09) y el aporte de las coordenadas 1 (77.19%) y 2 (14.52%) suman el 91.7% de la varianza explicada de los datos (Figura 12).

Los valores de ANOSIM mostró una diferencia significativa al comparar cuenca media y cuenca baja ($R=0.639$, $p=0.001$) por lo que se considera grupos diferentes uno de otro e igual resultado se obtuvo de comparar cuenca baja y cuenca alta ($R=0.782$, $p=0.008$). Mientras que al comparar cuenca alta y la cuenca media no se encontró diferencia significativa ($R=0.079$, $p=0.275$) por lo que se considera grupos similares con respecto a datos de variables fisicoquímicas y estructura de hábitat. Por tanto, se acepta que dicho modelo de relación permite diferenciar dos grupos por estratos de altura que separa la cuenca baja de la cuenca media y alta.

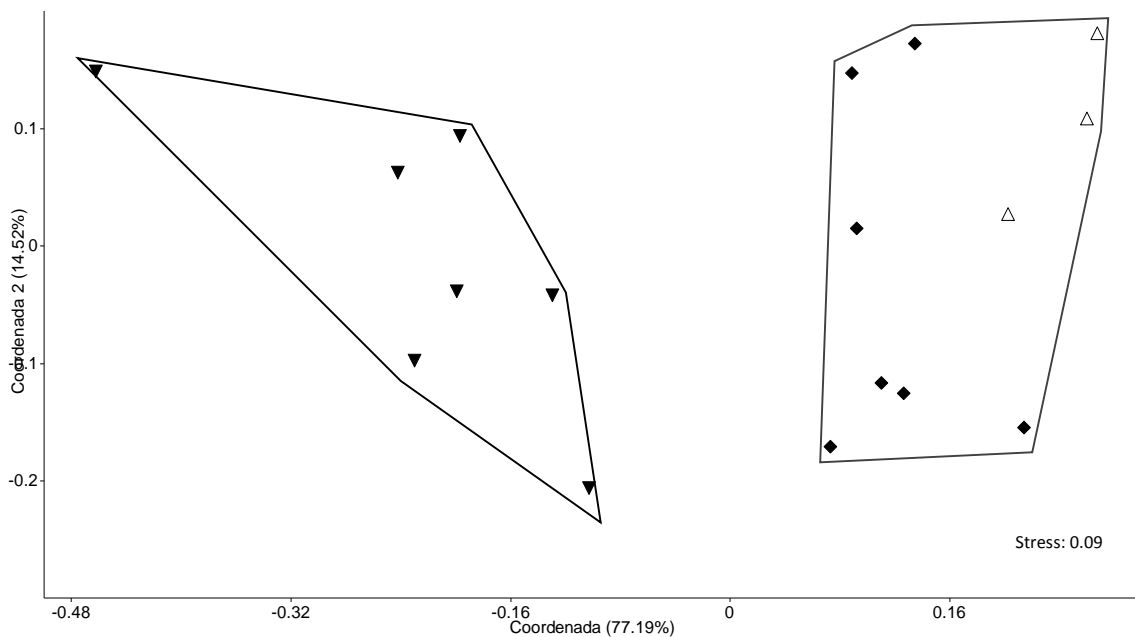


Figura 12. Análisis No Métrico Escala Multidimensional (nMDS) basado en matrices de similitud por el coeficiente de Bray-Curtis por localidades, factores fisicoquímicos y estructura de hábitat reportadas dentro de los muestreos en la cuenca alta (Δ), cuenca media (\blacklozenge) y baja (\blacktriangledown).

El Análisis de Componentes Principales (ACP) mostró mayor parte de la varianza explicada por los componentes PC1 (35.91%) y PC2 (24.50%) que representan el 60.40% de la varianza explicada. Seguido de los componentes PC3 (13.07%), PC4 (8.10%), PC5 (6.19%) y PC6 (5.32%) que representan el 32.68% restante (Figura 13).

El mayor aporte de la varianza explicada lo aporta el PC1 (35.91%) con los factores de temperatura, oxígeno disuelto, ancho del río, velocidad, profundidad y limo. En el segundo componente PC2 (24.50%) lo aportan las variables arena, piedra, pH, hojas y ramas-troncos. Mientras que los componentes PC3 (13.07%) se encuentran conductividad, en el PC4 (8.10%) se encuentran hojas, en el PC5 (6.19%) se presenta pH y en el PC6 (5.32%) se encuentra el porcentaje de sustrato de piedra.

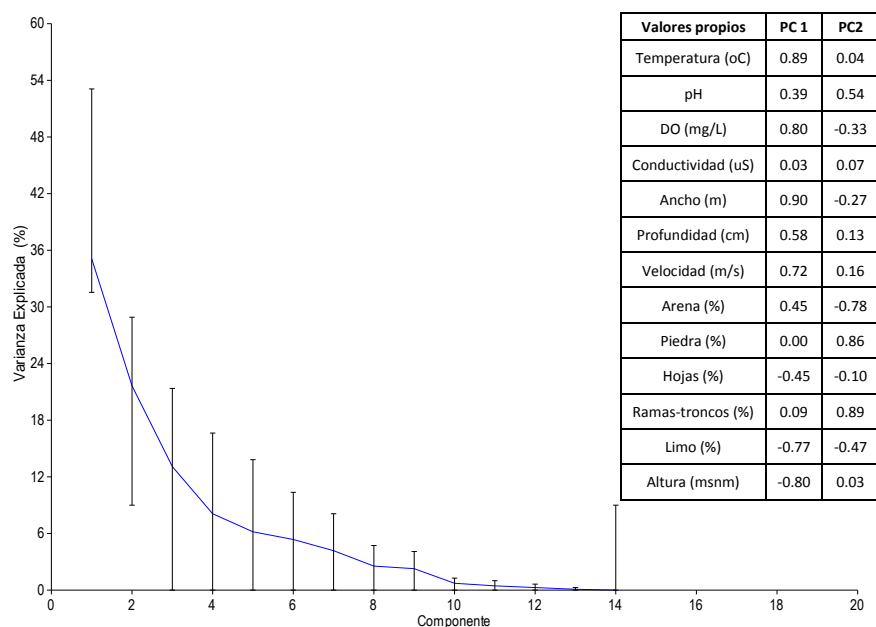


Figura 13. Varianza explicada porcentual por componentes del Análisis de Componentes Principales (ACP) de factores físico-químicos y estructura de hábitat de la subcuenca del río y valores propios de PC1 Y PC2 Acahuapa, 2011-2012.

En el Análisis de Componentes Principales ACP en el diagrama (biplot) por altura junto con las variables fisicoquímicas y la estructura del hábitat, representa el 60.40% de la varianza explicada (Figura 14). Los vectores en el extremo izquierdo del diagrama representan el mayor aporte dentro del análisis de componentes principales y se asocian a localidades de la cuenca baja, donde se encuentran en el extremo izquierdo superior los factores piedra, ramas-troncos, temperatura, pH, conductividad, velocidad, profundidad y en el lado inferior izquierdo se encuentran ancho de río, oxígeno disuelto y arena. A lo largo del extremo derecho inferior, se encuentra los porcentajes de limo y hojas asociado a localidades de la cuenca media y alta. En el biplot se observa el mayor aporte de la varianza explicada en el PC1 (35.91%) con los factores de temperatura, ancho del río, oxígeno disuelto, velocidad,

profundidad y limo. Mientras que en el segundo componente PC2 (24.50%) se encuentran ramas-troncos, pH, hojas, arena y piedra.

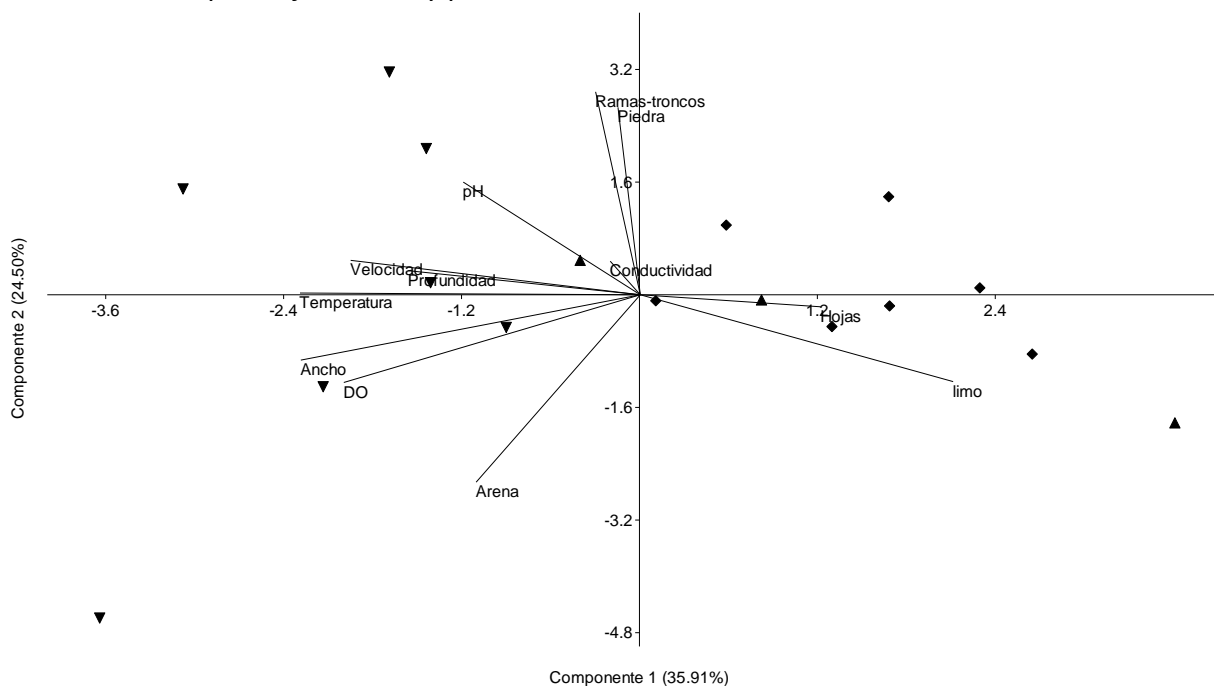


Figura 14. Análisis de Componentes Principales (ACP) comparando las variables físico-químicas del agua y la estructura del hábitat por estratificación por elevación; cuenca baja (▼), cuenca media (◆) y cuenca alta (▲) de la subcuenca del río Acahuapa, 2011-2012.

Los sitios de muestreo presentaron variaciones con respecto a los factores físicoquímicos del agua y la estructura del hábitat, donde los vectores oxígeno disuelto, ancho de río, temperatura, profundidad, velocidad, coordina en las localidades que corresponde la cuenca baja. Los vectores piedras, ramas-troncos y hojas limo coordina con las localidades correspondientes a la cuenca alta y media. De acuerdo con ACP, el limo junto con la presencia de hojas fue inversamente proporcional con el pH y la velocidad.

5.8 Análisis de factores físico-químicos, estructura de hábitat, abundancia y composición de especies.

Los resultados del ACP reflejan mayor aporte de las variables de temperatura, pH, oxígeno disuelto, profundidad, ancho de río, velocidad, arena, hojas, ramas-troncos, piedra y limo, por lo que se descarta el factor de conductividad por su bajo aporte al análisis. Los resultados del Análisis de Correspondencia Canónica (CCA) refleja relaciones entre 11 factores físicoquímicos del agua y estructura del hábitat, la composición y abundancia de 18 especies de peces catalogadas como permanentes y cíclicas dentro de las 17 localidades en los 5 muestreos. El análisis de permutación (n=1000) refleja una relación lineal significativa ($p < 0.05$) entre los sitios, datos de especies y datos de variables. Los valores

altos de la varianza explicada del CCA se obtiene por los componentes 1 (33.50%) y 2 (22.35%) que representan el 55.85% de la varianza explicada.

En el triplot de correspondencia canónica CCA (Figura 15) se observa en el extremo derecho superior la variable limo, mientras que en el extremo derecho inferior se observa las variables piedra, ramas-troncos (Ram-tron). En el extremo izquierdo superior se observa las variables de temperatura (T), hojas y arena, mientras que en el extremo izquierdo inferior se observa las variables de pH, oxígeno disuelto (OD), profundidad (Profun), ancho de río, velocidad (Vel).

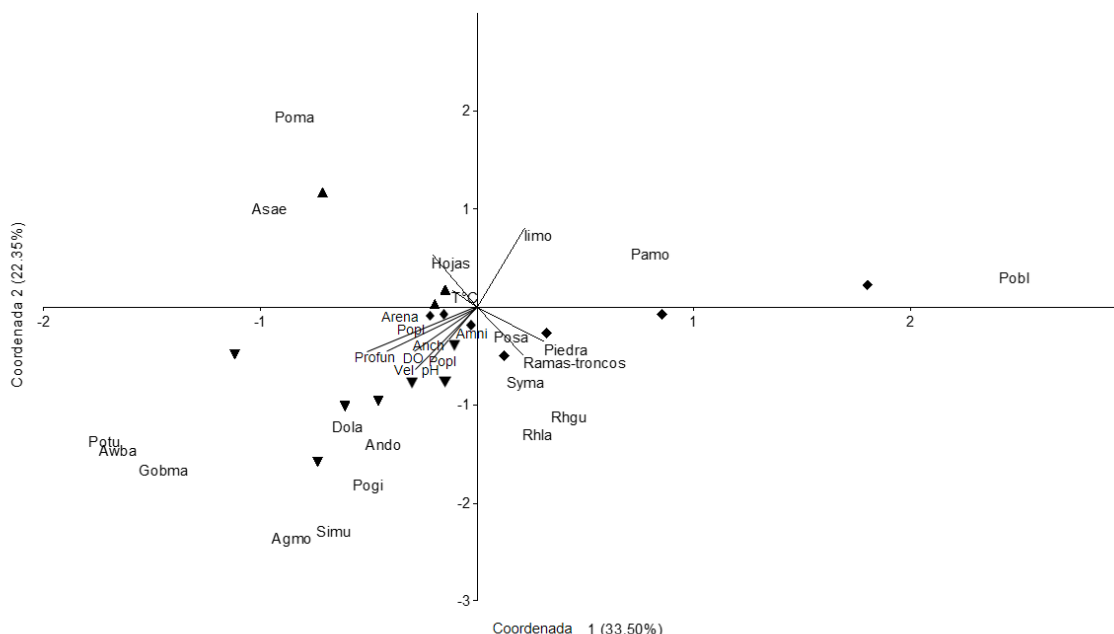


Figura 15. Análisis de Correspondencia Canónica (ACC) comparando las variables físico-químicas del agua, la estructura del hábitat, abundancia de especies por estratificación de elevación; cuenca baja (▼), cuenca media (◆) y cuenca alta (▲) de la subcuenca del río Acahuapa, 2011-2012.

Al analizar los factores ambientales y las localidades de muestreo del triplot de correspondencia canónica ACC se observa relaciones entre los factores de ancho de río, oxígeno disuelto, velocidad, pH y profundidad con localidades de la cuenca baja y se observa una relación con los factores de piedras, ramas-troncos y limo con localidades de la cuenca media, mientras que los factores hojas, temperatura y arena presenta relación con las localidades de la cuenca alta.

Al analizar los valores por especies del triplot de correspondencia canónica ACC (Figura 16) se visualiza tres agrupaciones de especies por ubicación a lo largo del gradiente de elevación y variables ambientales, el primer grupo es *Astyanax aeneus* (Asae) y *Poecilia marcelinoi* (Poma), estas especies se distribuyeron a lo largo de la cuenca, pero se encontraron en

mayor abundancia en los sitios de mayor elevación en la cuenca alta y mayor porcentaje de hojas y presenta mayor relación con la variable temperatura.

El segundo grupo está formado por *Amatitlania nigrofasciata* (Amni), *Parachromis motaguensis* (Pamo), *Poeciliopsis pleurospilus* (Popl), *Poecilia salvatoris* (Posa), *Poecilia bluteri* (Pobl), *Rhamdia laticauda* (Rhla), *Rhamdia guatemalensis* (Rhgu) y *Synbranchus marmoratus* (Syma), especies que están relacionadas con sitios de menor elevación en la cuenca media en aguas de moderadas a bajas velocidades y sustratos de piedra y rama-troncos. Al analizar estos resultados se observa mayor abundancia y presencia de especies que están adaptadas a hábitats de poca velocidad de aguas turbias.

El tercer grupo está constituido por *Poecilia gillii* (Pogi), *Anableps dowei* (Ando), *Poeciliopsis turrubarensis* (Potu), *Awaous banana* (Awba), *Gobiomorus maculatus* (Goma), *Agonostomus monticola* (Agmo), *Sicydium multipunctatum* (Simu) y *Dormitator latifrons* (Dola), especies que se relacionan con los sitios bajos en la cuenca baja y se caracterizan por valores altos de ancho de río, profundidad, oxígeno disuelto, velocidad y pH. Al analizar estos resultados se observa mayor abundancia y presencia de especies que están adaptadas a hábitats de rápidos, dado al incremento de caudal favorece a mayor velocidad en estas localidades por lo que se incrementa los valores de oxígeno disuelto.

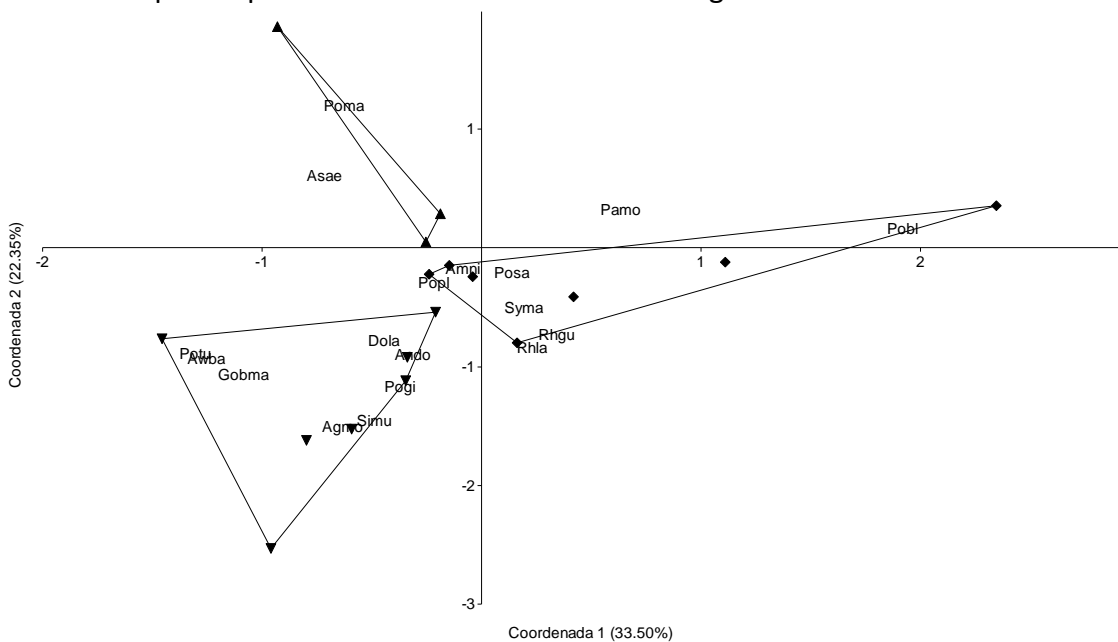


Figura 16. Análisis de Correspondencia Canónica (ACC) comparando la composición y abundancia de especies por estratificación, cuenca baja (▼), cuenca media (◆) y cuenca alta (▲) en la subcuenca del río Acahuapa, 2011-2012.

VI. DISCUSIÓN

Con respecto a la composición de especies, la subcuenca del río Acahuapa presenta una riqueza ictiológica muy importante desde el punto de vista económico, nutricional y científico. Se registra 32 especies que representa el 33.33% de la especies de agua dulce para El Salvador (McMahan *et al.* 2011). No obstante, este valor podría aumentar al integrar otras técnicas de colecta o el aumento de muestreos en la subcuenca.

Algunos registros de especies en el presente estudio representan ampliación de distribución para la región hidrográfica del río Lempa (McMahan *et al.* 2011), tal es el caso de *P. bluteri*, *A. monticola*, *M. curema*, *D. latifrons*, *E. picta*, *A. banana*, *S. multipunctatum*, *B. armata*, *A. mazatlanus* y *C. steindachneri*. Es probable que al igual que estas especies, otras de origen marino logren recolonizar ríos de las diferentes regiones hidrográficas del país, pero la falta de publicación de los datos y la falta de estudios dentro de ecosistemas dulceacuícolas, hacen difícil hacer comparaciones sobre la estructura y distribución de la ictiofauna local.

Las familias con mayor abundancia para el presente estudio fueron los Characidae, Poeciliidae y Cichlidae que constituyeron el 46.88% de la riqueza y el 90.48% de las abundancias totales. Estos resultados son consecuentes con estudios realizados en la región, que registran especies representantes de éstas familias como las más dominantes y con amplia distribución en ríos y quebradas de Centro América y México (Bussing y López 1977, Angermeier y Karr 1983, Esselman *et al.* 2006, Espinoza, 2007, Espinoza, 2008, Rojas y Rodríguez, 2008, López *et al.* 2009, Miller 2009, Trujillo *et al.* 2010).

La familia Characidae con sus dos representantes *A. aeneus* y *R. bouchellei*, mostró distribución sectorizada por parte de ambas especies a lo largo de la subcuenca. Estos resultados coinciden con lo mencionado por Bussing (2002) y Miller (2009), que describen a *R. bouchellei* como una especie que prefiere localidades menores a 200 msnm en aguas profundas tranquilas y *A. aeneus* como una especie que habita localidades hasta los 1100 msnm. Esto explica la presencia restringida de *R. bouchellei* en la cuenca baja y la amplia distribución de *A. aeneus* dentro de ríos y quebradas de los tres estratos de la subcuenca.

Los poecílicos, por su lado, su distribución fue amplia y representaron el 77.03% de las abundancias totales. Según Meffe y Snelson (1989) los poecílicos tienen alta tolerancia a variaciones de temperatura, cambio de salinidad y tienen una gran capacidad de colonización y amplio espectro trófico que les permite dominar con gran éxito diferentes hábitats. Esto puede explicar muy bien la amplia distribución de *P. salvatoris*, *P. marcellinoi*, *P. bluteri* y *P. pleurospilus* y su dominio dentro de los tres estratos de la subcuenca.

Mientras que *P. bluteri*, solo se registró en la cuenca media y *P. turrubarensis* y *P. gillii* se registraron en la cuenca baja. Según Bussing (2002) y Miller (2009), estas especies son comunes en hábitats en tierras bajas cercanas a desembocaduras en ríos y quebradas de moderada velocidad y profundidad, razón que puede explicar la presencia sectorizada en la cuenca baja y media en aguas profundas en la cercanías de la desembocadura de la subcuenca en comparación con otros poecílidos registrados en el presente estudio.

Por otro lado, la familia Cichlidae, presentó una distribución diferenciada por altura a excepción de *A. nigrofasciata* que presentó amplia distribución en los tres estratos de la subcuenca. Esto concuerda con Bussing y López (1977), que registra a ésta especie como dominante en ríos hasta los 1000 msnm. Mientras que las *P. motaguensis*, *A. macracanthus*, *A. longimanus* y *A. trimaculatus* se restringieron en la cuenca baja hasta los 177 msnm, altura que según Miller (2009) y Bussing y López (1977), éstas especies son comunes. Pese a ello, sus capturas fueron bajas y solo se obtuvo un individuo por especie en el presente estudio. Consultas con los pescadores locales sobre las abundancias y registros de estas especies en la subcuenca, señalaron que su captura ha disminuido en los últimos años y que solo son comunes dentro del río Lempa.

Se registró a *O. niloticus* “tilapia” y *P. managuensis* “guapote tigre” como especies exóticas para la subcuenca, se cree que la práctica de la acuicultura que se promueve dentro de la laguna de Apastepeque y estanques artificiales en la cercanías de ríos de la subcuenca pueden ser una de las causas de la introducción, sin embargo no se descarta la recolonización de estas especies por los afluentes del río Lempa. Es difícil estimar el impacto de estas especies dentro de la estructura comunitaria de la subcuenca por escasos de datos en el presente estudio, sin embargo, algunos autores establecen que existe competencia por el hábitat y alimento, así como la introducción de enfermedades que incide en el desplazamiento de las poblaciones nativas dentro de los ecosistemas acuáticos (Gonzales 1995, Vázquez 2002, Allan y Castillo 2007).

La presencia de especies estuarinas favoreció el incremento de la composición de peces para la subcuenca, solo el 12% corresponde a especies primarias que cumplen su ciclo de vida estrictamente en agua dulce, mientras que el 88% representa especies secundarias y periféricas, que ingresan al sistema o migran a lo largo del año para realizar procesos de reproducción o búsqueda de refugio y alimento. Estos datos coinciden con diferentes autores que determinan el comportamiento migratorio como un elemento que incide el aumento o disminución de las poblaciones dentro de los sistemas fluviales (Welcomme 1992, Wootton 1992, Granado 2000, Sabater *et al.* 2009).

Dentro de éstas migraciones, se registró *A. monticola* como pez periférico catádromo que requiere trasladarse al estuario para reproducirse (Cruz 1987). Durante los muestreos, se capturó mayor número de jóvenes con tallas entre los 4.0-5.0 cm en noviembre en la cuenca baja y mayor número de adultos entre los 17.0-25.5 cm en junio, agosto y mayo en la cuenca media. Esto coincide con Cruz (1987) y Anderson (1957) que registran la incorporación de jóvenes entre 1.9-3.7 cm de talla en los meses de noviembre a enero y concuerda con Phillip (1993) y Eslava (2011), que registran el periodo de reproducción para *A. monticola* entre junio y octubre en la estación lluviosa período que favorece la migración de adultos hacia aguas salobres para el desove por el aumento del flujo del caudal.

A. monticola es uno de los peces más buscados por pescadores locales y fue evidente mayor mortalidad de individuos de esta especie por envenenamiento del río como técnica de captura. La protección de *A. monticola* depende de la conservación de las condiciones ambientales del ecosistema, ya que se registró alta relación con variables de ancho de río, profundidad y velocidad, así como variables de oxígeno disuelto y pH. Esto coincide con diferentes autores (Bussing y López 1977, Cruz 1987, Lyons y Schneider 1990, Bussing 2002, Miller 2009) que describen a *A. monticola* como una especie vulnerable ante cambios del ecosistema por la disminución de velocidad del cauce por desvíos de regadíos, establecimiento de pequeñas represas y alteración química del agua.

Se registran a *G. maculatus*, *S. multipunctatum* y *A. banana* como peces periféricos que se desplazan entre aguas salobres y agua dulce a lo largo de su ciclo de vida (Lyons y Schneider 1990, Lyons 2005, Lasso y Lasso 2007, Miller 2009). En el caso de *S. multipunctatum*, se capturó mayor cantidad de individuos adultos entre 12.0-19.25 cm en los meses de junio y noviembre en la época lluviosa, mientras que en febrero y mayo se capturó mayor número de jóvenes entre los 6.12-7.0 cm. Estos resultados coinciden con Miller (2009), que registra el inicio de migraciones de jóvenes río arriba en los meses de febrero y marzo. Sin embargo, estos patrones migratorios no están claros, autores como Carr y Giovannoli (1950), registra individuos de 6.0 cm junto con adultos a lo largo del año, por lo que no se descarta la posibilidad de que todo el ciclo de vida se desarrolle en agua dulce, por lo que se sugiere dirigir estudios sobre patrones reproductivos que permitan esclarecer su compartimento en el ecosistema.

Por otro lado, *G. maculatus* su reproducción se lleva a cabo en aguas salobres y sus jóvenes logran habitar agua dulce (Bussing 2002). Los valores mínimos de tallas obtenidos en agosto, noviembre y las máximas en febrero y mayo, difieren de lo mencionado por Miller (2009), donde expresa mayor captura de jóvenes en febrero y finales de abril, sin embargo, los datos coinciden con Alpirez (1985), que describe mayor captura de adultos de enero a

julio. Es probable que esta especie no presente un comportamiento migratorio determinado y utilice el hábitat como sitio de refugio, alimentación y reproducción todo el año, es por ello que se debe hacer más estudios sobre aspectos reproductivos para determinar su comportamiento dentro de la subcuenca.

Se registró diferencias de talla por elevaciones en *A. monticola*, *A. aeneus*, *P. gillii*, *P. salvatoris*, *R. guatemalensis*, *R. laticauda* y *S. multipunctatum*. Mientras que *A. nigrofasciata*, *P. marcellinoi*, *P. pleurospilus* no registraron diferencias por estratificación de altura. De estas especies, solo ocho presentaron un mayor desarrollo de tallas en la cuenca baja a excepción de *R. laticauda* y *A. monticola* que se obtuvo en la cuenca media.

En el caso de *A. monticola* sus mayores tallas corresponden a la preferencia de hábitat de especímenes adultos en zonas de mayor altura por las condiciones de velocidad de río, mientras que los jóvenes se ubican en las desembocaduras de los ríos durante sus etapas iniciales de desarrollo (Anderson 1957, Cruz 1987, Phillip 1993, Miller 2009, Eslava 2011). En el caso de *R. laticauda*, las condiciones donde fue registrado los mayores valores de tallas, corresponde a localidades con fondos de moderada velocidad con sustrato rocoso, condiciones ambientales favorables para el desarrollo de esta especie por su preferencia de hábitat (Miller 2009). Mientras que el desarrollo de mayores tallas sobre la cuenca baja del resto de especies analizadas, se puede explicar por el incremento de las variables de hábitat de profundidad y ancho de río que favorece a mayor disponibilidad de hábitat y alimento que permite mayor crecimiento y desarrollo de las especies (Matthews 1998).

El presente estudio detectó nueve especies anfídromas que se desplazaron entre agua salobre y agua dulce sin intervenir aspectos de reproducción u otra actividad ontogénica como *C. steindachneri*, *A. mazatlanus*, *B. armata*, *C. robalito*, *C. nigrescens*, *C. medius*, *M. curema*, *A. dowei*, *E. picta*, que fueron recolectados en la cuenca baja y en pocas ocasiones en localidades cercanas a la desembocadura con el río Lempa. Al igual que otros estudios (Lyons y Schneider 1990, Lyons y Mercado 1999, Rojas y Rodríguez, 2008), la mayor riqueza de especies se encontró en la cuenca baja en zonas cercanas a su desembocadura, ya que posee mayor ancho, profundidad, velocidad y diversidad de hábitat con capacidad de sostener mayor abundancia y diversidad de especies y proporciona mayores sitios de alimento y refugio.

El patrón de distribución de la íctiofauna de la subcuenca coinciden con investigaciones realizadas en diferentes ríos en Centro América y México (Espinoza 2007, Rojas y Rodríguez, 2008, López *et al.* 2009, Trujillo *et al.* 2010) y a lo propuesto por Vannote *et al.* (1980), Allan (1995) y Allan y Castillo (2007), que describen variaciones de la composición de especies en

los ríos, desde su nacimiento hasta la desembocadura, donde existe mayor riqueza y diversidad de especies en sus desembocaduras río abajo y disminuye río arriba. En el caso de la subcuenca se registra una riqueza de 19 especies para la cuenca baja, que disminuye a 10 especies en la cuenca media y cinco especies en la cuenca alta.

Al comparar los datos de distribución de especies con nMDS y ANOSIM, se aprecia dos grupos significativamente distintos por estratificación de altura, donde separa la cuenca baja de la cuenca media y alta. Esta segregación espacial entre ambos grupos, se debe, en gran medida, a la presencia de especies periféricas en la cuenca baja y media de la subcuenca que utilizan la zona cercana a la desembocadura con el río Lempa de manera esporádica. Según Miller (2009), muchas de las especies periféricas reportadas en el presente estudio, utilizan las desembocaduras de los ríos como áreas de crianza y alimentación durante los estadios tempranos de su desarrollo para evitar la depredación y competencia por recursos en los sistemas marinos, mientras que las especies presentes en la cuenca media y alta, son especies que hacen uso del ecosistema durante todo el año, en su mayoría especies primarias y secundarias.

La elevación y la recolonización de peces periféricos fue un factor que incidió en la estratificación de especies en la subcuenca. Esto resultó de acuerdo con diferentes autores (Lyons y Schneider 1990, Lyons y Mercado 1999, Esselman *et al.* 2006) que atribuyen a la elevación como un factor que puede explicar la composición, distribución de las especies en un río y a la recolonización de peces de origen marino como un factor que permite cambios en la riqueza por la adición y el flujo de especies con tolerancia a cambios de salinidad en un río.

El cambio de estacionalidad permitió variaciones en la composición química del agua y cambios en el flujo de caudal que afectó la composición del sustrato e incidió en la estructura del hábitat en los tramos de estudio. Los valores de ancho, profundidad y velocidad del río aumentaron a medida se acerca a la desembocadura con el río Lempa y disminuyeron progresivamente se incrementa la altura. Estas variaciones en los componentes ambientales estudiados incidieron dentro de la composición de los peces en los muestreos y se concuerda con estudios dentro de la región donde se evidencia una relación inversamente proporcional a la elevación y directamente proporcional al ancho y profundidad del río, la composición y abundancia de especies (Bussing y López 1977, Angermeier y Schlosser 1989, Espinoza 2007, Espinoza 2008, Rojas y Rodríguez 2008, López *et al.* 2009).

Al comparar los resultados de ACP y ACC, en el caso de los factores fisicoquímicos, se observó algunas relaciones importantes que corresponden a características individuales de los sitios de estudio más que una relación con las especies, mientras que la estructura de hábitat jugó un mayor papel en los valores de abundancia y composición de especies. Esto concuerda con Bussing y López (1977), Angermeier y Karr (1983), Welcomme (1992), Matthews (1998), Angermeier y Winston (1998) y Espinoza (2008), que describen las variables de velocidad, profundidad, ancho y tipo de sustrato desarrollan patrones comunitarios de riqueza, abundancia, distribución y diferentes asociaciones de los peces en un río.

Los resultados de ACC detectaron tres asociaciones de especies que se relaciona con diferentes factores ambientales por estratos de altura, en el caso de la asociación de *A. aeneus* y *P. marcelinoi*, se estableció relación de mayor abundancia de éstas especies en sustrato de hojas y arena en sitios con mayor elevación (509-519 msnm) y temperaturas bajas (24-25 °C) en la cuenca alta. Estos resultados concuerdan con Bussing (2002), que describe a las sardinas (Characidae) capaces de habitar localidades hasta los 1100 msnm y sobrevive en un ámbito de temperatura entre los 20 y 37° C, por lo general, formando cardúmenes sobre sustrato de algas, piedras, hojas y arena por lo que tienden a tener un mayor ámbito de distribución en los ríos y quebradas. Otros estudios en la región (Espinoza 2007, Espinoza 2008, López *et al.* 2009) comparten la relación entre *A. aeneus* con otros Poecílidos en diferentes tipos de sustratos como piedras, fangos y arena. Para el caso de *P. marcelinoi* no se cuenta con mucha información, actualmente solo se reporta en El Salvador en la cuenca del río Lempa y no se descarta su presencia en países vecinos y habita tanto agua dulce como salobre (Poeser 1995), para este estudio se encontró solo en la cuenca alta relacionada con valores de hojarasca.

La segunda asociación está conformado por *A. nigrofasciata*, *P. motaguensis*, *P. pleurospilus*, *P. salvatoris*, *P. bluteri*, *R. laticauda*, *R. guatemalensis* y *S. marmoratus* y se relaciona con sitios de menor elevación en la cuenca media con sustratos de piedra, ramas y troncos en aguas turbias de moderada velocidad. Esto concuerda con Bussing y López (1977) que registra un asocio entre *A. nigrofasciata*, *R. guatemalensis*, *R. laticauda*, *S. marmoratus* y algunos poecílidos en aguas de moderada a baja velocidad en hábitats con diversidad de sustrato. Este asocio puede explicarse muy bien por las adaptaciones fisiológicas y morfológicas de las especies, en el caso de *R. laticauda*, *R. guatemalensis* poseen barbillones que le permiten dominar aguas poco claras y detectar sus presas en aguas turbias (Bussing 2002). En el caso de *S. marmoratus* es una especie que prefiere hábitats de aguas moderadas con variedad de sustratos que facilita esconderse para capturar sus presas (Bussing 2002), mientras que para *A. nigrofasciata*, *P. motaguensis*, *P.*

pleurospilus, *P. salvatoris*, *P. bluteri* estas condiciones ambientales les favorece como hábitat ya que posee aguas de fácil dominio para su nado (Bussing 2002, Miller 2009).

Mientras que el tercer asocio está conformado por *P. gillii*, *A. dowei*, *P. turrubarensis*, *A. banana*, *G. maculatus*, *A. monticola*, *S. multipunctatum* y *D. latifrons* que se relacionaron con sitios de la cuenca baja con altos valores de ancho de río, profundidad, oxígeno disuelto, velocidad y pH. Esto concuerda con Bussing y López (1977), Lyons y Mercado (1999) y Espinoza (2007), que registran a *S. multipunctatum*, *A. banana*, *G. maculatus*, *D. latifrons* y *A. monticola* como especies comunes en sitios de rápidos con sustratos de piedras, en el caso de *S. multipunctatum* y *A. banana* se encuentran adaptado morfológicamente con un disco ventral que funciona como una ventosa que permite adherirse a rocas y soportar altas velocidades, así como *A. monticola* y *A. dowei* que presenta adaptaciones morfológicas que les permite soportar de altas a moderada velocidades dentro de los ríos (Miller 2009).

Otros estudios como Bussing y López (1977) y Cruz (1987), Lyons y Schneider (1990) sugieren que los cambios en la estructura de la comunidad de peces en un río, no son únicamente debido a factores abióticos como por ejemplo la temperatura, oxígeno disuelto, estructura de hábitat, sino que pueden ser influenciados por factores bióticos, como la depredación, acceso a fuentes de alimento y migración. Jackson *et al.* (2001) sugiere que los factores de competencia y depredación son lo suficientemente fuerte para incidir dentro de las comunidades de peces de agua dulce. Mientras que Angermeier y Winston (1998) sostienen que la competencia entre los peces de agua dulce no suelen estar saturado y son capaces de soportar altas abundancias, mientras que la depredación (Angermeier y Schlosser 1989, Matthews 1998) y la migración (Welcomme 1992, Wootton 1992, Granado 2000, Sabater *et al.* 2009) demuestra ser un factor que puede incidir en las variaciones de las abundancias y composición de especies en un río.

Los resultados obtenidos en el presente estudio, demuestra que existe relación entre los factores ambientales y los peces de agua dulce, sin embargo algunos patrones de comportamiento deberán ser más estudiados, ya que al igual que Bussing y López (1977), Cruz (1987), Lyons y Schneider (1990) y Matthews (1998), se considera que es necesario determinar estructura trófica y aspectos reproductivos de las especies para explicar la dinámica de las poblaciones un río. Este trabajo solo describe uno de muchos componentes que inciden en la dinámica de las poblaciones de la subcuenca y da insumos para que futuras investigaciones retomen éstos resultados y se incorporen otros aspectos ecológicos para una mayor comprensión de la ictiofauna local.

Estudios realizados en la subcuenca registran fuertes presiones antropogénicas que provienen principalmente de actividades agrícolas, ganaderas y del vertido de aguas servidas y la catalogan como un río de aguas pobres a regulares poniendo (Hernández *et al.* 2010, Pérez *et al.* 2010). Estas condiciones fueron observadas dentro de los muestreos, sin embargo, los valores de pH, oxígeno disuelto, temperatura y conductividad obtenidos se encontraron dentro de los valores aceptables para sostener vida acuática (Esquivel 2007) y se obtuvo una alta diversidad de peces que habitan esta subcuenca.

Las especies de peces presentes en la subcuenca muestran tolerancia a las condiciones ambientales existentes, es importante tener en cuenta estas adaptaciones e incluir este taxón para realizar valoraciones de calidad ambiental del agua dentro del río y no catalogar basado en un solo taxón (macro-invertebrados acuáticos) y pocas réplicas de muestreos para determinar su calidad, como se ha estado realizado en los últimos estudios (Hernández *et al.* 2010, Pérez *et al.* 2010), así mismo, el análisis periódico de la diversidad de especies permitirán observar variaciones dentro del ecosistema y ejecutar acciones de protección de la subcuenca, teniendo en cuenta que futuras modificaciones de las condiciones ambientales por procesos naturales, el impacto antropogénico o el latente cambio climático podrían alterar la estructura de hábitat (Carpenter *et al.* 1992, Ficke *et al.* 2007), afectando toda su biodiversidad y a las personas que hacen uso y depende de este recurso para subsistir (Schlosser 1991, Tejerina *et al.* 2005).

VII. CONCLUSIONES

- La subcuenca de río Acahuapa presenta una riqueza de 32 especies de peces dulceacuícolas donde el 47% de las especies se clasifica como secundarios, 41% como periféricas y 12% como primarias. Según clasificación por presencia durante los muestreos se obtuvo el 59% de las especies como migratorias, 31% como estacionales y el 10% como residentes. Se registró a *O. niloticus* y *P. managuensis* como especies introducidas para la subcuenca del río Acahuapa.
- Los peces periféricos son el grupo dominante en riqueza de especies dentro de la subcuenca del río Acahuapa cuya mayor riqueza se encuentra en la cuenca baja donde se registra 19 especies, seguido de la cuenca media donde se registra 10 especies y la cuenca alta donde solo se registra cinco especies.
- Los peces permanentes residentes representantes de las familias Poeciliidae y Cichlidae son las especies más abundantes dentro de la subcuenca del río Acahuapa, mientras que los peces cíclicos y migratorios presentaron bajas abundancia en las diferentes localidades de muestreo de la subcuenca.
- La subcuenca del río Acahuapa presenta dos grupos distintivos por composición de especies y por estratificación de altura, donde se separa las especies de la cuenca baja con los de la cuenca media y alta. Esta segregación espacial entre ambos grupos se debe en gran medida por las condiciones ambientales entre los estratos y a la presencia de especies periféricas en la subcuenca que utilizan la zona cercana a la desembocadura con el río Lempa en la cuenca baja.
- Existe diferencia significativa de talla por elevación de *A. monticola*, *A. aeneus*, *P. gillii*, *P. salvatoris*, *R. guatemalensis*, *R. laticauda* y *S. multipunctatum* dentro de la subcuenca del río Acahuapa. Los mayores valores de tallas se obtuvieron dentro de la cuenca baja en localidades con mayor disponibilidad de hábitat a excepción de *R. laticauda* que se registró en la cuenca media que responde a condiciones específicas del sitio de registro, al igual que *A. monticola* sus mayores valores de talla se encontraron en la cuenca media lo cual responde a patrones conductuales de la especie donde los adultos habitan las zonas altas de los ríos.
- La temperatura, oxígeno disuelto, pH y conductividad se encontraron dentro de los ámbitos aceptables para sostener vida acuática y presentaron variaciones producto de los cambios de caudal durante los muestreos en la estación seca y lluviosa. Dentro de estos

factores solo la temperatura, pH y oxígeno disuelto y la heterogeneidad de hábitat producto de las variables de velocidad, profundidad, ancho y sustrato del río que presentaron mayor relación con la abundancia y composición peces que favoreció a la formación de tres asociaciones de especies distintivas a lo largo de la subcuenca del río Acahuapa.

VIII. RECOMENDACIONES

El presente estudio es una investigación descriptiva de las múltiples interacciones entre los peces de agua dulce con los factores fisicoquímicos del agua y estructura de hábitat, sin embargo, se detectaron aspectos importantes que se deben considerar para su posterior estudio:

- Se recomienda estudiar aspectos de reproducción y dieta de las diferentes poblaciones existentes en la subcuenca del río Acahuapa de manera que permitan comprender la dinámica entre las diferentes poblaciones y aspectos conductuales importantes de las especies.
- Estudios posteriores se debe considerar análisis de DBO (Demanda Biológica de Oxígeno) para determinar los niveles de calidad del agua con los peces de agua dulce, a fin de establecer relación de los peces como indicadores de calidad ambiental del agua.
- Se recomienda el uso de diferentes técnicas de captura para estudios posteriores en los sistemas fluviales, en donde se incluya electropesca, redes de mano, chinchorro, atarrayas y arpón con la finalidad de obtener y recolectar la mayor información de la composición de especies de un río.
- Es importante realizar esfuerzo de educación a todos los niveles para dar a conocer la riqueza de peces de agua dulce como una estrategia de divulgación y conservación de este recurso.
- Se recomienda realizar estudios dentro de la pesca artesanal y sus impactos dentro de la pesquería local para realizar acciones de manejo que permitan mantener un uso sostenible del éste importante recurso, así como prohibir el uso de pesticidas como técnicas de captura ya que repercuten dentro de la salud del ecosistema y atenta contra la salud del hombre.

IX. REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

- ALLAN J. Y CASTILLO M. 2007. Stream Ecology. Structure and function of running waters. Michigan. EEUU. 436 p.
- ANDERSON W. W. 1957. Larval forms of the freshwater mullet (*Agonostomus monticola*) from Open Ocean off the Bahamas and South Atlantic Coast of the United States. U.S. Fish Wildl. Serv. Fish. Bull. 120, Vol. 57; 415-425.
- ANGERMEIER P. L. Y KARR J. R. 1983 .Fish communities along environmental gradients in a system of tropical streams. Environmental Biology of Fishes. 9 (2), 117-135.
- ANGERMEIER P. L. Y I. J. SCHLOSSER. 1989. Species-area relationship for stream fishes. Ecology 70: 1450-1462.
- ANGERMEIER P. L. Y WINSTON M. R. 1998. Local vs. regional influences on local diversity in stream fish communities of Virginia. Ecology, 79, 911-927.
- ALPIREZ Q. O. 1985. Taxonomía, Biología y Ecología de la guavina (*Gobiomorus maculatus*) (Gunther, 1859) (Pises: Eleotridae) de las planicies costeras de la vertiente del Pacífico de Costa Rica. Tesis de Maestría. Instituto de Ciencias del Mar y limnología, UNAM. Mazatlán, México.
- BUSSING W. 2002. Peces de las aguas continentales de Costa Rica. Editorial Universidad de Costa Rica, San José, Costa Rica. 468p.
- BUSSING W. A. AND LÓPEZ M. I. 1977. Distribución y aspectos ecológicos de los peces de las cuencas hidrográficas de Arenal Bebedero y Tempisque, Costa Rica. Revista de Biología Tropical, 25, 13-37.
- BOESEMANN M. 1956. Sobre un colección de peces de la República de El Salvador. Comun. Inst. Trop. Invest. Se. El Salvador, año 5, 2/3,75-88.
- BRAVO N. E. Y YÁNEZ A. A. 1979. Ecología en la boca de Puerto Real, Laguna de Términos. Centro Cienc. Mar & Limnol. Univ. Nal. Auton. México 6: 125-182. MAGURRAN, A. E. 1988. Ecological diversity and its measurement. Princeton University, New Jersey, 179 p.
- CARR, A. F. AND L. GIOVANNOLI. 1950. The fishes of the Choluteca drainage in Southern Honduras. Occ. Pap. Mus. Zool., Univ. Mich. 523: 1-38.

- CARPENTER S.R., FISHER S.G, GRIMM N.B Y KITCHELL J.F. 1992. Global change and freshwater ecosystems. *Annual Reviews Ecology and Systematics* 23: 119-139.
- CAYUELA L. 2010. Análisis Multivariante. Universidad de Granada. 179 p.
- CASTRO A. R., 1976. Íctiofauna y algunas determinaciones físico-químicas en el Río Lempa. Universidad de El Salvador.
- CUADRAS C.M. 2007. Nuevos Métodos de Análisis Multivariante. CMC editores. Barcelona. España. 252 p.
- CUÉLLAR N. 2001. La contaminación del agua en El Salvador: Desafíos y respuestas institucionales. Programa Salvadoreño de Investigación Sobre Desarrollo y Medio Ambiente PRISMA. 43, 16 p.
- CRUZ G. A. 1987. Reproductive biology and feeding habits of cuyamel, *Joturus pichardi* and tepemechin, *Agonostomus monticola* (Pisces, Mugilidae) from Rio Platano, Mosquitia, Honduras. *Bulletin of Marine Science* 40:63-72.
- DIRECCIÓN GENERAL DE ESTADÍSTICA Y CENSOS DIGESTYC. 2007. VI Censo de Población y V de Vivienda. Tomo IV; Volumen I: Municipios Características Generales. República de El Salvador.
- ESLAVA P. E. Y DÍAZ R. V. 2011. Reproducción de *Joturus pichardi* y *Agonostomus monticola* (Mugiliformes: Mugilidae) en ríos de la Sierra Nevada de Santa Marta, Colombia. *Rev. Biol. Trop.* 59 (4): 1717-1728.
- ESPINOZA M. 2007. Composición y estructura de las comunidades de peces del río La Cañaza, Pacífico Sur de Costa Rica. *Brenesia*. 67: 35-43.
- ESPINOZA M. 2008. Sondeo ecológico rápido de las comunidades de peces tropicales en un área de explotación minera en Costa Rica. *Rev. Biol. Trop.* 56 (4): 1971-1990.
- ESSELMAN P.C., FREEMAN M.C. Y PRINGLE C.M. 2006. Fish-assemblage variation between geologically defined regions and across a longitudinal gradient in the Monkey River basin, Belize. *Journal of the North American Benthological Society* 25: 142-156.
- ESQUIVEL O. 2007. Informe Final Diagnóstico Nacional de la Calidad Sanitaria de las Aguas Superficiales de El Salvador. MARN-BID-1209/OC-ES No.60/2006. 156 p.

- FICKE A.D., MYRICK C. A., HANSEN L. J. 2007. Potential impacts of global climate change on freshwater fisheries. *Rev. Fish Biol.* 17, 581–613.
- GARCÍA H. 2008. Algunos conceptos de análisis multivariado con aplicación a la Investigación pedagógica. Universidad de Nariño. 43 p.
- GONZÁLEZ R. 1995. Los peces nativos en vías de extinción en las aguas continentales de El Salvador. Unión Europea-OLDEPESCA. Programa Regional de Apoyo al Desarrollo de la Pesca en el Istmo Centroamericano PRADEPESCA. 57 p.
- GONZÁLEZ B. E., AGUILAR M. Y OCHOA A. 2004. Análisis de amenazas potenciales para la prevención de desastres naturales en la subcuenca del río Acahuapa, San Vicente. Tesis de Ingeniería Civil. Universidad de El Salvador, El Salvador.
- GRANADO L. C. 2000. Ecología de comunidades: el paradigma de los peces de agua dulce. Universidad de Sevilla. 282 p.
- GREENACRE M. 2008. La práctica del análisis de correspondencias. Universidad de Pompeu Fabra. 277 p.
- GROOS M. R., COLEMAN R. M. Y MCDOWALL R. M. 1988. Aquatic Productivity and the Evolution of Diadromous Fish Migration. *Science*. 239, 1291-1293.
- GUTIÉRREZ A. J. 2005. Estudio del ensamble de peces de la subcuenca del Rio Traiguen, IX región, y su relación con la calidad del agua. Universidad Católica de Temuco, Chile. 98 p.
- HERNÁNDEZ M.A D., PÉREZ L., SERRANO C.J.M., SERMEÑO C. M.R., PANIAGUA C., SPRINGER M. Y MONTERROSA U.A.J. 2010. Atlas geográfico de los insectos acuáticos indicadores de calidad ambiental de los ríos de El Salvador. Proyecto Universidad de El Salvador (UES)-Organización de los Estados Americanos (OEA). Editorial Universitaria UES, San Salvador, El Salvador. 37 p.
- HILDEBRAND S. 1925. Fishes of the Republic of El Salvador, Central America. *Bull. Bur. Fish* 41:237-287.
- HOEINGHAUS D. J., WINEMILLER K. O. Y BIRNBAUM J. S. 2007. Local and regional determinants of stream fish assemblage structure: inferences based on taxonomic vs. functional groups. - *J. Biogeogr.* 34: 324-338.

- JACKSON, D. A., PERES N. P. Y OLDEN, J. D. 2001. What controls who is where in freshwater fish communities – the roles of biotic, abiotic, and spatial factors. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 58, 157-170.
- LAKE P. S. 2000. Disturbance, patchiness, and diversity in streams. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 2000, 19(4):573–592.
- LASSO A. O. Y LASSO C. A. 2007. Revisión taxonómica del género *Awaous Valenciennes* 1837 (Pisces: Perciformes, Gobiidae) en Venezuela, con notas sobre su distribución y hábitat. *Memoria*. 2007, vol.67, n.168.
- LÓPEZ L. E., SEDEÑO D.J., LÓPEZ R. F. Y TRUJILLO J.P. 2009. Spatial and seasonal distribution patterns of fish assemblages in the río Champotón, southeastern Mexico. *Rev. Fish. Biol. Fisheries*. 21:127–142.
- LOBÓN C. J. 1991. Dinámica de poblaciones de peces de ríos, Pesca eléctrica y métodos de capturas sucesivas en la estima de abundancias. Madrid. Monografías del Museo Nacional de Ciencias Naturales. 157 p.
- LYONS J. 2005. Distribution of *Sicydium Valenciennes* 1837 (Pisces: Gobiidae) in Mexico and Central America. *Hidrobiología*. 15: 239-243.
- LYONS J. Y MERCADO S. 1999. Patrones taxonómicos y ecológicos entre comunidades de peces de ríos y riachuelos en el oeste de México. *Anales del Instituto de Ictiología, Universidad Nacional Autónoma de México. Serie Zoológica* 70 (2): 169-190.
- LYONS J. Y SCHNEIDER D. W. 1990. Factors influencing fish distribution and community structure in a small coastal river in South-Western Costa Rica. *Hydrobiologia*, 203, 1-14.
- MAGURRAN, A. E. 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Princeton University Press, Princeton, USA. New Jersey, 179 p.
- MARTÍNEZ S. F., 2006. Distribución y abundancia del pez machorra *Atractosteus tropicus* en el Zanjón El Chino, del municipio de San Francisco Menéndez, Ahuachapán, El Salvador. Universidad de El Salvador.
- MATAMOROS W., CARRASCO J. C., RIVERA S. Y PORTILLO H. 2011. Manual de Protocolos armonizados en la conformación del modelo de evaluación y monitoreo de la biodiversidad Centroamericana. Comisión Centroamericana de Ambiente y Desarrollo. 128 p.

- MATTHEWS W. J. 1998. Patterns in freshwater fish ecology. Chapman y Hall. New York. 672 p.
- MAZZONI R., FENERICH V. N. Y CARAMASCHI E. P. 2000. Electrofishing as a sampling technique for coastal stream fish populations and communities in the southeast of Brazil .Rev. Brasil. Biol 60(2): 205-216.
- MEFFE K. G Y SNELSON F. F. 1989. An ecological overview of poeciliid fishes. In: Meffe KG, Snelson FF Jr (eds) Ecology and evolution of livebearing fishes. Prentice Hall, Nueva Jersey, pp 13–31.
- MCDOWELL R. M. 2007. On amphidromy, a distinct form of diadromy in aquatic organisms. Fish and Fisheries. 8, 1–13.
- MCMAHAN C.D., MATAMOROS W. A., ÁLVAREZ F.S., HENRÍQUEZ W. Y., RECINOS H. M., CHAKRABARTY P., BARRAZA E. Y HERRERA N. 2011. Checklist of the Inland Fishes of El Salvador. Zootaxa 3608 (6): 440–456.
- MILLER R. R. 2009. Peces dulceacuícolas de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México. 559 p.
- MINISTERIO DEL MEDIO AMBIENTE Y RECURSOS NATURALES (MARN) Y PROGRAMA DE LAS NACIONES UNIDAS PARA EL DESARROLLO. 2006. Informe del estado actual del medio ambiente en El Salvador. 161 p.
- MYERS G.S. 1949. Salt-tolerance of Fresh-water Fish Groups in Relation to Zoogeographical Problems. Bijdragen tot de Dierkunde. 28: 315-322.
- ORELLANA A. 1992. Inventario preliminar de los peces de agua dulce y marinos de El Salvador, América Central Parte I, SEMA, Septiembre. 174 p.
- ORGANIZACIÓN DE LAS NACIONES UNIDAS PARA LA AGRICULTURA Y LA ALIMENTACIÓN (FAO). 2000. Sistema de Información sobre el Uso del Agua en la Agricultura y el Medio Rural de la FAO.
- ORGANIZACIÓN DE LAS NACIONES UNIDAS PARA LA AGRICULTURA Y LA ALIMENTACIÓN (FAO). 2005. Guía del administrador pesquero; medidas de ordenación y aplicación. 239 p.
- PARDO I., GARCÍA L., DELGADO C., COSTAS N. Y ABRAÍN R. 2010. Protocolos de muestreo de comunidades biológicas acuáticas fluviales en el ámbito de las Confederaciones

Hidrográficas del Miño-Sil y Cantábrico. Convenio entre la Universidad de Vigo y las Confederaciones Hidrográficas del Miño-Sil y Cantábrico. 65p.

PÉREZ D L., SERRANO C.J.M., SERMEÑO C., SPRINGER M. *et al.* 2010. Clasificación de la calidad del agua de los principales ríos de El Salvador y su relación con las poblaciones de macroinvertebrados acuáticos. Universidad de El Salvador (UES)-Organización de los Estados Americanos (OEA). Editorial Universitaria UES, San Salvador, El Salvador. 84 p.

PLAN REGIONAL DE PESCA Y ACUICULTURA CONTINENTAL (PREPAC), 2005. Inventario de cuerpos de agua continentales de El Salvador, con énfasis en la pesca y la acuicultura. Ministerio de Ganadería y Agricultura de El Salvador. 126 pp.

PHILLIP, A.D. 1993. Reproduction and feeding of the mountain mullet, *Agonostomus monticola*, in Trinidad, West Indies. *Env. Biol. Fish.* 37: 47-55.

POESER, F. N. 1995. Nonrandom variation in *Poecilia marcellinoi* n. sp. and *P. salvatoris* Regan, 1907 in El Salvador (Pisces, Poeciliidae). *Bijdragen tot de Dierkunde* 64 (4): 239-252.

POFF, N. L. 1992. Why disturbances can be predictable: a perspective on the definition of disturbance in streams. *Journal of the North American Benthological Society* 11:86–92.

PRINGLE, C.M, NAIMAN R.J., BRETSCHKO G., KARR J.R., OWWOOD M.W, WEBSTER J.R., WELCOMME R.L. Y M.J. WINTERBOURN. 1988. Patch dynamics in lotic systems: the stream as a mosaic. *Journal of the North American Benthological Society* 7:503-524.

ROJAS M. Y RODRÍGUEZ S. 2008. Diversidad y abundancia ictiofaunística del río Grande de Térraba, sur de Costa Rica. *Rev. Biol. Trop.* Vol. 56 (3): 1429-1447.

SABATER C. S., DONATO R. J. Y GIORGI A. 2009. Conceptos y técnicas en ecología fluvial, El río como ecosistema. Fundación BBVA. 23-38.

SERVICIO NACIONAL DE ESTUDIOS TERRITORIALES (SNET). 2012. Registros de precipitación y temperatura en El Salvador año 2012. Estación Meteorológica San Vicente.

SCHLOSSER I. J. 1991. Stream fish ecology: a landscape perspective. *BioScience* 41, 704-712.

- SOSTOA A., GARCÍA D. Y GARCÍA E. 2005. Metodología para el establecimiento del Estado Ecológico según la Directiva Marco del Agua. Protocolo de muestreos y análisis de la ictiofauna. Confederaciones Hidrográficas del Ebro y URS. Comisaría del Agua. 51 p.
- TEJERINA G. F.L., MALDONADO M. C., IBAÑEZ D., PONT N., ROSET Y OERDORFF T. 2005. Effects of natural and anthropogenic environmental changes on riverine fish assemblages: a framework for ecological assessment of rivers. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 48: 91-108.
- TRUJILLO J., LÓPEZ L. E., DÍAZ P. E. Y CAMARGO J. 2010. Patterns in the distribution of fish assemblages in Río Amacuzac, Mexico: influence of abiotic factors and biotic factors. *Rev. Fish. Biol. Fisheries*. 20:457–469.
- VANNOTE R. L., MINSHALL G., W. CUMMINS K., W. SEDDEL J. R Y CUSHING C. E. 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37, 130-137.
- VÁZQUEZ J. 2002. Diagnóstico de las especies invasoras de fauna vertebrada y sus efectos sobre ecosistemas en El Salvador. Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales, 52 p.
- VELÁZQUEZ V. E. Y VEGA C. M. 2004. Los peces como indicadores del estado de salud de los ecosistemas acuáticos. *CONABIO. Biodiversitas* 57:12-15.
- VICENTÍN M., ORELLANO L., VANELLA O. Y BRUNI R. 2009. Equipo de Electropesca de mochila con Fuente Conmutada y baterías de 24V. Universidad Nacional de Córdoba. 4p.
- WELCOMME R.L. 1992. Cuencas fluviales. FAO, *Téc. Pesca*, (202):62 p.
- WOOTTON R. J. 1992. *Fish ecology*. Blackie Chapman y Hall. New York. 212 p.

X. ANEXOS

Familia Heptapteridae (Primario)



Rhamdia guatemalensis



Rhamdia laticauda

Familia Characidae (Primario)



Roeboides bouchellei



Astyanax aeneus

Familia Synbranchidae (Secundario)



Synbranchus marmoratus

Familia Cichlidae (Secundario)



Amphilophus trimaculatus



Amphilophus longimanus



Parachromis motaguensis



Amatitlania nigrofasciata



Amphilophus macracanthus



Parachromis managuensis



Oreochromis niloticus

Familia Poeciliidae (Secundario)



Poecilia salvatoris



Poecilia gillii



Poecilia marcellinoi



Poecilia bluteri



Poeciliopsis turrubarensis

Anexo 1. Especies registradas de las familias Heptapteridae, Synbranchidae, Cichlidae y Poeciliidae de la subcuenca del río Acahuapa, 2011-2012.



Poeciliopsis pleurospilus

Familia Mugilidae (Periférico)



Mugil curema



Agonostomus monticola

Familia Sciaenidae (Periférico)



Bairdiella armata

Familia Ariidae (Periférico)



Cathorops steindachneri

Familia Centropomidae (Periférico)



Centropomus medius



Centropomus nigrescens



Centropomus robalito

Familia Achiridae (Periférico)



Achirus mazatlanus

Familia Anablepidae (Periférico)



Anableps dowei

Familia Eleotridae (Periférico)



Dormitator latifrons



Gobiomorus maculatus



Eleotris picta

Familia Gobiidae (Periférico)



Awaous banana



Sicydium multipunctatum

Anexo 2. Especies registradas de las familias Poecillidae, Mugilidae, Scianidae, Ariidae, Centropomidae, Achiridae, Anablepidae, Eleotridae y Gobiidae de la subcuenca del río Acahuapa, 2011-2012.