

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN

FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES



EVALUACIÓN DE LA VEGETACIÓN RIPARIA, INSECTOS ACUÁTICOS Y
PECES, INFLUENCIADOS POR LAS VARIACIONES EN LA CALIDAD Y
CANTIDAD DE LOS CAUDALES DE LA CHENCA DEL RÍO SAN JUAN,
NUEVO LEÓN, MÉXICO.

TESIS DE MAESTRÍA

PRESENTADA COMO REQUISITO PARCIAL PARA OBTENER EL GRADO DE MAESTRÍA EN
CIENCIAS FORESTALES

PRESENTA

BIOL. SANJUANA GUERRA PÉREZ

LINARES, NUEVO LEÓN, MÉXICO

JULIO DEL 2000

TM

Z5991

FCF

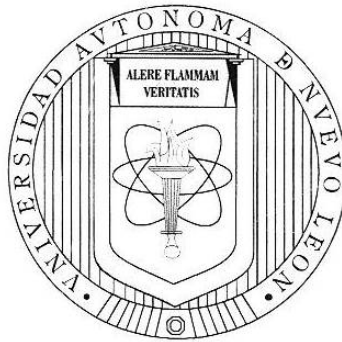
2000

G8



UNIVERSIDAD AUTONOMA DE NUEVO LEÓN

FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES



**EVALUACIÓN DE LA VEGETACIÓN RIPARIA, INSECTOS ACUÁTICOS Y
PECES, INFLUENCIADOS POR LAS VARIACIONES EN LA CALIDAD Y
CANTIDAD DE LOS CAUDALES DE LA CUENCA DEL RÍO SAN JUAN,
NUEVO LEÓN, MÉXICO.**

TESIS DE MAESTRÍA

PRESENTADA COMO REQUISITO PARCIAL PARA OBTENER EL GRADO DE MAESTRÍA EN
CIENCIAS FORESTALES

PRESENTA

BIOL. SANJUANA GUERRA PÉREZ

0138-84465

TM
25991
FOT
2000
68



FONDO
TESIS

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN

FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES

SUBDIRECCIÓN DE POSTGRADO

**EVALUACIÓN DE LA VEGETACIÓN RIPARIA, INSECTOS ACUÁTICOS Y
PECES, INFLUENCIADOS POR LAS VARIACIONES EN LA CALIDAD Y
CANTIDAD DE LOS CAUDALES DE LA CUENCA DEL RÍO SAN JUAN,
NUEVO LEÓN, MÉXICO.**

TESIS DE MAESTRÍA

PRESENTADA COMO REQUISITO PARCIAL PARA OBTENER EL GRADO DE MAESTRÍA EN
CIENCIAS FORESTALES

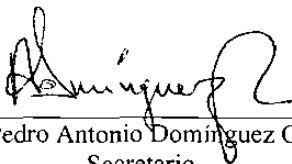
PRESENTA

BIOL. SANJUANA GUERRA PÉREZ

COMITÉ DE TESIS



Dr. José de Jesús Nívar Cháidez
Presidente



Dr. Pedro Antonio Domínguez Calleros
Secretario



Dr. Eduardo Estrada Castellón
Vocal

AGRADECIMIENTOS

Al Sistema de Investigación 'Alfonso Reyes' (CONACYT-SIREYES) por los apoyos financieros brindados, incluyendo una beca parcial a través del proyecto de investigación 970406033 "Perspectivas para el manejo sustentable de recursos hidrológicos en la cuenca del Río San Juan". La Universidad Autónoma de Nuevo León también contribuyó financieramente para la realización de este trabajo a través del Programa de Apoyo a la Investigación Científica y Tecnológica (PAICyT) con el proyecto CT203-99. Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por darme la oportunidad de realizar mis estudios de maestría por medio de una beca-crédito.

Al Dr. José de Jesús Návar Cháidez por su paciencia en la conducción del presente trabajo, consejos y sugerencias. Dr. Antonio Domínguez y al Dr. Eduardo Estrada por aceptar ser parte del comité de tesis, y sus contribuciones en la revisión del escrito.

Al Dr. Humberto Quiróz y al Dr. Salvador Contreras por ocupar parte de su valioso tiempo en las revisiones entomológicas e ícticas respectivamente, así como a su bien integrado equipo de trabajo, Biol. Ariadna Rodríguez y M.C. Maria Elena García.

A la Comisión Nacional del Agua (CNA) por los datos proporcionados al presente estudio, en especial al Ing. Doroteo Treviño y Ing. Dolores Guerra.

Al personal administrativo de la Facultad de Ciencias Forestales, a los maestros, alumnos y técnicos, así como a mis compañeros de generación y de laboratorio por hacer más agradable mi estancia en Linares.

A mi familia por el apoyo que hasta la fecha siempre me han brindado.

A todas aquellas personas que siempre estuvieron conmigo brindándome su apoyo en los momentos felices-tristes y que aún sin nombrarlas saben que las llevé guardadas en mi corazón. *Gracias*



Sanjuana Guerra Pérez

CONTENIDO

	Página
Contenido	i
Indice de tablas	iii
Indice de figuras	iv
Resumen	vi
Abstract	vii

CAPITULO I

La vegetación riparia y las variaciones en la cantidad y calidad de los caudales en la cuenca del Río San Juan, Nuevo León, México.

1.1. Resumen	1
1.2. Abstract	2
1.3. Introducción	4
1.4. Literatura revisada	5
1.4.1. Características generales de la vegetación riparia	5
1.4.2. La cantidad del agua y la vegetación riparia	8
1.4.3. La calidad del agua y la vegetación riparia	10
1.4.4. La vegetación riparia y su relación con otros grupos bióticos	11
1.5. Metodología	13
1.6. Resultados	22
1.6.1. Diversidad y Abundancia	22
1.6.1.1. Diversidad	22
1.6.1.2. Abundancia	23
1.6.2. Ajuste de Indices de Diversidad	24
1.6.3. Indices de Similitud	28
1.6.4. Análisis de componentes principales	28
1.7. Conclusiones	38
1.8. Literatura Citada	39

CAPITULO II

Las especies ictiológicas y las variaciones en cantidad y calidad de los caudales en la cuenca del Río San Juan, Nuevo León, México.

2.1. Resumen	45
2.2. Abstract	46
2.3. Introducción	48
2.4. Literatura Revisada	49
2.4.1. Ictiología y calidad del agua	49
2.4.2. Ictiología y cantidad de agua	52
2.5. Metodología	54
2.6. Resultados	65
2.6.1. Diversidad y Abundancia	65
2.6.1.1. Diversidad	66
2.6.1.2. Abundancia	66
2.6.2. Ajuste de Indices de Diversidad	67
2.6.3. Indices de Similitud	70
2.6.4. Análisis de componentes principales	70

2.7. Conclusiones	80
2.8. Literatura Citada	81

CAPITULO III

Insectos acuáticos y las variaciones en calidad y cantidad de los caudales en la cuenca del Río San Juan, Nuevo León, México.

3.1. Resumen	88
3.2. Abstract	89
3.3. Introducción	90
3.4. Literatura Revisada	92
3.4.1. Factores que afectan la distribución-abundancia de insectos acuáticos	92
3.4.2. Insectos acuáticos como indicadores	95
3.4.3. Estudios en México referentes a insectos acuáticos	98
3.5. Metodología	99
3.6. Resultados	109
3.6.1. Diversidad y Abundancia	109
3.6.1.1. Diversidad	109
3.6.1.2. Abundancia	111
3.6.2. Ajuste de Índices de Diversidad	112
3.6.3. Índices de Similitud	116
3.6.4. Análisis de componentes principales	116
3.7. Conclusiones	126
3.8. Literatura Consultada	127

CAPITULO IV

Evaluación de la vegetación riparia, insectos acuáticos y peces, influenciados por las variaciones en la calidad y cantidad de los caudales de la cuenca del Río San Juan, Nuevo León, México.

4.1. Resumen	132
4.2. Abstract	133
4.3. Introducción	134
4.4. Literatura revisada	135
4.5. Metodología	138
4.6. Resultados	140
4.7. Conclusiones	146
4.8. Literatura Consultada	146

ÍNDICE DE TABLAS

	Página
CAPITULO I	
Tabla 1. Ubicación de los sitios de muestreo en la Cuenca del Río San Juan, Nuevo León, México.	13
Tabla 2. Análisis de la calidad del agua para los sitios de muestreo en la cuenca del Río San Juan, Nuevo León, México	21
Tabla 3. Diversidad y Abundancia de la vegetación riparia encontrada en los sitios de muestreo de la cuenca del Río San Juan, Nuevo León, México, en orden de más a menos abundante.	22
Tabla 4. Resultados de la aplicación de diferentes índices de diversidad y modelos de abundancia para los sitios de muestreo en la cuenca del Río San Juan, Nuevo León, México.	24
CAPITULO II	
Tabla 1. Ubicación geográfica de los sitios de muestreo en la Cuenca del río San Juan, Nuevo León, México.	55
Tabla 2. Análisis de la calidad del agua para los sitios de muestreo en la cuenca del Río San Juan, Nuevo León, México	64
Tabla 3. Diversidad y abundancia de los peces encontrados en los sitios de muestreo de la cuenca del río San Juan, Nuevo León, México, en orden de más a menos abundante.	65
Tabla 4. Resultados de la aplicación de diferentes índices de diversidad y modelos de abundancia para los sitios de muestreo en la Cuenca del Río San Juan, Nuevo León, México.	68
CAPITULO III	
Tabla 1. Ubicación geográfica de los sitios de muestreo en la Cuenca del río San Juan, Nuevo León, México.	100
Tabla 2. Análisis de la calidad del agua para los sitios de muestreo en la cuenca del Río San Juan, Nuevo León, México.	108
Tabla 3. Diversidad y Abundancia de insectos acuáticos encontrada en los sitios de muestreo de la cuenca del Río San Juan, Nuevo León, México, en orden de más a menos abundante.	110
Tabla 4. Resultados de la aplicación de diferentes índices de diversidad y modelos de diversidad-abundancia para los sitios de muestreo en la Cuenca del Río San Juan, Nuevo León, México.	112

CAPITULO III

- Figura 1. Modelos de abundancia para las especies de insectos bentónicos de todas las estaciones de monitoreo de la cuenca del Río San Juan. 114
- Figura 2. El índice de Shannon y sus intervalos de confianza para describir la diversidad-abundancia de los insectos acuáticos de 10 sitios de muestreo de la cuenca del Río San Juan, Nuevo León, México. 115
- Figura 3. Análisis de componentes principales para la matriz de géneros x géneros (S x S) de la comunidad de insectos acuáticos en 10 sitios de muestreo de la cuenca del Río San Juan, Nuevo León, México. 118
- Figura 4. Análisis de componentes principales para los insectos acuáticos observados en 10 sitios de muestreo en la cuenca del Río San Juan, Nuevo León, México. 119
- Figura 5. Análisis de componentes principales para la distribución de los sitios de muestreos sobre la base de la calidad del agua en la cuenca del Río San Juan, Nuevo León, México. 120
- Figura 6. Análisis de componentes principales para la distribución de los sitios de muestreos en base a la cantidad de agua en la cuenca del Río San Juan, Nuevo León, México. 123

CAPITULO IV

- Figura 1. Intervalos de confianza de los índices de diversidad entre grupos biológicos (vegetación riparia, insectos acuáticos y peces) para la cuenca del Río San Juan. 141
- Figura 2. Comparación de los índices de diversidad aplicados a tres grupos biológicos (vegetación riparia, insectos acuáticos y peces) de la cuenca del Río San Juan, Nuevo León, México. 143

ÍNDICE DE FIGURAS

	Página
CAPITULO I	
Figura 1. Modelos de abundancia para las especies de vegetación riparia de la cuenca del río San Juan, Nuevo León, México.	26
Figura 2. Índice de Shannon y sus intervalos de confianza para describir la diversidad-abundancia de la vegetación riparia de 10 sitios de muestreo de la cuenca del Río San Juan, Nuevo León, México.	27
Figura 3. Análisis de componentes principales para la matriz de especies x especies (SxS) de la comunidad de vegetación riparia de 10 puntos de muestreo en la cuenca del Río San Juan, Nuevo León, México.	31
Figura 4. Resultado del análisis de componentes principales para la matriz de sitios x sitios (s x s) de la vegetación riparia de 10 sitios de muestreo de la cuenca del Río San Juan, Nuevo León, México.	32
Figura 5. Análisis de componentes principales para la distribución de los sitios de muestreos sobre la base de la calidad del agua en la cuenca del Río San Juan, Nuevo León, México.	33
Figura 6. Análisis de componentes principales para la distribución de los sitios de muestreo en base a la cantidad de agua en la cuenca del Río San Juan, Nuevo León, México	37
CAPITULO II	
Figura 1. Modelos de abundancia para las especies de peces de la cuenca del Río San Juan, Nuevo León, México.	69
Figura 2. El índice de Shannon y sus intervalos de confianza para describir la diversidad-abundancia de la ictiofauna en 8 sitios de muestreo de la cuenca del Río San Juan, Nuevo León, México.	70
Figura 3. Análisis de componentes principales para la matriz de géneros x géneros (S x S) de la comunidad íctica en 8 sitios de muestreo de la cuenca del Río San Juan, Nuevo León, México.	73
Figura 4. Resultado del análisis de componentes principales para las localidades (s x s) de las especies ícticas para la cuenca del Río San Juan, Nuevo León, México.	74
Figura 5. Resultado del análisis de componentes principales para la distribución de los sitios de muestreos en base a la calidad del agua en la cuenca del Río San Juan, Nuevo León, México.	75
Figura 6. Análisis de componentes principales para la distribución de los sitios de muestreos en base a la cantidad de agua en la cuenca del Río San Juan, Nuevo León, México.	80

RESUMEN GENERAL

El manejo de los recursos hidrológicos debe de incluir consideraciones para uso doméstico, industrial, comercial, agrícola y de conservación de ecosistemas riparios como base de la filosofía emergente de la cumbre sobre población y medio ambiente. La presente investigación se llevó a cabo en 10 sitios localizados en tres ríos de la cuenca del río San Juan con la finalidad de describir la ictiofauna, entomofauna y vegetación riparia, sus interacciones y la influencia de la calidad y cantidad de agua sobre la diversidad y abundancia de los tres grupos biológicos. Para cumplir con estos objetivos, se ajustaron índices de diversidad y modelos de diversidad-abundancia e índices de similitud, se ordenaron y clasificaron las unidades de muestreo por sitio y por especies y se realizaron análisis indirectos entre los grupos ordenados por diversidad-abundancia y parámetros de calidad y cantidad del agua. La comunidad de vegetación riparia registró 788 individuos en 24 especies, los peces tuvieron una abundancia total de 5608 con 18 especies y los insectos acuáticos con 865 organismos en 34 géneros. Los índices que mejor describen la diversidad-abundancia fueron diferentes para cada uno de los grupos biológicos, mientras que los modelos log normal y serie logarítmica describieron mejor estos parámetros. Los índices no mostraron diferencias ni tampoco correlaciones estadísticamente significativas entre grupos biológicos pero al nivel de la cuenca mostraron una dispersión notoria.: Los índices mostraron tendencias a incrementar la diversidad-abundancia de insectos, a disminuir la diversidad-abundancia de vegetación y a incrementar con oscilaciones la

diversidad – abundancia de peces. Esta información corroborada con los análisis estadísticos indican que la cantidad de agua en el cauce se encuentra controlando la diversidad – abundancia de vegetación riparia e insectos y que la calidad del agua se encuentra controlando la diversidad – abundancia de peces. Este reporte enfatiza la necesidad de manejar los caudales simulando las condiciones naturales para poder restablecer las comunidades de peces, insectos acuáticos y vegetación de la cuenca. Estudios más intensivos sobre la diversidad – abundancia de estos y otros grupos biológicos, sus oscilaciones naturales y causados por las variaciones en los gastos y su calidad proporcionarán una mejor base para determinar los requerimientos de cantidad y calidad de los gastos para mantener la diversidad ecológica de los ecosistemas riparios de la cuenca del Río San Juan.

ABSTRACT

The management of hydrologic resources must consider domestic, industrial, commercial and agricultural supplies, as well as maintaining and conserving riparian ecosystems as the bases of the sustainable management proposed by the environment and people conference. This research was conducted in 10 sampling sites placed in three major tributaries of the San Juan watershed with the major objectives of describing the fish, aquatic insects and riparian plant communities, observing the interactions between biological groups, as well as with streamflow quantity and quality. To accomplish these objectives, several diversity indexes, diversity – abundance models, and similitude indexes were fitted, sampling sites and species

were ordinated and classified and indirect gradient analysis were conducted to explore the relationships between emerging groups and stream water quantity and quality. The riparian plant community recorded 788 individuals in 24 species, the fish community had 5608 individuals belonging to 18 species and the aquatic insect community recorded 865 individuals from 34 genus. The indexes which described best the diversity – abundance varied among biological groups whereas the abundance – diversity model of the log normal and logarithmic series consistently described best these parameters. The diversity indexes did not show statistical differences nor correlations among biological groups, but at the watershed scale the variance was quite high. However diversity indexes showed tendencies to increase for the aquatic insect, to reduce for the riparian plant, and to increase with a large oscillating band for the fish communities. This information, checked with the similitude indexes and indirect analysis, indicated that the diversity – abundance of riparian plant and aquatic insect communities are controlled by discharge. The fish community appeared to be controlled mostly by stream water quality. These report a focus on the need to simulate discharges and water quality natural variations as a first step to conserve riparian ecosystems. More intensive studies on the diversity – abundance of these and other biological groups, their naturally oscillating bands, as well as their variations by disturbances in discharge and stream water quality must provide the bases to determine requirements on discharge and stream water quality to maintain biological diversity of the riparian ecosystems of the San Juan watershed.

1. CAPITULO I

LA VEGETACIÓN RIPARIA Y LAS VARIACIONES EN LA CANTIDAD Y CALIDAD DE LOS CAUDALES EN LA CUENCA DEL RÍO SAN JUAN, NUEVO LEÓN, MÉXICO

1.1. Resumen

La presente investigación se llevo a cabo en 10 sitios de muestreo localizados en tres de los principales Ríos de la cuenca del Río San Juan con la finalidad de: 1) describir la estructura de la diversidad-abundancia de la comunidad de vegetación riparia, 2) ajustar índices de diversidad y modelos de abundancia, 3) ordenar y clasificar unidades de muestreo y 4) tratar de explicar las causas de las diferencias existentes en la diversidad-abundancia con base en la calidad y cantidad del recurso agua, así como las características físicas del cauce. En cada localidad se monitorearon organismos en 2 parcelas de 40 x 20 m en la primer terraza del borde del cauce, se contabilizaron el total de elementos arbóreos y arbustivos e identificando taxonómicamente las especies. Los índices y modelos probados fueron Margalef, Shannon, Menhinick, Simpson, Alfa y Lambda; serie geométrica, serie logarítmica, logarítmica normal y barra rota, respectivamente. Los análisis de ordenación y clasificación utilizados fueron componentes principales y análisis de conglomerados respectivamente, confirmados con los índices de similitud de Sorenson y Morisita-Horn y por el análisis de varianza aplicado al índice de Shannon. En total se

colectaron 788 individuos correspondientes a 24 géneros, pertenecientes a 16 familias englobados en 13 órdenes. El índice de diversidad lambda y el modelo logarítmico normal describieron mejor la diversidad-abundancia de la comunidad de vegetación riparia. Cuatro grupos de sitios emergieron y fueron compatibles entre los índices de similitud y las técnicas de ordenación y clasificación. Estos grupos estuvieron parcialmente determinados por la calidad y cantidad del agua donde *Taxodium mucronatum* Ten., *Platanus occidentalis* L., *Baccharis glutinosa* (R.&P.)Pers. y *Acacia farnesiana* L (Willd), preferencialmente se encuentran en lugares donde la calidad del agua es regular y las condiciones físicas del cauce no están bien definidas, es decir cauces con características de baja profundidad, área transversal, gasto y amplitud. Las primeras especies desaparecen conforme aumenta el gasto aguas abajo. Esta investigación hace énfasis en estudiar las relaciones entre la cantidad de agua, las características físicas de los canales y la vegetación riparia, para el manejo sustentable de la cuenca del Río San Juan.

1.2. Abstract

This research was conducted in ten sampling sites placed in three major rivers of the San Juan watershed with the objectives of: 1) describing the structure of the diversity-abundance of the riparian plant community, 2) fitting diversity indexes and diversity-abundance models, 3) ordinating and classifying the sampling units, and 4) trying to explain the causes of diversity – abundance variation in terms of the streamflow quantity and quality and physical characteristics of the channel. In each

sampling site all trees and shrubs were measured in two sampling plots of 40x20m in the first channel terrace, the taxonomica identification of species were recorded in each plot. The diversity–abundance indexes and models fitted were Margalef, Shannon, Menhinick, Simpson, Alfa, and Lambda; as well as the broken stick, the log normal series, the geometric series and the normal logarithmic models. Ordination and classification techniques included principal component and cluster analysis, respectively, verified by the fitting of the Sorensen and Morisita-Horn similitude indexes. These statistical techniques provided information on the B diversity or differential diversity. In total, we recorded 788 trees and shrubs belonging to 24 genus of 16 families classified in 13 orders. The lambda diversity index and the logarithmic model described better the diversity–abundance of the riparian plant community. Four different groups of plant communities emerged from the statistical analysis and were consistent across techniques. These groups were partially explained by stream flow quantity and quality where *Taxodium mucronatum* Ten., *Platanus occidentalis* L., *Baccharis glutinosa* (R. & P.) Pers. and *Acacia farnesiana* L. (Willd) distribute in sites with medium to high water quality and streams with low discharge and not well-defined channels. The first plant species disappear after the confluence of the major rivers or where streams increase in order. This research stresses the need to further study the relationships between stream water, channel characteristics and the distribution of the riparian plant community to sustainable manage the San Juan watershed and its major tributaries in northeastern Mexico.

1.3. Introducción

Los caudales de la cuenca del Río San Juan se han ido modificando paulatinamente por diversas causas dentro de las cuales destacan: 1) cambios sustanciales en el caudal por la construcción de presas debido al aumento en la demanda del recurso agua para fines domésticos, industriales y agrícolas y 2) cambios en la calidad por descargas municipales, industriales y exceso de irrigación. Tales disturbios potencialmente afectan de manera significativa los ecosistemas riparios, alterando las condiciones de comportamiento de la diversidad de especies.

Los ecosistemas riparios son importantes por ser corredores biológicos, albergando una gran riqueza de organismos, en especial de diversidad florística. La vegetación riparia, ribereña ó de galería, se caracteriza por crecer ó desarrollar a los lados de las riberas (Rzedowski, 1978; Alanís *et al.* 1996). La importancia de este grupo biológico radica en su poder de filtrar y abosrber nutrientes cuando las condiciones llegan a ser adversas (Lowrance *et al.* 1984), además de fungir como una barrera protectora para impedir la erosión (Heede, 1990) y cuando ésta llega a ser eliminada ocasiona un desbalance con las relaciones existentes con otros grupos biológicos (Swanston, 1980). Por esta y otras razones se han realizado diversas investigaciones en distintas partes del mundo sobre las alteraciones de la vegetación riparia y las condiciones existentes a su alrededor. En Pakistán, Ashraf (1987) observó las causas de disturbio a este grupo y la importancia de su conservación. Thomas (1996) investigó los cambios en la estructura de la comunidad basándose en los flujos de los canales en Nigeria. Hernández (1987) implementó planes de manejo

para la recuperación de estas comunidades vegetales y así mejorar la calidad del agua en una cuenca de Venezuela. En México existen escasos estudios que versen sobre la vegetación riparia (Rzedowski, 1978) y sobre la problemática de las alteraciones en las cuencas, sin embargo se han realizado trabajos sobre la vegetación riparia. Chavez-Huerta *et al.* (1994) realizaron una caracterización de las asociaciones de la vegetación ribereña en la cuenca de El Carrizal en Jalisco. Valdéz-Taméz (1981) en Santiago, Nuevo León se enfocó a algunas asociaciones vegetales con la vegetación riparia. Cavazos (1997) describe las comunidades vegetales en el Río Cabezones-Conchos, del estado de Nuevo León.

Los objetivos de ésta investigación fueron: 1) describir la estructura de la comunidad riparia en la cuenca del Río San Juan, 2) ajustar y probar modelos e índices que describan la diversidad-abundancia de la comunidad de vegetación riparia, 3) determinar el índice que mejor describa la estructura y diversidad de la vegetación riparia y 4) definir como influyen la calidad y cantidad del agua en la comunidad riparia de tres Ríos de la cuenca del Río San Juan.

1.4. Literatura revisada

1.4.1. Características generales de la vegetación riparia

Con el nombre de bosque de galería se conocen las agrupaciones arbóreas que se desarrollan a lo largo de corrientes de agua más o menos permanentes, con una altura que varía de 4-40m. En la mayor parte de los casos estos bosques han sufrido intensas modificaciones debido a la acción del hombre, incluyendo la introducción y

plantación de especies exóticas. *Taxodium* spp. no se ha visto distribuido en altitudes superiores a 2500 msnm, mientras que *Platanus* spp. y *Populus* spp. tienen una repartición algo irregular, faltando en muchas partes del país. Este último género es quizá de los más típicos en las zonas áridas y semiáridas del norte de México. *Pithecellobium* spp., *Acacia* spp., *Baccharis* spp., *Cephalanthus* spp. y *Salix* sp. son especies que se encuentran dentro de los bosques de galería aunque en menor densidad (Rzedowski, 1978).

La vegetación riparia puede ayudar en el control de sedimentos y químicos en los canales de los arroyos, son un excelente amortiguador en la descarga de nutrientes alrededor de los agroecosistemas, así como también son un filtro de nutrientes a corto y largo plazo si los árboles son cultivados periódicamente (Lowrance *et al.* 1984).

Las comunidades de plantas riparias están compuestas típicamente de especies distintas y comparadas con comunidades adyacentes a menudo poseen poblaciones más densas e individuos de mayores dimensiones, creando un efecto de oasis en ecosistemas altamente productivos y rico en diversidad faunística (Szaro, 1989).

Heede (1990) menciona que en estudios pilotos en las cuencas de Arizona, las franjas amortiguadoras de vegetación natural llegan a actuar como barreras para reducir la erosión.

Chavez-Huerta *et al.* (1994) identificaron y caracterizaron las asociaciones vegetales del ecosistema ribereño que se encuentra en la cuenca del arroyo El Carrizal, Tapalpa, Jalisco.

La vegetación que crece en las orillas de los Ríos así como en riberas planas y amplias con drenaje superficial se le denomina vegetación riparia. Dichos sitios, humedecidos por escurrimientos perennes o esporádicos, permiten el crecimiento en diámetro y en altura mayores que el de otras especies. Los bosques ribereños se componen principalmente por álamo de Río (*Platanus occidentalis* L.), álamo temblón (*Populus tremuloides* Mich), sauce (*Salix nigra* Marsh), carrizo (*Arundo donax* L.), culantrillo de pozo (*Adiantum capillus-veneris* L.), lobelia acuática (*Lobelia cardinalis* L.), olmo (*Ulmus crassifolia* Nutt.) y sabino (*Taxodium mucronatum* Ten.), encontrándose abundantes especies herbáceas acuáticas o semiacuáticas, enredaderas y especies epífitas como *Tillandsia usneoides* L. (Alanís *et al.* 1996).

Los ecosistemas riparios dependen de la estabilidad de sus acuíferos, del tipo de sedimento, de la calidad del agua y de los procesos hidrológicos que se llevan a cabo en el sistema. Estos ecosistemas funcionan como hábitats para una gran diversidad de organismos, así como de áreas de recreación para los seres humanos, pero a la vez están siendo alterados por las actividades humanas, tales como el uso de los recursos naturales, urbanización, alteración de los flujos por la construcción de presas,

modificación de las condiciones bióticas a través del sobrepastoreo, agricultura y la introducción de especies exóticas (Patten, 1998).

1.4.2. La cantidad del agua y la vegetación riparia

Ashraf (1987) menciona la importancia de la vegetación en el cuidado de los sistemas hidrológicos y la conservación del suelo, así como la reforestación como una medida para la rehabilitación de cuencas con disturbios.

La vegetación y las variaciones de los flujos estacionales de los Ríos han sido estudiados con las finalidad de conocer si existen plantas indicadoras que puedan ser usadas en las evaluaciones en épocas pasadas y presentes de las condiciones hidrológicas de los Ríos (Rosentreter, 1992).

Los flujos de los Ríos juegan un papel importante en el establecimiento de las especies de vegetación riparia, pero una vez establecidas las plantas, las condiciones del área son más importantes para su distribución, ya no es igualmente importante los flujos de la cantidad de agua. (Adams y Viereck, 1992).

El escurrimiento del Río Pilon presenta un gasto medio uniforme, cuyo flujo procede de varios manantiales; los principales son el Cañón del Tragadero, un afloramiento en el lecho del Río casillas (límite entre Nuevo León y Coahuila) y un manantial localizado en el centro del cañón del Pilon. Dentro de los usos más importantes se encuentra la extracción del recurso agua para fines agrícolas

encontrándose un total de 24 tomas para riego. La vegetación presente en los márgenes del Río nos muestran que el 70.66% está cubierta por matorral y dedicada a la ganadería extensiva, un 28.76% a uso agrícola y el 0.58% restante, incluye las áreas urbanas (López, 1993).

El potencial efectivo de la revegetación riparia en Arizona ha sido determinada (Briggs, 1995), en relación a la regeneración natural, a la disponibilidad del recurso agua, la estabilidad del canal y la salinidad del suelo.

La distribución de la vegetación se encuentra controlada por la frecuencia y duración e intensidad de los flujos, en los arroyos canalizados; la distribución depende de la variación en los procesos geomorfológicos fluviales (ciclos de degradación y agradación) en respuesta al incremento en asociación del gradiente del canal con canalización. Similarmente la vegetación riparia de las Grandes Praderas es controlada por los flujos de depósito de sedimentos y la erosión. Los patrones de la vegetación riparia en regiones semiáridas están más cercanamente relacionadas a la disponibilidad de agua. Las condiciones de equilibrio del canal controlan la estabilidad del sistema (Hupp y Osterkamp, 1996).

Thomas (1996), en una investigación realizada en Nigeria, encontró que la estructura de la comunidad y población de bosques riparios se encuentra relacionada con los patrones espaciales y temporales de flujo del sitio, ya que se han observado cambios en la misma por la construcción de presas, cuya edificación alteran la

hidrología del sistema con el paso del tiempo, trayendo como consecuencia que la vegetación tenga cambios en sus características.

La vegetación pionera riparia a lo largo de los Ríos temporalmente se incrementa después de la construcción de presas o viceversa, este comportamiento se debe a que las características de los acuíferos difieren principalmente en la composición de la arena de la cuenca (Friedman *et al.*, 1998).

La geomorfología de los Ríos afecta en menor proporción al establecimiento de la vegetación que puede llegar a suceder en décadas (Johnson, 1998), mientras que es relativamente más lento en las etapas sucesionales de evolución (un siglo o más).

1.4.3. La calidad del agua y la vegetación riparia

Hernández (1987) implementó planes de manejo para la recuperación de los bosques ribereños y por consiguiente para mejorar la calidad del agua de las cuencas hidrológicas.

La calidad de agua fue estimada bajo distintos parámetros en una cuenca localizada en Indonesia, la cual fue clasificada como inapropiada para beber. El uso de las tierras es la agricultura y rotación de cultivos con algunas áreas de bosque. Es un Río densamente poblado y es usado para transporte local, descarga de desechos de aguas negras y balnearios (Hardwinarto, 1989).

King (1989) menciona que las variaciones en la calidad de los cuerpos receptores de agua sin disturbios se deben principalmente a las diferencias en las características de la precipitación, el tipo de vegetación presente, suelo, topografía y geología. Los disturbios naturales y humanos pueden alterar la calidad del agua incrementando la sedimentación y la eutroficación.

1.4.4. La vegetación riparia y su relación con otros grupos bióticos

La tala de vegetación ribereña crea como consecuencia inmediata un incremento de la temperatura del agua, la fuerza de la corriente y del volumen del caudal (McMahon & De Calesta, 1990). Esto conlleva a la proliferación de especies de aguas más cálidas ó a la reducción de la concentración de oxígeno, así como también un aumento de las enfermedades trayendo como consecuencia que la población de peces descienda. Esta perturbación tiende a desaparecer siempre y cuando la vegetación ribereña se recupere (Lyon *et al.*, 1978).

Cuando la vegetación ribereña es eliminada, se impide la retención de partículas en la orilla del cauce, por lo cual el balance sedimentario es alterado, ya que si es muy fino reduce las zonas de desove, impide la emergencia de alevines y reduce el número de presas disponibles, mientras que depósitos de grava y arenas pueden crear hábitats mejores para invertebrados bentónicos (Swanston, 1980). Tal impacto del sedimento sobre el hábitat se reduce al cabo de un año y desaparece al cabo de tres (Christensen, 1989). La tasa de recuperación dependerá de la velocidad a la que se regenere la vegetación, pues la cubierta vegetal disminuye la superficie de escorrentía.

El efecto de la cobertura vegetal a los lados de la ribera trae como consecuencia un aumento de la temperatura de entre 1°C y 12°C según la extensión de agua expuesta directamente a la luz solar, la fuerza de la corriente y las dimensiones del cauce, ocasionando la proliferación de especies propias de temperaturas más cálidas o reduciendo la concentración de oxígeno, también se aumentan las enfermedades produciendo un descenso en la comunidad de peces. No hay acuerdo si la adición de nutrientes de Ríos oligotróficos (pobres en materia orgánica) puede ser o no beneficiosa, ya que en el caso de los arroyos de montaña, por ejemplo la productividad está más regulada por la luz que por los nutrientes. A largo plazo, los beneficios de los restos generados por el fuego y acumulados en el cauce probablemente superen a los daños y pasan alrededor de 25 años para volver a la vegetación original. El error que se comete después de un incendio que ha afectado las riberas es retirar los restos leñosos y las piedras, ya que estas proveen refugio, cobertura y sombra mientras la vegetación original se recupera (Fernández-Delgado y Sánchez-Polaina, 1996).

El rol funcional de *Tamarix chinensis*, una especie exótica, fue investigada en relación a la especie nativa *Populus fremontii* a lo largo del cauce de un Río, tanto en sitios con flujo perenne como intermitente. Parece ser que la presencia de la especie exótica tiene influencia positiva en mantener la diversidad de las especies en comparación con la especie nativa (Stromberg, 1998).

1.5. Metodología

El presente estudio se realizó en los Ríos San Juan, Ramos y Pílon de la cuenca del Río San Juan. En total se seleccionaron 10 estaciones de muestreo, basándose en la presencia-ausencia de asentamientos humanos, de vegetación riparia, un cauce definido y corriente perenne. La ubicación de los sitios de muestreo se describen en la Tabla 1.

Tabla 1. Ubicación de los sitios de muestreo en la Cuenca del Río San Juan, Nuevo León, México.

SITIO	RIO	LOCALIDAD	COORDENADAS UTM	
			X	Y
ChP	Pílon	Cortijo, El Chapotal	410467	2782972
BSJ	San Juan	La Boca	390867	2815795
ChSJ	San Juan	Ejido Chihuahua	403579	2825412
FR	Ramos	El Fraile-Terreros	405985	2804536
HCP	Pílon	Hacienda, La Corona	442941	2804771
PSJ	San Juan	El Porvenir	446825	2819813
RR	Ramos	Raíces	396572	2793373
FSJ	San Juan	La Fragua	413957	2824197
MSJ	San Juan	San Miguelito	410565	2823693
TR	Ramos	Las Trancas	408222	2820839

Los muestreos de vegetación riparia se realizaron en la primer terraza del borde del cauce en donde se tomaron los datos a una distancia de 80 m paralelos a cada lado del cauce, posteriormente se marcaron 2 parcelas rectangulares de 40m x 20m, situando la localización exacta por medio de un sistema de posicionamiento global (GPS) y contabilizando el total de organismos arbóreos y arbustivos.

La identificación taxonómica de los taxa se realizó con las claves de Standley (1923), Correl y Johnson (1978), Rzedowski y Rzedowski (1979) y (1985).

La estructura de la diversidad-abundancia de la comunidad florística se modeló por medio de las distribuciones siguientes: (1) serie geométrica, (2) serie logarítmica, (3) el modelo normal logarítmico y (4) barra rota. Estos modelos están descritos por las ecuaciones matemáticas [1], [2], [3] y [4], respectivamente.

El modelo de la Serie geométrica descrito por Magurran (1989) es:

$$n_i = N C_k k(1-k)^{i-1} \quad [1]$$

donde: n_i = número de individuos de la especie que ocupa la i -ésima posición de abundancia.

N = número total de individuos

$C_k = (1-(1-k)^s)^{-1}$, es una constante que asegura que $\sum n_i = N$

k = proporción del espacio de nicho disponible o recursos que cada especie ocupa.

El modelo de la Serie logarítmica descrito por Magurran (1989) toma la forma:

$$\alpha x, \alpha x^2/2, \alpha x^3/3, \dots \alpha x^n/n \quad [2]$$

Siendo αx el número de especies esperado que presentan un solo individuo, $\alpha x^2/2$ aquellas que tengan dos individuos, y así sucesivamente.

El modelo normal logarítmico descrito por Magurran (1989) toma la forma siguiente:

$$S(R)=S_o \exp (-a^2 R^2) \quad [3]$$

donde: $S(R)$ = abundancia de especies por cada clase.

S_o = abundancia de especies en la clase modal.

$a = (2\sigma^2)^{1/2}$ = la amplitud inversa de la distribución

El modelo de la barra rota descrito por Magurran (1989) se describe como:

$$S(n) = (S(S-1)/N)(1-n/N)^{S-2} \quad [4]$$

donde: $S(n)$ = número de especies en la clase de abundancia que presenta n individuos

Adicionalmente se ajustaron seis índices de diversidad; dos basados en la riqueza de especies: (1) Margalef y (2) Menhinick, dados por los modelos [5] y [6] respectivamente.

El índice de Margalef descrito por Magurran (1989) se expresa como:

$$D_{Mg}=(S-1)\ln N \quad [5]$$

donde: S = numero de especies colectadas

N = numero total de individuos sumando todos los de las s especies.

El índice de Menhinick descrito por Magurran (1989) es:

$$D_{Mn} = S/\sqrt{N} \quad [6]$$

donde: S = numero de especies colectadas

N = numero total de individuos sumando todos los de las s especies.

El índice de diversidad de Shannon, basado en la abundancia proporcional de las especies, se encuentra dado por el modelo [7]

El índice de Shannon descrito por Magurran (1989) toma la forma de:

$$H' = -\sum p_i \ln p_i \quad [7]$$

donde: p_i es la proporción de individuos hallados en la i-ésima especie

El índice de Simpson, basado en una medida de dominancia, se encuentra dado por el modelo [8]

El índice de Simpson descrito por Magurran (1989) se describe como:

$$D = \sum p_i^2 \quad [8]$$

donde: p_i = abundancia proporcional de la i-esima especie: (n_i/N) .

El índice α de la serie logarítmica [9] y el índice λ del modelo normal logarítmico [10] se describe a continuación

El índice α de la serie logarítmica descrito por Magurran (1989) se expresa como:

$$\alpha = \frac{N - (1 - x)}{x} \quad [9]$$

donde: N = número total de individuos

x = es casi siempre > 0.9 y nunca > 1.0 . Si la relación $N/S > 20$

entonces $x > 0.99$.

El índice λ de la normal logarítmica descrito por Magurran (1989) toma la forma de:

$$\lambda = \frac{S^*}{\sigma} \quad [10]$$

donde: S^* = número total de especies esperado

σ = desviación estandar

La prueba de hipótesis sobre la similitud o diferencia en la diversidad-abundancia entre los sitios de muestro se probó con el método de t de Hutcheson (1970) dado por el modelo [11]. Aquí se uso exclusivamente el índice de Shannon en las comparaciones estadísticas, por ser el índice al cual le han reportado la forma de estimar su varianza.

$$t = \frac{H_1 - H_2}{(\text{Var}H + H_1)^{1/2}} \quad [11]$$

donde: $H_{1,2}$ = índices de Shannon en muestras 1 y 2

$Var H_1$ y H_2 = varianzas del índice de Shannon en muestras 1 y 2

con grados de libertad dados por [12]

$$df = \frac{(VarH_1 + VarH_2)^2}{(VarH_1)^2 / N_1 + (VarH_2)^2 / N_2} \quad [12]$$

donde: N_1 y N_2 = número total de individuos en las muestras 1 y 2.

Otra forma de probar la homogeneidad de la comunidad en los sitios de muestreo fue a través de una prueba de χ^2 realizada con el modelo de diversidad-abundancia de mejor ajuste. La prueba de χ^2 la describe Magurran (1989) por el modelo [13].

$$\chi^2 = \frac{\sum_{esp}^n (A_{oi} - A_{ei})^2}{A_{ei}} \quad [13]$$

donde: A_{oi} y A_{ei} = abundancia de los sitios 1 y 2 por cada especie ordenada secuencialmente.

Además para conocer si la diversidad es semejante entre sitios de muestreo se utilizaron los índices cuantitativos de similitud de Sorenson [14], basado en la abundancia de especies y el índice de Morisita-Horn [15], basado en la riqueza y abundancia de la especie más común.

El índice de Sorenson descrito por Magurran (1989) se expresa como:

$$C_s = \frac{2jN}{(aN + bN)} \quad [14]$$

donde: aN = número total de individuos en el sitio A

bN = número total de individuos en el sitio B

$2jN$ = suma de las abundancias menores de las especies halladas en ambas localidades.

El índice de Morisita-Horn descrito por Magurran (1989) toma la forma de:

$$C_{MH} = \frac{2\sum(an_i b_n)}{(da + db)aN - bN} \quad [15]$$

donde: aN = número total de individuos en el sitio A

bN = número total de individuos en el sitio B

an_i = número de individuos de la i -ésima especie en A

ab_i = número de individuos de la i -ésima especie en B

$$da = \frac{\sum an_i^2}{aN^2}$$

$$db = \frac{\sum bn_i^2}{bN^2}$$

El análisis de componentes principales (Gauch, 1982) se utilizó como una medida de asociación indirecta entre la diversidad-abundancia de la estructura de los sitios de muestreo con las características de calidad y cantidad del caudal. Primero se analizaron por separado la estructura de la vegetación riparia, la cantidad y la calidad

del agua. Finalmente los grupos emergentes se asociaron por las características biológicas y fisicoquímicas del caudal de cada grupo emergente.

La determinación de los parámetros de la calidad del agua se realizaron en los laboratorios de la Comisión Nacional del Agua en Monterrey (CNA), bajo tres esquemas de análisis: grasas y aceites, bacteriológicos y fisicoquímicos. Estos análisis se realizaron para cada uno de los sitios de muestreo cuyos resultados se pueden observar en la Tabla 2.

Las determinaciones de los parámetros de la cantidad de agua se llevaron a cabo con datos proporcionados por CNA de escurrimientos para cada una de las estaciones de muestreo. Como parte complementaria a la presente investigación se analizaron otros grupos biológicos, siendo estos material de insectos acuáticos y peces. Para cada comunidad biótica se aplicó la misma metodología que para la vegetación riparia, así como también su relación con las condiciones abióticas del hábitat, con la finalidad de tener un panorama más amplio en el conocimiento del ecosistema ripario de la Cuenca del San Juan. Los resultados de insectos y de peces se pueden encontrar publicados en otros reportes adjuntos al presente trabajo.

Tabla 2. Resultados de los análisis de la calidad del agua para los sitios de muestreo en la Cuenca del Río San Juan.

	ChP	BSJ	ChSJ	FR	HCP	PSJ	RR	FSJ	MSJ	TR
<i>CALIDAD</i>										
Acidez total, mg/L CaCO ₃	0	6.002	7	2	5	0	0	2	0	0
Alcalinidad fenolftaleína, mg/L CaCO ₃	7	4.505	0	6	0	3	6	0	1	1
Alcalinidad total, mg/L CaCO ₃	150	228.552	275	167	252	130	157	167	366	141
Cloruros, mg/L	11	52	61	7	43	66	3	44	79	17
Coliformes fecales, NMP/100 ml	20	5146840.278	240090000	240000000	8000	2	20	2	170	700
Coliformes totales, NMP/100 ml	90	5182489.729	240000000	240000000	8000	60	20	90000	170000	700
Color, Upt-Co	5	41	36	4	46	152	5	8	36	12
Conductividad eléctrica, junhos/cm	601	931	1095	411	1538	956	357	646	1065	378
Demanda bioquímica de oxígeno, mg/L	2	5.565	3	2	4	2	2	2	2	2
Demanda química de oxígeno, mg/L	5	25	19	17	18	9	5	5	6	5
Dureza total, mg/L CaCO ₃	324	364	317	207	690	329	184	277	447	182
Dureza de calcio, mg/L CaCO ₃	261	301	296	88	518	165	156	211	156	85
Dureza de magnesio, mg/L CaCO ₃	63	63	21	119	172	164	28	66	291	97
Grasas y aceites, mg/L	0.47	5.993	2	2.55	2	1.31	0.69	0.91	6.03	0.7
Nitrogeno de nitratos	0.002	0.011	0.012	0.002	0.016	0.003	0.001	0.004	0.034	0.003
pH	7.88	8.02	7.84	7.96	7.78	7.82	7.77	7.46	7.84	7.78
SAAM, mg/L	0.02	4.314	0.021	0.038	0.035	0.422	0.011	0.037	0.67	0.058
Sólidos totales, mg/L	473	692.385	806	261	1319	753	237	459	808	265
Sólidos suspendidos totales, mg/L	3	29.190	38	5	61	66	2	4	11	3
Sólidos disueltos totales, mg/L	470	664.306	768	256	1258	687	235	455	797	262
Sólidos sedimentables, ml/L	0.1	4.337	0.1	0.1	0.1	0.3	0.1	0.1	0.1	0.1
Sulfatos, mg/L	148	189	251	41	590	266	36	115	197	36
Temperatura del agua (°C)	23	23	23.5	24	28.5	31	25	29	30	34
Temperatura ambiente (°C)	24.5	25	24.5	33	28.5	34	33	30	27	30
Turbiedad, UTN	0	5	7	0	7	28	0	1	9	2
<i>CANTIDAD</i>										
Profundidad (m)	0.37	0.34	0.75	0.32	1	0.5	0.33	0.55	0.9	0.8
Amplitud (m)	12.55	9.05	9	11.2	5	5	16.35	7	20	12.5
Area (m ²)	4.65	3.04	6.75	3.58	5	2.5	5.4	3.85	18	10
Gasto (m)	0.22	1.2	1.3	0.9	1.2	0.23	0.07	0.3	0.24	0.11

1.6. RESULTADOS

1.6.1. Diversidad y Abundancia

La diversidad y abundancia de la vegetación riparia en 10 sitios de la cuenca del Río San Juan, observados de marzo a junio de 1999 se reportan en la Tabla 3. Un total de 788 individuos fueron censados, los cuales correspondieron a 24 géneros, pertenecientes a 16 familias, incluidas en 13 órdenes; la abundancia promedio fue de 41.03 con una desviación estándar de 73.22 para una hectárea.

Tabla 3. Diversidad y Abundancia de la vegetación riparia encontrada en los sitios de muestreo de la cuenca del Río San Juan, Nuevo León, México.

#	Clave	Especie	CMF	BSJ	ChSJ	FR	HCP	PSJ	RR	FSJ	MSJ	TR	Abundancia
1	Tm	<i>Taxodium mucronatum</i> Ten.	91	31	27	76	12					4	241
2	Po	<i>Platanus occidentalis</i> L.	66	6	31	29			1				133
3	Sn	<i>Salix nigra</i> Marsh	94		4	2	1	12		6	10		129
4	Bg	<i>Baccharis glutinosa</i> (R. & P) Pers.						72		14	7		93
5	Af	<i>Acacia farnesiana</i> (L.) Willd	6	2	2	1		5	9	19			44
6	Pa	<i>Parkinsonia aculeata</i> L.								18			18
7	Ea	<i>Ehretia anacua</i> (Terán & Berl.) I.M. Johnst.							2			16	18
8	Pe	<i>Ebenopsis ebano</i> (Berlandier) C.H. Mull	1	12	3	1							17
9	Co	<i>Cephalanthus occidentalis</i> L	1	1	4	1	2					7	16
10	Ma	<i>Melia azedarach</i> L.	1	3		6			3				13
11	Ll	<i>Leucaena leucocophala</i> Benth.				10							10
12	Pp	<i>Havardia pallens</i> Standl.	2	2		1				1		3	9
13	Dv	<i>Dodonaea viscosa</i> Jacq.	7	2									9
14	Mm	<i>Morus microphylla</i> L.				7					1		8
15	Fr	<i>Fracinus</i> sp. Gray.				3		1			2		6
16	Ju	<i>Juglans</i> sp. Engelm	1	1	1		2						5
17	Cl	<i>Celtis laevigata</i> Willd				1	1		2			1	5
18	Cp	<i>Celtis pallida</i> Torr								2		2	4
19	Pt	<i>Populus tremuloides</i> Mich.				3							3
20	Cm	<i>Caesalpinia mexicana</i> Gray				1				1			2
21	Zf	<i>Zanthoxylum fagara</i> (L.) Sarg							2				2
22	Pl	<i>Prosopis laevigata</i> (Willd.) H.C. Johnst								1			1
23	Sg	<i>Sargenta greggii</i> Wats							1				1
24	Dt	<i>Diospyros texana</i> Scheele.										1	1
		Abundancia	270	60	72	142	18	90	20	62	20	34	788
		Diversidad	10	9	7	14	5	4	7	8	4	7	

1.6.1.1. Diversidad

En total se observaron 24 géneros en los 10 sitios monitoreados. La diversidad promedio y su desviación estándar entre los sitios fue de 7.5 y 3.02 géneros por sitio, respectivamente. Se puede observar para las localidades monitoreadas que el sitio FR (14), presenta la mayor diversidad de especies que los demás sitios representado con

el 58.33%, así como también la que presenta mayor número de especies raras. Los sitios PSJ (4) y MSJ (4) registraron la menor diversidad con el 16.66% de la diversidad total observada, aunque estas dos localidades presentan la misma similitud en este parámetro, no registran la misma igualdad en dominancia.

1.6.1.2. Abundancia

El número total de individuos monitoreados en las estaciones de muestreo en la cuenca del Río San Juan fue de 788 individuos con un promedio y una desviación entre sitios de 78.8 y 77.44 organismos. Las localidades que presentaron mayor abundancia fueron ChP(270) y FR (142) representando el 52.28% del total de organismos monitoreados, mientras que HCP (18) el 2.28% de la abundancia total.

De la frecuencia en las localidades de colecta encontramos que los géneros *Salix nigra* (7) y *Acacia farnesiana*(7) fueron más comunes de encontrar en las estaciones de muestreo, mientras que existieron organismos que solo se presentaron en un solo sitio como es el caso de *Zanthoxylum fagara*, *Prosopis laevigata*, *Sargentia greggii* y *Diospyros texana*.

Los géneros con mayor abundancia numérica fueron *Taxodium mucronatum* (241), *Platanus occidentalis* (133) y *Salix nigra* (129), describiendo el 63.83% de la abundancia total.

1.6.2. Ajuste de Índices de Diversidad

Los índices de diversidad probados y los modelos de diversidad-abundancia se reportan en la Tabla 4. Los índices de diversidad estuvieron mejor relacionados con la riqueza de especies que con la abundancia. Los gráficos mostraron tendencias positivas para todos los índices con la excepción de Simpson, el cual mostró una tendencia negativa por su factor de potencia. Las tendencias entre los índices y la diversidad fueron del tipo logarítmico, con la excepción del índice logarítmico normal λ el cual mostró una tendencia lineal. Por esta razón el índice logarítmico normal λ describe mejor la diversidad-abundancia de la vegetación riparia, ya que se asoció linealmente y de una manera significativa y positiva con S ($r = 0.93$) y con N ($r = 0.62$) en contraste, los otros índices mostraron menores asociaciones.

Tabla 4. Resultados de la aplicación de diferentes índices de diversidad y modelos de abundancia para los sitios de muestreo en la cuenca del Río San Juan, Nuevo León, México.

	ChP	BSJ	ChSJ	FR	HCP	PSJ	RR	FSJ	MSJ	TR
DIVERSIDAD										
Riqueza de especies(S)	10	9	7	14	5	4	7	8	4	7
Individuos (N)	270	60	72	142	18	90	20	62	20	34
Margalef	1.61	1.95	1.40	2.62	1.38	0.67	2.00	1.70	1.00	1.70
Menhinick	0.61	1.16	0.82	1.17	1.18	0.42	1.57	1.02	0.89	1.20
Shannon	1.38	1.52	1.34	1.56	1.08	0.66	1.63	1.59	1.09	1.52
Simpson (1/D)	0.29	0.31	0.33	0.33	0.44	0.66	0.22	0.23	0.35	0.27
Serie log (α)	2.04	3.16	1.92	3.85	2.29	0.86	3.84	2.45	1.51	2.67
Log norm (λ)	33.99	21.00	13.70	43.24	16.71	6.46	22.70	17.64	9.37	17.37
MODELOS										
Serie geométrica	N	S	S	N	S	S	S	S	S	S
Serie logarítmica	N	S	N	S	S	S	S	S	S	S
Log normal	S	S	N	S	S	S	S	S	S	S
Barra rota	N	S	S	N	S	S	S	S	S	S

El modelo logarítmico normal mostró el mejor ajuste a la estructura de la diversidad-abundancia de la vegetación riparia porque aceptó el mayor número de hipótesis nulas y con las mejores probabilidades. El ajuste menos bondadoso del resto de las distribuciones se debe a que esta comunidad presenta un número abundante de unas pocas especies y una abundancia baja para pocas especies. Este comportamiento es característico de las etapas intermedias entre la sucesión y el climax, ó que la comunidad se encuentra sometida a un disturbio constante (Magurran, 1989), probablemente disturbios de índole antropogénico controlan la estructura de diversidad y abundancia de la comunidad riparia de la cuenca del Río San Juan (Figura 1).

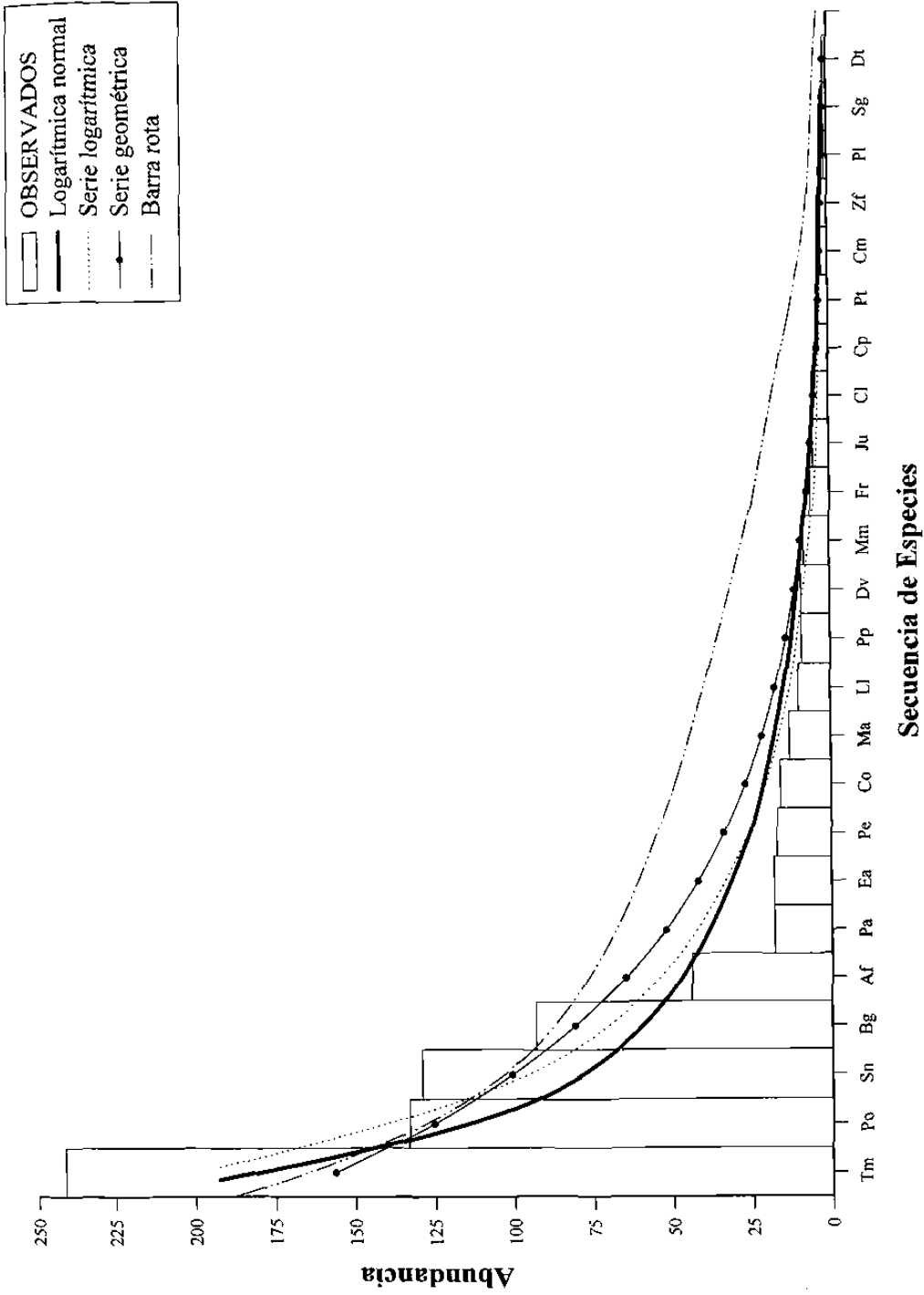


Figura 1. Modelos de abundancia para las especies de vegetación riparia de la cuenca del río San Juan, Nuevo León, México.

El índice de Shannon mostró que existen ciertas similitudes y diferencias entre la diversidad de las localidades monitoreadas (Figura 2). Los intervalos de confianza muestran que todos los sitios presentan cierta semejanza en diversidad a excepción de la localidad PSJ, cuya diversidad se asemeja más a HCP-MSJ, lo cual nos indica que la comunidad riparia es semejante en distintos puntos de los Ríos de la cuenca del San Juan. Las fuentes de variación más importantes fueron asociadas a la hidrología y al disturbio antropogénico.

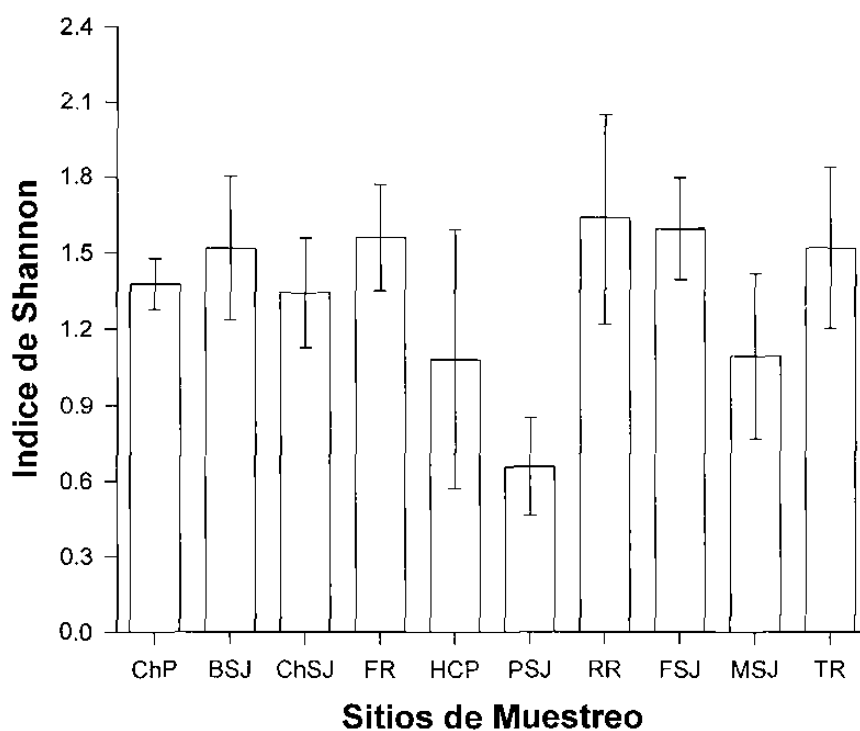


Figura 2. Índice de Shannon y sus intervalos de confianza para describir la diversidad-abundancia de la vegetación riparia de 10 sitios de muestreo de la cuenca del Río San Juan, Nuevo León, México.

1.6.3. Índices de Similitud

Tomando en cuenta el valor de similitud mínimo de 0.75, el índice de Sorenson mostró las siguientes agrupaciones de sitios: (1) BSJ-ChSJ-PSJ-FSJ, (2) HCP-RR-MSJ, (4) FR y (5) TR. El índice de Morisita-Horn describió las siguientes aglomeraciones con similitud mínima de 0.75 los siguientes: 1) ChP-ChSJ, 2) BSJ-ChSJ-FR-HCP, 3) PSJ, 4) RR, 5) FSJ, 6) MSJ y 7) TR (ver hojas anexas).

El análisis de conglomerados resultó en las agrupaciones siguientes: 1) BSJ-FR-HCP-ChSJ-ChP, 2)PSJ-MSJ-FSJ-RR y 3)TR (ver hojas anexas). Las agrupaciones resultantes del índice de Morisita-Horn son semejantes a los grupos emergentes del análisis de conglomerados, por tal razón se recomienda el uso de este último índice en la formación de grupos de sitios con similar diversidad y abundancia.

1.6.4. Análisis de componentes principales

Como resultado del análisis de componentes principales (ACP), se obtuvieron sistemas de coordenadas formados por el componente principal 1 (CP1) en el eje "x", y el componente principal 2 (CP2), en el eje "y", cada sistema esta compuesto por cuatro cuadrantes en cada uno de los cuales ocurre una correlación positiva, negativa o en ambos sentidos, entre los sitios y los géneros (Manzano, 1997). La correlación y posición espacial del agrupamiento de los sitios y géneros demuestra que tienen características similares entre ellos que hacen posibles tales agrupaciones.

El análisis de componentes principales (ACP) de especies por especies (SxS) mostró que los tres primeros componentes principales explican el 75% de la varianza total entre los sitios de muestreo. La figura 3 entre los dos primeros componentes muestra un agrupamiento de sitios dividido en dos grupos bien definidos. El primer grupo (1) comprende las localidades ChP-BSJ-ChSJ-FR-HCP y el segundo grupo (2) integrado por PSJ-FSJ-MSJ. Los sitios RR y TR permanecen aislados de los grupos mencionados. Este agrupamiento de localidades concuerda parcialmente con lo observado en el índice de diversidad de Shannon, el análisis de similitud de Morisita-Horn y el estadístico de conglomerados. Todos los análisis tienen en común las localidades del grupo 1 y 2, el índice de Morisita-Horn separa los sitios en 7 agrupaciones, ACP en 4, conglomerados en 3 y el índice de Shannon en 2. El análisis de componentes principales fue utilizado para explorar las causas de agrupamiento de la calidad y cantidad del agua, así como también las características del cauce. Es necesario recalcar que se realizaron más de un método de ordenación para confirmar la aglomeración de sitios, así como la aplicación de los índices de similitud y es obvio obtener resultados semejantes y no exactos entre las agrupaciones de las localidades, sin embargo nos da una idea más clara de la estructura de la diversidad-abundancia de nuestros sitios. El análisis de componentes principales fue tomado como base para la explicación del agrupamiento de localidades para la vegetación riparia, así como también para explorar las causas de agrupamiento de sitios sobre la base de calidad y cantidad del agua, así como las características del cauce.

En el análisis de componentes principales, las estaciones de muestreo presentes en el grupo 1 se caracterizaron por presentar el 66.6% de diversidad de géneros, con una abundancia relativa del 71.31% representado principalmente por *T. mucronatum*-*P. occidentalis* y *S. nigra* con un promedio de 47.4, 33.0 y 25.25 individuos por sitio (ver hojas anexas). El grupo 2 tiene representado el 41.66% de la diversidad total con una abundancia relativa del 21.82% dominado por *B. glutinosa* y *A. farnesiana* con un promedio de 31 y 12 organismos por localidad. Por esta razón las comunidades del grupo 1 pueden describirse como comunidades típicas riparias (Rzedowski, 1978; Alaní *et al.*, 1996) mientras que las comunidades del grupo 2 se describen como localidades con la presencia de especies xerofíticas en mayor número que las riparias, además de ser indicadoras de disturbio antropogénico.

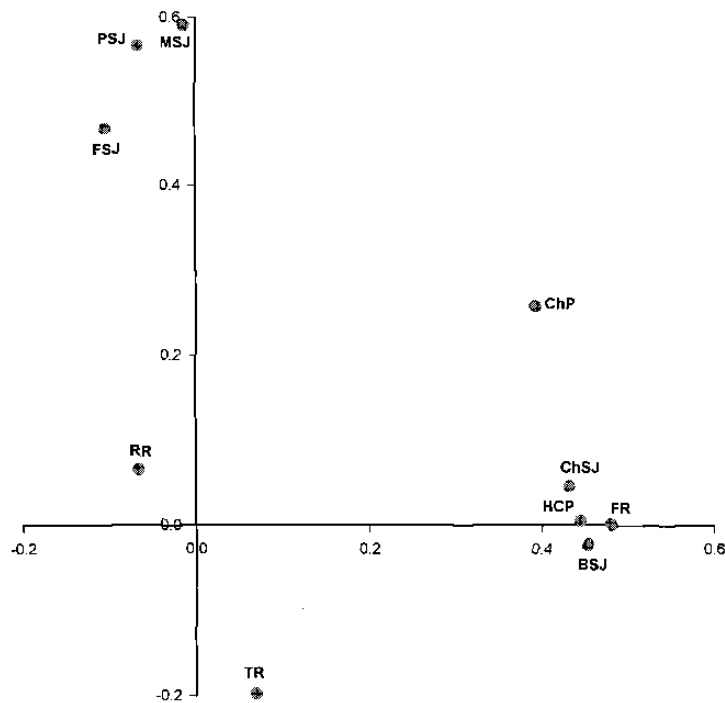


Figura 3. Análisis de componentes principales para la matriz de especies x especies (SxS) de la comunidad de vegetación riparia de 10 puntos de muestreo en la cuenca del Río San Juan, Nuevo León, México.

Al observar las estadísticas de los eigenvectores y tablas anexas, el CP1 lo explican las localidades BSJ-FR caracterizado principalmente por las poblaciones de *T. mucronatum*-*P. occidentalis*, y formado por un contraste de cargas positivas y negativas del grupo 2. El CP2 lo describen los sitios PSJ-MSJ, representado por *B. Glutinosa*-*A. farnesiana*, por lo tanto recibe este nombre, y se encuentra formado por el contraste de cargas del grupo 1.

Para la matriz de sitios x sitios (s x s), el análisis de componentes principales mostró que los cuatro primeros componentes explican el 75% de la varianza total entre los géneros de los sitios de muestreo; la figura 4 entre los dos primeros componentes muestra un agrupamiento no muy bien definido de dos grupos de organismos. El grupo 1 se encuentra integrado por *L. leucocephala*-*P. tremuloides*-*M. azederach*-*Fraxinus* sp. y se encuentra caracterizado principalmente por el género *M. microphylla*, este grupo muestra una tendencia a estar formado por especies propias de vegetación riparia (Rzedowski, 1978; Alanis *et al.*, 1996). El grupo 2 se encuentra dominado por *P. aculeata*-*P. laevigata* y constituido además por *A. farnesiana* y *C. pallida.*, el presente grupo se encuentra conformado principalmente por especies xerofíticas, algunas especies son características de disturbio.

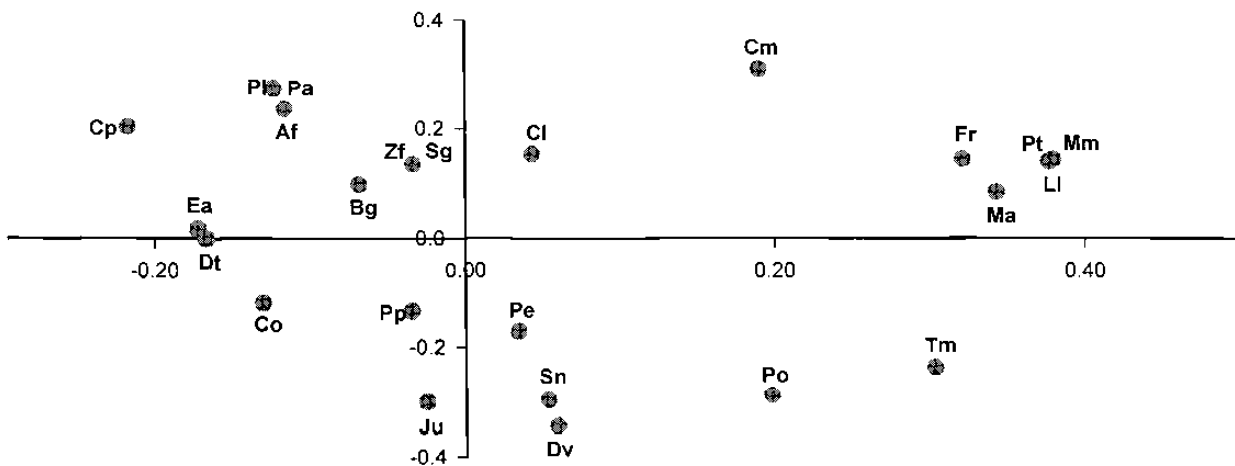


Figura 4. Resultado del análisis de componentes principales para la matriz de s x s de la vegetación riparia de 10 sitios de muestreo de la cuenca del Río San Juan, Nuevo León, México.

Los eigenvectores resultantes del análisis de componentes principales para los géneros de los sitios de muestreo indican que el eje del CP1 se encuentra formado por un contraste de cargas tanto positivas como negativa, cuyo componente es influenciado principalmente por especies propias de vegetación riparia como *M. microphylla*. El CP2 esta representado por especies xerofíticas como *P. laevigata*-*P. aculeata* e integrado por los contrastes de cargas tanto positivas y negativas.

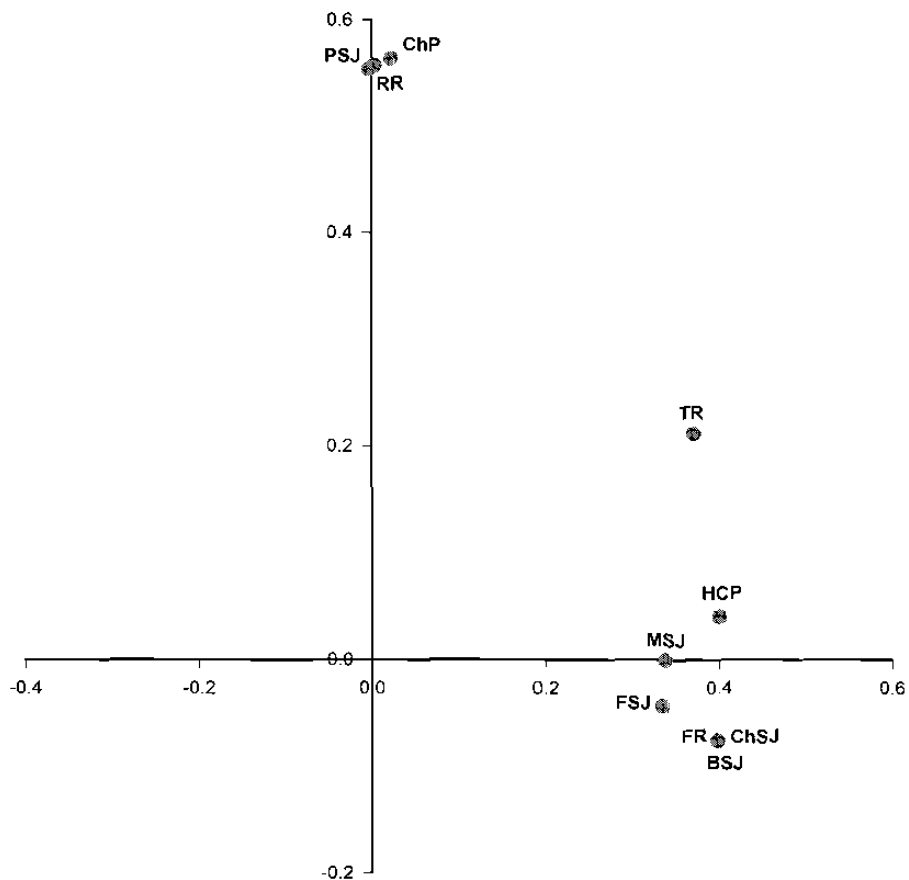


Figura 5. Análisis de componentes principales para la distribución de los sitios de muestreos sobre la base de la calidad del agua en la cuenca del Río San Juan, Nuevo León, México.

El análisis de componentes principales para la calidad de agua mostró que los dos primeros componentes principales explican el 90% de la varianza total entre los sitios de muestreo. La figura 5 entre los dos primeros componentes muestra un agrupamiento de sitios, dividido en dos grupos. El primer grupo (1) comprende las localidades BSJ-ChSJ,FR-HCP-FSJ-MSJ y el segundo grupo ChP-RR-PSJ. La diferencia principal entre estos dos grupos radica en que el promedio del grupo 1 presentan mayor cantidad de coliformes fecales y totales, nitritos, grasas y aceites, demanda química de oxígeno (DQO) y Detergentes ó sustancias activas al azul de metileno (SAAM). Los promedios de los parámetros fisico-químicos del grupo 1 son por lo menos dos veces más altos que los presentes en el grupo 2, al hacer mención de los promedios de los parámetros de mayor cantidad, no se quiere dar a entender que necesariamente todos los parámetros excedieron las normas o criterios para la calidad del agua.

La cantidad de sólidos sedimentables (2 mg/L) sobrepasa la norma mexicana NOM-001-ECOL-1996 que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en agua y bienes nacionales para organismos de agua dulce solo para la localidad BSJ (4.33 mg/L), así como también sobrepasa la cantidad de sólidos suspendidos totales (60 mg/L) para los sitios de HCP (61 mg/L) y PSJ (66 mg/L). Los promedios de los parámetros del grupo 1 del criterio ecológico de la calidad del agua CE-CCA-001/89 para la protección de la vida acuática, sobrepasan los parámetros máximos permisibles de coliformes fecales (200 NMP/100 ml), mientras que los sulfatos (0.005 mg/L) sobrepasan los parámetros

máximos permisibles para el grupo 1 y 2, cabe mencionar que los sulfatos aumentan con la concentración de los desechos provenientes del drenaje (APHA-AWWA-WPCF, 1981), lo que deduce que todas las localidades presentan contaminación proveniente de drenaje, mientras que las localidades de BSJ (4.314 mg/L) y PSJ (0.422 mg/L) sobrepasan los límites máximos permisibles de detergentes o SAAM. Basándose en estos resultados concluimos que los sitios del grupo 1 presentan más disturbio que las localidades presentes en el grupo 2 por lo tanto, separamos los grupos en sitios de regular y buena calidad del agua. El grupo 1 presenta características de regular calidad de agua mientras que el grupo 2 tiene propiedades que la hacen ser de buena calidad de agua. De las localidades más afectadas se observa BSJ y HCP, esta última localidad se caracteriza por presentar la menor abundancia-diversidad de especies junto con PSJ, en estas tres localidades se observaron la presencia de asentamientos humanos muy cerca de los cauces, lo cual explica la alteración de la calidad del agua. La localidad ChP es el sitio con mayor abundancia de especies, presentando buena calidad de agua.

Entre los grupos de sitios emergentes del análisis de componentes principales para la vegetación riparia y la calidad del agua existe una conexión parcialmente significativa en sus resultados, por ejemplo; los sitios integrados en el grupo 1 y 2 de vegetación riparia se encuentran aglomerados en su mayoría con el grupo 1 de ACP para la calidad del agua, este grupo se encuentra dominado por *T. mucronatum* y *P. occidentales* para el grupo 1, mientras que el grupo 2 principalmente por *B. glutinosa* y *A. farnesiana*, deduciendo que estos organismos preferencialmente se encuentran en

aguas con regular calidad de agua. *P.occidentalis* y *T. mucronatum* son las especie con mayor abundancia en ChP, y en menor escala en demás sitios del grupo1, lo que pone de manifiesto que la calidad les afecta negativamente con respecto a la abundancia, lo cual quiere decir que quizá estas especies sean tolerantes a la calidad de agua regular, desarrollándose mejor en zonas de mejor calidad de agua.

El análisis de componentes principales para la cantidad de agua mostró que los dos primeros componentes explican el 99% de la varianza total entre las localidades de muestreo. La figura 6 entre los dos primeros componentes muestra una agrupamiento de sitios más o menos notorio en tres grupos. El primer grupo (1) comprende HCP-MSJ-TR-ChSJ y el segundo grupo incluye las localidades de FSJ-PSJ-ChP-RR-FR-BSJ. Los componentes están agrupados en un grupo con dos subgrupos, el eje “x” del CP1 presenta cargas tanto positivas como negativas y el CP2 (eje “y”) separa a los 2 grupos solo del lado positivo, todas las cargas latentes presentan cargas positivas, el CP1 es el más importante. Los promedios de los parámetros físicos del cauce del grupo 1 son de 1 a 2.6 veces mayor al grupo 2. Sobre la base de los resultados anteriores separamos nuestros grupos en características físicas mejor definidas y menos definidas, por lo tanto el grupo 1 presenta características mejor definidas, mientras que en el grupo 2 se observan características físicas del cauce menos definidas. La localidad que presentó características físicas mejor definidas fue el sitio MSJ observándose poca diversidad-abundancia de especies, posiblemente esta localidad presente tales características debido a que es una zona de confluencia entre los Ríos San Juan y Santa Catarina, en general se

observó una tendencia notoria entre los sitios a disminuir la diversidad-abundancia conforme el cauce se aleja de su origen en la Sierra Madre Oriental. Las extracciones por bombeo, represas y geología (infiltración-exfiltración) de los caudales, así como la extrema sequía y la canalización de sus aguas presentada en los últimos años parcialmente explican estas variaciones. En el grupo 1, se observan parcialmente los grupos 1 y 2 de vegetación riparia, mientras que en el grupo 2 se localizan preferencialmente las especies de *T. mucronatum* – *P. Occidentalis* y *S. nigra* – *B. glutinosa* y *A. farnesiana*, estas especies concuerdan con lo mencionado por Rzedowski, (1978), es decir que son especies propias de vegetación riparia.

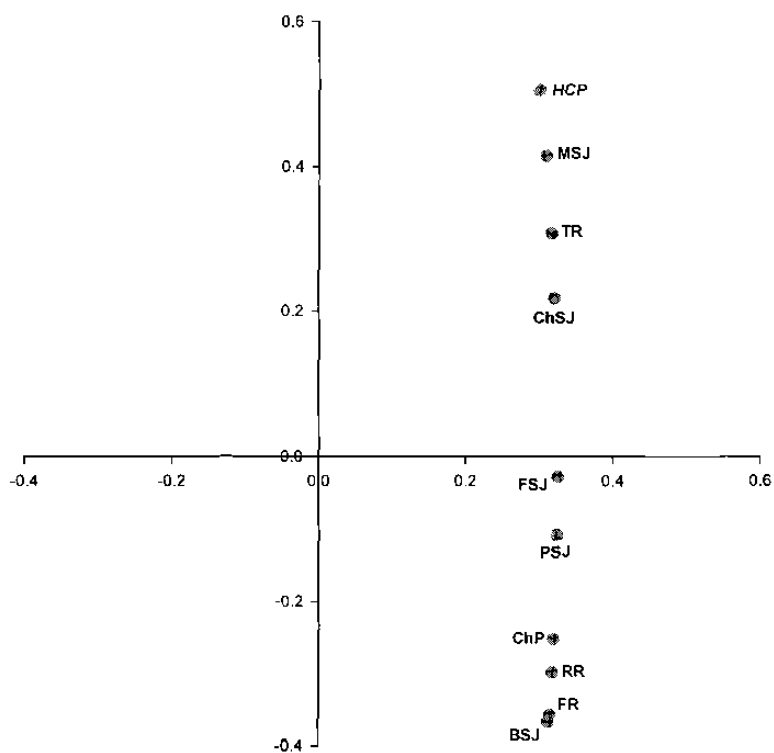


Figura 6. Análisis de componentes principales para la distribución de los sitios de muestreo sobre la base de la cantidad de agua en la cuenca del Río San Juan, Nuevo León, México.

Al realizar una comparación entre los sitios esta información es concluyente en que al grupo de organismos 1 y 2 de vegetación riparia prefieren sitios con características físicas no bien definidas como cauces con poca profundidad, angostos y gastos no muy importantes, así como lugares preferencialmente con calidad de agua regular. La vegetación riparia se encuentra parcialmente influenciada tanto por la calidad como por la cantidad de agua, más sin embargo se cree hay mayor influencia de la cantidad de agua, ya que basándose en los índices de diversidad se observó una tendencia negativa conforme aumenta el gasto en los caudales de aguas arriba hacia aguas abajo.

1.7. Conclusiones

La presente investigación, para la comunidad de vegetación riparia, que el índice normal logarítmico λ mejor describe la diversidad-abundancia, mientras que el modelo que obtuvo un mejor ajuste fue logarítmico normal, describiendo que nuestra comunidad de vegetación riparia se encuentra en una etapa intermedia de sucesión vegetal.

Para conocer la clasificación de los sitios de muestreo sobre la base de la diversidad-abundancia de especies de vegetación riparia, los análisis de componentes principales, correlacionaron positivamente los parámetros de la calidad y cantidad del agua, determinando que la cantidad de agua influye preferencialmente sobre el establecimiento de nuestras especies, ya que basándose en los índices de diversidad se

observa una tendencia negativa de la diversidad-abundancia a disminuir conforme nos alejamos del origen del Río y continua su curso aguas abajo.

1.8. Literatura Citada

Alanís, F.G., Cano y Cano, G. y M. M. Rovalo. 1996. Vegetación y Flora de Nuevo León. CEMEX. México. 251pp

APHA-AWWA-WPCF (American Public Health Association, American Water Works Association, Water Pollution Control Federation). 1981. Standard Methods for the examination of water and wastewater. Fifteenth edition. Pp. 1134.

Ashraf, M.M. 1987. The role of forestry in watershed management and soil conservation. *Pakistan Journal of Forestry*, 37 (4):197-202.

Briggs, M. 1995. Evaluating degraded riparian ecosystems to determine the potential effectiveness of revegetation. General Technical Report Intermountain Research Station, USDA Forest Service. No. INT-GTR-315, 63-67.

Cavazos, C.C. 1997. Estudio de las comunidades vegetales de los márgenes del Río Cabezones-Conchos en el Estado de Nuevo León, México. Tesis inédita. Facultad de Ciencias Biológicas. Universidad Autónoma de Nuevo León, San Nicolás de los Garza, N.L. pag. 11.

Chávez-Huerta, Y., A.L. Medina, X., Madrigal-Sánchez y T. Sáenz-Reyes. 1994.

Caracterización preliminar de las asociaciones de vegetación ribereña de la cuenca del arroyo El Carrizal, Tapalpa, Jalisco, México. Cooperación Social para el manejo sostenible de los Ecosistemas Forestales, Quinto Simposium Bional México-Estados Unidos de América. Pp154-165.

Christensen, N.L. 1989. Ecological consequences of the 1988 fires in the Greater Yellowstone Area. Final report from de Greater Yellowstone postfire ecological assessment workshop. Denver, Colorado.

Correl D., S. y M. Corning. 1979. Manual of the Vascular Plants of Texas. Published by the University of Texas. Pp 1881.

Fernández-Delgado, C. y F.J. Sánchez-Polaina. 1996. Efectos del fuego sobre los ecosistemas acuáticos y las comunidades de peces. Quercua. 126:26-29

Friedman, J.M.; Osterkamp, W.R.; Scott, M.L. y Auble, G.T. 1998. Downstream effects of dams on channel geometry and bottomland vegetation; regional patterns in the Great Plain. Wetlands, 18 (4):619-633.

Gauch, H.G. 1982. Multivariate Analysis in Community Ecology. Cambridge University Press. Cambridge. 298 Pp.

- Hardwinarto, S. 1989. Water quality observations at Karang Mumus watershed in Samarinda, East Kalimantan. GFG-Report-German Forestry Group, Mulawarman University, Samarinda, Kalimantan, Indonesia. No. 13, 29-37,
- Heede, B.H. 1990. Vegetation strips control erosion in watersheds. USDA-Forest Service, No. RM-499, 5pp.
- Hernández, B.E. 1987. Proposal for the rehabilitation of riparian forest on the river Mucujum: action necessary to improve water quality. Revista forestal venezolana, No.31, 3-58.
- Hupp, C.R. and Osterkamp, W.R. 1996. Riparian vegetation and fluvial geomorphic processes. *Geomorphology* 14, 277-295.
- Johnson, W.C. 1998. Adjustment of riparian vegetation to river regulation in the Great Plain, USA. *Wetlands*. 18:4, 608-618.
- King, H.B. 1989. Streamwater quality of upstream forest watersheds. *Quarterly Journal of Chinese Forestry*, 22:1, 99-108.
- López, J.G. 1993. Levantamiento de suelos en la cuenca baja del Río Pilon, Nuevo León, México. *Investigaciones Geográficas*, Universidad Autónoma de México, Boletín del Instituto de Geografía No. 26.

Lowrance, R.; Todd, R.; Fail, J. Jr.; Hendrickson, O., Jr.; Leonard, R. y Asmussen, L.

1984. Riparian forest as nutrient filters in agricultural watersheds.

Lyon, L.J., et al. 1978. Effects of fire on fauna. USDA Fore Service General Technical Report WO-6. Washington, D.C.

McMahon, T.E. and De Calesta, D.S. (1990). Effects of fire on fish and wildlife. En natural and prescribed fire in Pacific Northwest Forests. J.D. Walstad, S.R. Radosevich y D.V. Sandberg. Oregon State University Press. Carvallis, Oregon

Manzano, C. M.G.F. 1997. Procesos de Desertificación Asociados a Sobrepastoreo por Caprinos en el Matorral Espinoso de Linares, Nuevo León. Tesis inédita, Facultad de Ciencias Forestales, Linares. Pp 101.

Patten, D.T. 1998. Riparian ecosystem of semi-arid North America: diversity and human impacts. *Wetlands*, 18(4): 498-512.

Rosentreter, R. 1992. High-water indicator plants along Idaho waterways. Symposium on ecology and management of riparian shrub communities. Sun Valley, ID, May 29-31, 1991. Pp 18-24.

Rzedowski J. 1978. Vegetación de México. Editorial Limusa, S.A. México. pp 347-348.

Rzedowski J. y G. C de Rzedowski. 1979. Flora Fanerogámica del Valle de México. Vol. 1 Generalidades, Gymnospermae, Dicotiledoneae (Saururaceae-Polygalaceae). Pp 403.

Rzedowski J. y G. C de Rzedowski. 1985. Flora Fanerogámica del Valle de México. Vol II Dicotiledoneae (Euphorbiaceae-Compositae). Escuela Nacional de Ciencias Biológicas. Instituto Politécnico Nacional. México D.F. Instituto de Ecología México. Pp 674.

Szaro, Robert C. 1989. Riparian forest and scrubland community types of Arizona and New Mexico. Desert Plants. (Special Issue)9 (3-4):70-138.

Stromberg, J.C. 1998. Functional equivalency of saltcedar (*Tamarix chinensis*) and fremont cottonwood (*Populus fremontii*) along a free-flowing river. Wetlands, 18:4, 675-686.

Swanston, D.N., 1980. Influence of forest and rangeland management on anadromous fish habitat in western North America impacts on natural events. USDA Forest Service General Technical Report PNW-104. Pacific Forest and Range Experiment Station. Portland, Oregon

Thomas, D.H.L. 1996. Dam construction and ecological change in the riparian forest of the Hadejia-Jama'are floodplain, Nigeria. *Land-Degradation and development*, 7:4, 279-295.

Váldez-Támez, V. 1981. Contribución al conocimiento de los tipos de vegetación, su cartografía y notas florístico ecológicas del municipio de Santiago, Nuevo León, México. Tesis, Facultad de Ciencias Biológicas, UANL. Pp 200.

2. CAPITULO II

LAS ESPECIES ICTIOLÓGICAS Y LAS VARIACIONES EN CANTIDAD Y CALIDAD DE LOS CAUDALES EN LA CUENCA DEL RÍO SAN JUAN, NUEVO LEÓN, MÉXICO

2.1. Resumen

La presente investigación se llevó a cabo en tres ríos principales de la cuenca del río San Juan, evaluando 8 localidades con la finalidad de: 1) describir la estructura y diversidad-abundancia de la comunidad ictiológica, 2) ajustar índices de diversidad y modelos de abundancia, 3) ordenar y clasificar unidades de muestreo y 4) tratar de explicar las causas de las diferencias existentes en la diversidad-abundancia de las localidades muestreadas en base a la calidad y cantidad de agua, así como de las características físicas del cauce. En cada sitio se colectaron peces con redes tipo chinchorro, posteriormente el material biológico se preparó para su preservación e identificación. Los índices y modelos probados fueron Margalef, Menhinick, Shannon, Simpson, alfa y lambda; y serie geométrica, serie logarítmica, logarítmica normal y barra rota, respectivamente. Los análisis de ordenación y clasificación fueron componentes principales y análisis de aglomerados, confirmados por los índices de similitud de Sorensen y Morisita-Horn y por el análisis de varianza al índice de Shannon. En total se colectaron 5608 individuos, los cuales correspondieron

a 18 especies pertenecientes a 8 familias. Las familias más abundantes fueron Poeciliidae y Cyprinidae. El índice de diversidad de Shannon y el modelo de la serie logarítmica normal describieron mejor la diversidad-abundancia de este grupo biológico. Cuatro grupos emergieron del análisis de componentes principales y fueron compatibles entre los índices de similitud y las técnicas de ordenación. Estos grupos estuvieron parcialmente determinados por la cantidad y la calidad del agua donde *Gambusia affinis-Astyanax mexicanus* se encuentran en sitios con regular calidad de agua y preferencialmente en lugares profundos, con gastos y áreas mayores, mientras que *Notropis amabilis-Lepomis megalotis* también comparten hábitats similares en calidad de agua que las especies anteriores, pero se localizan en zonas de características físicas del cauce poco definidas, de igual manera que *Dionda melanops-Poecilia formosa* a excepción de que estas especies prefieren buena calidad de agua. Este trabajo propone estudiar las variables del caudal y la diversidad-abundancia de peces para plantear estrategias de manejo a corto y mediano plazo de los caudales de la cuenca del río San Juan.

2.2. Abstract

This research was conducted in three major tributaries of the San Juan watershed, evaluating 8 sampling sites with the major objectives of: 1) describing the structure of the fish diversity and abundance, 2) fitting indexes and models of diversity- abundance of the fish community, 3) ordinating and classifying sampling sites, and 4) trying to explain the causes of variation with streamflow quantity and quality as well as with the channel physical characteristics. In each site, using fishnets

collected fishes, and individuals were prepared for taxonomic identification latter in the laboratory. The indexes of Maraglef, Menhinick, Shannon, Simpson, Alpha, and Lambda as well as the models of log series, geometric series, broken stick and log normal were fitted at the sampling site and watershed scale. Ordination and classification techniques used were principal component analysis and cluster analysis, respectively, verified by the Sorensen and Morisita-Horn indexes of similitude to detect the B diversity. In total 5608 individuals were collected, belonging to 18 species and 8 families. Most abundant families were Poeciilidae and Cyprinidae. The Shannon diversity index and the logarithmic series model fitted better the diversity–abundance of this biological group. Four groups of fishes emerged from the ordination technique and were compatible with groups emerged from the cluster and similitude indexes. These groups were partially characterized by stream water quality, where *Gambusia affinis-Astyanax mexicanus* distribute preferentially in medium to high stream water quality sites, with well-defined channels and large discharge. *Notropis amabilis–Lepomis megalotis* share similar habitas with the species described above but they also distribute in streams with not well-defined channels, in association with *Dionda melanops–Poecilia formosa*, although the latter species are found mostly in stream with high water quality. This research stresses the need to further associate the variables of streams, discharge, quality, and physical characteristics to understand the distribution of the fish community and sustainable manage the stream water resources of the San Juan river.

2.3. Introducción

La mala planificación en el manejo de nuestros recursos naturales ocasiona su empobrecimiento biológico, tal es el caso del manejo de las cuencas hidrológicas. En Nuevo León la cuenca del río San Juan se ha ido deteriorando paulatinamente por diferentes causas, entre las que destacan la sobre explotación hídrica, la creación de embalses y la contaminación de sus aguas por desechos domésticos e industriales, ocasionando disturbios en la calidad y cantidad del agua, resultando un impacto ambiental sobre la diversidad-abundancia de los ecosistemas acuáticos y riparios.

Los impactos ocasionados a los ecosistemas riparios han alterado las condiciones de diferentes grupos biológicos, dentro de los cuales los peces son claves en la cadena trófica. La ictiología y las relaciones existentes con factores bióticos y abióticos se ha estudiado en diferentes partes del mundo. Núñez (1973) señala los efectos de los fertilizantes sobre la calidad del agua y sus repercusiones con los peces. Billard y Roubard (1985) enfocan sus estudios en las alteraciones de los contaminantes sobre los estadios tempranos de los peces. Para la cuenca del San Juan se han realizado estudios sobre los factores ambientales y su repercusión sobre las especies ícticas (Villarreal, 1983). Contreras-Balderas (1974) ha estado evaluando los cambios en las comunidades de peces a través del tiempo y ha discutido que esto se debe a la disminución de los caudales y los cambios en la calidad del agua. Sin embargo en la cuenca no se han realizado estudios puntuales tendientes a relacionar los factores del caudal con la diversidad-abundancia ictiológica.

Los objetivos de ésta investigación fueron: 1) describir la estructura de la comunidad ripárica en sistemas lóticos, 2) ajustar y probar modelos e índices que describan la diversidad-abundancia de la comunidad íctica, 3) determinar el índice que mejor describa la estructura y diversidad de los peces y 4) definir las características del hábitat que influyen en la estructura de la comunidad de peces de tres ríos de la cuenca del río San Juan.

2.4. Literatura Revisada

2.4.1. Factores que afectan la calidad

Núñez (1973) mencionó que los fertilizantes son causantes de eutroficación y que alteran las condiciones del agua, favoreciendo la multiplicación y desarrollo de la flora acuática, abatiendo los niveles de oxígeno en las aguas en perjuicio de la diversidad de peces.

Según Barajas (1980) y Ruiz (1982) los factores ambientales alcalinidad y salinidad, juegan un papel importante como limitantes en la supervivencia, diversidad y movimiento de poblaciones ícticas.

Kenneth y Chares (1982) determinaron las preferencias de hábitat de la trucha en zonas de vegetación riparia que han sido pastoreados y sin pastorear por ganado, encontrando que la población de peces son de menor tamaño en secciones pastoreadas y que la trucha prefiere hábitat sin pastorear.

Villarreal (1983) determinó los factores biológicos ambientales que actúan y repercuten en la composición y dinámica de las especies ícticas del Río San Juan, ya que a partir de 1960 ha ido incrementando la contaminación sobre la cuenca y detecta cambios de carbonatos de calcio y de cloruros, los cuales son factores primordiales y/o limitantes en la tolerancia, movimientos, cambios en la distribución, abundancia, impacto (en acción conjunta con contaminación y obras hidráulicas, índice de diversidad y en la formación de comunidades de peces. Reporta a *Gambusia affinis* como una especie que presenta amplios rangos de tolerancia fisicoquímica, ya que fue encontrada de manera abundante en zonas de disturbio y altamente contaminados.

Billard y Roubard (1985) señalaron que las pruebas que se han realizado para estimar los efectos de los contaminantes sobre los peces, han demostrado que el desarrollo de las etapas tempranas (embrionaria y juvenil) son las más sensibles a los productos tóxicos.

Ruiz-Campos, *et al.* (1985), señaló que *Asyanax mexicanus* es un organismo de amplia tolerancia ecológica y es usualmente abundante, de aquí que no se entiende su desaparición de algunas localidades del Río Bravo, parte central de Texas y lugares hacia el sur a una distancia no muy definida

Obregón (1987) reconoció al Río San Juan como el principal medio de transporte de aguas residuales domésticas e industriales del Area Metropolitana de Monterrey (AMM), determinando que el nivel de contaminación de la cuenca en

1982 todavía no llegaba a los límites extremos. Esta investigación consideró que debía atenderse dicho problema, ya que los pobladores que viven cerca del ecosistema ripario utilizan los peces como fuente de alimento, los cuales presentan concentraciones de metales pesados y a la larga traerá grandes repercusiones al ser humano, y aunque los peces aún son tolerantes a los niveles de contaminación presentes, pueden llegar a morir si no se adecua un manejo idóneo.

Brooks *et al.* (1992) indicaron en general que las aguas naturales deben contener menos de 90 mg/l de sulfatos para tener una fauna deseable.

Rickert (1993) enumeró los siguientes perjuicios de la agricultura a la calidad del agua: aumento de la temperatura, erosión-sedimentación, salinidad, calidad sanitaria, residuos orgánicos degradables, enriquecimiento de nutrientes, sustancias químicas tóxicas (microelementos residuales y sustancias residuales sintéticas) y nitratos.

Flores (1997) realizó un estudio en el sistema hidrológico San Juan sobre la calidad del agua revelando que aún existe contaminación por detergentes, grasas, aceites, nitratos, coliformes fecales y algunos metales pesados, en donde estos últimos están relacionados con el caudal, ya que en la época de grandes escurrimientos la masa de contaminantes es mayor y en la época de sequía la concentración aumenta, pudiendo potencialmente afectar la ictiofauna.

2.4.2. Factores que afectan la cantidad del agua

Contreras-Balderas (1974) realizó una evaluación de los cambios en las comunidades de peces en la cuenca del Río San Juan, encontrando que éstas han variado a través del tiempo principalmente por las reducciones en los caudales debido al uso excesivo, la turbidez por la erosión agrícola, la contaminación de las descargas de la Ciudad de Monterrey y de poblados ribereños. Esto ha causado la desaparición de la fauna nativa de peces, además analizando la composición de la cuenca del Río Bravo (Contreras-Balderas y Lozano-Vilano *et al.*, 1994) en el cual descarga sus aguas el Río San Juan, se han ido incrementando desde 1953 a 1989 la penetración de especies de agua salada, lo que indica que hay un incremento de salinización representando una amenaza en la agricultura, incrementando el costo al darle tratamiento a estas aguas y sobre todo afectando a las especies nativas de la región.

Existen algunas razones para que las comunidades de peces comiencen a declinar; el desarrollo de la agricultura resultando una disminución en el volumen de agua incrementando la aridez; la construcción de presas ocasionando altas temperaturas y reduciendo el oxígeno en el agua; la contaminación de aguas residuales sin tratar y la introducción de especies exóticas (Contreras-Balderas, 1978).

Se han realizado estudios de las preferencias de profundidad y velocidad del agua del salmón (*Salmo salar*) en cuatro ríos de Maine, determinando una profundidad

media de 38 cm y una velocidad medida a 12 cm del sustrato de 53 cm/seg (Kenneth *et al.*, 1982)

Ha sido demostrado que algunas especies de peces tales como *Oncorhynchus tshawytscha*, *Alosa sapidissima* y *Spirinchus thaleichthys* incrementan su abundancia directamente con los flujos de los ríos (Stevens and Miller, 1983).

Edwards y Contreras-Balderas (1991) en una investigación histórica de colectas de peces realizadas en la parte baja del Río Bravo en los últimos 138 años sugieren la existencia de dos ictiofaunas discretas. Una población se encuentra aguas arriba y está compuesta principalmente de especies adaptadas a agua dulce, la otra población se encuentra aguas abajo y se encuentra formada por una mezcla de los elementos más abundantes de la población aguas arriba de especies estuarinas. Los muestreos más recientes hechas en la parte baja del Río Bravo permiten apreciar que han ocurrido alteraciones en las poblaciones de esos peces. Las especies indígenas parecen haber sido reemplazadas por especies exóticas ó por especies propias de los estuarios. Estos cambios en la fauna parecen estar relacionados con la disminución del volumen de escorrentía y el incremento de la contaminación de las aguas por sustancias químicas.

Platts (1989), citado por US-EPA (1993), menciona algunos de los efectos del sobrepastoreo sobre los recursos riparios y acuáticos, entre ellos: entrada de contaminantes al agua provenientes de las tierras de sobrepastoreo, incremento de la contaminación fecal, cambios en la morfología del canal del río (aumento de la

anchura y disminución de la profundidad), cambios en la periodicidad y magnitud de los eventos del flujo de la corriente debidos a cambios en la cobertura vegetal, incremento de la temperatura del agua, incremento de la erosión hídrica y eólica de las riberas y los suelos del cauce por la pérdida de la cobertura vegetal, eliminación de la vegetación riparia, cambios en la composición de especies riparias, decremento en el vigor de las plantas, eliminación de las comunidades riparias y otros más.

García *et al.* (1994) señala que el lago de Pátzcuaro ha sufrido grandes cambios y reducciones en la calidad y cantidad de sus recursos naturales. Los efectos del deterioro de las condiciones ambientales se han investigado sobre el pez blanco (*Chirostoma estor*) endémico del lago de Pátzcuaro.

2.5. Metodología

El presente estudio se realizó en los ríos San Juan, Ramos y Pílon de la cuenca del Río San Juan. En total, 8 estaciones de muestreo, se seleccionaron en base a la presencia-ausencia de asentamientos humanos, presencia de vegetación ripárica, cauce definido y corriente perenne. Las características de los sitios de muestreo se describen en la Tabla 1.

Tabla 1. Ubicación geográfica de los sitios de muestreo en la Cuenca del río San Juan, Nuevo León, México.

SITIO	RIO	LOCALIDAD	VEG. RIPARIA		COORDENADAS UTM	
			Diversidad	Abundancia	X	Y
ChP	Pilón	Cortijo, El Chapotal	10	270	410467	2782972
BSJ	San Juan	La Boca	9	60	390867	2815795
ChSJ	San Juan	Ejido Chihuahua	7	72	403579	2825412
FR	Ramos	El Fraile-Terreros	14	142	405985	2804536
PSJ	San Juan	El Porvenir	4	90	446825	2819813
RR	Ramos	Raíces	7	20	396572	2793373
FSJ	San Juan	La Fragua	8	62	413957	2824197
TR	Ramos	Las Trancas	7	34	408222	2820839

La colecta de material se realizó con redes tipo chinchorro de 3 y 5 m con una duración de muestreo de 1hr. Posteriormente el material se colocó inmediatamente en un frasco con formol al 10%, 7 días después se procedió a lavar a los ejemplares en agua por 24 hs, enseguida se colocaron en una solución de alcohol isopropílico al 50% el cual fue su medio de preservación permanente (Hall *et. Al.*, 1962).

Se tomó como base para la identificación taxonómica del material las claves de Alvares del Villar (1969). Para la identificación de los representantes de la familia Poeciliidae nos apoyamos con las claves de Miller (1983) fueron usadas además de las tomadas como base, ya que los peces pertenecientes a esta familia han sido taxonómicamente más estudiados por su alto potencial de hibridación como es el caso de *Poecilia formosa*. Esta especie se caracteriza principalmente por no presentar en sus poblaciones individuos machos cruzándose con *P. mexicana* ó *P. latipinna*, lo cual hace difícil su identificación.

Como apoyo para identificar a los Centrarchidae, las claves de Trautman (1957) fueron utilizadas, las cuales muestran claves más específicas de este grupo de individuos, además de ilustraciones que hacen llegar con mas facilidad a la correcta identificación de los organismos.

La descripción taxonómica del género *Astyanax* es actualmente muy compleja por tal motivo es necesaria sea revisada por especialistas que conozcan el panorama (Contreras-Balderas y Lozano, 1998), y basándose en estas aseveraciones optamos por reportar a ésta especie como *Astyanax mexicanus*. La identificación de *Ictalurus lupus* fue basada en las claves taxonómicas de Humphries (1982). La identificación para *Notropis amabilis* fue basada en el reporte de Platania (1996), la cual muestra información actualizada sobre las especies. Para las especies del género *Dionda* spp. sucede un caso parecido al de los representantes de *Astyanax* sp., actualmente para la distribución en la que se encontró se determinó que es *Dionda melanops* en base a lo descrito por Mayden *et al.* (1992).

Una vez identificado el material biológico con sus respectivas claves y preparados para su preservación se incorporó a la colección del laboratorio de Ictiología de la Facultad de Ciencias Biológicas, la cual servirá como referencia para posteriores estudios.

La estructura de la diversidad-abundancia de la comunidad bentónica se modeló por medio de las distribuciones siguientes: (1) serie geométrica, (2) serie logarítmica,