

Universidad Autónoma de Querétaro
Facultad de Ciencias Naturales

**CAMBIOS HISTÓRICOS EN LA COMPOSICIÓN DE LA
COMUNIDAD ÍCTICA DEL RÍO SANTIAGO, MÉXICO.**

TESIS

Que como parte de los requisitos para obtener el grado de

Doctor en Ciencias-Recursos Bióticos

Presenta

María Antonieta Gómez Balandra

Santiago de Querétaro, Qro, Junio, 2011



Universidad Autónoma de Querétaro
 Facultad de Ciencias Naturales
 Doctorado en Recursos Bióticos

**CAMBIOS HISTÓRICOS EN LA COMPOSICIÓN DE LA COMUNIDAD ÍCTICA
 DEL RÍO SANTIAGO, MÉXICO.**

TESIS

Que como parte de los requisitos para obtener el grado de
Doctor en Ciencias-Recursos Bióticos

Presenta:

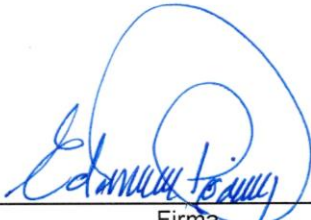
María Antonieta Gómez Balandra

Dirigido por:

Dr. Edmundo Díaz Pardo

SINODALES

Dr. Edmundo Díaz Pardo
 Presidente


 Firma

Dra. Mahinda Martínez y Díaz de Salas
 Secretario


 Firma

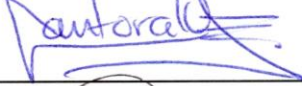
Dra. Altagracia Gutiérrez Hernández
 Vocal

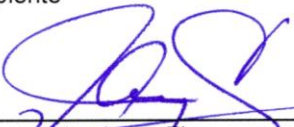

 Firma

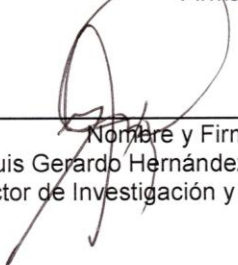
Dr. Antonio Campos Mendoza
 Suplente


 Firma

Dr. Enrique Arturo Cantoral Uriza
 Suplente


 Firma


 Nombre y Firma
 Biól. Jaime Angeles Ángeles
 Director de la Facultad


 Nombre y Firma
 Dr. Luis Gerardo Hernández Sandoval
 Director de Investigación y Posgrado

RESUMEN

La cuenca del río Santiago, en la Mesa Central de México, es una de las regiones con mayor diversidad íctica en Norteamérica, pero ha sido poco estudiada y fuertemente degradada por las descargas residuales sin tratamiento de grandes centros de población y zonas de desarrollo agropecuario e industrial. En el análisis histórico de la calidad del agua se observó que los parámetros asociados al deterioro fueron la demanda bioquímica y química de oxígeno y la incapacidad del río de asimilar grandes cargas orgánicas, por lo que en su recorrido se mantuvieron concentraciones altas de éstos parámetros y de nutrientes (nitrógeno y fósforo). De la comunidad íctica, se analizaron 1082 registros de peces provenientes de 132 localidades, de bases de datos nacionales e internacionales, determinándose 44 especies, 13 endémicas de la región Lerma-Chapala-Santiago, 22 nativas de México y 9 introducidas. En las subcuencas del Santiago y Verde se registraron especies con datos únicos (13 y 5 respectivamente). Con base en el desarrollo hidráulico, se delimitaron tres etapas, una hasta 1970, otra de 1971 a 2000 y la última de 2001 a 2006. En la primera están representadas 33 especies, 32 en la segunda y 25 en la tercera. Por su abundancia relativa, 6 taxa representaron 71% de las colectas y 22 tuvieron una amplitud de distribución entre 5 y 36%. Como consecuencia de la degradación ambiental y fragmentación de las corrientes por presas, aparentemente se han extirpado ocho especies, 17 se encuentran en situación de riesgo, cuatro de ellas son consideradas sensibles y muestran reducción de su abundancia y amplitud de distribución. Los parámetros que han influenciado la distribución de especies han sido el nitrógeno amoniacal, nitratos, conductividad específica, fósforo total, turbidez y oxígeno disuelto. En conjunto hay una disminución de las especies nativas y endémicas, y un incremento de las introducidas, principalmente en los ríos Santiago y Verde. Por sus condiciones de conservación y posible presencia de poblaciones aisladas, se propone que los ríos Huaynamota y Bolaños sean objeto de un seguimiento continuo que conduzca a su preservación como áreas representativas de la comunidad íctica de la cuenca.

(Palabras clave: **peces, comunidad, río, Santiago, calidad**)

SUMMARY

The Santiago River basin in the Central Valley of Mexico is one of the regions with high fish diversity in North America. However, it has been hardly studied and highly polluted by wastewater discharges without treatment coming far away from cities, big towns, agricultural lands, pig farmers and industrial zones. The historical water quality analysis pointed out parameters associated to the biochemical and chemical oxygen demand and the river uncapability to assimilate organic loads. Thus, high concentrations of these parameters and nutrients (nitrogen and phosphorous) were present along the river. For the fish community 1082 registries from 132 localities from national and international databases were analyzed to identify the fish community composition of 44 species classified as: 13 endemic of the Lerma-Chapala-Santiago region; 22 natives to Mexico and 9 introduced. In the Santiago and Verde sub-basins species with unique data were registered (13 and 5 respectively). Based on hydraulic development of the main river, the study time frame was divided in three periods: before 1971, from this year to 2000 and from 2001 to 2006. 33 species were registered in the first period, 32 in the second and 25 in the third one. According to their relative abundances six species represented 71% of total collection and 22 had distributional amplitude between 5% and 36%. Eight species are apparently extirpated as a consequence of environmental degradation and river fragmentation by dams. 17 fish species are under risk; four of them are considered sensitive with reduced abundance and distributional amplitude. Water quality parameters associated to species distribution has been ammonia, nitrates, specific conductance, total phosphorous, dissolved oxygen and turbidity. The comparison of the distribution among time periods pointed out a reduction of native and endemic species and an increase of the introduced ones, mainly in the Santiago and Verde sub-basins. Based on their conservation degree and potential presence of isolated fish populations in the Huaynamota and Bolaños rivers, a follow-up monitoring program is proposed to preserve these regions as representative of the fish community in the Santiago Basin.

(Key words: fish, community, river, Santiago, quality)

DEDICATORIA

A mi madre y hermanos con amor y agradecimiento por todas sus bendiciones.

A mis sobrinos con mucho cariño y deseos de que alcancen metas importantes en su vida.

A mis amigos que siempre me acompañan y alientan, aquí, allá y en todas partes, dondequiera que se encuentren.

A todos los que me ayudaron e impulsaron en el proceso de alcanzar esta importante meta para mi vida profesional y personal.

AGRADECIMIENTOS

Agradezco al Instituto Mexicano de Tecnología del Agua y en particular a las Doctoras Gabriela Moeller Chávez y Pilar Saldaña Fabela todas las facilidades y apoyo que me otorgaron para la realización de este trabajo.

Asimismo, a la Comisión Federal de Electricidad por su apoyo y a mi colega Ing. Carlos Lecanda Terán quien siempre me alentó a culminar este objetivo.

A la Universidad Autónoma de Querétaro y a los Doctores Edmundo Díaz Pardo y Altagracia Hernández Gutiérrez por su gran apoyo y consejos.

Agradezco a Maria Pueblito León Sánchez el aliento y entusiasmo que siempre me proporcionó.

Finalmente, quiero agradecer a Sergio Rodríguez Torres, Edith Salcedo Sánchez y Marco Antonio Mijangos Carro su colaboración.

INDICE

I.	INTRODUCCION	1
II.	OBJETIVOS	5
III.	REVISIÓN DE LITERATURA.....	6
III.1.	Calidad del agua.....	6
III.2.	Comunidades ícticas utilizadas como indicadores ambientales.	10
III.3.	Integración y uso de bases de datos de peces	13
III.4.	Infraestructura hidráulica y embalses.....	16
III.5.	Ictiofauna de la Cuenca del Río Santiago	22
IV.	ÁREA DE ESTUDIO.....	32
V.	RESULTADOS	36
V.1.	Calidad del Agua	36
V.1.1.	Métodos	36
V.1.2.	Resultados.....	39
V.1.3.	Discusión	55
V.2.	Variaciones temporales y espaciales de la comunidad de peces.....	58
V.2.1.	Métodos	58
V.2.2.	Resultados.....	61
V.2.3.	Discusión	93
VI.	ANÁLISIS INTEGRADO DE LA CALIDAD DEL AGUA Y CAMBIOS EN LA ICTIOFAUNA.....	102
VI.1	Discusión.....	116
VII.	CONCLUSIONES Y PERSPECTIVAS.....	120
VIII.	LITERATURA CITADA.....	126
	ANEXOS.....	146

INDICE DE FIGURAS

Figura 1. Regiones hidrológicas (Conagua, 2010).....	23
Figura 2. Provincias Ictiogeográficas (Miller, 2005)	24
Figura 3. Ecorregiones de Agua Dulce, FEOW (WWF).....	25
Figura 4. Ecorregiones de la American Fisheries Society (2008).....	26
Figura 5. Localización de la Cuenca del río Santiago.....	32
Figura 6. Localización de las presas en el río Santiago y sus tributarios	34
Figura 7. Perfil longitudinal de las presas en el río Santiago.....	35
Figura 8. Sitios de monitoreo de la Red de Conagua	38
Figura 9. Perfil de Conductividad Específica.	40
Figura 10. Perfil de la DBO ₅	41
Figura 11. Perfil de la DQO	43
Figura 12. Perfil del OD.....	43
Figura 13. Perfil ortoPO ₄	44
Figura 14. Perfil de nitratos (NO ₃ -N)	45
Figura 15. Perfil del pH.....	46
Figura 16. Perfil de SST	47
Figura 17. Perfil de Turbidez	47
Figura 18. Correlaciones entre las variables.....	48
Figura 19. Representación espacial de los componentes principales	50
Figura 20. Porcentaje acumulado y componentes principales.	50
Figura 21. Regiones de calidad del agua en la cuenca del río Santiago.....	52
Figura 22. Primeros dos componentes principales	53
Figura 23. Distribución de regiones con todos los componentes principales.	53
Figura 24. Agrupamiento de los sitios en función de las variables fisicoquímicas.	54
Figura 25. Distribución de localidades y registros en las subcuencas.....	61
Figura 26. Ubicación de localidades por etapas de desarrollo hidráulico.....	62
Figura 27. Abundancia histórica de las especies con mayor número de ejemplares.....	69
Figura 28. Modelo de abundancia relativa	71
Figura 29. Modelo de abundancia relativa 1991-1998.....	73
Figura 30. Mapa de localidades con mayor número de registros.....	74
Figura 31. Índices de diversidad en sitios con abundancias.....	74
Figura 32. Agrupamiento de sitios con registros de abundancia	75

Figura 33. Comparación de abundancias relativas A.ab. San Rafael 1991-1998.....	77
Figura 34. Amplitud de distribución histórica de las especies que ocuparon el mayor número de localidades.....	78
Figura 35. Distribución espacial de <i>Goodea atripinnis</i>	78
Figura 36. Distribución espacial de <i>Poeciliopsis infans</i>	79
Figura 37. Distribución espacial de <i>Algansea tincella</i>	79
Figura 38. Distribución espacial de <i>Scartomyzon austrinus</i>	80
Figura 39. Distribución espacial de <i>Chirostoma jordani</i>	80
Figura 40. Distribución espacial de <i>Cichlasoma beanii</i>	81
Figura 41. Distribución espacial de <i>Yuriria alta</i>	81
Figura 42. Distribución espacial de <i>Algansea monticola</i>	82
Figura 42. Distribución espacial de <i>Hybopsis calientis</i>	82
Figura 44. Distribución espacial de <i>Ictalurus dugesii</i>	83
Figura 42. Distribución espacial de <i>Poeciliopsis latidens</i>	83
Figura 46. Distribución espacial de <i>Poecilia butleri</i>	84
Figura 47. Distribución espacial de <i>Atherinella crystalina</i>	84
Figura 48. Distribución espacial de <i>Oreochromis mossambicus</i>	85
Figura 49. Porcentajes históricos de los gremios	89
Figura 50. Proporciones de gremios 1991.	91
Figura 51. Presencia de grupos funcionales en sitio A.A. San Rafael 1991-1998	92
Figura 52. Enfoque eco-sistémico.....	102
Figura 53. Sitios de monitoreo de calidad del agua con datos a partir de 1970.....	103
Figura 54. Registros de peces a partir 1970	104
Figura 55. Tendencia del oxígeno disuelto en la parte alta	105
Figura 56. Tendencia de la Demanda Bioquímica de Oxígeno en la parte alta	106
Figura 57. Tendencia de la Demanda química de Oxígeno en la parte alta	107
Figura 58. Tendencia de los Coliformes Fecales en la parte alta.....	108
Figura 59. Tendencia de los Orto-fosfatos (OrtoPO ₄) en la parte alta.....	108
Figura 60. Tendencia del Nitrógeno Amoniaco en la parte alta	109
Figura 61. Tendencia del Oxígeno Disuelto en la parte baja.....	110
Figura 62. Tendencia de la Demanda Bioquímica de Oxígeno en la parte baja	111
Figura 63. Tendencia de la Demanda Química de Oxígeno en la parte baja.....	111
Figura 64. Tendencia de los Coliformes fecales en la parte baja.....	112
Figura 65. Tendencia del Nitrógeno Amoniaco en la parte baja	113

Figura 66. Abundancias relativas de las especies en % durante las tres etapas de registro.....	114
Figura 67. Análisis de Correspondencia Canónica.....	115

INDICE DE TABLAS

Tabla 1. Características de las subcuencas y corriente principal.....	33
Tabla 2. Principales presas en el río Santiago.....	34
Tabla 3. Sitios de monitoreo de la calidad del agua.....	37
Tabla 4. Parámetros de calidad del agua.....	39
Tabla 5. Criterios de calidad del agua (Droste, 1997).....	41
Tabla 6. Criterios de calidad del agua de la Conagua (2010).....	42
Tabla 7. Correlación entre parámetros.....	49
Tabla 8. Eigenvalores de los componentes principales.....	49
Tabla 9. Agrupación de sitios por regiones en el perfil de río Santiago.....	51
Tabla 10. Porcentajes de similitud de los agrupamientos.....	54
Tabla 11. Proyectos SNIB-CONABIO sobre ictiofauna del sistema Lerma-Chapala-Santiago.....	59
Tabla 12. Elenco sistemático de los peces de la Cuenca del río Santiago.....	62
Tabla 13. Familias compartidas entre la cuenca del Santiago y sus afluentes.....	65
Tabla 14. Etapas del desarrollo hidráulico e intervalo altitudinal de distribución de los peces.....	67
Tabla 15. Condición biogeográfica de los taxa registrados, en relación con el desarrollo hidráulico y su distribución en el área de estudio.....	70
Tabla 16. Sitios y años con registros de abundancia.....	72
Tabla 17. Resultados del análisis de similitud de 15 sitios.....	76
Tabla 18. Atributos funcionales de las especies.....	87
Tabla 19. Proporción de gremios por subcuenca.....	88
Tabla 20. Distribución de grupos funcionales por etapas de desarrollo hidráulico.....	90
Tabla 21. Eigenvalores del CCA 2001-2006.....	115

Índice de Anexos

1. Ubicación de las localidades
2. Abundancia histórica de las especies
3. Amplitud de distribución de las especies por etapas del desarrollo hidráulico.

I. INTRODUCCION

Los cambios históricos en los patrones longitudinales espacio temporales de la ictiofauna de un río quedan reflejados en las colecciones y bases de datos de peces de las instituciones académicas y de investigación (Bradley *et al.*, 1998; Hughes *et al.*, 2005). La sistematización de datos de una región permite analizar y explicar las variaciones históricas en la composición de la comunidad de peces, de una familia o subfamilia, asociándolas a fenómenos naturales o impactos antropogénicos.

Los avances en el manejo de la información y bases de datos en décadas recientes han permitido una mayor comprensión espacial y temporal de los cambios ambientales, así como de las modificaciones que han configurado las comunidades de los peces (Domínguez-Domínguez *et al.*, 2008; de la Vega-Salazar *et al.*, 2003a). A través de la integración de datos ha sido posible explicar sus relaciones filogenéticas y los fenómenos que determinaron su radiación y distribución histórica (Barbour, 1973a; Miller *et al.*, 2005). Sin embargo, es difícil reconocer cambios asociados a intervalos de 100 a 500 años, períodos en los que el hombre ha modificado fuertemente las condiciones de las cuencas hidrográficas y sus ríos, como es el caso de México.

Los patrones de distribución de la riqueza de especies son importantes indicadores de la biodiversidad de una región. La pérdida de la biodiversidad asociada a las acciones humanas y la extensión de las alteraciones al ecosistema acuático son temas fundamentales de estudio para científicos, instituciones y organizaciones públicas.

En los últimos 150 años, en muchas regiones del mundo las presiones sobre los sistemas fluviales se han incrementado fuertemente por el crecimiento demográfico, cambio de uso del suelo, descargas residuales, la derivación masiva de agua y la construcción de presas (FAO, 2001; Pegg y McClelland, 2004). Las implicaciones de las grandes presas sobre las variaciones de caudal y volumen descargado a la corriente por la generación de energía hidroeléctrica, tienen

repercusiones en los procesos naturales físicos y biológicos, como son: el régimen de caudales, la conservación del cauce, disponibilidad y condición del hábitat para las distintas especies afectadas por modificaciones a la temperatura, oxígeno disuelto y disponibilidad de alimento. Asimismo, se ven modificados los procesos de autodepuración y la conectividad vertical, lateral y longitudinal de los ríos con los acuíferos, zonas lagunares, estuarinas y costeras que dependen de la magnitud y frecuencia con que reciben los caudales y las cargas de sedimentos y nutrimentos (Birgitta *et al.*, 2010).

La comunidad de peces exhibe cambios aguas arriba y abajo de las cortinas de los embalses, afectándose principalmente las especies migratorias al interrumpir sus ciclos de vida (Quist *et al.*, 2005; Anderson *et al.*, 2006). También, el desarrollo de pesquerías con especies introducidas, tolerantes y depredadoras en los embalses artificiales ha tenido efectos severos en la comunidad íctica (Lyons *et al.*, 1998; Ferreira *et al.*, 2007; Guzmán-Arroyo *et al.*, 2009).

Las alteraciones a los ecosistemas y especies acuáticas son menos reconocidas que las relacionadas con los sistemas terrestres. En México, particularmente en el sistema Lerma-Chapala –Santiago, se ha señalado que el daño infringido al grupo de peces por el desarrollo regional ha sido muy alto, tanto por el deterioro de la calidad del agua como por la fragmentación del hábitat, resultado de la construcción de presas y por la introducción de especies, entre los factores más importantes (Díaz-Pardo *et al.*, 1993; Lyons *et al.*, 1998; Soto-Galera *et al.*, 1991 y 1998; Contreras-Balderas *et al.*, 2000a y 2008; Mercado- Silva *et al.*, 2004 y 2006; Jelks *et al.*, 2008; Guzmán-Arroyo *et al.*, 2009).

El desarrollo hidráulico de la cuenca del río Santiago ha sido muy intenso y prolongado, ya que se inicia a mediados del siglo XIX (Chiapa y Marengo, 2008; Conagua-IMTA, 2010) y aún continúa por su potencial hidroeléctrico, así como por las crecientes demandas de abastecimiento de agua a las poblaciones. Entre las diversas presas construidas, por la altura de su cortina y tamaño del embalse, así como por los efectos de la generación hidroeléctrica y su ubicación en cascada, sobresalen las construidas en los últimos 50 años.

Los efectos de la fragmentación, pérdida del hábitat y la introducción de especies han sido poco estudiados en esta cuenca, aunque en sistemas similares se reconoce que los efectos acumulativos modifican las redes tróficas (Gutiérrez-Hernández, 2003; Mercado-Silva *et al.*, 2009), e incrementan el riesgo de extirpación o extinción de especies de peces (López-López *et al.*, 1991; Díaz-Pardo *et al.*, 1993; Contreras-Balderas, 2000a; de la Vega-Salazar, 2003b; Birgitta *et al.*, 2010).

En términos generales, la información disponible está referida como listados o inventarios asociados a los distintos ríos, incluyendo, en algunos casos, sus principales características y atributos (Guzmán-Arroyo y Lyons, 2003; Mercado-Silva y Lyons, 2004; Miller *et al.*, 2005). Sin embargo, se carece de una recopilación y análisis integrales de los cambios históricos cualitativos y cuantitativos que han ocurrido en la cuenca del río Santiago. Por esta razón, en este trabajo se analiza la variación temporal de la composición de la comunidad íctica y su relación con el desarrollo hidráulico.

Por otro lado, la calidad del agua en la región ha sufrido fuerte deterioro por el cambio de uso del suelo derivado de las actividades agrícolas, pecuarias, tequileras y mineras, así como por el crecimiento urbano e industrial en las grandes ciudades de las subcuencas y el mal manejo de los residuos sólidos y peligrosos.

En este trabajo se analiza la información proveniente de colecciones de peces de distintas instituciones. Parte de esta información se encuentra actualmente reunida y concentrada en la base de datos del Sistema Nacional de Información sobre la Biodiversidad (SNIB) de la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). También se consultaron trabajos realizados sobre la ictiofauna de la cuenca del Río Santiago y regionales de la Mesa Central y el Sistema Lerma-Chapala-Santiago.

La información que proporcionan estos datos se interpreta en cuanto a la distribución y abundancia espacial y temporal de las especies, los períodos en que han sido o dejado de ser registradas, así como las variaciones en la estructura

funcional de la comunidad por décadas, principalmente relacionadas a tres etapas de desarrollo hidráulico de la cuenca; la primera considerada desde las obras de fin del siglo XIX hasta 1970 con el inicio de presas mayores; la segunda de 1971 a 2000, por la modificación de la parte baja de la cuenca y la última de 2001 en adelante por la modificación de la parte media.

Hipótesis de investigación

Los eventos subcontinentales históricos, conjuntamente con los locales asociados al deterioro de la calidad del agua y a la fragmentación del hábitat por la construcción de infraestructura hidráulica han determinado cambios espacio temporales de la comunidad íctica en el río Santiago, por tanto se esperaría que se reflejen en variaciones históricas de la composición y estructura funcional de dichas comunidades.

II. OBJETIVOS

Objetivo general:

Determinar los cambios en la composición y estructura funcional de la comunidad íctica del río Santiago por medio del análisis de los registros históricos.

Objetivos particulares:

Determinar los cambios temporales y espaciales de la calidad del agua en el río Santiago

Determinar los cambios temporales en la composición histórica de la comunidad de peces en el río Santiago y sus principales tributarios.

Establecer las condiciones de referencia para la comunidad de peces en el río Santiago y sus tributarios.

Señalar los cambios relacionados con el desarrollo hidráulico de la corriente principal.

Detectar la variación espacial y temporal en los grupos funcionales de las comunidades ícticas históricas del río Santiago.

III. REVISIÓN DE LITERATURA

III.1. Calidad del agua

En la cuenca del río Santiago se encuentra asentada la zona metropolitana de Guadalajara y otros centros de población que provocan un alto índice de aprovechamiento de las aguas superficiales y bajo escurrimiento, además de múltiples descargas sin tratamiento. Este río recibe las descargas de la zona metropolitana de Guadalajara y del corredor industrial El Salto, ya sea por descarga directa o a través de arroyos y colectores, entre los cuales destacan los arroyos como el de Osorio, San Andrés, San Gaspar, Atemajac y el Río San Juan de Dios. En el Anuario Estadístico del Estado de Jalisco (INEGI, 2007) se estima que en la zona metropolitana de Guadalajara se generan 7,71 m³/s de aguas residuales. Antes de que los escurrimientos lleguen a la presa Santa Rosa han recibido una fuerte carga de contaminantes. Después de esta presa se reciben las descargas de aguas residuales de la ciudad de Tequila que contienen gran cantidad de materia orgánica proveniente de la industria tequilera. Se mantienen por lo tanto, altos niveles de contaminación orgánica que se incorporan al sistema de presas El Cajón y Aguamilpa actualmente, y a partir de 2012 al embalse de la La Yesca, intermedio a ambas.

Las descargas urbanas, agrícolas, industriales de diversos giros, ingenios cañeros, granjas porcícolas y drenajes pluviales mezclados, causan un alto deterioro al río Santiago, además de la posible presencia de los lixiviados provenientes de los basureros (“rellenos sanitarios”) y de la probable contaminación del suelo en los sitios donde funcionaron diversas industrias. (U de G y CEAS, 2004; OPS, 2007).

El deterioro de la calidad del agua del río Santiago se aceleró a finales de la década de los años setenta por la contaminación ambiental en las zonas de Juanacatlán y El Salto, debido a la creación de las zonas industriales. Casi el 50%

de la industria localizada en la cuenca del Río Santiago es Química o Petroquímica, 15% son giros metalmeccánico y metalúrgico. La industria textil, la automotriz y la electrónica en conjunto representan el 12%. La alimenticia cuenta con un 10% de participación y la química-farmacéutica con un 5%. Otro rubro importante es el de la celulosa y papel (1.5%) (OPS, 2007). En Guadalajara un censo realizado por (Martínez, 1994) señaló 1,241 descargas de industrias que aportan un volumen mensual de 1.04 Mm³ de agua sin tratamiento. La información recabada en los municipios más afectados, señaló 305 descargas municipales, industriales y pecuarias que descargan a los ríos Zula y Santiago, distribuidas 41 en Tototlán, 29 en Poncitlán, 15 en Juanacatlán y 220 en el municipio de El Salto (CEAS, 2008). En cuanto a las descargas industriales en la cuenca del Zula, casi el 60% son tequileras y un 27% de alimentos, en el Río Verde la industria es pecuaria y alimenticia (AICISA, 2003)

La Red Nacional de Monitoreo de la Calidad del Agua de la Conagua llegó a contar con un total de 51 estaciones en la cuenca, que actualmente se han reducido y re-clasificado dentro de la red primaria y secundaria. Aunque existen datos de calidad de agua de dos períodos bien definidos: 1970-1999 y 2000-2007, resulta difícil empatar las estaciones de la red re-estructurada y solo algunas (13) presentan datos continuos.

En el río Santiago se han medido valores de oxígeno disuelto de cero en algunos tramos, concentraciones altas de sólidos suspendidos totales, de nutrimentos y de coliformes fecales. Estas condiciones especialmente se observan en los puntos cercanos al vertido de las grandes descargas urbanas o bien en la cercanía a las descargas industriales que existen a lo largo de su curso. Los índices de calidad del agua (ICA) a lo largo del río Santiago, desde el Puente Ocotlán hasta la presa Santa Rosa, han presentado valores de 28.23 a 34.82% (Montoya *et al.*, 1997). Hacia aguas abajo, entre las presas de la Yesca y El Cajón, el ICA llegó a alcanzar valores entre 50 y 55%, lo que representa que la

calidad del agua está altamente contaminada, ya que a mayor porcentaje es mejor su calidad.

En los estudios realizados por una empresa de consultoría en Jalisco (AYMA, 2006), debido a la dificultad de comparar la contaminación del río con una condición antecedente o de menor deterioro, además de la inaplicabilidad de la NOM-001-SEMARNAT-1996 por no tratarse de descargas y considerando que los Criterios Ecológicos de Calidad del Agua no señalan límites para algunos parámetros, se utilizó la adaptación a criterios internacionales propuestos en Droste (1997), que clasificaron al río Santiago como contaminado a fuertemente contaminado, tanto en periodos de estiaje como en lluvias, presentando condiciones anóxicas en algunos tramos y concentraciones superiores de fosfatos y nitrógeno en casi todos los casos. Otros parámetros que muestran las condiciones más adversas del río son los coliformes fecales, sólidos suspendidos totales y en algunos casos pueden presentarse eventos en los que se llegan a superar los criterios de pH y algún metal pesado. Estas condiciones se observan especialmente en los puntos cercanos al vertido de las grandes descargas urbanas o bien la cercanía a las descargas industriales que largo del cauce.

Durante los estudios de calidad del agua para el proyecto de la presa Arcediano, además de altas cargas orgánicas y nutrimentos, se identificaron metales como el aluminio, fierro y manganeso (U.de G y CEAS, 2004; IMTA, 2006). También se registraron pireno y el fenantreno, dos hidrocarburos aromáticos policíclicos y compuestos orgánicos, plaguicidas y otros compuestos asociados a disruptores endócrinos.

Así, aparte de las modificaciones hidrológicas y fragmentación de hábitat por la excesiva extracción y represamiento del agua, la descarga de aguas residuales, sobrepasa la capacidad de depuración del sistema y provoca anoxia, eutrofización, presencia de nitratos como contaminante de aguas superficiales y subterráneas, salinización, acidificación, contaminación orgánica y presencia de patógenos, así como toxicidad de mezclas complejas (Chapman, 1996).

La contaminación difusa o no puntal de las áreas agrícolas, urbanas y mineras (por ejemplo en el río Bolaños por minas de plata) ha sido señalada como una muy importante fuente de contaminación de las corrientes (Novotny *et al*, 2005; Karr y Dudley, 1981b) y debe ser considerada en los objetivos ambientales para mejorar la calidad del agua y en el mediano o largo plazo la calidad de los hábitats para lograr la integridad ecológica. Por otro lado la percepción de asignar a los ecosistemas la cantidad y calidad de agua adecuados se han basado en conceptos antropogénicos plausibles como “protección de la vida acuática”, posteriormente se han incluido conceptos como preservar y mantener la integridad ecológica, incrementándose los criterios biológicos a considerar y las herramientas a utilizar como los IBI's (Karr, 1991).

Los efectos sobre las comunidades de peces de las condiciones descritas para los ríos Santiago, bajo Verde y Zula han resultado en diferentes efectos, entre los más importantes: muerte masiva de organismos acuáticos por anoxia y descarga de tóxicos, así como alta ocurrencia de deformidades, erosión de aletas, lesiones y tumores, reconocidos como “DELT” (Deformities, fin erosions, lesions, and tumors por sus siglas en inglés) (Dyer *et al.*, 2000). Estos autores han referido que el enriquecimiento con nutrientes y crecimientos algales causan severos cambios diurnos en las concentraciones de pH y OD, que permiten la liberación de metales del sedimentos, que se bioacumulan, interfieren en el desarrollo de los peces y afectan los procesos inmunológicos.

Además el ambiente está continuamente cargado con químicos orgánicos (xenobióticos) liberados por las comunidades industriales y urbanas. Contaminantes trazas orgánicos tales como bifenilos policlorinados (PCB's), plaguicidas organoclorados (OCP's), hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAH's), dibenzofuranos policlorados (PCDF's) y debenzo-p-dioxinas (PCDDs) han sido producidos y en parte liberados al ambiente. Otros contaminantes que se consideran emergentes son los asociados a la disrupción endócrina, tales como

aditivos de gasolinas, plastificantes, detergentes, plaguicidas, productos farmacéuticos y hormonales (Barceló y López, 2008).

Los efectos deletéreos sobre las poblaciones son frecuentemente difíciles de detectar y tienden a manifestarse solamente después de largos periodos, cuando el efecto finalmente es detectado, el proceso de destrucción puede ir más allá del momento donde puede ser revertido por acciones de remediación o reducción del riesgo. El orden de secuencia de respuesta al estrés de la contaminación en un sistema biológico se puede rastrear desde escalas menores a mayores ya tardías; pasando por efectos a nivel molecular por las señales de biomarcadores tempranos, efectos subcelulares, celulares, en tejidos, órganos, efectos metabólicos, en organismos, poblaciones, comunidades y ecosistemas (Van der Ost, 2003). Los peces son de interés en los estudios toxicológicos porque se encuentran en cualquier ambiente acuático y juegan un papel ecológico mayor en la cadena alimenticia por sus funciones como acarreadores de energía de niveles inferiores a niveles superiores.

III.2. Comunidades ícticas utilizadas como indicadores ambientales.

Las comunidades corresponden al nivel de organización que agrupa a las poblaciones que se encuentran reunidas en un tiempo y espacio definidos, se caracterizan por su riqueza específica, distribución de las especies, abundancia, dominancia, diversidad, equidad y composición de niveles tróficos, entre otros (Giller, 1984; Karr, 1981a). Presentan una estructura y composición determinada por una serie de factores que regulan su funcionamiento. Su estructura se refiere a la forma cómo están organizadas las poblaciones de una comunidad, la forma en que se ensamblan e interactúan siguiendo un patrón determinado (Giller, 1984; Allan, 1995; Begon *et al.*, 1996).

Los factores que afectan a las comunidades de peces pueden agruparse en históricos, abióticos y bióticos (Tonn *et al.*, 1990). Los históricos se consideran

fenómenos de gran escala como eventos globales, subcontinentales y locales (Mattews, 1998a). Entre los primeros destacan los movimientos de masas continentales que explican la presencia de linajes en los continentes y los patrones de distribución mundial de los peces en determinadas regiones biogeográficas (Nelson, 1994; Miller *et al.*, 2005)).

Los eventos subcontinentales determinan el establecimiento de faunas regionales como resultado de cambios geológicos localizados, como las glaciaciones del Pleistoceno que afectaron los patrones de drenaje y la ictiofauna de Norteamérica y Europa (Mattews y Robison, 1998b). También comprenden el vulcanismo y orogenia que se presentaron durante el Terciario y Cuaternario en el territorio mexicano, los que se relacionan con la composición íctica y la presencia de endemismos (Miller *et al.*, 2005). En una escala menor actúan los factores morfológicos y geológicos de la cuenca (Moyle y Cech, 2000).

Los factores que influyen a escala local, entendiéndose a nivel de cuenca o subcuenca, corresponden a los bióticos y abióticos que se relacionan con las características ecológicas (Giller, 1984). En los sistemas fluviales los factores abióticos más importantes son altitudinales, geohidrológicos y fisicoquímicos, por ejemplo: la profundidad, tipo de sustrato, velocidad de corriente, concentración de sólidos suspendidos, turbidez, alcalinidad, temperatura, oxígeno disuelto, nutrimentos y pH, que se manifiestan en gradientes altitudinales y temporales; estos factores determinan la abundancia y distribución en una cuenca en función de los límites fisiológicos de cada especie (Allan, 1995).

Los factores bióticos representan las interacciones biológicas entre las poblaciones de la comunidad como son: competencia, depredación, parasitismo y mutualismo que también intervienen en la distribución y abundancia de las especies a través de la selección del hábitat y microhábitat disponible.

Las modificaciones provocadas por actividades antropogénicas sobre la calidad del agua y la hidrología de ríos transformados por los embalses también se

reflejan en la composición y estructura de la comunidad de peces y sus atributos (Karr, 1981a, 1987, 1991; Tonn, 1990; Lyons *et al.*, 1995; Baron *et al.*, 2003). Dichas modificaciones pueden analizarse bajo criterios espaciales, temporales, taxonómicos, tróficos o de tolerancia a contaminantes, entre otros, y su relación con el deterioro del medio ambiente puede estudiarse por medio de métodos multivariados y con índices de integridad biótica (Fausch *et al.*, 1990; Huidobro-Campos, 2000).

Los embalses se consideran ambientes híbridos (Margaleff, 1990), donde la cercanía del embalse cambia las características lólicas a lénticas, y de la dinámica horizontal de un río y vertical de un lago se crea una estructura intermedia. Hacia aguas abajo de los embalses se interrumpe el movimiento de las especies y los hábitats se alteran por la regulación de las obras (Richter *et al.*, 1996) A estas modificaciones se adicionan las producidas por la introducción de especies exóticas y la contaminación del agua (Moyle y Cech, 2000; Mercado-Silva *et al.*, 2006; Contreras-Balderas y Escalante, 1984). Las presas y derivaciones alteran también la duración, frecuencia y volumen de los flujos en una amplia escala geográfica. (Postel y Richter, 2003).

El ensamble de las comunidades y la riqueza de especies han sido también correlacionados con el área de captación de las cuencas, la distancia a los embalses, así como la distribución y desplazamiento longitudinal, gradientes aguas arriba y abajo de las presas. Se ha observado que la riqueza de especies se incrementa con el tamaño de la corriente, obedeciendo al concepto de continuidad de los ríos (Vannote *et al.*, 1980).

Conforme a Karr (1991 y 2000), los procesos que han provocado la degradación ambiental y los efectos sobre las comunidades de peces son en general, complejos y múltiples, por lo que sus efectos combinados no son fáciles de medir. A las alteraciones de los flujos causadas por los embalsamientos y funcionamiento de los vasos, se agregan las descargas municipales, agrícolas e

industriales, la erosión, sedimentación y eutrofización, además de la introducción de especies exóticas en las cuencas. Por ello, estimar la salud e integridad de los ecosistemas puede resultar una de las mejores formas de reconocer el efecto integral de estas actividades sobre el ecosistema acuático.

El análisis de la composición histórica de las comunidades de peces se utiliza como un marco de referencia a partir del cual se observan cambios en la composición y riqueza de las especies, así como en su estructura debido a la modificación de los gremios, grupos funcionales o atributos que dominan o se reducen a través del tiempo. Entre los atributos ecológicos de las especies que resulta muy importante considerar cuando se analizan los cambios a nivel de comunidad, están, entre los más importantes, su origen, tipos de alimentación y reproducción, requerimientos de hábitat y grado de tolerancia, (Karr, 1981a; Lyons *et al.*, 1995).

III.3. Integración y uso de bases de datos de peces

En las seis regiones zoogeográficas conocidas, los peces están representados a nivel de familia de la siguiente manera (Miller y Smith, 1986a; Helfman *et al.*, 1997): a) Neártica (Norteamérica exceptuando la zona tropical de México) con 14 familias; b) Neotropical (de la zona tropical de México hacia Centro y Sudamérica) con 32 familias; c) Paleártica (Europa y Asia al norte de los Himalayas) con 14 familias d) Etiópica (África) con 27 familias e) Oriental (Subcontinente Hindú y sudeste de Asia, las Filipinas e Indonesia) con 28 familias y Australiana (incluyendo Nueva Guinea y Nueva Zelanda) con 19 familias.

Se estima que Norteamérica está habitada por 950 especies de peces continentales (Gilbert, 1976), de éstas se considera que en Estados Unidos y Canadá se han registrado 762 especies (Robins *et al.*, 1991), mientras que México, con una quinta parte del territorio de ambos países, cuenta con 506 especies, que representan 66% de las especies de Norteamérica y 6.9% de las

8,411 especies de peces dulceacuícolas del mundo (Nelson, 1994). La base informática "FishBase" reporta para México 529 especies de peces de agua dulce (Froese y Pauly, 2009), mientras que Miller *et al.*, (2005) refieren un total de 502 especies para México, agrupadas en 47 familias.

La información científica sobre los peces de agua dulce en México se remonta a más de 250 años. Las observaciones iniciaron durante la Colonia y posteriormente se realizaron algunas exploraciones sistemáticas, durante ese tiempo también se registraron los conocimientos de las civilizaciones conquistadas. La Exploración Real Científica a Nueva España (1785 -1803) permitió describir peces como los ictalúridos, catostómidos, centropómidos, godeidos y lepisostéidos, entre los más importantes. (Miller *et al.*, 2005).

La descripción de las especies mexicanas se realizó inicialmente por extranjeros, de países como Alemania, Austria, Inglaterra, entre los que se encuentran Cuvier, Heckel, Valenciennes. A partir de la segunda parte del siglo XIX la contribución de científicos de Norteamérica se inició y aparecen entonces descripciones de Girard, Jordan, Gilbert y Evermann entre los más importantes. La participación de ictiólogos mexicanos se inició en la década de los 40's del siglo XX (Miller *et al.*, 2005).

Actualmente, se encuentran datos sobre peces mexicanos en bases de datos internacionales como NEODAT II Project y FishBase, así como en Universidades como las de Michigan, Wisconsin y Tulane entre las más importantes, que cuentan no solo con los materiales ícticos acumulados a lo largo del tiempo, sino también han enriquecido la información sobre las especies introduciendo datos sobre sus hábitats, alimentación, reproducción, tallas, aspectos migratorios, etc., (Froese y Pauly, 2009; Guzmán-Arroyo y Lyons, 2003).

De Buen (1940) reportó la existencia en México de 321 especies de peces de agua dulce. Álvarez del Villar publicó las primeras claves de identificación en 1950 y en una revisión posterior en 1970 reportó la presencia de 468 especies

(Espinosa-Pérez, 1999). Desde un punto de vista zoogeográfico el inventario de la fauna íctica de agua dulce en México se abordó en Miller (1986a) y Miller y Smith (1986b). Finalmente, Espinosa-Pérez *et al.*, (1993) publicaron un listado de los peces dulceacuícolas de México, integrando la información de 506 especies.

México presenta un alto número de endemismos entre los peces de agua dulce, lo que los hace más vulnerables. Se estima que aproximadamente el 70% de las especies se localizan únicamente en el país y su distribución geográfica es restringida (Díaz-Pardo *et al.*, 1993; Lyons *et al.*, 1998; Soto-Galera *et al.*, 1999; Mercado-Silva *et al.*, 2006; Miller *et al.*, 2005; Guzmán-Arroyo y Lyons, 2003).

La Sociedad Americana de Pesquerías (AFS por sus siglas en inglés) señala que aproximadamente 39% de las especies de peces de agua dulce de Canadá, Estados Unidos y México están en riesgo, de ellas 230 tienen la categoría de vulnerables, 190 amenazadas, 280 en peligro y 61 presumiblemente extintas o extirpadas del medio natural. La degradación del hábitat y la introducción de especies se identifican como las amenazas principales para las especies enlistadas, muchas de las cuales están restringidas actualmente a pequeñas áreas (Jelks *et al.*, 2008).

La NOM-059-SEMARNAT-2010 incluye 204 especies de agua dulce y salobre de 33 familias, 161 endémicas y bajo las siguientes categorías de riesgo: 13 probablemente extintas del medio silvestre, 81 en peligro de extinción, 80 amenazadas y 30 sujetas a protección especial. Aún con estos esfuerzos, la pérdida de ecosistemas de agua dulce en México se considera como una de las más dramática en el planeta (Paxton y Eschmeyer, 2003).

Las colecciones científicas se han utilizado para identificar cambios significativos en la composición y distribución de las comunidades, sobre todo cuando se cuenta con grandes series de tiempo (Schlosser, 1991; Schlosser *et al.*, 1995). No obstante, ha sido una condición constante para muchos países, no siendo México la excepción, que los datos históricos presenten grandes

diferencias entre los sitios de muestreo y los esfuerzos aplicados a través del tiempo. Esta condición limita el uso de los datos para análisis históricos semi-cuantitativos, restringiendo las comparaciones a través del tiempo y los análisis cuantitativos.

III.4. Infraestructura hidráulica y embalses

Los distintos tipos de presas y usos para los cuales son diseñadas, tienen efectos diferentes sobre las comunidades de peces. Las presas derivadoras consisten de cortinas bajas 5 a 10 m, fijas y generalmente sin control sobre el cauce principal, controladas lateralmente por puertas radiales, por lo tanto la barrera no es completa y hay movimiento de los peces y otros organismos durante aproximadamente 40 a 100 días por año, cuando los flujos pasan sobre la cortina en la época de avenidas.

Para la generación hidroeléctrica se requieren, en cambio, grandes cortinas y almacenamientos, los cuales desde el llenado del embalse llegan a interrumpir el flujo del río hacia aguas abajo y se constituyen en una barrera infranqueable para especies migratorias. Por otro lado, durante la generación de energía se presentan horas pico de mayor demanda (que suelen ser de 4 a 8), por tanto se liberan pulsos de caudal mayor (sobre todo en la temporada de estiaje) que se interrumpen por el resto del día. Así, el caudal aguas abajo de las centrales hidroeléctricas provoca alteraciones en la magnitud, duración, frecuencia y periodicidad en escalas de tiempo muy cortos (menos de 24 horas) que resultan de moderadas a severas en varios órdenes de magnitud (Richter *et al.*, 2003). Las modificaciones hidrológicas resultantes incluyen alteraciones de la velocidad de la corriente, las zonas de depósito y morfología del cauce, profundidad del agua, planicie húmeda, velocidad de distribución de los materiales, composición del sustrato, materiales suspendidos, aporte de nutrimentos, temperatura, estructura del hábitat y en el patrón temporal de cómo los peces recuperan su ensamble, (Drástik *et al.*, 2008).

Las oscilaciones drásticas de caudal originadas por las horas de generación de energía de las centrales hidroeléctricas, provocan una reducción de la biomasa y cambian la estructura de las comunidades, todo ello en conjunto, llevando incluso a la extirpación de las especies sensibles (Birgitta *et al.*, 2010; Falke y Gido, 2006).

Las grandes presas son una parte fundamental del manejo del agua alrededor del mundo y se han construido aproximadamente 45,000 mayores de 15 m de altura y cerca de 800,000 pequeñas presas (McCully, 1996; WCD, 2000; UNEP, 2003). El mayor desarrollo de estas obras se realizó entre 1950 y 1990 por lo que actualmente embalses mayores a 0.5 km³ de capacidad interceptan alrededor del 40% del agua que fluye de los continentes a los océanos. El volumen almacenado en presas representa de 3 a 6 veces el agua que corre por los ríos naturales y se ha incrementado el tiempo de residencia en los embalses (Vorosmarty *et al.*, 1997).

Se ha observado que las especies fluviales se incrementan en un gradiente longitudinal en los ríos, aunque no existe un gradiente especial para aquellas especies de peces con preferencia de hábitat generalista (Lyons *et al.*, 1998 y 1999). Por otro lado, la regulación de los flujos afecta con mayor intensidad a los peces que habitan aguas someras que aquellos de aguas profundas y la riqueza de especies declina aguas debajo de las presas comparada con la de ríos no regulados.

Autores como Havel *et al.*, 2005; Quist *et al.*, 2005; Mercado-Silva *et al.*, 2009, señalan que los embalses pueden ser invadidos de forma más exitosa por especies exóticas, debido a sus propiedades fisicoquímicas artificiales, inestabilidad y altos niveles de disturbio que los hacen más propensos a invasión pasiva como resultado de la alteración de flujos naturales y homogenización de hábitat. La introducción de especies exóticas y extirpación de nativas como

resultado de los embalses, han llevado a la homogenización del ensamblaje de peces a lo largo de grandes cuencas (Gido y Brown, 1999; Rahel, 2000).

Se estima que durante los últimos 100 años, 40 taxa de peces en Norteamérica se han extinguido como resultado de los cambios en el hábitat físico y la presencia de especies exóticas. Durante la última década se han reunido evidencias considerables sobre la importancia de las variaciones naturales de los regímenes de flujo en los ríos y su patrón de flujos altos, bajos, estacionales y a diferentes períodos de retorno de inundaciones que determinan la salud de los ríos. Los flujos denominados de inundación se asocian con las épocas de reproducción de peces y el inicio del ciclo de comunidades como los insectos. Por lo anterior, actualmente se realizan importantes esfuerzos para recuperar y mantener las funciones ecológicas de los ríos, entre las que se cuenta la presencia y conservación de poblaciones de peces sanas (Richter, 1997; Postel y Richter, 2003).

La interrupción del flujo aguas abajo, la reducción drástica o total de los pulsos altos, o bien la alteración estacional–histórica de los caudales y su transporte de sedimentos, tienen fuertes efectos en el mantenimiento de los hábitats riparios, ya que se homogenizan las condiciones al interrumpirse la conectividad lateral y vertical, además de no enriquecerse las planicies, deltas y suelos de la cuenca baja (Reiser *et al.*, 1987; Rahel, 2002). La valoración de la integridad de un ecosistema fluvial necesariamente debe incluir un análisis objetivo de la alteración de su régimen de caudales (Tharme, 2003).

Los impactos por la construcción de presas son acumulativos y para las comunidades acuáticas se presentan aguas arriba, en el embalse, y aguas abajo. Se inician desde que se bloquea el cauce y se desvía el río, durante el llenado del embalse, por el almacenamiento de grandes volúmenes de agua y por la regulación del caudal aguas abajo. Esta condición de impactos acumulativos se

agrava en los sistemas de presas en cascada (Brismar, 2004) como es el caso del río Santiago.

Los hábitats acuáticos con una alta heterogeneidad espacial favorecen la estructuración de una comunidad con alta diversidad porque permiten que diferentes organismos, en términos morfológicos y funcionales puedan explotar exitosamente los nichos disponibles (Freitas *et al.*, 2005). Los ríos regulados con reducida velocidad y profundidad causan la pérdida inmediata de algunos hábitats y de su heterogeneidad como resultado de cambios de largo plazo en la morfometría (Brasher, 2003); también se pierde conectividad de las especies reófilas (Morita y Yamamoto, 2002). El efecto combinado de estas alteraciones sobre los ecosistemas acuáticos es extremo, rápido y puede promover, además de los factores extrínsecos, la aparición de factores intrínsecos de extinción que resulten impredecibles.

Para los peces este efecto ocurre rápidamente y causa consecuencias ambientales extremas, resultando en alteraciones de flujos, profundidad, oxígeno disuelto, penetración de la luz, temperatura, pérdida de hábitat y fuentes de energía. Las presas simplifican la estructura física de los cursos de agua con pérdida de zona someras, bancos de depósito, pozas y rápidos (Allan y Flecker, 1993).

La homogenización impuesta por las presas, tanto en el embalse como aguas abajo, ha sido evidente en los análisis de las variables que estructuran el ensamble de peces, de forma tal que ya no se presentan sustratos heterogéneos y condiciones variables de profundidad, pendiente, temperatura y vegetación entre otras (Rahel, 2002). A largo plazo, las alteraciones de este tipo además de simplificar el ecosistema, reducen la riqueza de especies nativas y modifican la abundancia y distribución de las especies en general, así como la proporción de las especies tolerantes y sensibles, favoreciéndose las primeras. También repercuten en la capacidad adaptativa de las especies, gremios o grupos de

especies, conduciendo a patrones de evolución distintos a los esperados bajo condiciones sin fragmentación (Richter *et al.*, 2003; Habit *et al.*, 2007).

Las presas también fragmentan las poblaciones dejándolas aisladas arriba y abajo de las cortinas, aunque estas poblaciones pueden exhibir diferencias en tallas o estructuras, no se ha probado que haya divergencia genética de poblaciones semi-aisladas (Santos *et al.*, 2006). Sin embargo, se reconoce que la continuidad de los ríos es uno de los elementos más importantes que determina el estatus ecológico y soporta los elementos biológicos (Jungwirth *et al.*, 2000).

Las características de reproducción, hábitos alimentarios, estrategias de vida y su distribución dentro de las comunidades juegan un papel importante en su capacidad de mantenerse en ambientes particulares, lo que determina la organización funcional y sus ensamblajes. El reconocimiento de estos patrones puede ayudar a predecir los impactos y cambios aguas abajo de las presas (Jungwirth *et al.*, 2000) especialmente por la conectividad de hábitats a diferentes niveles de información espacial y temporal.

Mercado-Silva *et al.*, 2009, señalaron que los embalses y las especies introducidas modificaron las redes tróficas en el río de la Laja, en la parte central de México. En los once embalses estudiados de este río, la dispersión de la red trófica fue mayor que aguas abajo y en los ríos. Las redes tróficas presentaron un mayor intervalo de valores del isótopo C¹³, indicando una mayor diversidad del recurso base, comparada con los ríos; asimismo se incrementaron aguas abajo de los embalses, sugiriendo la reducción del subsidio de la productividad del embalse al río. Los isótopos estables revelaron efectos potenciales de los peces introducidos sobre los peces nativos por depredación o competencia y se ubicó a *Micropterus salmoides* como el mayor depredador del sistema.

Las especies no nativas *Cyprinus carpio*, *Oreochromis mossambicus* y *Carassius auratus* exhibieron posiciones tróficas menores en el río La Laja, pero se traslapan significativamente con los de la mayoría de las especies nativas. La

nativa *Chirostoma jordani* presentó un nicho trófico significativamente diferente de todas la demás especies. Estas condiciones pueden ser indicadoras de otros sistemas en la parte central de México y de la cuenca del Santiago.

Por lo anterior, es importante contar con una condición de referencia o antecedente, que se puede obtener de datos históricos regionales disponibles sobre el tipo de río y de la descripción del paisaje original, es decir previa a los cambios irreversibles del hábitat, así como la composición histórica de la comunidad a estudiar para reconocer la reducción en las especies de peces, su abundancia y grupos funcionales, que es causada por la regulación de los ríos y por la pérdida significativa de la estructura del hábitat. Mader y Maier (2008) han discutido que los impactos de las actividades antropogénicas en los ecosistemas acuáticos deberían estar limitados a ciertas clases de edad de peces y a cambios ligeros en la composición y abundancia de las especies de una comunidad.

El desarrollo hidráulico de la cuenca del río Santiago se inició en el siglo XIX y a la fecha se han inventariado 189 presas de almacenamiento, derivadoras y de generación de energía eléctrica (Chiapa y Marengo, 2008; Conagua-IMTA, 2009). De éstas presas, solamente 21 cuentan con información sobre su funcionamiento y variaciones en los volúmenes de almacenamiento desde 1902 en el Banco Nacional de Datos de Aguas Superficiales (Bandas). La extrema densidad de obras hidráulicas en el río Verde y el Alto Santiago demuestra la intensidad de uso y explotación del recurso aprovechado en ocho distritos de riego (Cottler y Gutiérrez, 2005).

En lo que se refiere a los tributarios del río Santiago, hasta 2009 el río Verde contaba con 109 presas en total y 21 con capacidad de almacenamiento mayor a 5 Mm³, en los estados de Aguascalientes y Jalisco para abastecer a seis distritos de riego en actividades agrícolas y pecuarias (Conagua-IMTA, 2009). El río Juchipila registró siete presas del mismo tipo y un distrito de riego, mientras que el río Bolaños tiene seis presas y tres distritos de riego.

Aún con la intensidad de uso actual, todavía se tienen identificados a nivel de gran visión, prefactibilidad y factibilidad, diversos sitios para la construcción de presas en la cuenca, ya sea para abastecimiento público o generación de energía, como son Arcediano en el Santiago; Zapotillo y Purgatorio en el Verde, entre otras.

La construcción de presas en la región de estudio, algunas desde el siglo XIX, interrumpieron la conectividad de los ecosistemas fluviales, ya sea en su parte alta, media o baja o bien en sus tributarios, interfiriendo en la distribución, migración y penetración de especies dulceacuícolas y costero-estuarinas, principalmente de peces y crustáceos.

Conforme con los indicadores de alteración ecohidrológica de los ríos, desarrollado por el INE (Garrido-Pérez *et. al.*, 2010), la cuenca del río Santiago presenta una alteración muy alta, caracterizada por modificaciones agregadas en la red fluvial, zona riparia y cuenca hidrográfica.

La información anterior se ha integrado con la generada por la CONABIO sobre análisis de vacíos y omisiones de las áreas importantes para la conservación de la biodiversidad en México (análisis GAP <http://www.conabio.gob.mx/gap>) para establecer los sitios prioritarios para la conservación de la biodiversidad acuática epicontinental, resultando importantes áreas clasificadas de alta y extrema prioridad dentro del sistema Lerma-Chapala-Santiago y en los tributarios de este último (Verónica Aguilar, CONABIO, com. pers.)

III.5. Ictiofauna de la Cuenca del Río Santiago

El río Santiago pertenece a la región hidrológica 12 Lerma – Chapala – Santiago (Conagua, 2010) (Figura 1) y se localiza en un área de transición entre la zona Neártica y Neotropical en el Eje Transversal Neovolcánico con una historia evolutiva distintiva y una biota característica a nivel de familias y especies, dentro

de su contexto geológico, hidrológico y climático (Figura 2) (Espinosa-Pérez *et al.*, 1998; Miller *et al.*, 2005; Abell *et al.*, 2008).



Figura 1. Regiones hidrológicas (Conagua, 2010)

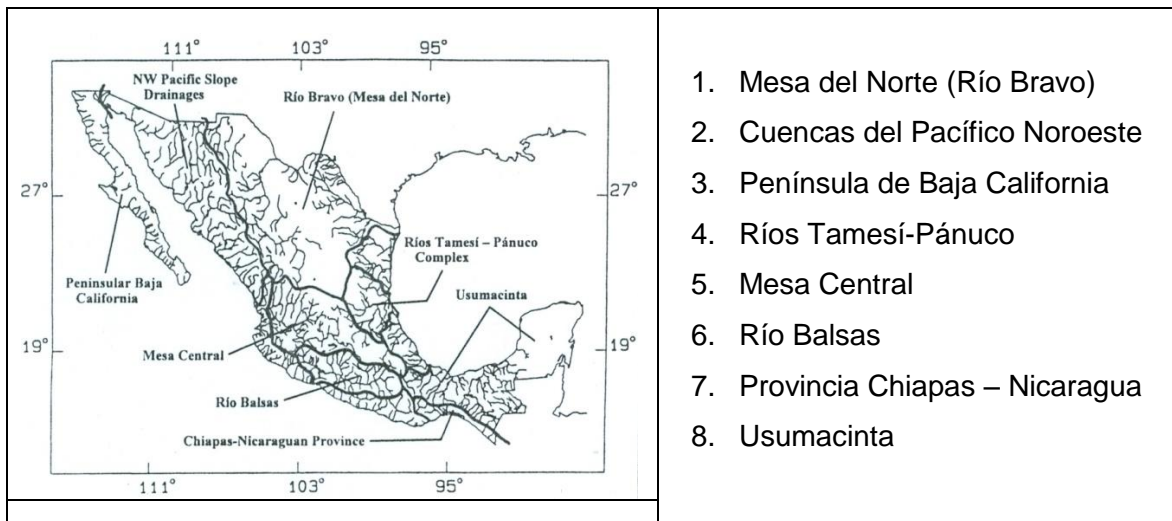


Figura 2. Provincias Ictiogeográficas (Miller, 2005)

En términos biogeográficos la fauna del Río Santiago y sus afluentes corresponden a la provincia ictica de la Mesa Central, que constituye una de las zonas tropicales más altas del planeta y presenta una importante riqueza de especies dulceacuícolas, que se compone de 78 taxa (Miller *et al.*, 2005). Por la presencia de grupos representativos como los goodeídos (Domínguez-Domínguez *et al.*, 2007 y 2008), atherinópsidos y ciprínidos (Barbour y Miller, 1978; Miller *et al.*, 2005), esta provincia es de especial interés para la conservación. Se ha sugerido que los goodeídos y atherinópsidos fueron los primeros en entrar a la cuenca del Lerma (Miller *et al.*, 2005).

En la clasificación de Ecoregiones de Agua Dulce del Fondo Mundial para la Naturaleza (Freshwater Ecoregions of the World -FEOW, WWF y TNC, (Abell *et al.*, 2000 y 2008) la cuenca corresponde a la Ecorregión número 164 (http://www.feow.org/ecoregion_details.php?eco=164), (Figura 3), con una ictiofauna que se ha descrito como empobrecida, aunque rica en especies de las familias Atherinopsidae del género *Chirostoma* y Poeciliidae de los géneros *Poecilia* y *Poeciliopsis*.

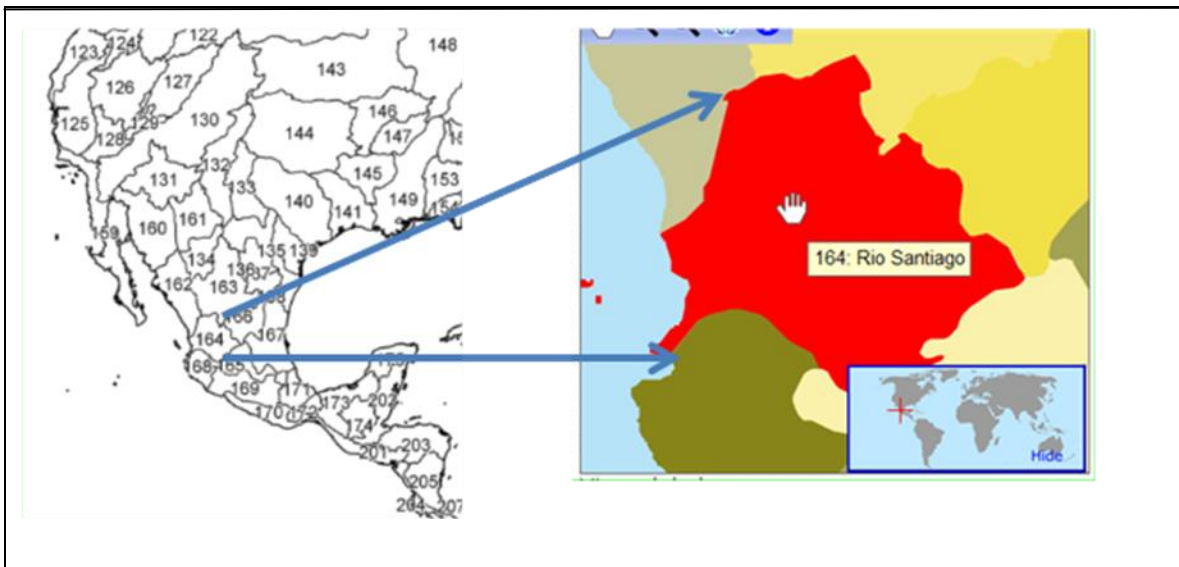


Figura 3. Ecorregiones de Agua Dulce, FEOW (WWF)

Su exploración taxonómica ha permanecido relativamente pobre debido a su inaccesibilidad (Contreras-Balderas, 2000b; Abell *et al.*, 2000 y 2008). Los indicadores del programa FEOW (www.feow.org), señalan que presenta más del 60% de sus terrenos convertidos para la agricultura, bajo porcentaje de áreas urbanas, con un promedio de huella humana superior al 30% y actualmente muestran alta fragmentación (Nilsson *et al.*, 2000; UNEP, 2008), concentración demográfica, erosión y contaminación, destacándose su riqueza de especies de peces y endemismos.

Conforme con la tercera compilación de peces de agua dulce, diádomos, en peligro, amenazados y vulnerables de Norteamérica, preparada por el Comité de Especies Amenazadas de la Sociedad Americana de Pesquerías (AFS), la cuenca del río Santiago corresponde a la ecorregión número 21, con un número de especies en riesgo de 17 a 23 (Jelks *et al.*, 2008). (Figura 4).

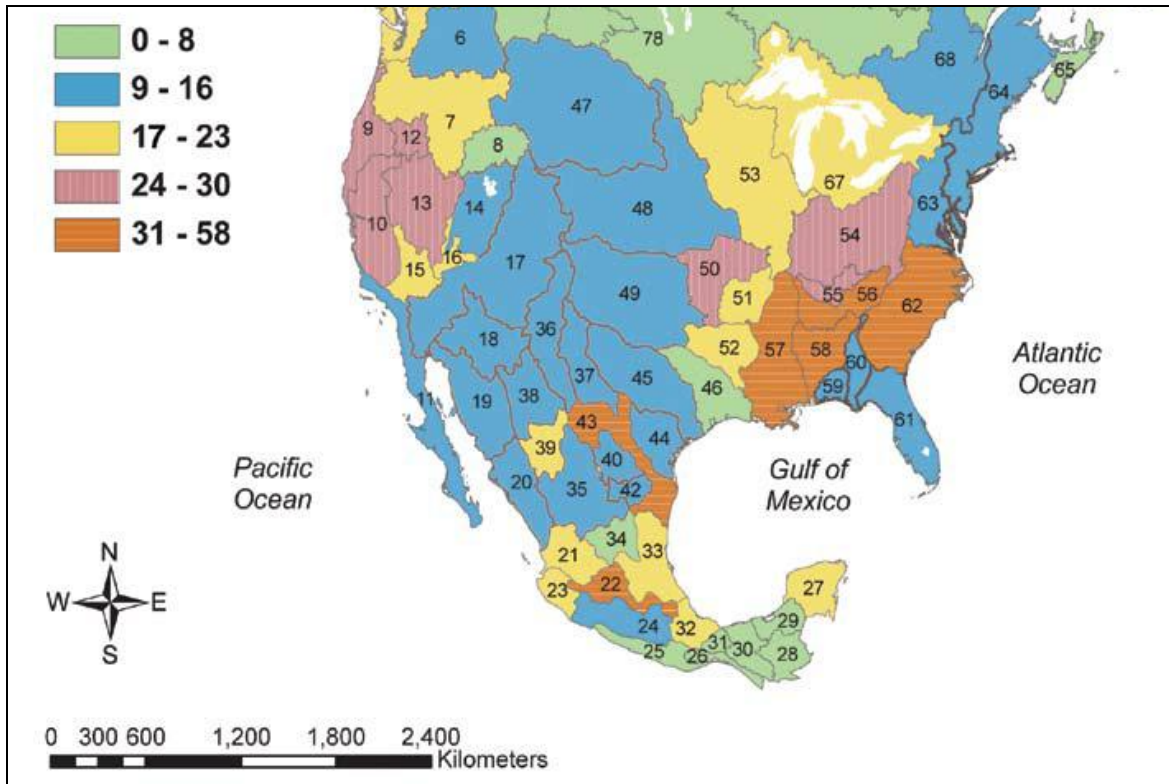


Figura 4. Ecorregiones de la American Fisheries Society (2008)

Las condiciones geológicas y de evolución de esta región contribuyeron a que se presentaran importantes fenómenos de especiación y radiación (Barbour y Miller, 1978; Miller *et al.*, 2005). El porcentaje de endemismos es de 66 %, uno de los más altos en el país (Miller, 1986a y b; Díaz Pardo *et al.*, 1993; Lyons *et al.*, 1998; Soto-Galera *et al.*, 1990, 1995 y 1999; Guzmán-Arroyo y Lyons, 2003; Mercado-Silva y Lyons, 2004). También se ha estudiado que las variaciones ambientales han contribuido a una más rápida especiación, sobrevivencia y dispersión en un sentido filogenético (Barbour, 1973b; Domínguez-Domínguez, 2008; Miller *et al.*, 2005).

Durante el Pleistoceno temprano se asume que los ríos Santiago y Lerma tenían drenajes independientes. El Lerma se cree que fluía hacia el oeste por una serie de lagos hasta Chapala y de ahí por una ruta hacia el río Ameca o al Coahuayana al norte del Santiago (Barbour, 1973b y Miller *et al.*, 1986a y 1989; Guzmán-Arroyo, 1998). Este flujo se interrumpió por diferentes eventos geológicos

y tectónicos hasta conectar el flujo con Chapala y con el Río Santiago. Los efectos biológicos del ancestral Lerma crearon condiciones ideales para la especiación geográfica de poblaciones aisladas. Pérez-Rodríguez *et al.* (2009) han descrito una nueva especie *Algansea amecae* sp en el río Ameca, con parentesco cercano con *A. tincella* del sistema Lerma-Chapala-Santiago y señalan que refleja la conexión histórica entre ambos sistemas hidrológicos, que se interrumpió y resultó en un aislamiento de poblaciones y especiación.

Barbour y Brown (1974, en Miller *et al.*, 2005) han señalado espectaculares radiaciones de goodeídos y atherinópsidos, aunque las constantes elevaciones y cambios climáticos pudieron dificultar esta radiación, asimismo indican que también se han producido extinciones.

El género *Chirostoma* tuvo una extensa especiación y diversificación en los ríos Lerma y Santiago, llegando a ser el segundo grupo dominante después de los goodeídos (Barbour, 1973a y 1973b; Barbour y Chernoff, 1984; Miller y Smith, 1986a). No todas las especies que ocurren en el río Lerma pasan al lago de Chapala y al Santiago, principalmente debido a la barrera física que constituye el Salto de Juanacatlán, que interrumpe la distribución de peces en el Santiago, en especial de las que remontan río arriba (Miller *et al.*, 2005). Aguas abajo del Salto se ha registrado fauna de Chapala compuesta por *Algansea tincella*, *Allotoca dugesii*, *Chapalichthys encaustus*, *Goodea atripinnis*, *Skiffia multipunctatus*, *Zoogoneticus quitzeoensis*, *Poeciliopsis infans* y *Chirostoma jordani*. También se han registrado ejemplares de *Yuriria alta*, *Y. chapalae*, *Ictalurus dugesii* y *Xenotoca variata*.

La fauna de peces del río Santiago mantiene relaciones con las especies del Pacífico sur, que comprenden *Poecilia butleri* y *Poeciliopsis baenschi* en los ríos Armería y Coahuayana, *Poeciliopsis infans* la más ampliamente distribuida y *P. virosa* del Río Ameca. También es importante la presencia de especies costeras como *Cichlasoma beanii* y de origen marino como *Gobiesox fluviatilis*

(Gobiesocidae), *Agonostomus monticola* (Mugilidae) y *Atherinella crystallina* (Atherinopsidae).

También comparte especies con los ríos Ameca y los lagos Magdalena, incluyendo especies hermanas a las presentes en el Lerma. Con la provincia Mesa del Norte (río Bravo), presenta disyunción de la familia Goodeidae y piratería entre corrientes por *Ictalurus* y *Scartomyson*. Existen evidencias de conexión con el río El Tunal (por *Dionda spp*, *Gila sp* y *Cyprinodon sp*) y se han desarrollado hipótesis sobre una posible relación entre géneros hermanos de *Algansea*, *Gila* y *Agosia*, así como el marcado parecido entre *Menida* (= *Chirostoma*) *jordani* y *M. beryllina* del Atlántico y Golfo, además de la penetración de especies costeras: *Poecilia butleri*, *Poeciliopsis spp* y *Cichlasoma beani* (Barbour, 1973b; Miller *et al.*, 2005). Con la provincia Cuencas del Noroeste del Pacífico comparte especies secundarias en su límite norte tales como: *Dorosoma smithi* y *Cichlasoma beani*.

Es importante remarcar que en la cuenca del río Santiago se presentan cuatro de las siete familias con el mayor número de endemismos: Goodeidae, Cyprinidae, Atherinopsidae y Poeciliidae (Guzmán-Arroyo y Lyons, 2003). En la familia Goodeidae, se han realizado estudios de biogeografía cladística y se ha propuesto su filogenia (Webb, 1998), clasificándose 35 especies en la subfamilia Goodeinae endémicas de México (Gesundheit y Macías, 2005). Este grupo posee una forma única de fecundación y viviparidad verdadera. Su distribución coincide con rasgos geológico – geográficos, principalmente del Eje Neovolcánico y de la parte central de México en el límite sur de la región Neártica.

Con las familias Atherinopsidae y Goodeidae se ha probado la hipótesis de que su especiación ha sido resultado de procesos de vicarianza y alopatría geográfica, aunque también se han señalado a la selección sexual y procesos simpátricos (Gesundheit y Macías, 2005). El arribo temprano de las especies ancestrales, de estas familias permitió una radiación y ocupación de nichos. Su talla pequeña pudo estar relacionada con su permanencia después de la

desecación pleistocénica, cuando se extinguieron peces de tallas mayores (Miller y Smith, 1986a). Tanto para el río Santiago como para el Lerma, diversos autores han sugerido una afinidad neártica (Miller y Smith, 1986a; Nelson, 1994; Aguilar-Aguilar *et al.*, 2005).

La mayoría de los estudios disponibles hasta inicios de la década de los años 80 se enfocaron a aspectos taxonómicos y biogeográficos (Cuvier, Heckel, Valenciennes, Girard, Jordan, Gilbert y Evermann en Miller *et al.*, 2005). A partir del siglo XX se han reunido diversos registros, que se vieron incrementados con los trabajos de investigadores nacionales. Sin embargo, las colectas en la parte media y baja de la cuenca han sido reducidas, debido principalmente a la inaccesibilidad de esta región.

La contaminación del agua, construcción de presas, descargas de retornos agrícolas, agotamiento del agua subterránea, reducción o destrucción del hábitat y las alteraciones en el régimen natural de caudales, han afectado a distintas especies de peces de la cuenca del río Santiago y se han constituido en fuertes amenazas a la diversidad acuática general (Miller *et al.*, 2005; Soto-Galera *et al.*, 1999). Otras causas importantes que inciden en el deterioro de las comunidades son la introducción y translocación de especies exóticas, así como extirpación de especies en la cuenca del río Lerma (Soto-Galera *et al.*, 1991; Díaz-Pardo *et al.*, 1993; Domínguez-Domínguez *et al.*, 2007), además de la sobrepesca, las repoblaciones inadecuadas y la contaminación genética (Doadrio *et al.*, 2004).

De las especies y sitios históricamente registrados en el río Santiago y sus tributarios, recientemente se reconoce que no se han colectado peces en más del 50%, principalmente debido a la fuerte contaminación del agua, mientras que el porcentaje de sitios que aún presentan especies sensibles es muy bajo < 15% . La distribución de las especies nativas ha declinado y se sospecha que incluso pueden existir especies extintas o extirpadas localmente (Lyons *et al.*, 1998; Díaz-Pardo, 2003a; Miller *et al.*, 2005).

Las extinciones de peces de agua dulce y disminución de las poblaciones ha sido causada por el deterioro del hábitat, sobreexplotación y especies invasivas entre otros factores (Contreras-Balderas y Escalante-Cavazos, 1984; Lyons *et al.*, 1998). Los ríos y corrientes de la parte central y occidental de México se han ido degradando paulatinamente, por lo que se requieren cada vez mayores esfuerzos de conservación (Lyons *et al.*, 1995 y 1998).

El número alto de endemismos entre los peces dulceacuícolas en la cuenca del río Santiago lo hace más vulnerable al impacto humano. Existen especies con distribución geográfica limitada (Lyons *et al.*, 1998; Soto-Galera *et al.*, 1999). La comunidad de peces en sistema Lerma – Santiago, visto como un continuo, ha declinado significativamente (Díaz-Pardo *et al.*, 1993; Lyons *et al.*, 1998).

Por otro lado, en México existen escasas experiencias sobre los efectos de la fragmentación de los ríos, derivada del embalsamiento, sobre las comunidades de peces (Lyons, 1990, 1992, 1999 y 2000). No obstante, los estudios realizados en las cuencas de la región centro – occidente de México en ríos como Lerma, Armería, Purificación, Marabasco, Ayuquila, o del norte del país, como el Nazas, Colorado y Bravo, entre otros, han evidenciado cambios importantes en las comunidades de peces como resultado del efecto negativo de la actividad antropogénica que se ha venido mencionando en las líneas anteriores, a lo que se suma eventos de reciente investigación, tal es el caso de la introducción de parásitos (Contreras-Balderas, 2005; Lyons y Mercado-Silva, 1999; Mercado-Silva, 2002),

Los atributos para determinar la estructura y función de las comunidades de peces han sido adaptados a las condiciones propias de los ecosistemas y las especies presentes. Para los ríos y corrientes de la parte central y occidental de México, se diseñó un Índice Biológico de Integridad (IBI) basado en las características del ensamble de peces, como una herramienta de monitoreo ambiental que contribuye en la preservación del estado de salud de los

ecosistemas y de la biodiversidad de estos cuerpos de agua. El IBI es una adaptación de índices anteriores que han probado ser efectivos para la evaluación ambiental y monitoreo en Estados Unidos y otros sitios. (Karr, 1981a y 1991; Lyons *et al.*, 1995, 2000 y 2005).

El análisis de datos históricos ha resultado muy importante para determinar las especies que están siendo afectadas por las actividades humanas y que por consecuencia cada vez es más difícil recolectar. Sin embargo, las comparaciones resultan problemáticas debido a los cambios de las condiciones ambientales de los sitios, las diferencias en el diseño de los muestreos, métodos empleados y eficiencia de los mismos (Patton y Rahel, 1998). De esta forma, solo puede referirse la presencia o ausencia de las especies a lo largo del tiempo, la similitud de los sitios de muestreo, los gradientes de distribución, posiblemente la abundancia y la diversidad, así como la potencial extirpación de especies de corrientes o arroyos afectados.

IV. ÁREA DE ESTUDIO

La cuenca del río Santiago se localiza en el centro-occidente de México; comprende porciones de seis entidades federativas, que corresponden a Jalisco, Guanajuato, Aguascalientes, Zacatecas, Durango y Nayarit, enmarcadas por las coordenadas $23^{\circ} 24' 36''$ y $20^{\circ} 18' 03''$ de latitud norte; $-101^{\circ} 16' 48''$ y $-105^{\circ} 28' 12''$ de longitud oeste (INEGI-INE-Conagua, 2007).

La delimitación del área de estudio en la corriente principal se consideró a partir del origen del río Santiago, al noreste del lago de Chapala (1530 msnm) y hasta 10 km aguas abajo de la presa San Rafael (64 msnm), con un recorrido aproximado de 450 km (Figura 5). Sus principales afluentes los recibe por la margen derecha y corresponden a escurrimientos provenientes de altitudes que rebasan los 2500 msnm, divididos en las subcuencas de los ríos Verde, Juchipila, Bolaños y Huaynamota. Esta delimitación se realizó con base en la información disponible sobre capturas de peces de agua dulce y para limitar la inclusión de especies marinas en el análisis. Para el análisis de la calidad del agua se incluyeron los sitios hasta antes de su desembocadura.

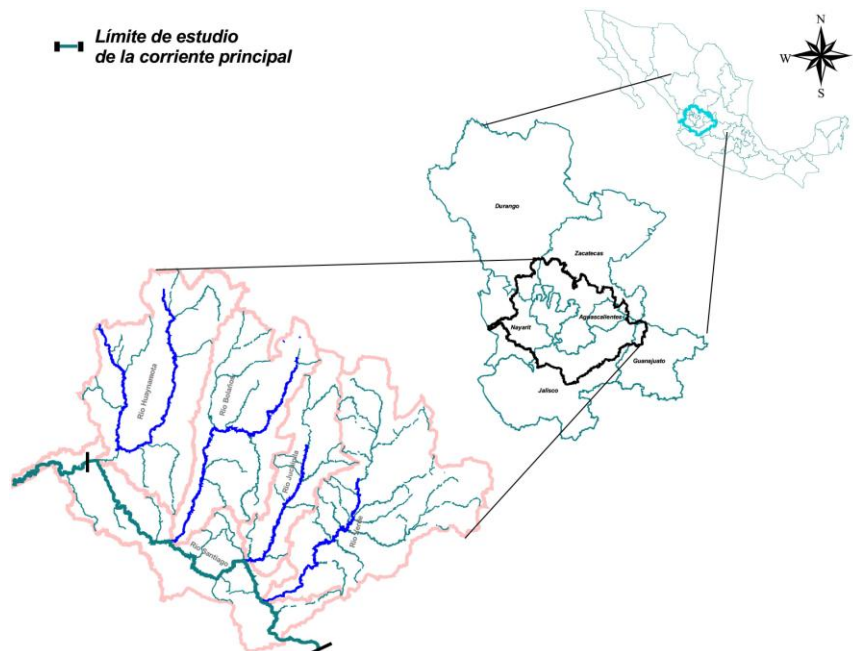


Figura 5. Localización de la Cuenca del río Santiago

El río Santiago presenta en su inicio una dirección hacia el norte, hasta el poblado de Ocotlán, donde cambia de rumbo hacia el noroeste. Sus principales afluentes los recibe por la margen derecha y corresponden a las subcuencas de los ríos Verde, Juchipila, Bolaños y Huaynamota. Las características de estas subcuencas y del Santiago se presentan en la Tabla 1.

Tabla 1. Características de las subcuencas y corriente principal.

Afluente	Área drenada (km²)	Volumen medio Anual (Mm³)	Longitud del río (km)	Km a partir del Lago de Chapala
Río Verde	20 502	680	350	107
Río Juchipila	8 552	337	183	153
Río Bolaños	17 757	802	200	265
Río Huaynamota	17 529	2 37	207	411
Río Santiago	14 331	1 900	532 -546 (hasta su salida al mar)	

En el área de estudio existen 189 presas de almacenamiento, derivadoras y de generación de energía eléctrica, concentradas principalmente en los ríos Verde y Santiago (Chiapa y Marengo, 2008; Conagua-IMTA, 2009); las más importantes sobre el río Santiago se señalan en la Figura 6 y Tabla 2, donde se enlistan conforme a la altitud en la que se localizan. La denominación C.H. se aplica a Centrales Hidroeléctricas en operación, mientras que P.H. se refiere a Proyectos Hidroeléctricos en construcción o planeación.

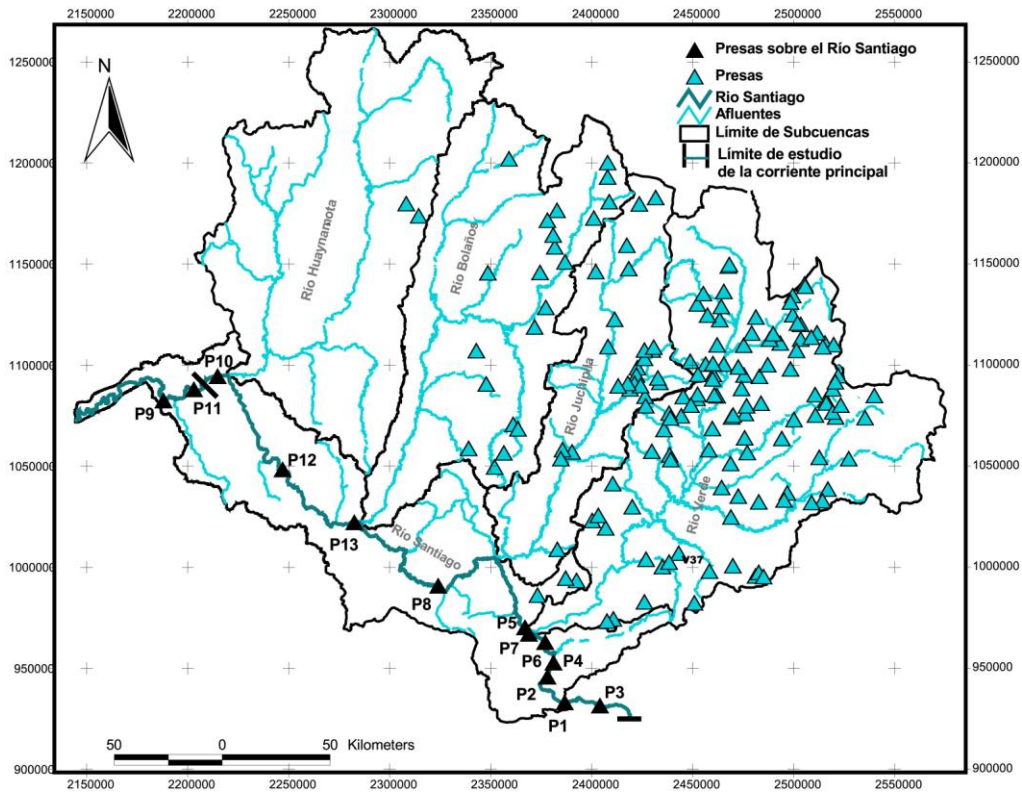


Figura 6. Localización de las presas en el río Santiago y sus tributarios

Tabla 2. Principales presas en el río Santiago.

No.	Nombre	Año de construcción	Altitud (msnm)
1	Presa derivadora Corona	1853	1 524
2	Presa El Salto	1895	1 508
3	Presa Poncitlán	1897	1 526
4	C. H. Puente Grande	1912	1 454
5	C. H. Las Juntas	1918	1 018
6	C. H. Colimilla	1950	1 243
7	Presa Intermedia (C. H. Luis M. Rojas)	1963	1 090
8	Presa Santa Rosa (C. H. Manuel M. Diéguez)	1964	732
9	C. H. Aguamilpa – Solidaridad	1994	80
10	Presa de cambio de régimen (PCR) San Rafael	1994	64
11	C. H. El Cajón	2006	247
12	P. H. La Yesca (en construcción)	2012	398

El perfil longitudinal del cauce principal del río muestra la distribución de los embalses en cascada, señalando las distancias aproximadas entre las cortinas y su altitud con respecto al nivel del mar, así como la distancia aproximada entre ellos (Figura 7).

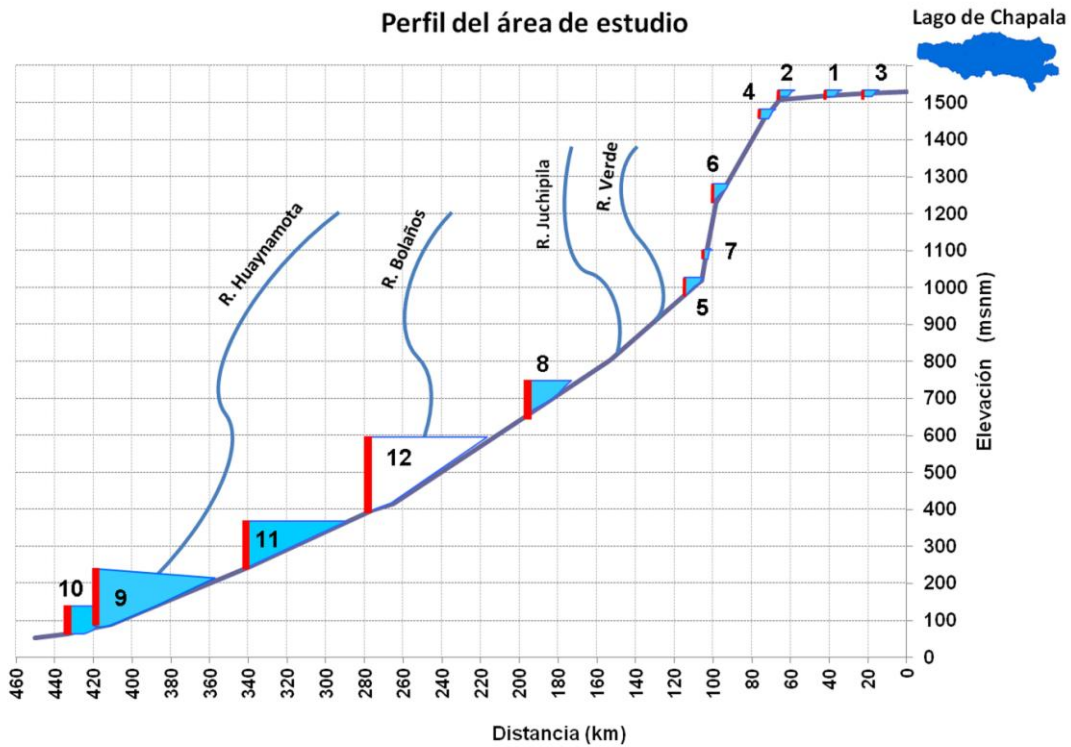


Figura 7. Perfil longitudinal de las presas en el río Santiago.
 (Los números corresponden a la secuencia de construcción en el tiempo).

V. RESULTADOS

V.1. Calidad del Agua

Los cambios históricos en la calidad del agua se analizaron con los datos provenientes de 24 sitios de la cuenca del río Santiago y mediante la aplicación de un análisis no paramétrico que permite observar las frecuencias, magnitudes y valores extremos de los parámetros analizados. En cada gráfico se indican con una inicial los ríos tributarios (subcuenas) a los que pertenecen los sitios de monitoreo excepto los que corresponden al cauce principal del Santiago. Los datos se obtuvieron de la Red Nacional de Monitoreo de la Calidad del Agua de la Comisión Nacional del Agua.

Las condiciones de la calidad del agua han variado espacial y temporalmente debido al desarrollo hidráulico de la cuenca, a partir del cual se han derivado importantes volúmenes en los primeros 100 km del río, reduciendo la capacidad de dilución y depuración del río de las cargas recibidas provenientes de la ciudad de Guadalajara.

Temporalmente, el acelerado desarrollo industrial y crecimiento poblacional de las áreas conurbadas y la falta de tratamiento de las descargas residuales, han venido afectando la calidad del agua del río desde la década de los años sesenta, aunque su medición se iniciara una década más tarde y con períodos de registro intermitentes o interrumpidos en algunos casos.

V.1.1. Métodos

Se seleccionaron 24 sitios a lo largo del perfil del río Santiago y en la entrada de sus afluentes, que contaban con datos históricos de 1975 a 2006 (Tabla 3 y Figura 8).

Tabla 3. Sitios de monitoreo de la calidad del agua

No	Sitio	Río Principal /Tributario (número total de estaciones)
1	Cuitzeo- Ocotlán	
2	Puente Poncitlán	
3	Presa Poncitlán	Santiago (6 en este tramo, 15 en total)
4	Presa Derivadora Corona	
5	Canal La Aurora	
6	El Salto Juanacatlán	
7	Puente San Nicolás	Verde (2)
8	Río Verde antes del Río Santiago	
9	C.H. Las Juntas	Santiago (2)
10	Puente Guadalupe	
11	Malpaso	
12	El Chique	
13	El Tecomate	Juchipila (5)
14	Moyahua	
15	Rio Juchipila antes del Rio Santiago	
16	Aguas Abajo Presa Santa Rosa	Santiago (1)
17	Aguas Abajo de La Población de Bolaños	Bolaños (2)
18	Puente San Martín Bolaños	
19	Paso de La Yesca	
20	Paso de Lozada	
21	Presa Aguamilpa	Santiago (6)
22	El Jileño	
23	Capomal	
24	Santiago II	

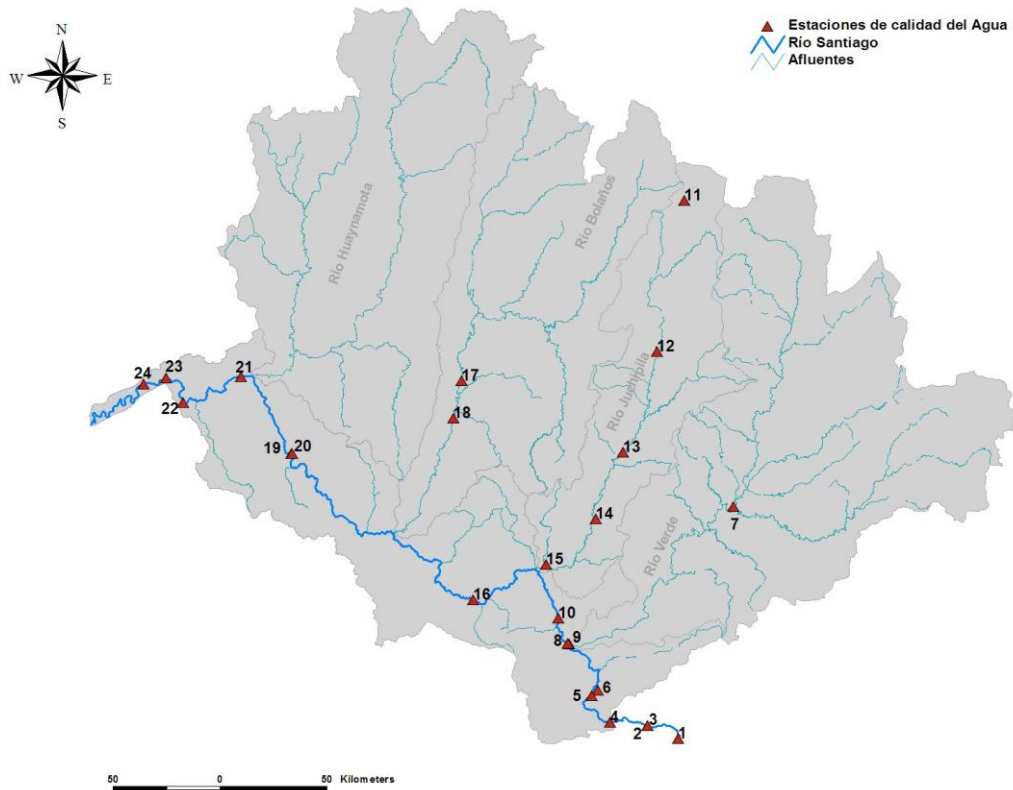


Figura 8. Sitios de monitoreo de la Red de Conagua

Para establecer el intervalo de variabilidad histórica de los parámetros, se aplicó un análisis estadístico no paramétrico en el que los datos se ordenaron en gráficas de percentiles para identificar su distribución, magnitud y frecuencia, así como los valores extremos. La totalidad de datos disponibles y acumulados por parámetro se muestra en la Tabla 4.

Los valores históricos registrados se compararon con los Criterios Ecológicos de Calidad del Agua de México (CE-CCA-001/89) para la protección de la vida acuática PVA, riego agrícola RA y como fuente de abastecimiento de agua potable FAAP. También se compararon con los criterios para clasificar los cuerpos de agua señalados por la Conagua (2010), así como los de Droste (aplicados en estudios realizados para la cuenca del río Verde por AICISA, 2003).

Tabla 4. Parámetros de calidad del agua

Parámetro	Datos
Conductividad específica (COND)	1027
Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO ₅)	1385
Demanda Química de Oxígeno (DQO)	1396
Nitratos (NO ₃)	1245
Ortofosfatos (orto-PO ₄)	945
Oxígeno disuelto (OD)	1229
pH	654
Sólidos suspendidos totales (SST)	1240
Turbidez (TUR)	1195
Temperatura del agua (T)	1259

Se aplicó un análisis de componentes principales (ACP), seleccionando por medio de una correlación las variables que no resultaran redundantes (Johnson, 2000; Manley, 2005). Conforme a la distribución de los ejes principales se graficaron los datos considerando seis regiones que distinguieran tres sobre Santiago y los tres tributarios con estaciones de monitoreo de la calidad del agua para delimitar geográficamente su distribución en relación con los componentes principales.

Por último, se efectuó un Análisis de Similitud mediante el método de Ward por distancias euclidianas para establecer la semejanza entre los sitios de monitoreo del río Santiago. Para dicho análisis se utilizó el paquete estadístico MVSP versión 3.13.

V.1.2. Resultados

Las frecuencias y valores extremos de los parámetros se presentan en gráficos de percentiles, donde la línea central indica la mediana como el valor que divide al 50% de los datos, lo cual se asocia a la frecuencia con la que se han presentado. Los extremos de la caja señalan los percentiles 25% inferior y 75% superior, mientras que los límites de las líneas el 10 y 90% respectivamente. Los puntos extremos señalan los límites de los valores más altos (percentil 95%) y

bajos (percentil 5%). En cada gráfico se indican con una inicial los ríos a los que pertenecen los sitios de monitoreo.

El río Santiago hasta el sitio Puente de Guadalupe (10), exhibió en general los valores más altos de conductividad específica (Figura 9). En los cuerpos de agua naturales este parámetro varía entre 0-1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ debido a la composición mineral del lecho de los ríos y a los materiales acarreados (Chapman, 1996). Concentraciones mayores se relacionan con el enriquecimiento de sales producto de la fertilización de suelos y descargas municipales. Un límite de 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ se señala en los Criterios de Calidad del Agua (CE-CCA-001/1989) para riego agrícola. Tanto los registros de las estaciones aguas abajo de este sitio, como los de los tributarios se ubicaron por debajo de este valor, en porcentajes mayores al 75% de los datos.

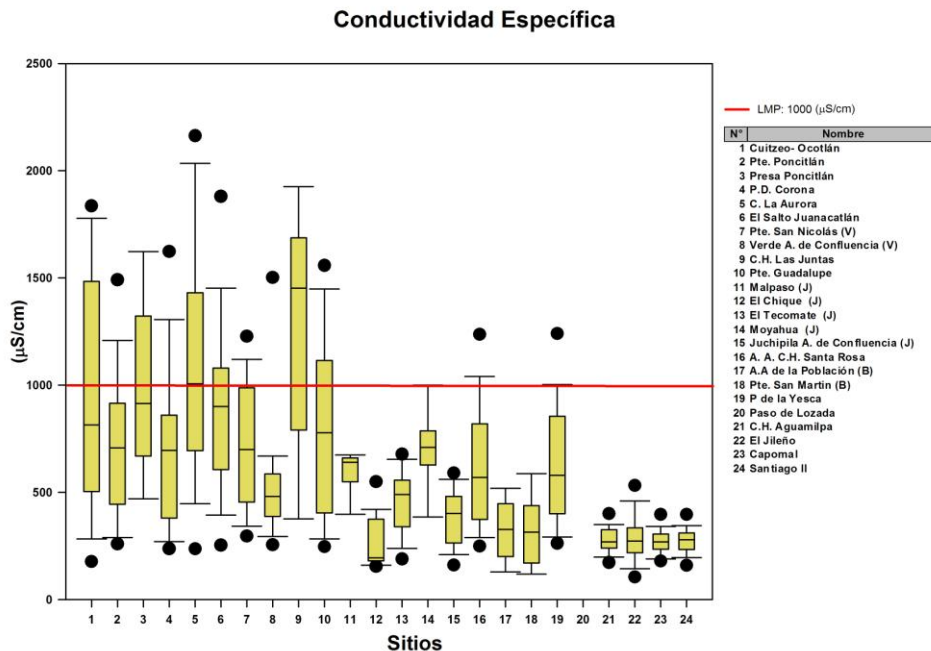


Figura 9. Perfil de Conductividad Específica.

Los valores de la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO_5), bajo los criterios de Droste (1997) (Tabla 5), determinan que hasta el sitio El Salto (6), alrededor del 25% de los registros han clasificado al río Santiago como

fuertemente contaminado (>120 mg/l). Los sitios donde se concentra la mayor DBO₅ son la C.H. Las Juntas (9) y el Puente Guadalupe (10) (Figura 10).

Tabla 5. Criterios de calidad del agua (Droste, 1997)

Parámetro	Excelente	Aceptable	Ligeramente Contaminado	Contaminado	Fuertemente Contaminado
Coliformes fecales NMP/100 ml	< 500	500–2,000	2,000-20,000	20,000-100,000	> 100,000
Fósforo	0.02	0.02-0.05	0.05-0.10	0.1-1.0	>1.0
DBO ₅ mg/l	< 1.5	1.5 < 3.0	3.0 < 6.0	6.0 < 12.0	> 12.0
DQO mg/l	< 10	10 < 20	20 < 40	40 < 80	> 80.0
Nitratos mg/l	< 4	4 < 12	12 < 36	36 < 108	>108
Nitrógeno amoniaco mg/l	< 0.1	0.1 > 0.3	0.3 > 0.9	0.9 > 2.7	> 2.7
Oxígeno disuelto % de saturación	88-112	75-125	50-150	20-200	20> - > 200
Sólidos suspendidos mg/l	< 20	20 < 40	40 < 100	100 < 280	> 280

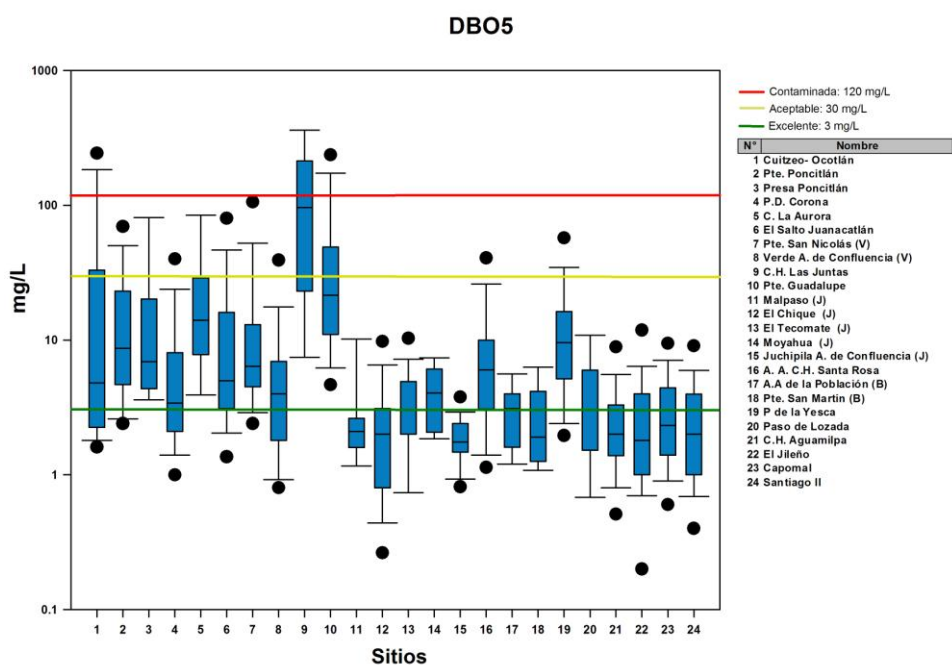


Figura 10. Perfil de la DBO₅

Con la excepción del río Verde, que se clasifica como contaminado en más del 50% de los registros, los otros tributarios y aguas abajo del sitio Puente Guadalupe (10) exhiben valores de DBO₅ que han mantenido al río en la condición de ligeramente contaminado, con concentraciones menores de 6 mg/l en más del 50% de los registros.

La Conagua (2010) señala que los ríos con condiciones naturales o de buena calidad del agua presentan concentraciones de DBO₅ entre 3 y 6 mg/l, mientras que valores mayores a 120 mg/l ubican a los cuerpos de agua como fuertemente contaminados (Tabla 6). Los sitios Cuitzeo (1), Las Juntas (9) y Puente Guadalupe (10) exhibieron entre el 10 y 25% de los registros en este intervalo (Figura 10).

Tabla 6. Criterios de calidad del agua de la Conagua (2010)

(DBO ₅)	(DQO)	(SST)	Clasificación
mg/l			
DBO ₅	DQO ≤ 10	SST ≤ 25	Excelente
3 < DBO ₅ ≤ 6	10 < DQO ≤ 20	25 < SST ≤ 75	Buena calidad
6 < DBO ₅ ≤ 30	20 < DQO ≤ 40	75 < SST ≤ 150	Aceptable
30 < DBO ₅ ≤ 120	40 < DQO ≤ 200	150 < SST ≤ 400	Contaminada
DBO ₅ > 120	DQO > 200	SST > 400	Fuertemente contaminada

En el caso de la Demanda Química de Oxígeno (DQO), los límites de la condición fuertemente contaminada varían de 80 mg/l (Droste, 1997) a 200 mg/l (Conagua, 2010); los sitios con esta condición corresponden a Cuitzeo (1), Las Juntas (9) y Puente Guadalupe (10), todos ellos sobre el río Santiago (Figura 11). Los valores superiores a 40 mg/l en ambos límites señalan condiciones contaminadas en la parte alta y media del Santiago, así como en los ríos tributarios.

Solo el sitio Moyahua (14), en el río Juchipila, presentó valores menores a 10 mg/l, aunque solo en menos del 25% de sus registros. Esta concentración califica el agua de buena calidad o con menor carga orgánica (Conagua, 2010).

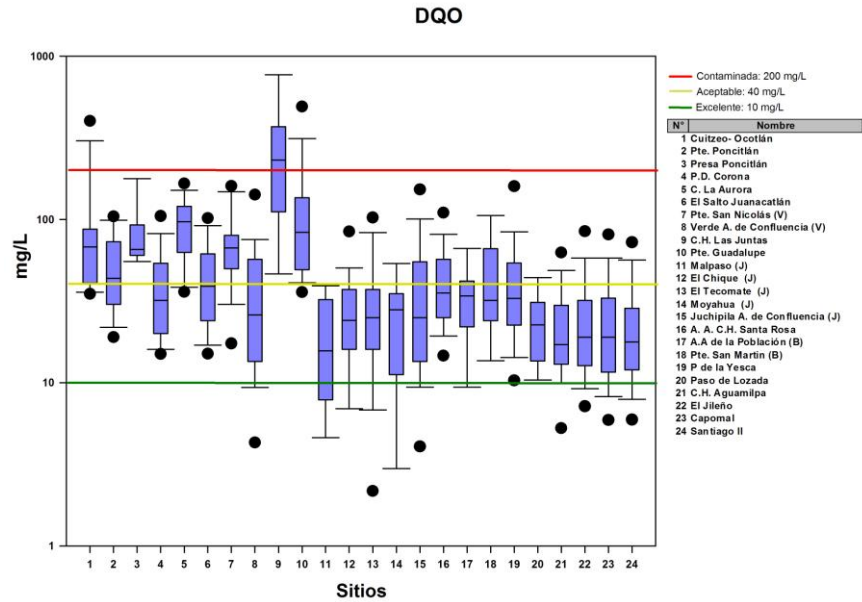


Figura 11. Perfil de la DQO

En cuanto al oxígeno disuelto (OD), sus concentraciones desde el origen del río Santiago hasta El Salto de Juanacatlán (6) estuvieron por abajo de 5 mg/l, que es el límite de los Criterios Ecológicos de Calidad del Agua (CE-CCA-001/89; CEQ, 2003) para la protección de la vida acuática en cuerpos de agua dulce en el país (Figura 12).

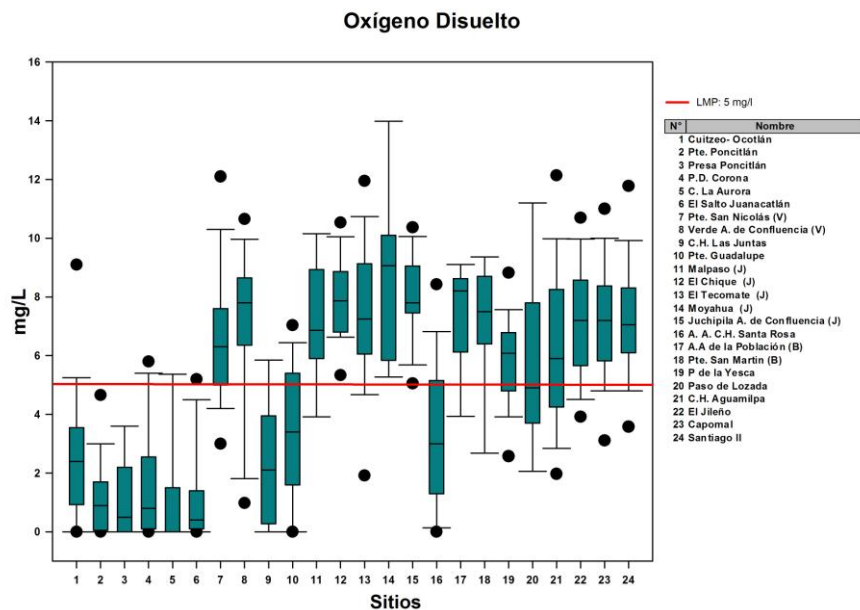


Figura 12. Perfil del OD

Los ríos tributarios presentaron mejor condición (sitios 7 y 8 Río Verde; 11 a 15 Río Juchipila; 17 y 18 Río Bolaños). En Paso de Lozada (20) el percentil 50 señala que aún existen valores inferiores al límite señalado, aunque solamente con base en 12 datos mensuales del año 2000. Hacia aguas abajo de los sitios 22 al 24 este parámetro mejoró y se mantuvo superior al límite señalado en más del 75% de los registros.

Los ortofosfatos exhibieron los valores más altos en los sitios Canal Aurora (5) y CH Las Juntas (9), donde alcanzaron concentraciones de 13 y 16 mg/l respectivamente. Los límites para este parámetro, dependiendo del tipo de cuerpo de agua se ubican entre 0.1 y 1.0 mg/l para aguas naturales (CE-CCA-001/89), concentraciones menores pueden ser un factor limitante de la productividad primaria y las mayores propiciar el enriquecimiento de nutrientes de eutrofización. En el río Santiago y sus tributarios este nutrimento se presenta en concentraciones superiores a 0.1 mg/l en todos los sitios (Figura 13).

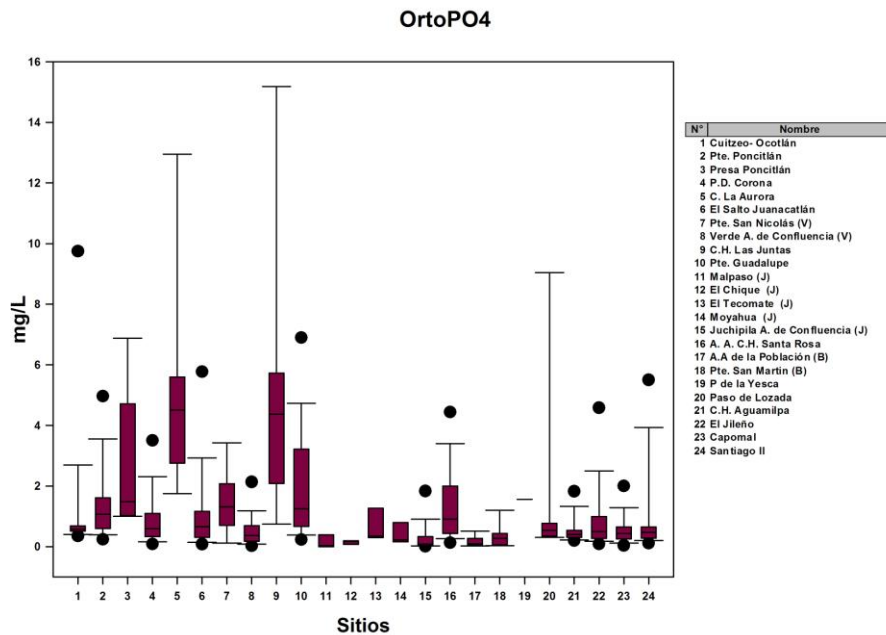


Figura 13. Perfil ortoPO₄

Solo a partir de Paso de Lozada (20) y hacia la parte baja de la cuenca mejora la condición, aunque en este tramo del río no siempre se cumple el criterio de calidad del agua para la protección de la vida acuática de 0.1 mg/l y aproximadamente 25% de los valores están por arriba de 1.0 evidenciando enriquecimiento por nutrientes (CE-CCA-001/89).

Los nitratos, en lo general, tuvieron valores por debajo de 5 mg/l, que corresponde al límite para abastecimiento de agua potable (CE-CCA-01/89; Conagua 2010), En las aguas naturales las concentraciones pueden llegar a ser menores de 0.1 mg/l cuando no existe influencia antropogénica, y por arriba de 5 mg/l cuando hay efecto de las actividades humanas (Chapman, 1996). Todas las formas de nitrógeno inorgánico tienen el potencial de aportar nitratos vía la nitrificación. Las fuentes antropogénicas incluyen aguas residuales municipales e industriales, descargas mineras y fuentes no puntuales como escurrimientos agrícolas, lixiviados de rellenos sanitarios y deposición atmosférica por óxidos de nitrógeno de emisiones de vehículos (Figura 14).

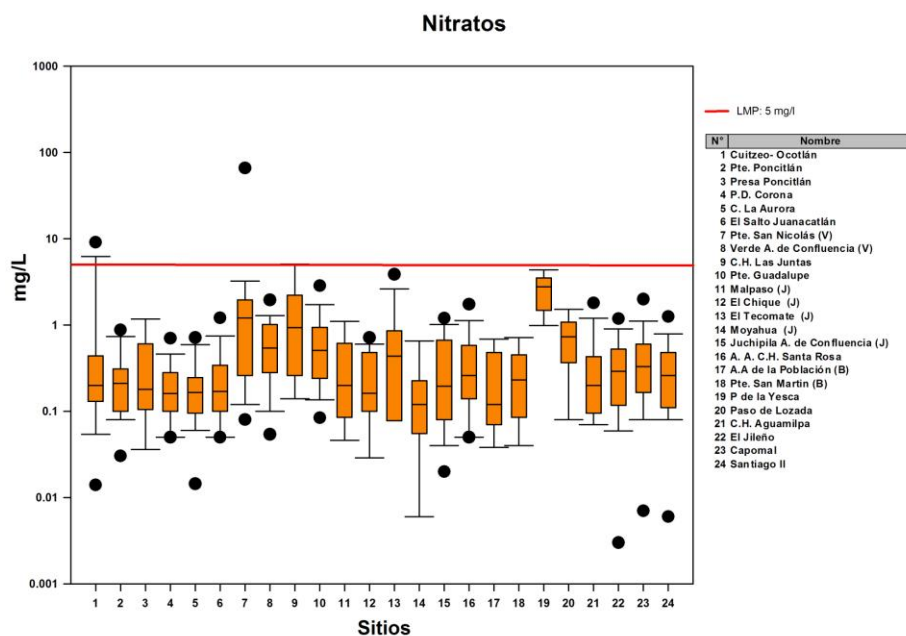


Figura 14. Perfil de nitratos (NO₃-N)

El pH a lo largo del río Santiago exhibe importantes variaciones que van desde una condición ácida con valores cercanos a 5 a una condición alcalina con de 9 unidades; estos límites corresponden a los criterios ecológicos para fuente de abastecimiento de agua potable (CE-CCA-001/89). Sólo el río Juchipila (sitios 11 a 15) mantiene condiciones más estables, con variaciones hacia pH inferiores (Figura 15).

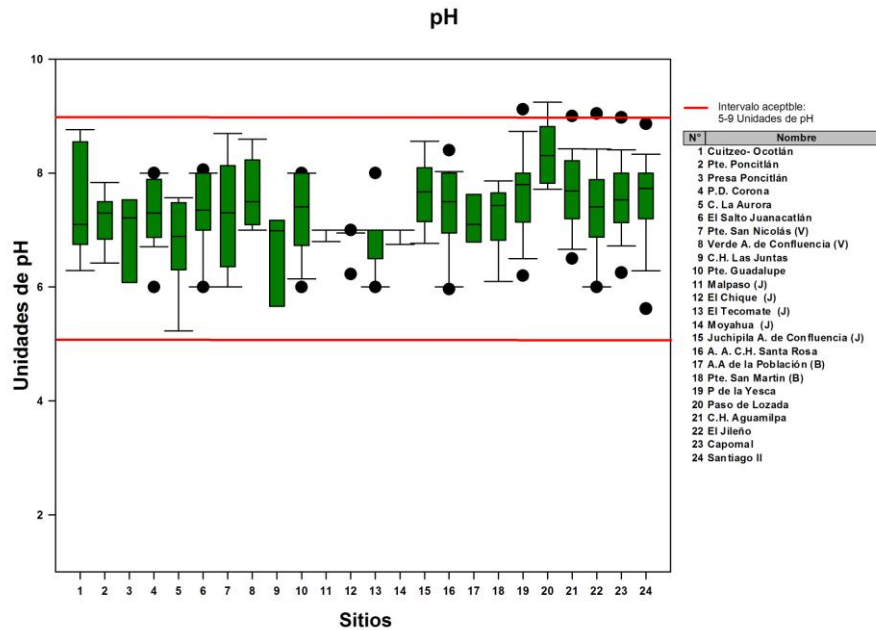


Figura 15. Perfil del pH

En cuanto a los sólidos suspendidos totales (SST), los criterios de la Conagua (2010) y de Droste (1997) califican a los sitios de los ríos Verde y Santiago hasta aguas abajo de la Presa Santa Rosa (16) como contaminados, principalmente aquellos con valores superiores a 280 mg/l (Figura 16). Tanto los ríos Juchipila y Bolaños, como los sitios aguas abajo de Paso de la Yesca en el Santiago, presentan una condición aceptable para la Conagua (2010) y ligeramente contaminada en la clasificación de Droste (1997). Concentraciones menores a 30 mg/l de este parámetro se relacionan con condiciones naturales o de bajo deterioro.

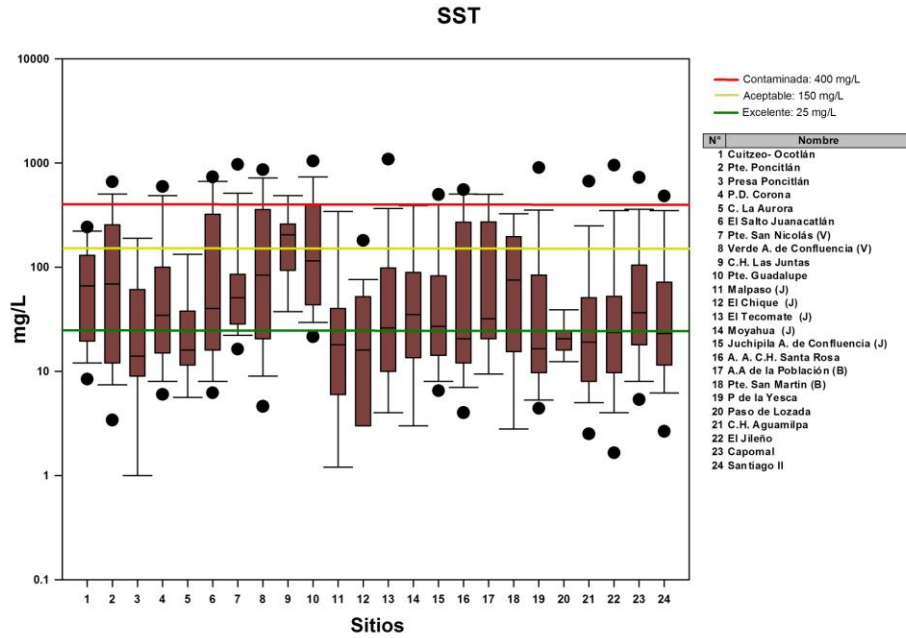


Figura 16. Perfil de SST

Debido a que tanto el tipo, como la concentración de material suspendido determinan la turbidez del agua, en la cuenca del río Santiago ambos parámetros históricamente han mantenido un patrón con escasos valores extremos. En el caso de la turbidez, sólo se observa alrededor del 5% de valores menores a 1 UTJ en el río Juchipila (Figura 17).

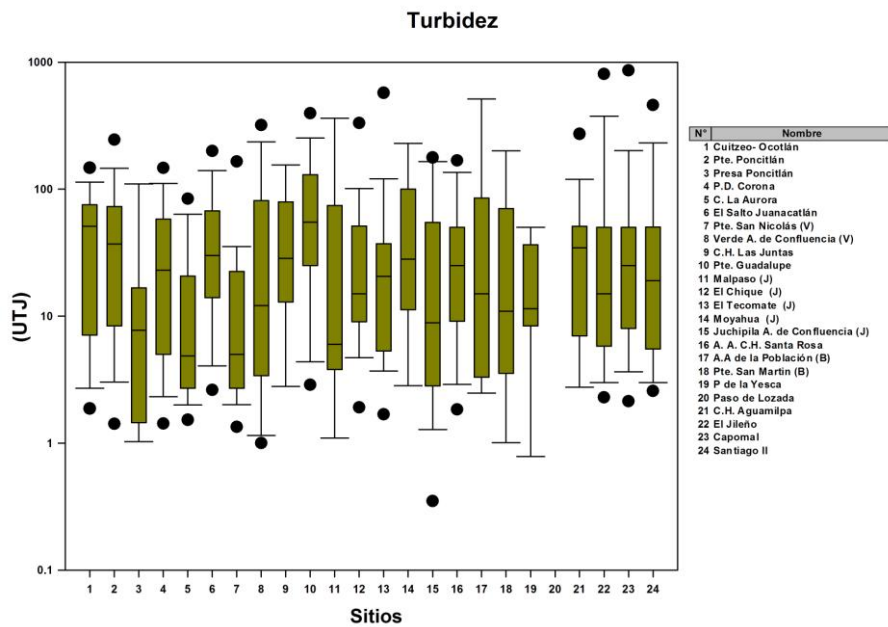
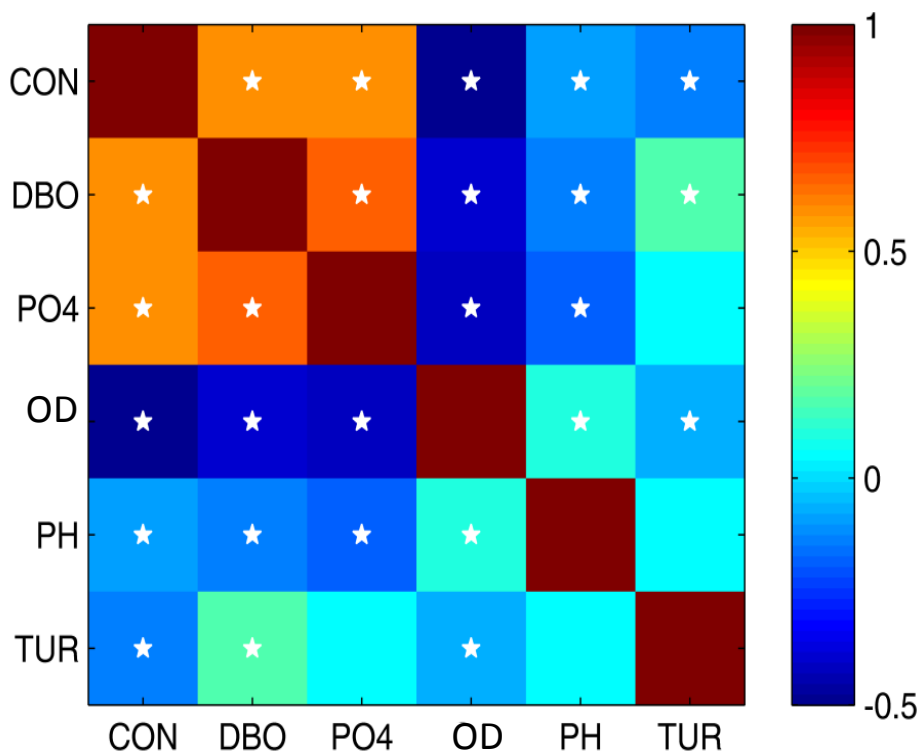


Figura 17. Perfil de Turbidez

Análisis de componentes principales.

De los parámetros analizados se seleccionaron aquellos con las series más completas y con correlaciones positivas o negativas bajas con significancia de 0.95 para evitar que fueran redundantes (Conductividad específica (COND, DBO₅, orto-PO₄, OD, pH y turbidez) (Figura 18 y tabla 7).



**Figura 18. Correlaciones entre las variables
(Los asteriscos representan una correlación significativa).**

Tabla 7. Correlación entre parámetros.

	COND	DBO ₅	orto-PO ₄	OD	pH	TUR
COND	1					
DBO ₅	0.591472	1				
orto-PO ₄	0.586421	0.65668	1			
OD	-0.5007	-0.40668	-0.41344	1		
pH	-0.09409	-0.12875	-0.18506	0.089294	1	
TUR	-0.13995	0.171787	0.061891	-0.07486	0.047891	1

Como se observa, los valores de correlación positiva baja se obtuvieron entre los parámetros COND, DBO₅ y los ortofosfatos, mientras que las correlaciones negativas mayores correspondieron a estos mismos parámetros con el oxígeno disuelto.

En cambio, el pH y la turbidez mostraron las correlaciones menores con el resto de los parámetros.

Se realizó un análisis de componentes principales sobre las variables seleccionadas que fueron previamente estandarizadas mediante la resta de la media y dividiendo por la desviación estándar. Los eigenvalores de los componentes principales se presentan en la tabla 8.

Tabla 8. Eigenvalores de los componentes principales

Componente	Eigenvalor	% de la Varianza	% Acumulativo
1	2.6065	43.44	43.44
2	1.0911	18.19	61.63
3	0.9557	15.93	77.56
4	0.6595	10.99	88.55
5	0.388	6.47	95.02

Los primeros tres componentes principales captaron el 77.56% de la varianza. El primer componente estuvo determinado por la COND, la DBO₅ y los orto-PO₄, mientras que el segundo por el OD y el tercero por el pH y TUR (Figuras. 19 y 20).

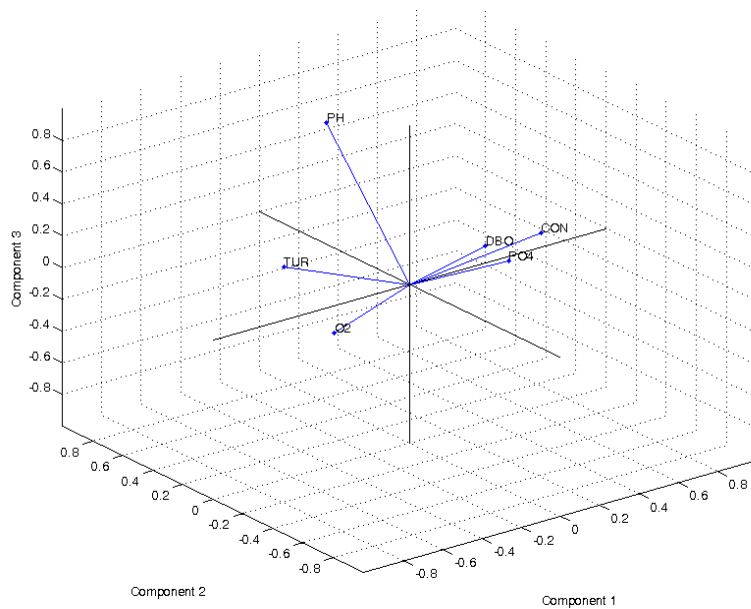


Figura 19. Representación espacial de los componentes principales

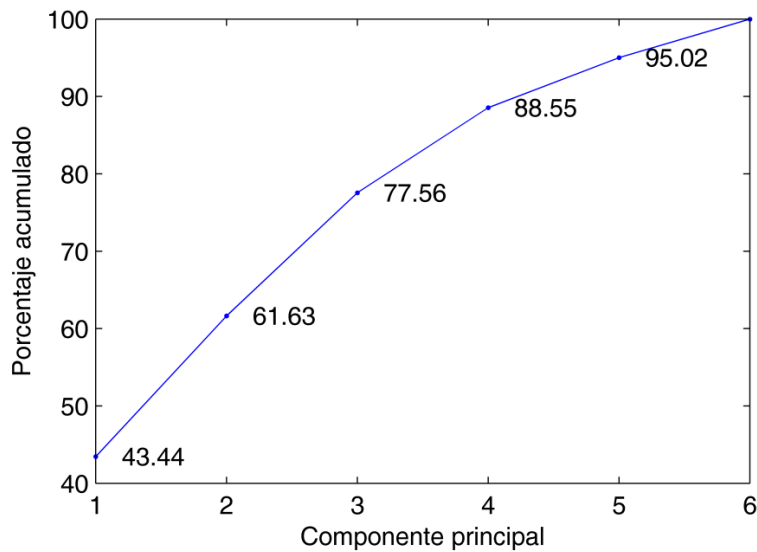


Figura 20. Porcentaje acumulado y componentes principales.

Con el propósito de analizar la distribución espacial de los componentes que conforman la calidad del agua en el del río Santiago y sus tributarios, se graficó el total de los registros, considerando seis regiones que agrupan a los sitios siguiendo el perfil del río principal, la calidad del agua histórica (que dividió al

río Santiago en tres tramos) y la entrada de los tributarios, como se señala en la Tabla 9 y Figura 21.

Tabla 9. Agrupación de sitios por regiones en el perfil de río Santiago

No	Sitio	Río Principal /Tributario (número total de estaciones)	Región
1	Cuitzeo- Ocotlán		
2	Puente Poncitlán		
3	Presa Poncitlán		
4	Presa Derivadora Corona	Santiago	R-1
5	Canal La Aurora		
6	El Salto Juanacatlán		
9	C.H. Las Juntas		
10	Puente Guadalupe		
16	Aguas Abajo Presa Santa Rosa		
19	Paso de La Yesca	Santiago	R-2
20	Paso de Lozada		
21	Presa Aguamilpa		
22	El Jileño		
23	Caporal	Santiago	R-3
24	Santiago II		
7	Puente San Nicolás	Verde	R-4
8	Río Verde antes del Río Santiago		
11	Malpaso		
12	El Chique		
13	El Tecomate	Juchipila	R-5
14	Moyahua		
15	Rio Juchipila antes del Rio Santiago		
17	Aguas Abajo de La Población de Bolaños	Bolaños	R-6
18	Puente San Martín Bolaños		

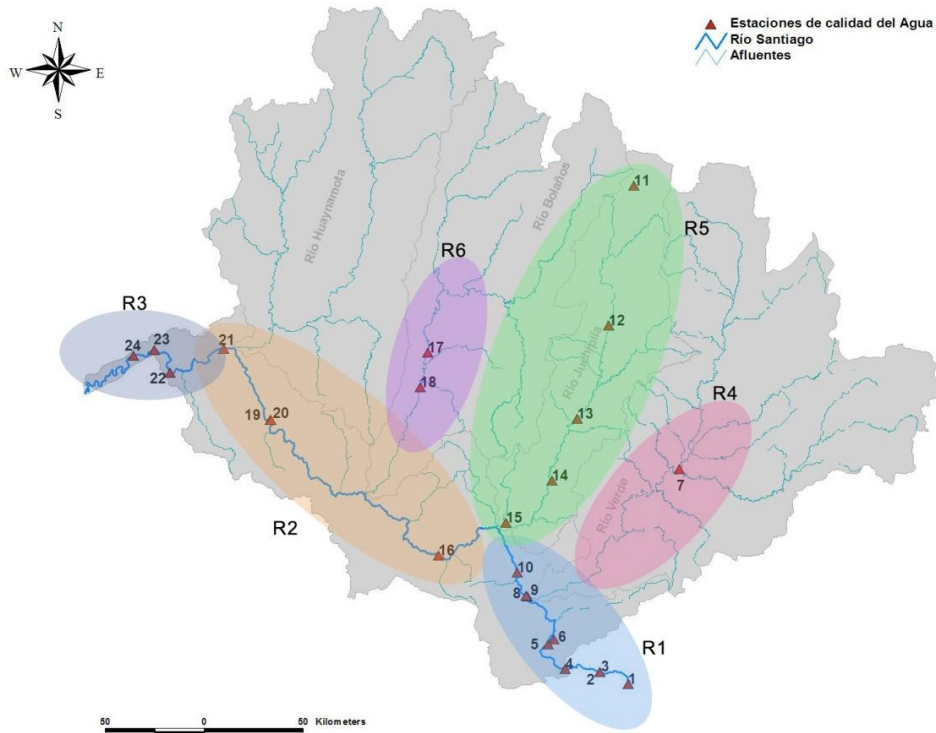


Figura 21. Regiones de calidad del agua en la cuenca del río Santiago

En relación con los dos primeros componentes principales, como se muestra en la Figura 22, se denota que la región Santiago (R1) y la del Río Verde (R4), donde se reciben fuertes descargas municipales, industriales y agropecuarias, se orientan mayormente hacia el componente principal 1, que, como se mencionó, está determinado por COND, DBO₅ y orto-PO₄. Estas condiciones parcialmente las comparte con las otras regiones, aunque en los tributarios Juchipila (R-5) y Bolaños (R-6), así como en Santiago (R3), la influencia del segundo componente es más marcada (OD). Esta condición puede asociarse a la forma en que las concentraciones de oxígeno disuelto se van recuperando en el río Santiago por el aporte de los tributarios, principalmente Juchipila y Bolaños, que también exhiben mejor condición de oxígeno disuelto y que modifican por diferentes mecanismos, pero de manera positiva a otros parámetros.

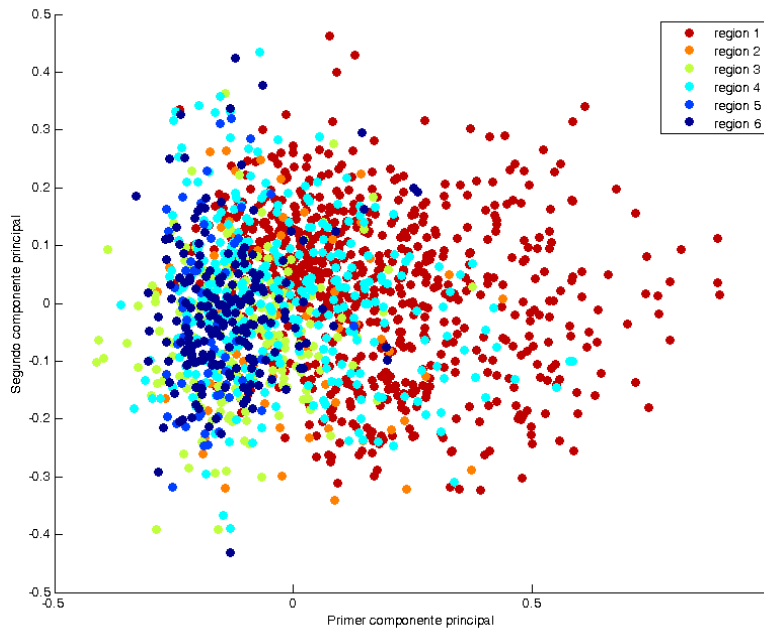


Figura 22. Primeros dos componentes principales

La distribución espacial de los datos de las regiones 5 y 6 señalan que en el tercer componente el pH y la turbidez TUR influyen también en los tributarios Juchipila y Bolaños (Figura 23).

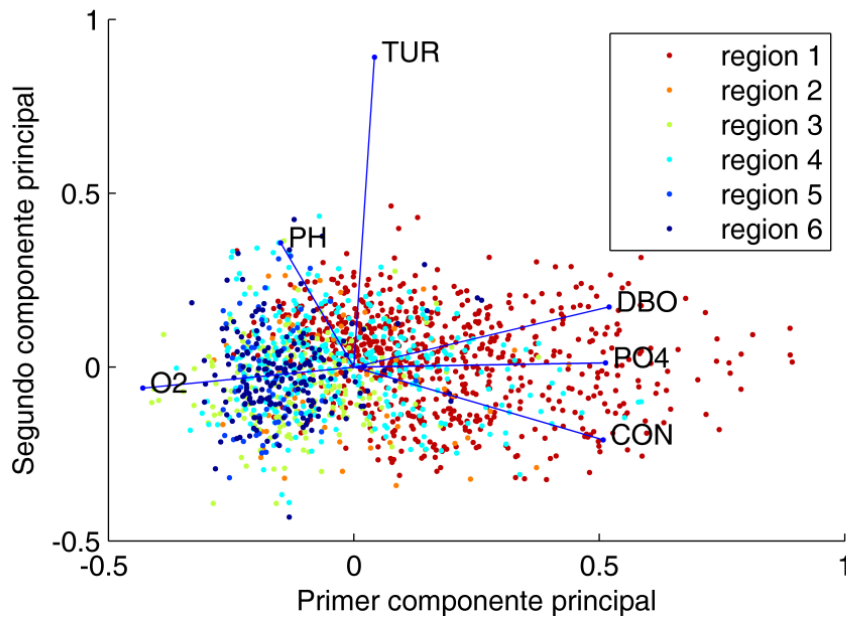


Figura 23. Distribución de regiones con todos los componentes principales.

Los tributarios tienen características intermedias entre las regiones R2 y R3 del Santiago. A excepción del río Verde (R-4), que se incorpora en la parte alta del río tiene características de calidad del agua similares a la parte alta del Santiago (R-1). Los resultados sugieren que los tributarios contribuyen a mejorar la calidad del agua del río Santiago debido al efecto de dilución, conforme aportan volumen y buena calidad al caudal principal.

Específicamente para el río Santiago, el análisis de similitud distinguió con el mayor porcentaje de agrupamiento a los sitios de Aguamilpa hacia aguas abajo, una vez que el río ha pasado por varias presas. Mientras que el otro agrupamiento incluyó a las estaciones desde el nacimiento del Santiago (Cuitzeo- Ocotlán) hasta Paso de la Yesca, incluyendo los sitios Puente Guadalupe y C.H. Las Juntas que se agruparon por presentar las condiciones de deterioro mayor (Figura 23). Los porcentajes de similitud entre los sitios fueron altos >90 (Tabla 10).

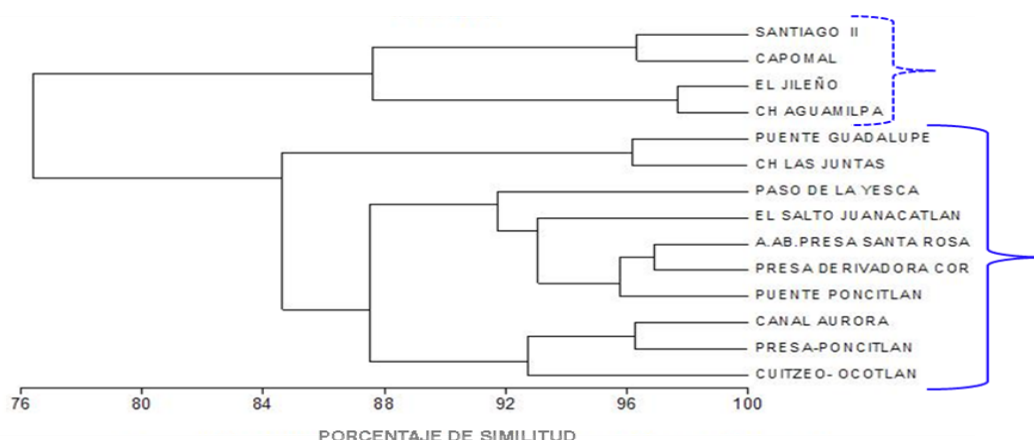


Figura 24. Agrupamiento de los sitios en función de las variables fisicoquímicas.

Tabla 10. Porcentajes de similitud de los agrupamientos

Nodo	Grupo 1	Grupo 2	% Similitud
1	CH Aguamilpa	El Jileño	97.66
2	Presa Derivadora Corona	A.ab.Presa Santa Rosa	96.89
3	Capomal	Santiago II	96.32
4	Presa-Poncitlán	Canal Aurora	96.25
5	Ch Las Juntas	Puente Guadalupe	96.16
6	Puente Poncitlán	Nodo 2	95.77

Nodo	Grupo 1	Grupo 2	% Similitud
7	Nodo 6	El Salto Juanacatlán	93.07
8	Cuitzeo- Ocotlán	Nodo 4	92.72
9	Nodo 7	Paso de la Yesca	91.73
10	Nodo 1	Nodo 3	87.59
11	Nodo 8	Nodo 9	87.50
12	Nodo 11	Nodo 5	84.63
13	Nodo 12	Nodo 10	76.41

V.1.3. Discusión

Con los análisis realizados en este capítulo se reconoce que el río Santiago presenta una condición de deterioro desde su nacimiento hasta el sitio del Salto de Juanacatlán (6), lo que representa aproximadamente 65 km de su recorrido. Históricamente, los diagramas de percentiles señalaron las menores concentraciones de oxígeno hasta este punto. La asimilación de las cargas orgánicas se mantiene hacia aguas abajo y hasta el sitio C.H. Las Juntas (106 km), donde aún se observan los efectos sobre las concentraciones de DBO₅ y DQO.

Los sitios 1 a 10 Puente de Guadalupe que abarcan aproximadamente 120 km del río Santiago mostraron con diferentes parámetros una distribución de los registros históricos con los valores más altos (COND, DBO₅ DQO y orto-PO₄) y de OD los más bajos, que clasifican al río como fuertemente contaminado, relacionados con una condición de deterioro, ya que en ese tramo del río se concentran las mayores actividades, urbanas, industriales, agrícolas y pecuarias importantes del estado de Jalisco y de la cuenca.

Aún con la complejidad de los contaminantes y mezclas que recibe este río por su paso por importantes zonas agrícolas, industriales y urbanas, parámetros fisicoquímicos básicos como la COND, DBO₅ y orto-PO₄ explican el 43% de la varianza entre los sitios. Estos parámetros también caracterizan espacialmente al río Santiago, mientras que en los tributarios la influencia del OD, pH y TUR los agrupa.

En los ríos Verde, Juchipila y Bolaños las condiciones con respecto a estos parámetros los clasifican entre contaminados y aceptables. En el perfil del río se observa que en el sitio 16 (aguas abajo de la presa santa Rosa), el río recupera la condición de aceptable para la DBO₅, pero los valores de DQO la mantienen como contaminada. Esta condición resulta de las altas concentraciones de cargas residuales acumuladas desde el nacimiento del río, que los procesos bioquímicos y químicos no alcanzan a asimilar a lo largo de la corriente.

Tanto con base en los criterios de Droste (1997), como Conagua (2010) se consideró que por los valores de DBO₅ y DQO el tramo del Santiago hasta el sitio Puente de Guadalupe (10) y los de los sitios del río Verde, los clasifican como contaminados a fuertemente contaminados, exhibiendo valores de cero oxígeno disuelto en algunos tramos. Las concentraciones superiores de ortofosfatos también los ubicaron en estas categorías, en casi todos los casos.

A lo largo de la corriente y en los tributarios, las variaciones en los parámetros como Nitratos, pH, sólidos suspendidos totales SST y turbidez TUR estuvieron dentro de un intervalo que se mantuvo con variaciones constantes en el perfil. Con respecto a los nitratos más del 95% de los registros se mantuvo por debajo de 5 mg/l que representa el límite de los criterios ecológicos CE-CCA-001/89 como fuente de agua para abastecimiento público. El límite de 0.01 mg/l como condición natural sin deterioro se presentó en menos del 5% de los registros.

Con relación a los sólidos suspendidos totales SST y turbidez TUR, los sitios se clasifican con una calidad desde aceptable a ligeramente contaminados, con escasos valores que los ubican como contaminados, sin alcanzar la condición de fuertemente contaminados (Droste, 1997; Conagua, 2010; CE-CCA-001/1989; CEQ, 2003).

Para el análisis de componentes principales se discriminaron parámetros con escasos registros y para evitar la redundancia. Los parámetros seleccionados representaron las condiciones de asimilación de cargas orgánicas por las

corrientes, representadas por el OD y la DBO₅, la presencia de nutrientes por los orto-PO₄ y las condiciones de pH, turbidez y conductividad específica.

El análisis de componentes principales señaló que el primer componente principal contrasta la conductividad específica, la DBO₅ y los ortofostatos. El segundo componente principal separa principalmente al oxígeno disuelto, mientras que el tercer componente principal contrasta al pH y turbidez

Este análisis sugiere que existen dos grupos de contaminantes que se encuentran asociados en el sistema, los que alteran el balance entre la disponibilidad y demanda de oxígeno disuelto y los relacionados con la CE y pH que pueden ser el resultado de mezclas complejas y condiciones de contaminación extrema por actividades industriales en los ríos Santiago y Verde, y por actividades mineras en el Bolaños.

Para la división de la cuenca en seis regiones, el ACP mostró que la calidad del agua agrupa a la región Santiago (1) y la del río Verde (4), y a esta nube se va agregando la región 5 del Juchipila principalmente por la DBO₅. La transición entre las regiones 1 a 3 sobre el río Santiago no es tan determinante, pero evidencia que los ríos presentan condiciones similares de contaminación orgánica, que cambia en el perfil y va separando a la región Santiago 3.

El análisis de similitud mostró que en el río Santiago conforme a los datos históricos pueden considerarse dos regiones bien definidas, una que abarca desde el inicio del río Santiago hasta Aguamilpa y otra que comprende desde este último sitio hacia aguas abajo. No obstante, las condiciones del río han estado en constante cambio producto de los grandes embalses que se han creado, por eso actualmente existen algunos tramos de río con embalses jóvenes y embalses viejos donde se ha acumulado una importante cantidad de contaminantes.

La calidad del agua asociada a los parámetros estudiados, después de recorrer aproximadamente 420 km y haber pasado por el sistema de presas se recupera, sobre todo por la asimilación de las cargas orgánicas.

V.2. Variaciones temporales y espaciales de la comunidad de peces

V.2.1. Métodos

Bases de datos de peces consultadas

Se consultaron las bases de datos de las colecciones de peces de la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas del IPN (Díaz-Pardo, 2003a y 2003b), de la Universidad Autónoma de Querétaro (Díaz-Pardo, 2009), del Instituto de Biología de la UNAM (Espinosa-Pérez, 2001), de la Universidad Autónoma de Nuevo León (Lozano-Vilano, 2002) y de la Universidad de Guadalajara, así como registros repatriados de la Universidad de Michigan (UMMZ) y de Tulane, EUA. La mayor parte de ellos están reunidos por la CONABIO en el Sistema Nacional de Información sobre Biodiversidad (SNIB).

Se revisaron también los datos contenidos en los estudios ambientales llevados a cabo para las presas Aguamilpa, El Cajón y La Yesca por la Comisión Federal de Electricidad, del proyecto Arcediano por la Comisión Estatal de Agua y Saneamiento, todos en el río Santiago y de la presa Zapotillo, por la Comisión Nacional del Agua en el río Verde. La información proporcionada sólo incluyó listados y datos de presencia – ausencia de las especies. Estos últimos datos, conjuntamente con los proporcionados por la U de G, se analizaron para cotejar la presencia de especies en las distintas décadas y subcuencas por la localidad señalada.

La base de datos de CONABIO arrojó 6 461 registros correspondientes al sistema Lerma-Chapala-Santiago provenientes de seis proyectos SNIB-CONABIO como se señala en la Tabla 11. Cada uno de éstos registros cuenta con 47 campos con datos tales como: sus identificadores dentro de la base y proyectos de Conabio, datos de su base de origen, institución, números de colecta, catálogo, colección, información taxonómica, categoría de protección, nombre común, fecha, número de individuos, colector, estado, municipio, localidad, cuerpo de agua,

ambiente y coordenadas geográficas. Estos registros se depuraron para ubicar los correspondientes a la cuenca del río Santiago que correspondieron a 802.

Tabla 11. Proyectos SNIB-CONABIO sobre ictiofauna del sistema Lerma-Chapala-Santiago.

CLAVE	SIGLAS	INSTITUCION	AUTORES
S056	FCB-UANL	Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma de Nuevo León	Lozano-Vilano, 2002
W039	ENCB-IPN	Escuela Nacional de Ciencias Biológicas, Instituto Politécnico Nacional	Díaz-Pardo, 2003b
W040	ENCB-IPN	Escuela Nacional de Ciencias Biológicas, Instituto Politécnico Nacional	Soto-Galera, 2003
T027	ENCB-IPN	Escuela Nacional de Ciencias Biológicas, Instituto Politécnico Nacional	Díaz-Pardo, 2003a
T023	IB-UNAM	Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México	Espinosa-Pérez, 2001
W028	UMMZ- UMAA	Museum of Zoology, University of Michigan-Ann Arbor	Varela-Romero, 2004
		Universidad Nacional Autónoma de México	Salgado-Maldonado, 2007
U005	IB-UNAM	Instituto de Biología Departamento de Zoología Laboratorio de Helminología	
		Universidad Autónoma de Querétaro	Díaz-Pardo, 2009
EC007	FCN-UAQ	Facultad de Ciencias Naturales	

Para integrar el elenco sistemático se adoptaron los criterios de Miller *et al.*, (2005), excepto para el nombre genérico *Menidia*, ya que de acuerdo con lo propuesto por diversos autores, éste taxón es una entidad distinta a *Chirostoma* (Barbour, 1973a y 1973b, Barbour y Chernoff, 1984; Paulo-Maya, 2000), además porque no existe un consenso generalizado para su aceptación por los ictiólogos mexicanos, (Miller *et al.*, 2009).

La distribución temporal de las especies se relacionó con el desarrollo hidráulico, principalmente del río Santiago, considerando que éste se ha realizado en tres etapas: 1ª hasta 1970, con las presas construidas desde fines del siglo XIX y las del siglo XX, hasta la puesta en marcha de la presa Santa Rosa en 1964, como inicio de las presas mayores; la 2ª etapa, de 1971 a 2000 con la

construcción y operación del Jileño, Aguamilpa y San Rafael en la parte baja y la 3ª etapa de 2001 en adelante, cuando se han incorporado al sistema de embalses en cascada (entre Santa Rosa y Aguamilpa), El Cajón y La Yesca, esta última actualmente en construcción y por llenar su embalse a partir de Marzo de 2012.

Para el análisis temporal, se clasificaron los registros de las bases de datos de cada taxa y se ubicaron en cada una de las etapas del desarrollo hidráulico descritas. Para la abundancia se tomó el número de individuos de cada registro por localidad y se comparó con el total de organismos registrados. Se analizó la abundancia en relación a las etapas de desarrollo hidráulico y también se determinaron los cambios en las proporciones de las especies nativas, endémicas e introducidas.

Para los sitios con registros comparables en distintos años, se analizó su modelo de abundancia, se obtuvieron índices de diversidad y se aplicó un análisis de agrupamiento de sitios por registro de especies

Para el análisis espacial se determinaron los límites del gradiente altitudinal de distribución de las especies, ubicándolas en el perfil del río y los tributarios. Los mapas de la cuenca, ubicación de embalses y localidades de registro, se elaboraron con el sistema de información geográfica Arc-View Gis 3.2.

La amplitud de distribución de cada una de las especies se calculó con base en el número de localidades donde fue recolectada, en proporción al total de las mismas, en todo el periodo estudiado y también por etapa de desarrollo hidráulico (Díaz-Pardo *et al.*, 1993). Se identificó la proporción de las especies bajo las distintas categorías de conservación.

Se revisaron los atributos ecológicos de las especies y se identificaron las variaciones en la proporción de gremios en relación a las etapas de desarrollo hidráulico de la cuenca y se distinguieron las especies potencialmente afectadas en la cuenca.

V.2.2. Resultados

Distribución temporal de la comunidad de peces.

Se obtuvieron 1,082 registros en total, procedentes de 132 localidades, que abarcan el período de 1950 a 2006. De éstos, 995 exhibieron datos completos de abundancia, mientras que 87 refirieron solo la presencia. El río Santiago presentó el mayor número de registros (676) y localidades (53), mientras que el río Verde, aunque concentró un importante número de localidades (49) reunió un número de registros significativamente menor (165). Las subcuencas Juchipila, Bolaños y Huaynamota presentaron menor número de registros y localidades (Figura 25).

Cada registro corresponde a la especie colectada con sus datos taxonómicos, de la colección, abundancia, localidad y ubicación geográfica.

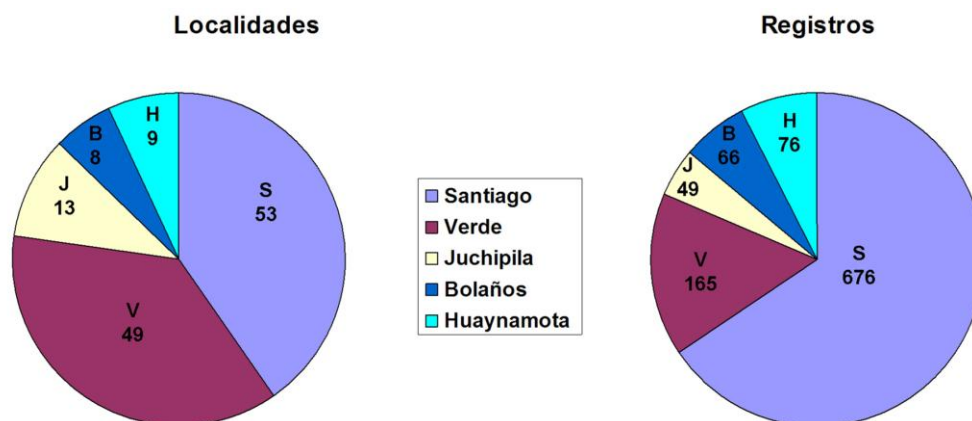


Figura 25. Distribución de localidades y registros en las subcuencas

La ubicación de las localidades conforme a las etapas de desarrollo hidráulico aparece en la Figura 26, se observa que algunas regiones, como las áreas donde nacen los ríos Bolaños, Huaynamota y la parte media del Santiago, tienen escasa información, ya que por sus características topográficas han sido inaccesibles por mucho tiempo, los datos existentes para este último principalmente corresponden a muestreos llevados a cabo durante los estudios para la construcción de presas. En cambio, la intensidad de muestreo en el río Verde y en la parte inicial del Santiago ha sido mayor debido a su cercanía con

vías de comunicación y por el reconocimiento de su importancia como zona de alta diversidad (Miller *et al.*, 2005).

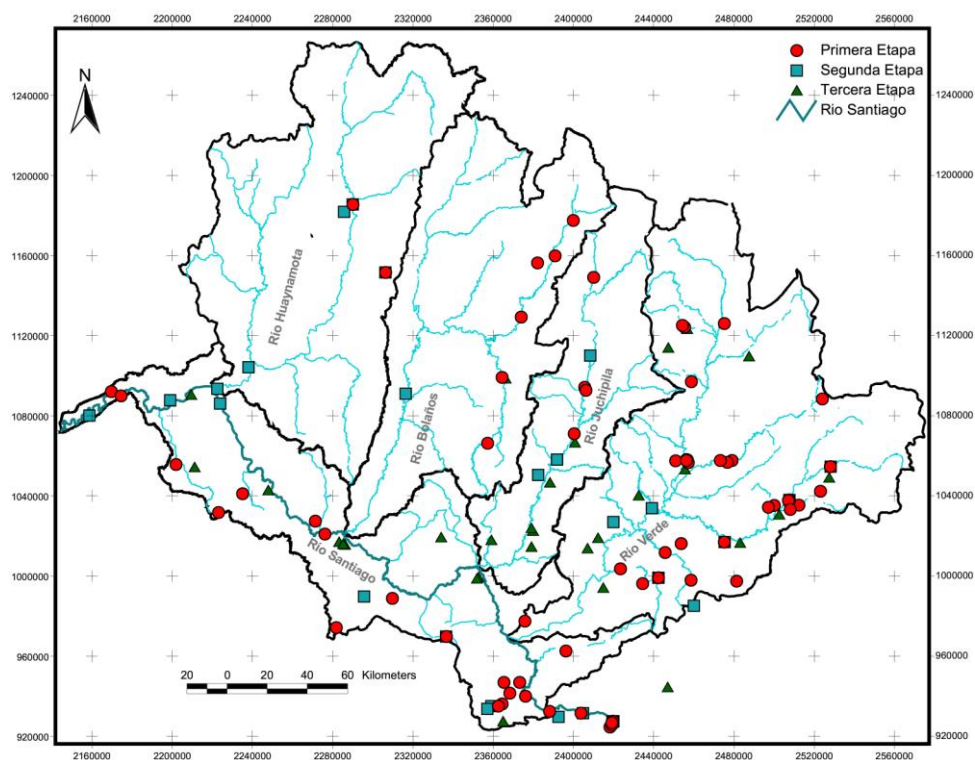


Figura 26. Ubicación de localidades por etapas de desarrollo hidráulico.

El elenco sistemático histórico obtenido para la cuenca comprendió 13 familias, 30 géneros y 44 especies. De estas últimas, 38 se registraron en el río Santiago, 25 en el Verde, 14 en el Juchipila, 10 en el Bolaños y 12 en el Huaynamota. En la Tabla 11 se señalan las subcuencas donde se ha registrado cada una de ellas. Se incluyó una columna para indicar las especies endémicas de la región Lerma-Chapala-Santiago (14); las nativas a México (20) y las introducidas (10).

Tabla 12. Elenco sistemático de los peces de la Cuenca del río Santiago.

Ríos: S= Santiago, V= Verde, J= Juchipila, B= Bolaños y H= Huaynamota

Espece	Clave	Subcuenca	Origen
Familia : Atherinopsidae			
<i>Atherinella crystallina</i> (Jordan and Culver, 1895)	ATCR	S,H	Nativa
<i>Chiostoma arge</i> (Jordan and Snyder, 1899)	CHAR	S,V,B	Endémica

Especie	Clave	Subcuenca	Origen
<i>Chirostoma consocium</i> (Jordan and Hubbs 1919)	CHCO	S	Endémica
<i>Chirostoma jordani</i> (Woolman, 1894)	CHJO	S,V	Nativa
<i>Chirostoma labarcae</i> (Meek, 1902)	CHLA	S	Endémica
<i>Chirostoma lucius</i> (Boulenger, 1900)	CHLU	S	Endémica
<i>Chirostoma sphyraena</i> (Boulenger, 1900)	CHSP	S	Endémica
<i>Chirostoma chapalae</i> (Jordan and Snyder, 1899)	CHCH	S,V	Endémica
Familia: Catostomidae			
<i>Scartomyzon austrinus</i> (Bean, 1880)	SCAU	S,V,J,B,H	Nativa
Familia: Centrarchidae			
<i>Lepomis macrochirus</i> (Rafinesque, 1819)	LEMA	S,V,J	Introducida
<i>Micropterus salmoides</i> (Lacépède, 1802)	MISA	S,V,B	Introducida
Familia: Cichlidae			
<i>Cichlasoma beani</i> (Jordan, 1899)	CIBE	S,J,B,H	Nativa
<i>Oreochromis aureus</i> (Steindachner, 1864)	ORAU	S,V,J,B	Introducida
<i>Oreochromis mossambicus</i> (Peters, 1852)	ORMO	S,V,H	Introducida
<i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus, 1758)	ORNI	S,V	Introducida
Familia: Cupleidae			
<i>Dorosoma smithi</i> (Hubbs and Miller, 1941)	DOSM	S	Nativa
<i>Lile gracilis</i> (Castro-Aguirre and Vivero, 1990)	LIGR	S	Nativa
<i>Lile stolifera</i> (Jordan and Gilbert, 1882)	LIST	S	Nativa
Familia: Cyprinidae			
<i>Algansea monticola</i> (Barbour and Contreras-Balderas, 1968)	ALMO	S,J,B	Endémica
<i>Algansea popoche</i> (Jordan and Snyder, 1899)	ALPO	S	Endémica
<i>Algansea tincella</i> (Valenciennes, 1844)	ALTI	S,V	Nativa
<i>Aztecula sallaei</i> (Günther, 1868)	AZSA	V	Nativa
<i>Carassius auratus</i> (Linnaeus, 1758)	CAAU	S,V,J	Introducida
<i>Cyprinus carpio</i> (Linnaeus, 1758)	CYCA	S,V,J,H	Introducida
<i>Hybopsis calientis</i> (Jordan and Snyder, 1899)	HYCA	V,J,	Nativa
<i>Yuriria alta</i> (Jordan, 1880)	YUAL	S,V,J,B,H	Endémica
Familia: Eleotridae			

Especie	Clave	Subcuenca	Origen
<i>Gobiomorus maculatus</i> (Günther, 1859)	GOMA	S	Nativa
Familia: Gobiesocidae			
<i>Gobiesox fluviatilis</i> (Briggs and Miller, 1960)	GOFL	S,V,J,H	Nativa
Familia: Gobidae			
<i>Awaous transandeanus</i> (Günther, 1861)	AWTR	S,H	Nativa
Familia: Goodeidae			
<i>Allotoca dugesii</i> (Bean, 1887)	ALDU	V	Endémica
<i>Allophorus robustus</i> (Bean, 1892)	ALRO	S	Endémica
<i>Chapalichthys encaustus</i> (Jordan and Snyder, 1899)	CHEN	S	Endémica
<i>Goodea atripinnis</i> (Jordan, 1880)	GOAT	S,V,J,B	Nativa
<i>Skiffia lermæ</i> (Meek, 1902)	SKLE	V	Endémica
<i>Xenotoca melanosoma</i> (Fitzsimons, 1972)	XEME	V	Nativa
<i>Xenotoca variata</i> (Bean, 1887)	XEVA	V	Nativa
<i>Zoogoneticus quitzeoensis</i> (Bean, 1898)	ZOQU	S	Nativa
Familia: Ictaluridae			
<i>Ictalurus dugesii</i> (Bean, 1880)	ICDU	S,V,J,B,H	Nativa
Familia: Mugilidae			
<i>Agonostomus monticola</i> (Bancroft, 1834)	AGMO	S,H	Nativa
Familia: Poeciliidae			
<i>Poecilia butleri</i> (Jordan, 1889)	POBU	S,V,J,B,H	Nativa
<i>Poecilia reticulata</i> (Peters, 1859)	PORE	S	Introducida
<i>Poecilia sphenops</i> (Valenciennes, 1846)	POSP	S,V	Introducida
<i>Poeciliopsis infans</i> (Woolman, 1894)	POIN	S,V,J	Nativa
<i>Poeciliopsis latidens</i> (Garman, 1895)	POLA	S,H	Nativa

Las familias más diversas fueron: Cyprinidae (6 géneros y 8 especies), Goodeidae (6 géneros y 8 especies) y Atherinopsidae (2, géneros y 8 especies), seguidas por Poeciliidae (2 generos y 5 especies). Estas familias concentraron el mayor porcentaje de especies endémicas de la región del Santiago. Es importante señalar que aunque las siete especies de *Chirostoma* ocupan principalmente el

área adyacente al lago de Chapala, *C. arge* y *C. jordani* se registraron también en el río Verde. Solo *S. austrinus*, *Y. alta*, *I. dugesii* y *P. butleri* estuvieron presentes en todas las subcuencas.

Conforme a los registros, las familias que el río Santiago comparte por cuenca con sus afluentes se muestran en la Tabla 13. Mientras que las familias Cupleidae, Eleotridae y Gerridae se registraron únicamente en el río Santiago por corresponder a especies que penetran a la parte baja del río de la vertiente Pacífico, cercana a su desembocadura con el mar.

Tabla 13. Familias compartidas entre la cuenca del Santiago y sus afluentes.

Santiago	Verde	Juchipila	Bolaños	Huaynamota
Atherinopsidae	X		X	X
Catostomidae	X	X	X	X
Centrarchidae	X	X	X	
Cichlidae	X	X	X	X
Clupeidae				
Cyprinidae	X	X	X	X
Eleotridae				
Gobiesocidae	X	X		X
Gobiidae				X
Goodeidae	X	X	X	
Ictaluridae	X	X	X	X
Mugilidae				X
Poeciliidae	X	X	X	X

El listado sistemático señala una importante proporción de taxa endémicos (13, que corresponden al 30%) de la región Lerma-Chapala-Santiago y que se han asociado a rasgos geológicos, geográficos e históricos de la región. Se reconocieron 9 especies introducidas, de las cuales, 7 se consideran exóticas, que se han expandido a un gran número de cuencas del país. Dos del género *Poecilia* son translocadas (*P. reticulata* y *P. sphenops*).

Como ya se mencionó, el desarrollo hidráulico se divide en tres etapas históricas, que también son geográficamente distintas. La primera ocurrió en la parte alta de la subcuenca del río Santiago, la segunda en su parte baja y la última

en la porción media de la misma. En la Tabla 14 se muestra la presencia de dichas etapas y la distribución altitudinal histórica registrada de cada una de las especies que componen la ictiofauna del área de estudio.

Tabla 14. Etapas del desarrollo hidráulico e intervalo altitudinal de distribución de los peces.

Desarrollo hidráulico	1a. Etapa 1951 - 1970		2a. Etapa 1971 - 2000			3a. Etapa 2001 - 2006
	< 300	301-600	601-900	901-1200	1201-1500	>1500
CIBE, POBU, POIN, MISA Y ORMO						
ALTI, YUAL, GOAT, ICDU						
CHJO, CYCA						
GOFL						
CHAR						
CHEN, XEVA						
ALMO						
DOSM						
XEME						
AZSA						
ATCR						
POSP						
POLA						
SCAU, LEMA						
ORNI						
CAAU						
PORE						
CHCH, HYCA						
CHCO, CHLA, CHLU, CHSP, ALPO, ALRO Y SKLE						
ALDU, ZOQU						
GOMA, AWTR						
LIGR, LIST, AGMO						
ORAU						

La Tabla 14 muestra que durante el desarrollo hidráulico, 17 especies fueron registradas en las tres etapas, 12 en dos de ellas y otras 5 solo en una de éstas. Del primer grupo, 5 se encuentran en todos los intervalos de altitud (las nativas CIBE, POBU y POIN y las introducidas MISA y ORMÓ), otras 6 ocupan las porciones media y alta de la cuenca (las nativas ALTI, GOAT, ICDU y CHJO, entre otras), 5 sólo aparecen en la parte alta (GOFL, CHAR y ALMO entre ellas) y una (DOSM) especie diadroma se restringe a la porción baja. Entre las que se presentan en dos de las etapas destacan las dos nativas ATCR y SCAU porque abarcan todas las altitudes, además de la endémica CHCH debido a que solo se halla en la porción alta y de POLA que únicamente cuenta con registros en la parte baja.

Un grupo importante se conforma por 11 especies, 10 de ellas son endémicas (4 pertenecen al género *Chirostoma*) y una nativa (ZOQU), que solo aparecen en la 1ª etapa constructiva y su distribución se limita a la parte alta de la cuenca. Las 5 especies presentes solo en la 2ª etapa, comprenden a peces marinos que remontan corrientes (LIGR, LIST, GOMA y AWTR), así como al migratorio AGMO, que ocupan las porciones baja e intermedia del área de estudio. El introducido ORAU constituye el único pez con registros solo en la 3ª etapa, provenientes de la parte media-alta de la cuenca.

En cuanto a la abundancia, el número total de individuos registrados fue de 27,525; de estos, solo 6 de los 44 taxa rebasan el 5% de abundancia relativa y entre ellos suman el 71.5 % del total de individuos registrados (Figura 27). Entre estos seis aparece el exótico *L. macrochirus*.

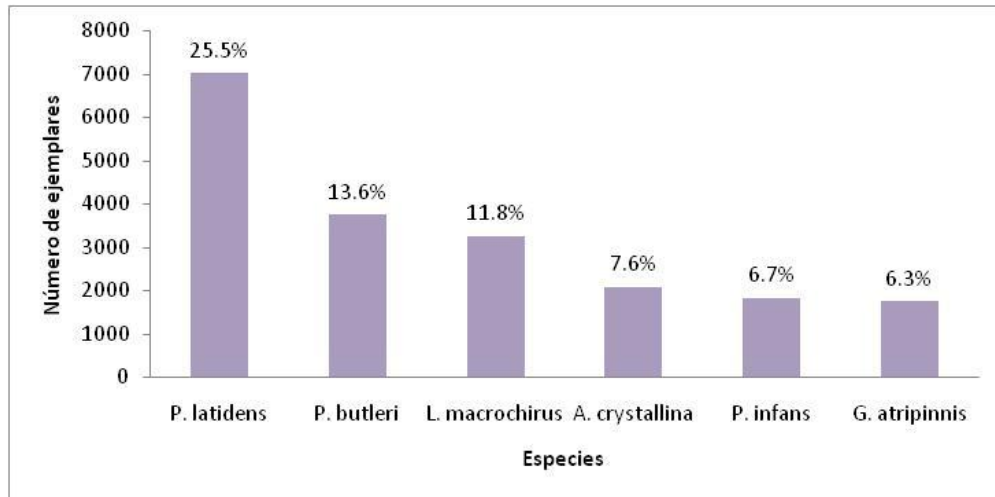


Figura 27. Abundancia histórica de las especies con mayor número de ejemplares.

Los cambios en la abundancia de las especies, con relación a las etapas del desarrollo hidráulico indican que en la segunda etapa es donde aparecen el mayor número de ejemplares registrados (19,383), seguida de la primera con 6,144 y la tercera con 1,998. Los taxa más abundantes en la primera etapa fueron en orden descendente GOAT, POIN, XEVA, POLA, CHJO y ALTI. En la segunda, POLA, POBU, LEMA, ATCR, CIBE y ORMO, mientras que en la tercera etapa predominan ALMO, ORMO, POIN, MISA, ORAU y SCAU. Es importante mencionar que la única especie que mantiene abundancias importantes a lo largo de las tres etapas de desarrollo hidráulico fue *Poecilia butleri* (anexo 2)

Por lo contrario otros taxa han visto disminuida su abundancia, GOAT está representado en la 1ª etapa por 1,591 especímenes y en la 3ª por tan solo 48 (pasó de 23.7 a 2.3% de abundancia relativa). En el mismo orden de cifras XEVA tuvo 681-20 y 10.1 a 1.0%; CHJO 418-49 y 6.2 a 2.4%; ALTI 257-3 y 3.8; a 0.1%; CHEN 200-35 y 3 a 1.7%. Un caso especial es HYCA que vio reducido su número de ejemplares (de 199 a 65), pero incrementado su abundancia relativa (2.9 a 3.2) por efecto conjunto de la composición y abundancia de los componentes de la comunidad en la 3ª. Etapa (Anexo 1). Cabe destacar que todas estas especies son nativas.

Al relacionar el origen de las especies en la cuenca con las etapas del desarrollo hidráulico, principalmente en los ríos Santiago y Verde que cuentan con un mayor número de presas, se observan cambios entre la primera y tercera etapas que indican una tendencia a la disminución de las especies nativas y endémicas, al mismo tiempo que se incrementan las especies introducidas, siendo además estos ríos los que cuentan con un mayor número de registros (Tabla 15).

Tabla 15. Condición biogeográfica de los taxa registrados, en relación con el desarrollo hidráulico y su distribución en el área de estudio.

Desarrollo hidráulico	Condición biogeográfica/ Subcuencas	S	V	J	B	H
1a. Etapa (1951-1970)	Nativas	9	7	1		
	Endémicas	8	6	5	3	
	Introducidas	1	4			
2a. Etapa (1971-2000)	Nativas	12	5	1		6
	Endémicas	5	2	1	1	3
	Introducidas	8				3
3a. Etapa (2001-2006)	Nativas	5	6	3	2	
	Endémicas	6	5	4	3	
	Introducidas	4	9	5	2	

La abundancia de cada una de las especies se muestra en la Figura 28, donde se observa que especies de abundancia intermedia llegan a ser más comunes (Magurran, 1988), por lo que se asume que las especies responden independientemente a diferentes factores, o bien que un conjunto de poblaciones se encuentran en equilibrio en parches pequeños. De tal forma que cuando un gran número de factores determinan el número de individuos por especie (estandarizado por una transformación logarítmica), la variación al azar de estos

factores (los procesos que regulan la composición de la comunidad) dará por resultado la distribución normal del número de individuos por especie como resultó en esta figura (Magurran, 1988; Krebs, 1999).

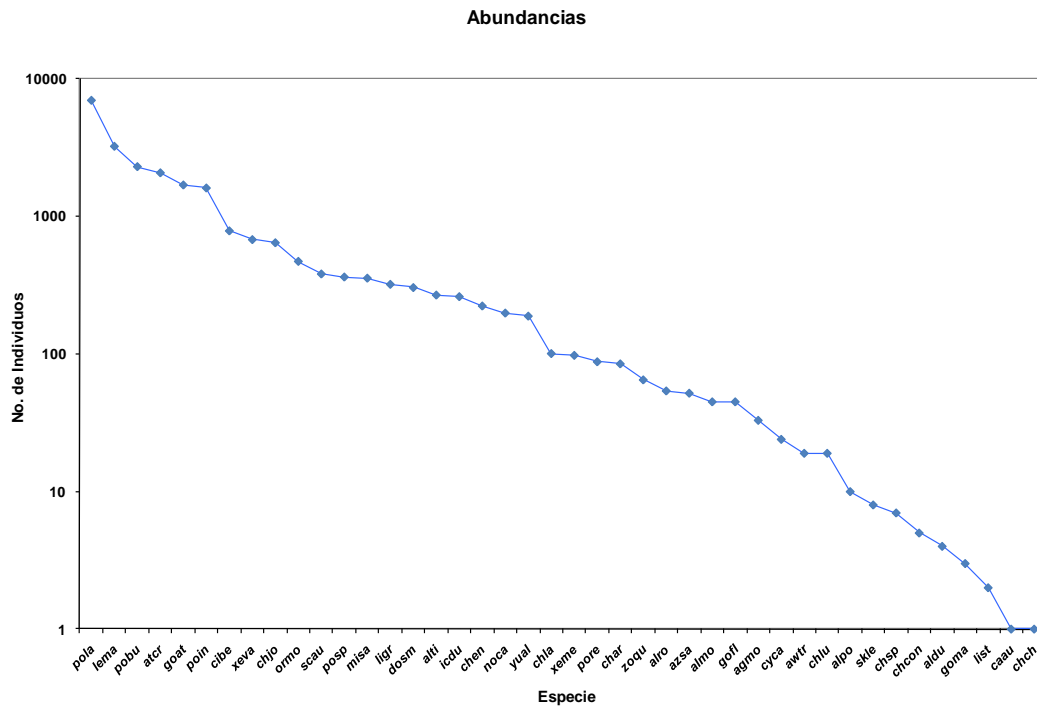


Figura 28. Modelo de abundancia relativa

La comparación de los años con registros, señala a 1991 y 1997 como los años en que se capturó la mayor riqueza y abundancia de especies en el río Santiago. Estas fechas correspondieron a muestreos intensivos realizados en siete localidades durante los estudios previos a la construcción de las presas Aguamilpa y San Rafael (Tabla 16 y Figura 29), en los que fue posible obtener las proporciones por año de 23 especies que se registraron. El modelo de abundancia obtenido es el normal logarítmico para esta comunidad también.

Tabla 16. Sitios y años con registros de abundancia

No.	Especies	Bogadero 1991	Playa Golondrinas 1991	Huaynamota 1991	Huaynamota 1992	Aguas abajo San Rafael 1991	Aguas abajo San Rafael 1998	Las Adjuntas 1991
1	AGMO			18	1	6	6	
2	ATCR	85	122	963	8	43	111	248
3	AWTR			1	1	2	5	1
4	CAUA						1	
5	CIBE	20	365	42	1	23	104	68
6	CYCA			1	9			1
7	DOSM					99	206	
8	GOAT							12
9	GOFL			4	5	1		7
10	GOMA					1		
11	ICDU	12	52	47	25	22		48
12	LEMA					224	2924	
13	LIGR					4	318	
14	LIST						2	
15	MISA						347	
16	ORMO	12	44	37	2	36	4	56
17	POBU	893	457	32	1	167	76	89
18	POIN						68	934
19	POLA	192	169	231		308	396	
20	PORE		28					
21	POSP					84	274	
22	SCAU	15	7	16	59			3
23	YUAL			2				
	Totales	1229	1244	1394	112	1020	4842	1467

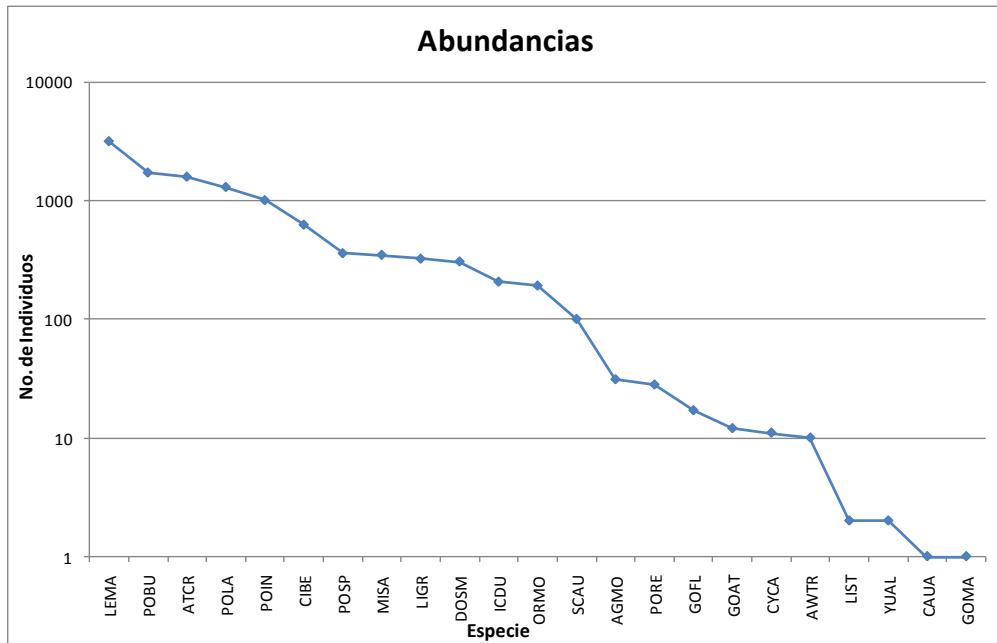


Figura 29. Modelo de abundancia relativa 1991-1998

Adicionalmente a estos siete sitios, los registros de la base de datos que pudieron agruparse por año, sitio, especies y número de organismos colectados, correspondieron a otros nueve sitios, también señalados en la figura 30. A partir de estos datos se obtuvieron los índices de diversidad (Figura 31).

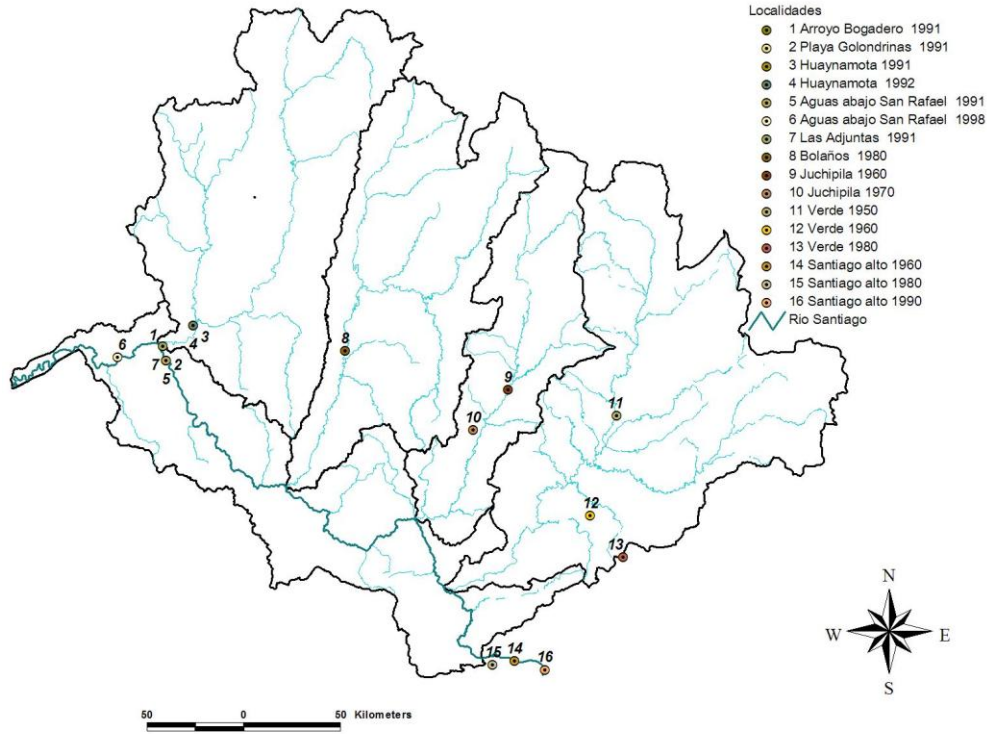


Figura 30. Mapa de localidades con mayor número de registros.

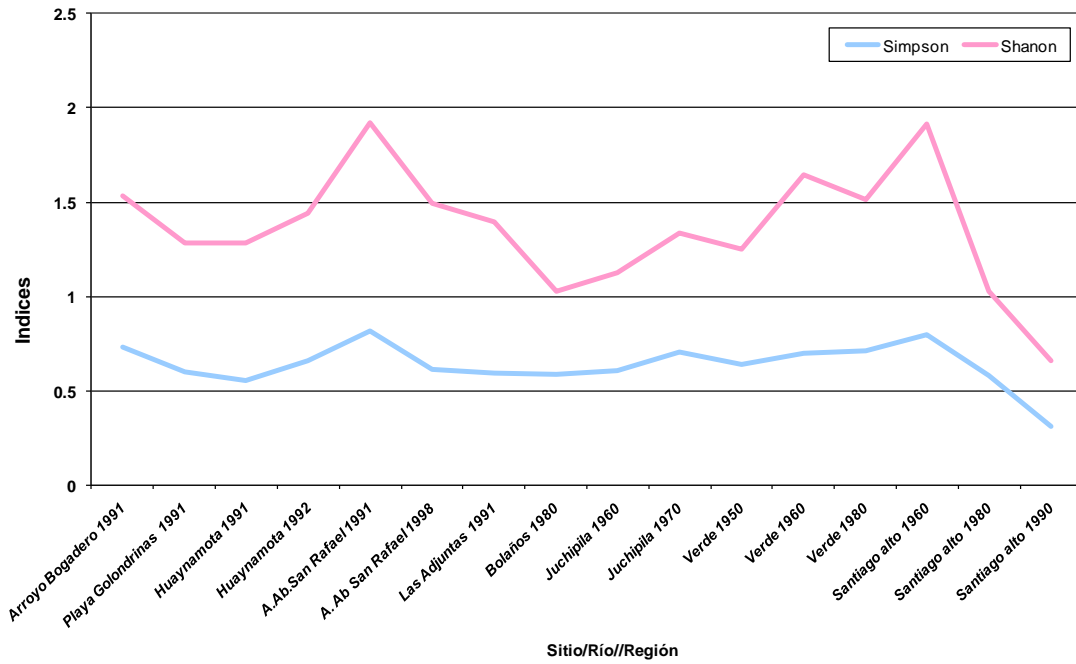


Figura 31. Índices de diversidad en sitios con abundancias

En la Figura 31, se observa que los arroyos y afluentes presentaron índices de diversidad menores a los sitios de colecta en el río Santiago, que corresponden a Aguas abajo de San Rafael y la parte del Santiago alto, cercana al lago de Chapala. En dos localidades donde se pueden comparar dos o más períodos se observa una disminución de la biodiversidad como es el caso del sitio Aguas abajo de San Rafael 1991-1998 de 1.92 a 1.48 en el índice de diversidad de Shannon, entre 1991 y 1998 y Santiago Alto 1960, 1980 y 1990.

Esta condición no es evidente para los ríos Juchipila y Verde. La diferencia entre los índices de Simpson y Shannon marca la menor sensibilidad del primero a las especies raras y la mayor sensibilidad a las especies dominantes, así como el mayor peso a la equidad.

A partir de las abundancias relativas, se obtuvo un dendrograma de similitud que agrupa a los sitios por décadas y por regiones del Santiago y sus tributarios (Figura 32).

La mayor similitud se observó entre las localidades de la parte baja por el agrupamiento de Huaynamota, Bogadero y Las Adjuntas que se unen con los sitios aguas abajo de San Rafael. Cabe señalar los agrupamientos de los sitios con distintos años de registro.

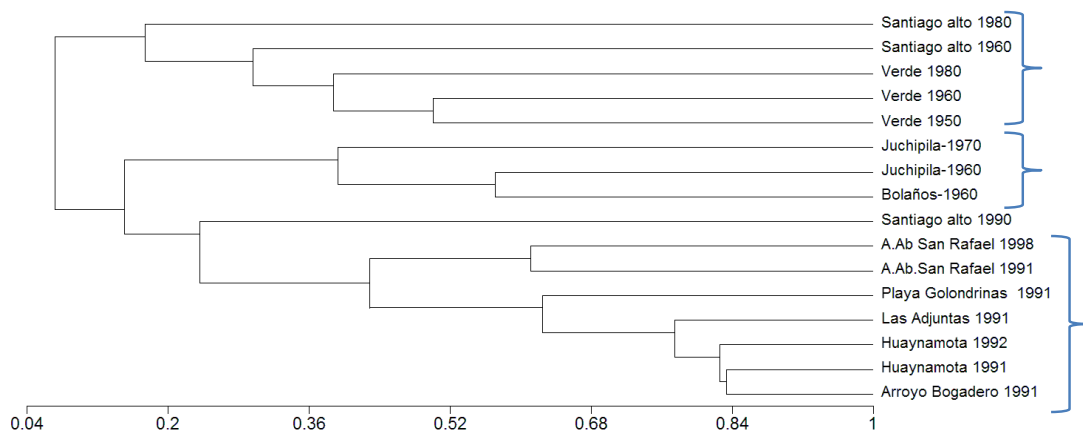


Figura 32. Agrupamiento de sitios con registros de abundancia (Coeficiente de Jaccard)

Los valores individuales que dan lugar a la formación de los grupos se señalan en la Tabla 17, la similitud más alta de 0.83 a 0.79 resultó entre los sitios de la parte baja del Santiago (Arroyo Bogadero hasta Las Adjuntas). La similitud con el sitio aguas abajo de San Rafael 1998 resultó de 0.60, lo que puede asociarse con el efecto de la construcción de Aguamilpa por la presencia de especies que penetran de la zona costera. El segundo grupo correspondió a los ríos tributarios Bolaños y Juchipila AMBOS DE 1960 con similitudes entre 0.57 a 0.50 y el tercero a los sitios del río Verde hasta con 0.50. En el tramo del Santiago alto la similitud es baja 0.20-0.13.

Tabla 17. Resultados del análisis de similitud de 15 sitios

Matriz de Similitud		Localidades															
No.	Localidades	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
1	Arroyo Bogadero 1991	1															
2	Playa Golondrinas 1991	0.73	1														
3	Huaynamota 1991	0.83	0.62	1													
4	Huaynamota 1992	0.82	0.58	0.83	1												
5	A.Ab.San Rafael 1991	0.60	0.44	0.53	0.50	1											
6	A.Ab San Rafael 1998	0.39	0.33	0.35	0.32	0.61	1										
7	Las Adjuntas 1991	0.77	0.57	0.79	0.77	0.50	0.33	1									
8	Bolaños-1960	0.08	0.08	0.14	0.08	0.00	0.00	0.13	1								
9	Juchipila-1960	0.21	0.23	0.27	0.21	0.11	0.10	0.25	0.57	1							
10	Juchipila-1970	0.25	0.27	0.21	0.25	0.12	0.05	0.20	0.29	0.50	1						
11	Verde 1950	0.05	0.00	0.09	0.05	0.08	0.08	0.13	0.13	0.18	0.06	1					
12	Verde 1960	0.04	0.05	0.08	0.04	0.04	0.07	0.13	0.13	0.17	0.06	0.50	1				
13	Verde 1980	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.05	0.05	0.09	0.15	0.08	0.40	0.38	1			
14	Santiago alto 1960	0.00	0.00	0.04	0.00	0.00	0.04	0.08	0.13	0.18	0.00	0.30	0.42	0.17	1		
15	Santiago alto 1980	0.07	0.17	0.06	0.07	0.06	0.11	0.13	0.13	0.20	0.00	0.13	0.19	0.18	0.20	1	
16	Santiago alto 1990	0.27	0.30	0.23	0.17	0.20	0.27	0.21	0.00	0.22	0.13	0.06	0.06	0.09	0.06	0.13	1

A los datos de las seis estaciones de la parte baja que formaron el grupo de mayor similitud (Bogadero 91, Golondrinas 91, Huaynamota 91, Las Adjuntas 91 y aguas abajo San Rafael 91 y 98), se les aplicó un análisis de Cochran, para evaluar si la presencia/ausencia de estas especies es estocástica o determinística y se obtuvo un valor de $Q = 69.22$ para $gl = 23$ y una $p < 0.000002$ que indica que las diferencias no se deben al azar y son estadísticamente significativas.

En el sitio aguas abajo de San Rafael fue posible comparar la presencia y abundancia de especies antes y después de la construcción de las presas Aguamilpa y San Rafael 1991, concluidas en 1994 en comparación con 1998, (Figura 33), donde se observa que se incrementó la abundancia de especies

introducidas como LEMA y MISA, y disminuyeron las DOSM, POLU, POLA y POSP.

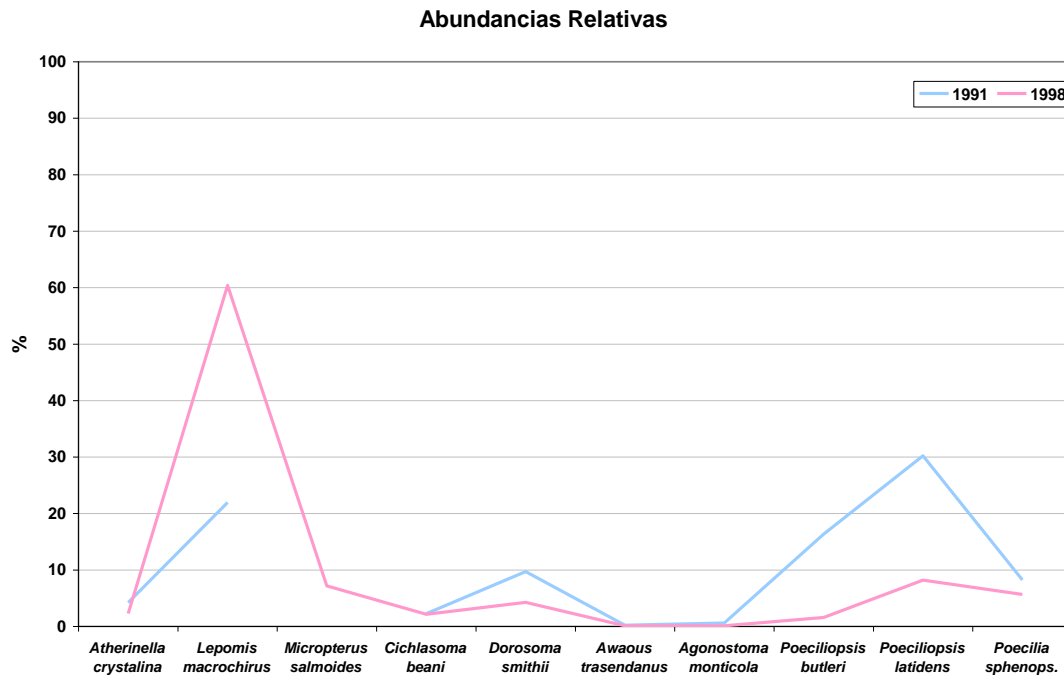


Figura 33. Comparación de abundancias relativas A.ab. San Rafael 1991-1998

Distribución espacial de la comunidad de peces.

En cuanto a la amplitud de distribución histórica, la mayor correspondió a *G. atripinnis* que ocupa 47 (35.6%) del total de 132 localidades, seguida de *P. infans* (40 y 30.3%) y *A. tincella* (23 y 17.4%) (Figura 34). Los resultados para cada una de las 44 especies se señalan en el Anexo (3), donde también se señala su amplitud por etapa de desarrollo hidráulico.

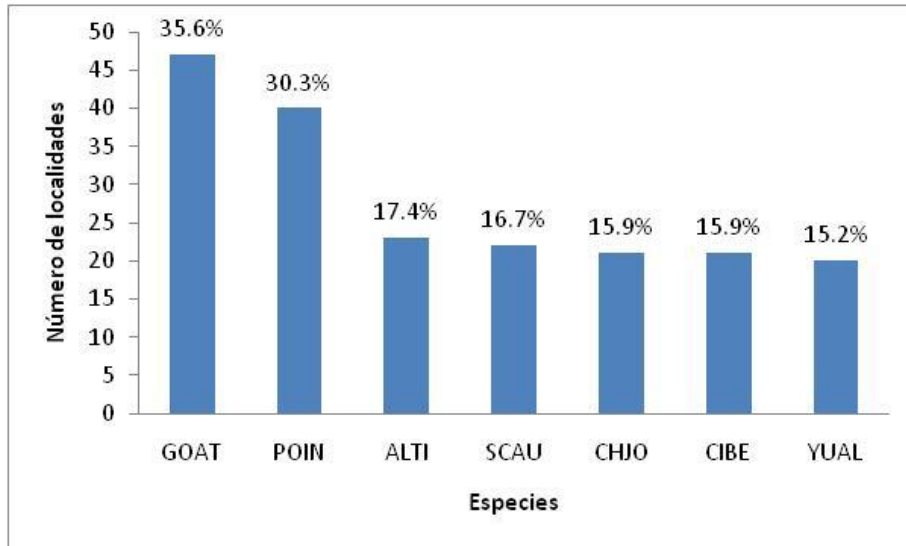


Figura 34. Amplitud de distribución histórica de las especies que ocuparon el mayor número de localidades.

Los mapas de distribución de las especies que se registraron en 10 o más localidades durante las distintas etapas de desarrollo hidráulico, se presentan en las Figuras 35 a 48.

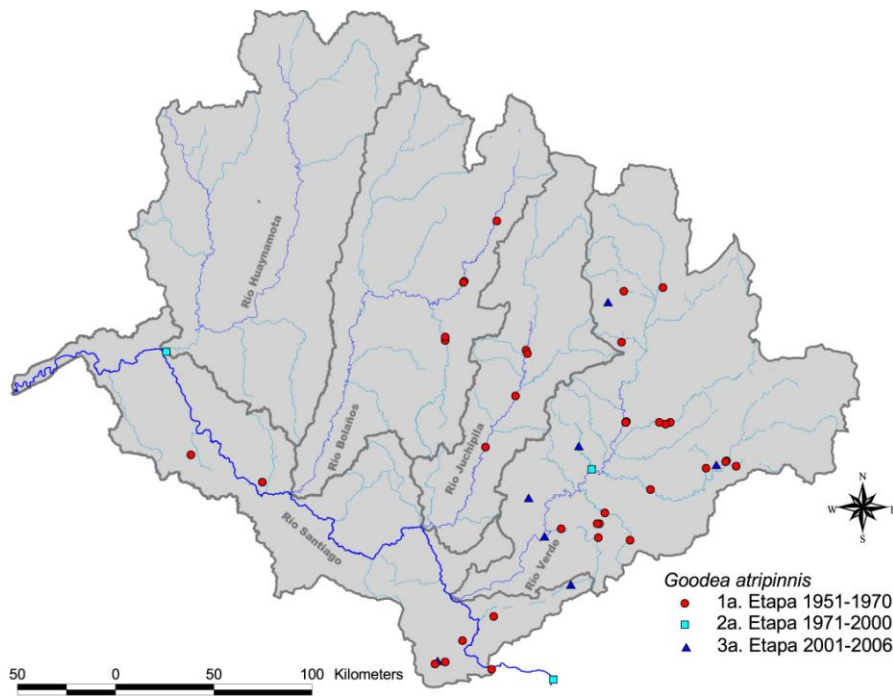


Figura 35. Distribución espacial de *Goodea atripinnis*

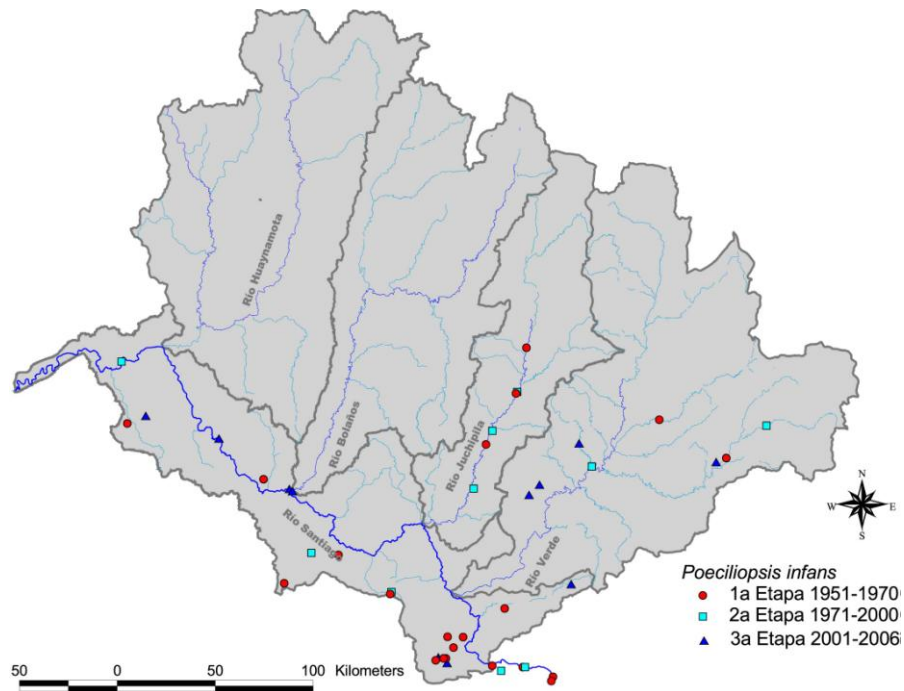


Figura 36. Distribución espacial de *Poeciliopsis infans*

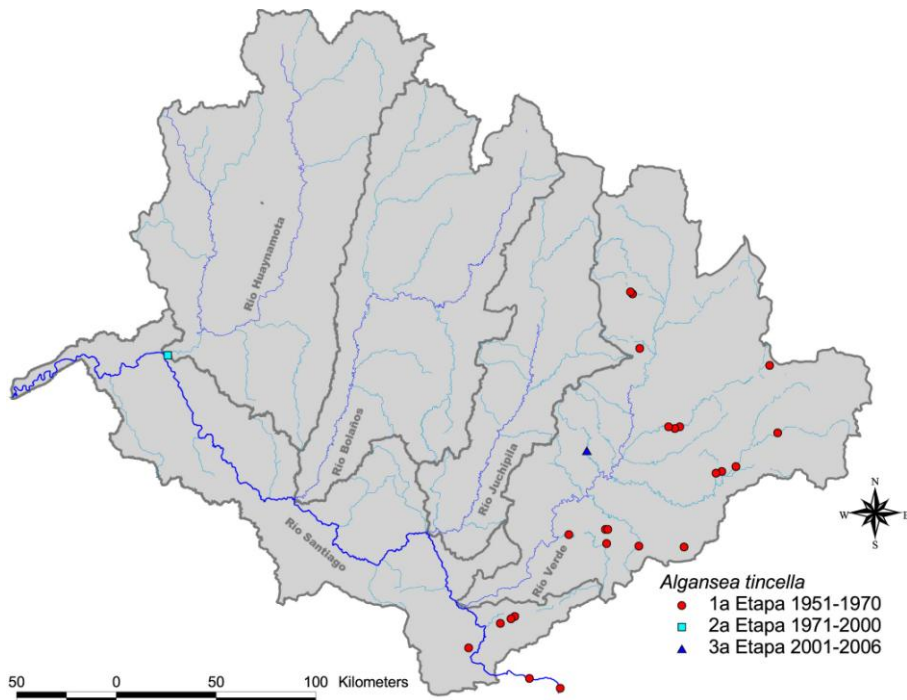


Figura 37. Distribución espacial de *Algansea tincella*

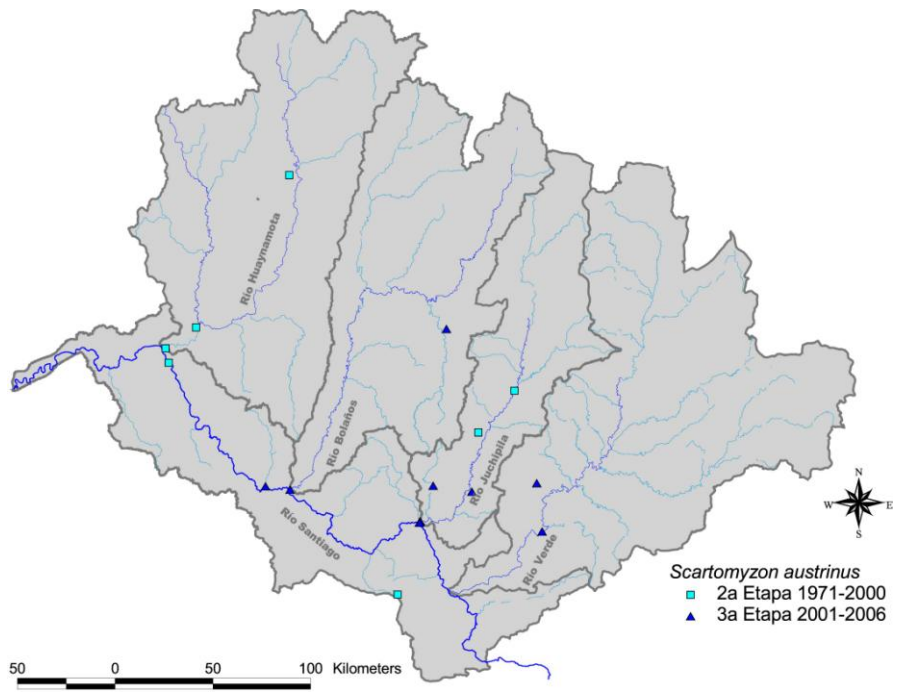


Figura 38. Distribución espacial de *Scartomyzon austrinus*

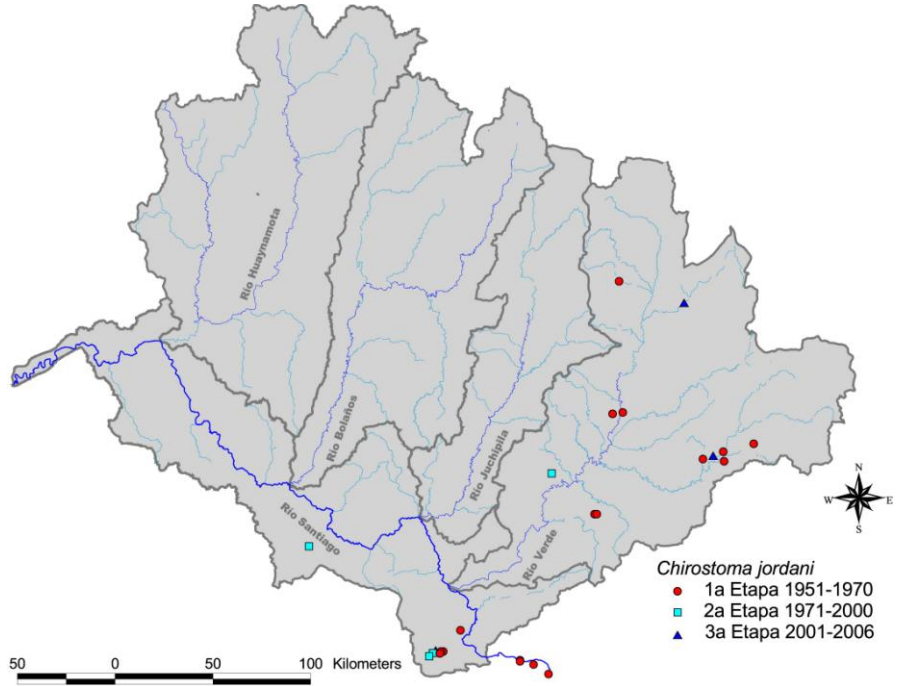


Figura 39. Distribución espacial de *Chirostoma jordani*

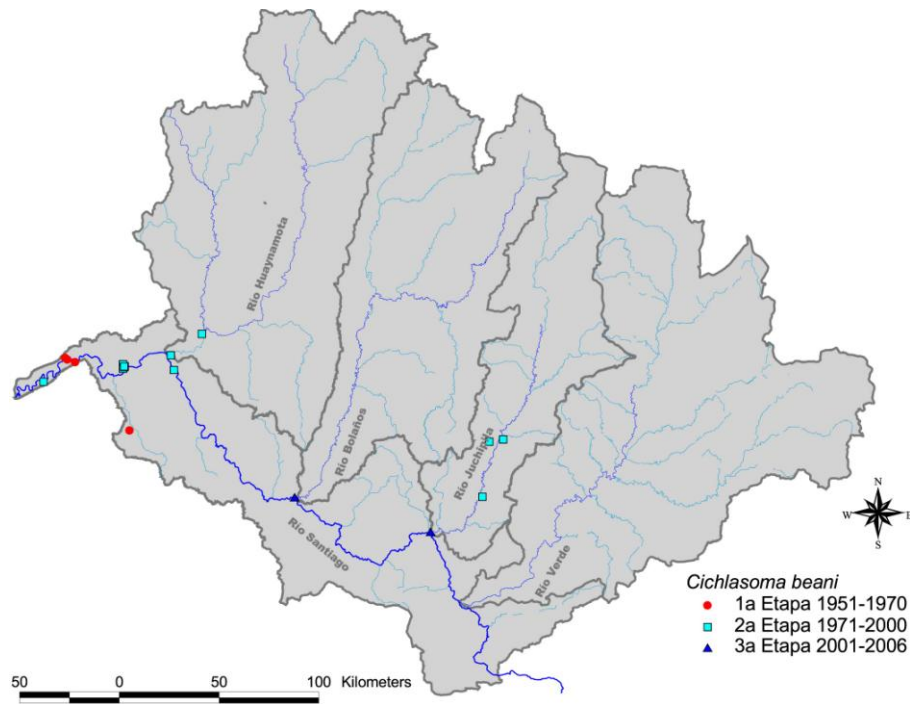


Figura 40. Distribución espacial de *Cichlasoma beani*

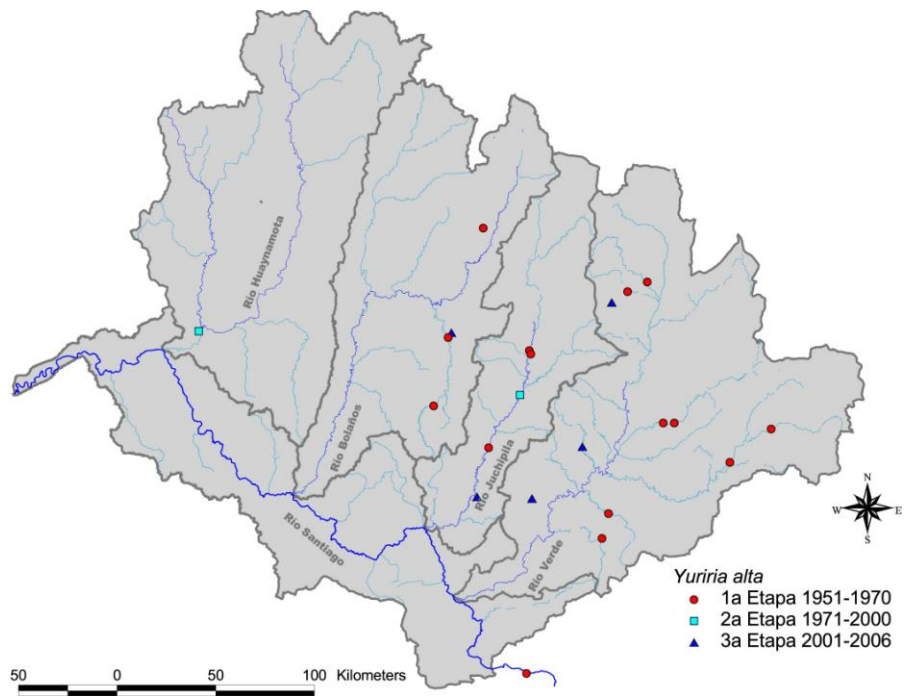


Figura 41. Distribución espacial de *Yuriria alta*

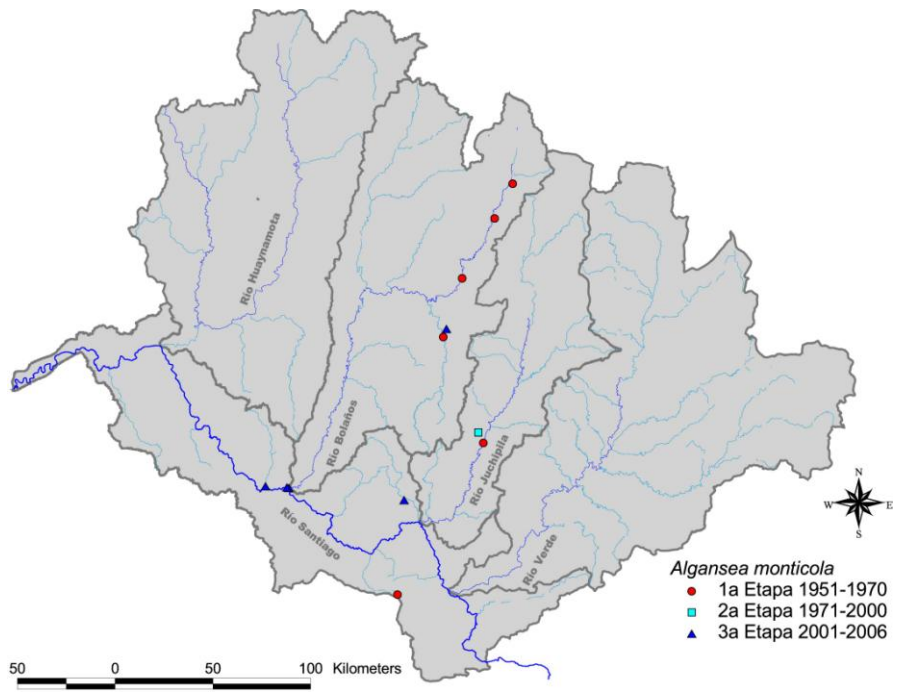


Figura 42. Distribución espacial de *Algansea monticola*

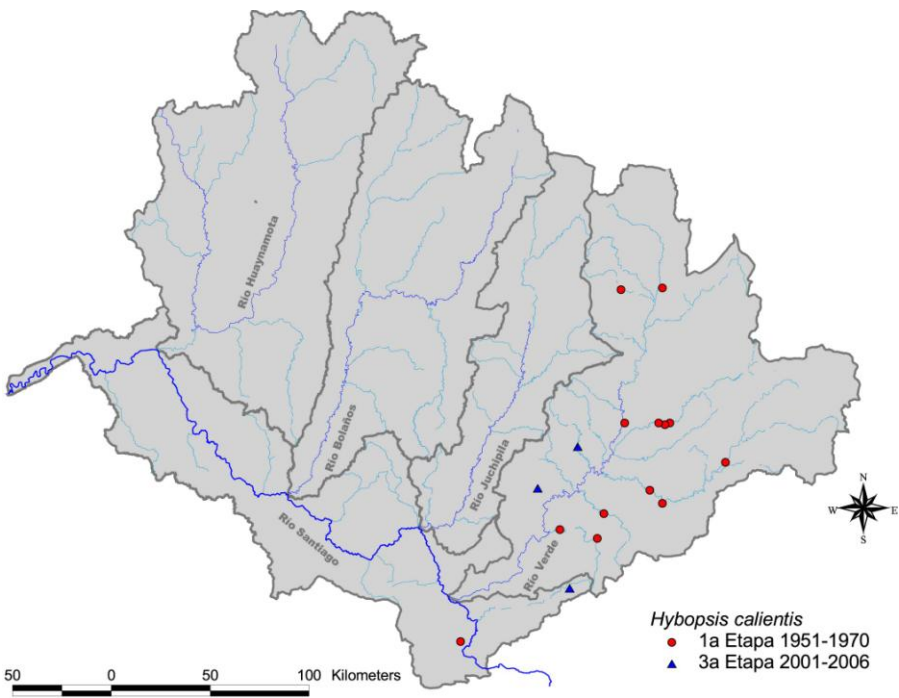


Figura 43. Distribución espacial de *Hybopsis calientis*

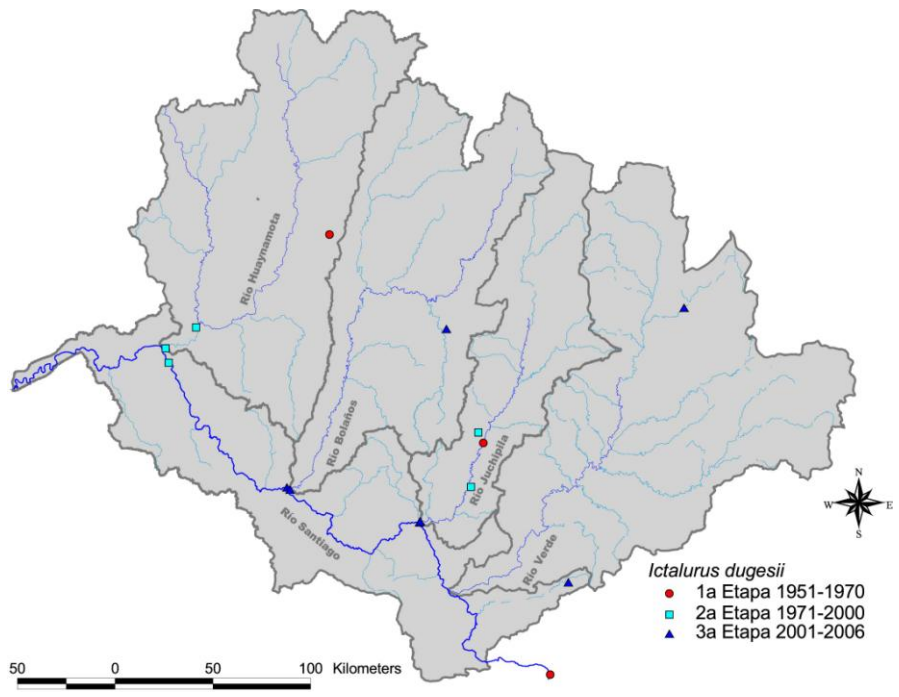


Figura 44. Distribución espacial de *Ictalurus dugesii*

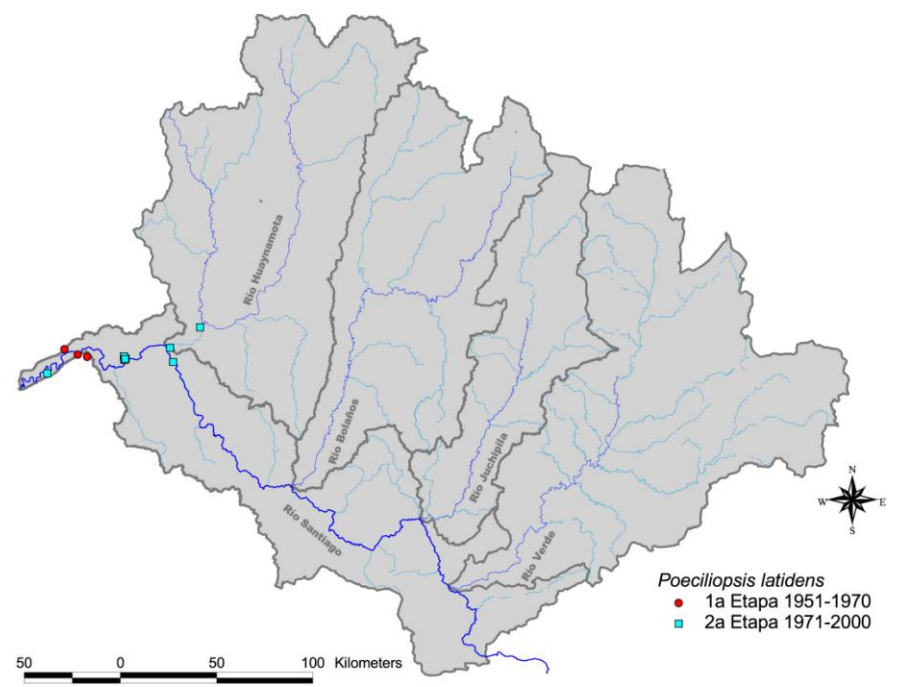


Figura 45. Distribución espacial de *Poeciliopsis latidens*

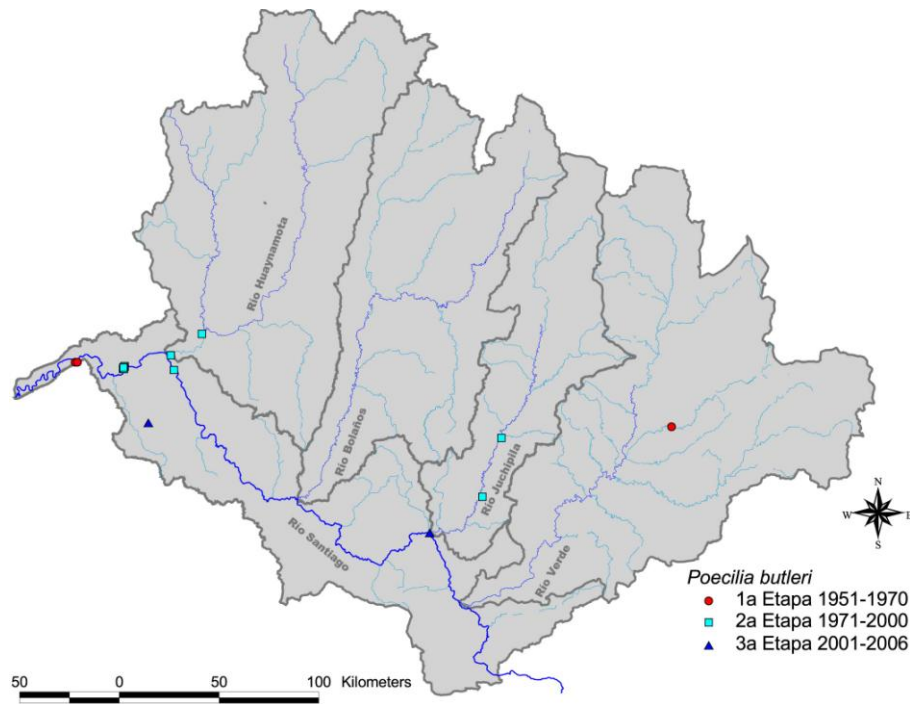


Figura 46. Distribución espacial de *Poecilia butleri*

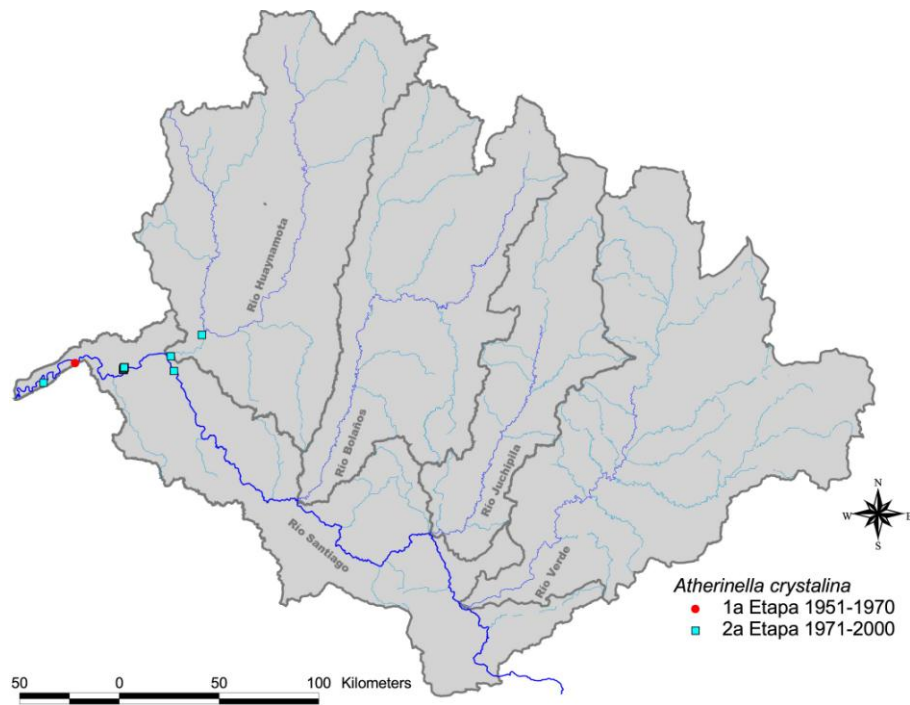


Figura 47. Distribución espacial de *Atherinella crystalina*

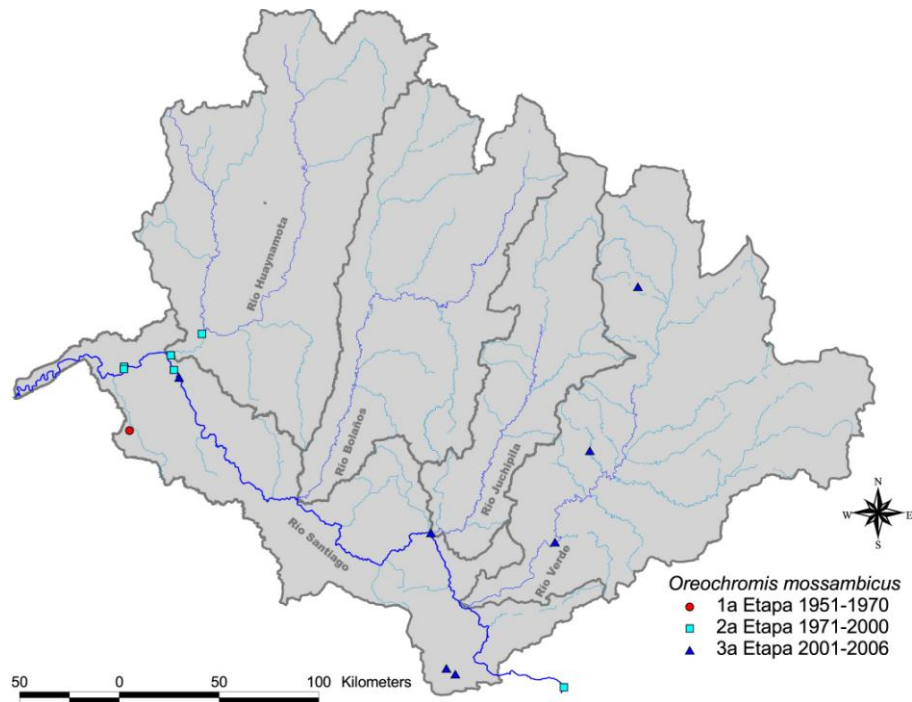


Figura 48. Distribución espacial de *Oreochromis mossambicus*

De estas figuras se distinguieron patrones de distribución para las especies que van desde la totalidad de la cuenca del Santiago y sus tributarios: GOAT, POIN, CIBE, ALTI, SCAU y YUAL; la parte alta del Santiago: CHJO y HYCA y la parte baja: ORMO, POBU Y POLA.

En el Santiago para la parte cercana a Aguamilpa se registraron CYCA, DOSM, AWTR, LEMA, CAUA, POLU, LIGR, LIST, MISA y AGMO, compartiendo parte de estas especies con el río Huaynamota, principalmente antes de la construcción de la presa. Por su parte ORNI solo se registró en la parte media del Santiago en los estudios del proyecto La Yesca.

El río Verde presentó registros de especies tales como: ALDU, AZSA, CHAR, PORE, SKLE, XEME, XEVA, compartiendo con la parte alta del Santiago CHEN, CHSP, ALPO, ALRO, CHAR, CHLA, CHCO, CHCH, PORE, ZOQU y CHEN. El taxón ALMO solo se registró en los ríos Verde, Juchipila y Bolaños.

Variación espacio temporal de la composición de la comunidad íctica conforme a los atributos ecológicos de las especies.

Todas las especies presentan una serie de atributos o caracteres asociados con sus ciclos de vida y con las peculiaridades del ambiente en que se desarrollan, que en conjunto explican el papel ecológico que cada una de ellas desempeña y también revelan la forma como los componentes de una comunidad se reparten recursos como el espacio y el alimento.

La agrupación de las especies conforme a cada uno de los atributos permite estructurar gremios o grupos funcionales que es un conjunto de especies que tienen requerimientos similares, por ejemplo la dieta, y por tanto juegan papeles semejantes en la comunidad. Los requerimientos tróficos, de hábitat, la tolerancia al deterioro ambiental, el origen (especies nativas o exóticas), la talla máxima, o el modo de reproducción de las especies son características que pueden ser importantes para comprender en forma detallada como las comunidades biológicas son alteradas por el hombre.

Los atributos correspondientes a cada especie de la ictiofauna de la cuenca del río Santiago se obtuvieron de la consulta de diversas fuentes que se enlistan a continuación, así como de la experiencia y comunicación personal con el Dr. Díaz Pardo y la Dra. Altagracia Gutiérrez.

Fuentes: Álvarez y Cortés, 1962; Barbour, 1973b, Barbour y Miller, 1978; Lyons y Navarro-Pérez, 1990, Lyons, 1992, Lyons *et al.*, 1995, 1998, 2000; Díaz-Pardo *et al.*, 1993; López-López y Vallejo de Aquino, 1993; Guzmán-Arroyo, 1995, Guzmán-Arroyo y Lyons, 2003; Soto-Galera, 1990, Soto-Galera *et al.*, 1998, Soto-Galera y Paulo-Maya, 1999; Webb, 1998; Huidobro-Campos, 2000; Mercado-Silva *et al.*, 2006; Domínguez-Domínguez *et al.*, 2008; Froese y Pauly, 2009; Jelks *et al.*, 2008.

Tabla 18. Atributos funcionales de las especies

No.	Especie	Posición en la columna de agua	Alimentación	Reproducción	Tolerancia
1	<i>Chirostoma arge</i>	Pelágica	Carnívora	Ovípara	Moderada
2	<i>Chirostoma chapalae</i>	Pelágica	Carnívora	Ovípara	¿Tolerante?
3	<i>Chirostoma consocium</i>	Pelágica	Carnívora	Ovípara	Tolerante
4	<i>Chirostoma jordani</i>	Pelágica	Carnívora	Ovípara	Tolerante
5	<i>Chirostoma labarcae</i>	Pelágica	Carnívora	Ovípara	Sensible
6	<i>Chirostoma lucius</i>	Pelágica	Carnívora	Ovípara	Sensible
7	<i>Chirostoma sphyraena</i>	Pelágica	Carnívora	Ovípara	Sensible
8	<i>Atherinella crystallina</i>	Pelágica	Carnívora	Ovípara	Tolerante
9	<i>Scartomyzon austrinus</i>	Pelágica	Carnívora	Ovípara	Sensible
10	<i>Lepomis macrochirus</i>	Pelágica	Carnívora	Ovípara	Moderada
11	<i>Micropterus salmoides</i>	Pelágica	Carnívora	Ovípara	Moderada
12	<i>Cichlasoma beani</i>	Pelágica	Omnívora	Ovípara	Moderada
13	<i>Oreochromis aureus</i>	Pelágica	Omnívora	Ovípara	Moderada
14	<i>Oreochromis mossambicus</i>	Pelágica	Omnívora	Ovípara	Tolerante
15	<i>Oreochromis niloticus niloticus</i>	Pelágica	Omnívora	Ovípara	Tolerante
16	<i>Dorosoma smithi</i>	Pelágica	Carnívora	Ovípara	¿Tolerante?
17	<i>Lile gracilis</i>	Pelágica	Carnívora	Ovípara	Tolerante
18	<i>Lile stolifera</i>	Pelágica	Carnívora	Ovípara	Tolerante
19	<i>Algarsea monticola</i>	Pelágica	Omnívora	Ovípara	Sensible
20	<i>Algarsea popoche</i>	Pelágica	Herbívora/Omnívora?	Ovípara	Sensible
21	<i>Algarsea tincella</i>	Pelágica	Omnívora	Ovípara	Moderada
22	<i>Aztecula sallaei</i>	Pelágica	Carnívora/Herbívora?	Ovípara	Moderada
23	<i>Carassius auratus</i>	Béntica	Omnívora	Ovípara	Tolerante
24	<i>Cyprinus carpio</i>	Béntica	Omnívora	Ovípara	Tolerante
25	<i>Hybopsis calientis</i>	Pelágica	Carnívora	Ovípara	Moderada
26	<i>Yuriria alta</i>	Pelágica	Omnívora	Ovípara	Tolerante
27	<i>Gobiomorus maculatus</i>	Béntica	Carnívora	Ovípara	Moderada
28	<i>Gobiesox fluviatilis</i>	Béntica	Omnívora	Ovípara	Sensible
29	<i>Awaous transandeanus</i>	Béntica	Herbívora	Ovípara	¿Tolerante ?
30	<i>Allotoca dugesii</i>	Pelágica	Carnívora	Vivípara	Moderada
31	<i>Alloophorus robustus</i>	Pelágica	Carnívora	Vivípara	Moderada
32	<i>Chapalichthys encaustus</i>	Pelágica	Herbívora/Omnívora	Ovípara	Moderada
33	<i>Goodea atripinnis</i>	Pelágica	Omnívora	Vivípara	Tolerante
34	<i>Skiffia lermae</i>	Pelágica	Omnívora	Vivípara	Sensible
35	<i>Xenotoca melanosoma</i>	Pelágica	Omnívora /Carnívora	Vivípara	Sensible
36	<i>Xenotoca variata</i>	Pelágica	Omnívora	Vivípara	Tolerante
37	<i>Zoogoneticus quitzeoensis</i>	Pelágica	Carnívora	Vivípara	Sensible
38	<i>Ictalurus dugesii</i>	Béntica	Carnívora	Ovípara	Sensible
39	<i>Agonostomus monticola</i>	Pelágica.	Omnívora	Ovípara	Sensible
40	<i>Poecilia butleri</i>	Pelágica	Herbívora?	Vivípara	Tolerante
41	<i>Poecilia reticulata</i>	Pelágica	Omnívora	Vivípara	Tolerante
42	<i>Poecilia sphenops</i>	Pelágica	Herbívora	Vivípara	Tolerante
43	<i>Poeciliopsis infans</i>	Pelágica	Herbívora	Vivípara	Tolerante
44	<i>Poeciliopsis latidens</i>	Pelágica	¿Omnívora?	Vivípara	¿Tolerante?

Conforme a esta clasificación, por el espacio que ocupan sólo 6 especies son bénticas (13.6%) y 38 pelágicas (86.3%); el alimento se reparte entre 20 carnívoras, 18 omnívoras (2 no completamente reconocidas) y 5 herbívoras (2 con

tendencia omnívora); por su tipo de reproducción 12 son vivíparas y otras 32 ovíparas; de acuerdo con su nivel de tolerancia a la degradación ambiental 20 se consideran tolerantes (4 por confirmar), 12 moderadas y 12 resultan sensibles.

Desde una perspectiva espacial, la distribución de los atributos funcionales de las especies en las subcuencas de estudio señala que la mayor proporción de cada grupo corresponde al río Santiago, lo que se relaciona con el orden del río y su relación con la zona costera (Tabla 19). Aunque también debe señalarse que este río y el Verde son los que cuentan con un mayor número de registros a través del tiempo.

Tabla 19. Proporción de gremios por subcuenca

Rios Atributos	Santiago	Verde	Juchipila	Bolaños
Pelágica	29	14	6	3
Béntica	6	1	1	0
Carnívora	16	4	2	
Omnívora	14	7	5	3
¿Herbívora/Omnívora?	2			
¿Carnívora/Herbívora?		1		
Herbívora	3	2		
Omnívora /Carnívora		1		
Ovípara	24	7	5	2
Vivípara	8	8	2	1
Tolerante	17	7	4	2
Moderada	6	5		
Sensible	9	3	3	1

El cambio en las proporciones de los atributos funcionales se analizó entre las décadas de 1950 a 2000 (Figura 49).

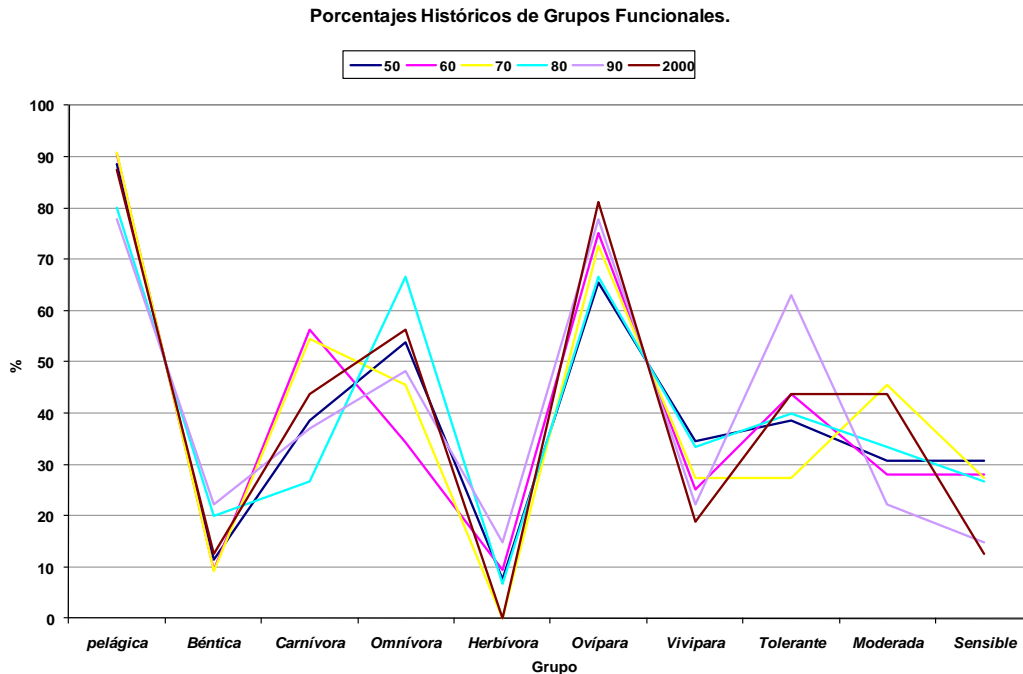


Figura 49. Porcentajes históricos de los gremios

En esta gráfica se observa que la proporción de especies pelágicas y bénticas se mantuvo a través del tiempo. Las omnívoras han dominado sobre especies de otros hábitos alimentarios, mientras que las vivíparas han disminuido por ser más sensibles y especializadas, lo cual se relaciona con el incremento que se presentó de las tolerantes en la década de los años 90, cuando se registró el mayor número de especies.

En relación con las etapas del desarrollo hidráulico, la presencia de los grupos funcionales indicó cambios, principalmente en las subcuencas del Santiago y Verde, donde este desarrollo ha sido más intenso y también por contar con mayor número y sitios de registro. Se observa una disminución general de las especies bénticas, herbívoras, carnívoras, vivíparas y sensibles. Una causa de esta condición puede asociarse al incremento de las especies introducidas (Tabla 20).

Tabla 20. Distribución de grupos funcionales por etapas de desarrollo hidráulico.

Desarrollo hidráulico	1a. Etapa (1950 - 1970)				2a. Etapa (1971 -2000)				3a. Etapa (2201 - 2006)			
	POSICION	ALIMENTACION	REPRODUCCION	TOLERANCIA	POSICION	ALIMENTACION	REPRODUCCION	TOLERANCIA	POSICION	ALIMENTACION	REPRODUCCION	TOLERANCIA
Santiago	NATIVAS				NATIVAS				NATIVAS			
	9 pelágicas	6 carnívoras 3 omnívoras	7 ovíparas 2 vivíparas	4 tolerantes 2 moderadas 3 sensibles	9 pelágicas 3 bénticas	7 carnívoras 4 omnívoras 1 herbívora	12 ovíparas	6 tolerantes 3 moderadas 3 sensibles	5 pelágicas	4 carnívoras 1 omnívoras	5 ovíparas	2 tolerantes 2 moderadas 1 sensible
	ENDEMICAS				ENDEMICAS				ENDEMICAS			
	8 pelágicas	4 omnívoras 3 carnívoras 1 herbívora- omnívora	5 ovíparas 3 vivíparas	3 tolerantes 3 sensibles 2 moderadas	4 pelágicas 1 béntica	3 omnívoras 1 carnívora 1 herbívora	2 ovíparas 3 vivíparas	3 tolerantes 1 sensible 1 moderada	5 pelágicas 1 béntica	3 omnívoras 2 carnívoras 1 herbívora	4 ovíparas 2 vivíparas	3 tolerantes 2 sensibles 1 moderada
	INTRODUCIDAS				INTRODUCIDAS				INTRODUCIDAS			
	2 pelágicas	1 omnívora 1 herbívora	1 ovípara 1 vivípara	2 tolerantes	6 pelágicas 2 bénticas	4 omnívoras 2 carnívoras 2 herbívoras	5 ovíparas 3 vivíparas	6 tolerantes 2 moderadas	4 pelágicas	3 omnívoras 1 herbívora	2 ovíparas 2 vivíparas	3 tolerantes 1 moderada
Verde	NATIVAS				NATIVAS				NATIVAS			
	6 pelágicas 1 béntica	4 carnívoras 3 omnívoras	6 ovíparas 1 vivípara	2 tolerantes 1 sensible 4 moderadas	5 pelágicas	3 carnívoras 2 omnívoras	2 ovíparas 3 vivíparas	2 tolerantes 1 sensible 2 moderadas	5 pelágicas 1 béntica	3 carnívoras 3 omnívoras	5 ovíparas 1 vivípara	2 tolerantes 2 sensibles 2 moderadas
	ENDEMICAS				ENDEMICAS				ENDEMICAS			
	6 pelágicas	2 carnívoras 4 omnívoras	2 ovípara 4 vivípara	4 tolerantes 1 sensibles 1 moderadas	2 pelágicas	2 omnívoras	2 vivíparas	2 tolerantes	4 pelágicas 1 béntica	3 omnívoras 2 carnívoras	3 ovíparas 2 vivíparas	4 tolerantes 1 sensible
	INTRODUCIDAS				INTRODUCIDAS				INTRODUCIDAS			
	4 pelágicas 1 béntica	1 carnívoras 1 omnívoras 2 herbívora	2 ovípara 2 vivípara	3 tolerantes 1 sensible					5 pelágicas 2 béntica	5 omnívoras 2 carnívoras	7 ovíparas	4 tolerantes 3 moderada
Bolaños	NATIVAS				NATIVAS				NATIVAS			
									2 pelágicas	2 carnívoras	2 ovíparas	1 moderada 1 sensible
	ENDEMICAS				ENDEMICAS				ENDEMICAS			
	3 pelágicas	3 omnívoras	2 ovípara 1 vivípara	2 tolerantes 1 sensible	1 pelágica	1 omnívora	1 ovípara	1 sensible	2 pelágicas 1 béntica	2 omnívoras 1 carnívora	3 ovíparas	1 tolerante 2 sensible
	INTRODUCIDAS				INTRODUCIDAS				INTRODUCIDAS			
									2 pelágicas	1 omnívora 1 carnívora	2 ovíparas	2 moderadas
Juchipila	NATIVAS				NATIVAS				NATIVAS			
	1 pelágica	1 omnívora	1 ovípara	1 moderada	1 pelágica	1 carnívora	1 omnívora	1 tolerante	2 pelágicas 1 béntica	2 omnívoras 1 carnívora	3 ovíparas	2 sensibles 1 moderada
	ENDEMICAS				ENDEMICAS				ENDEMICAS			
	4 pelágicas 1 béntica	4 omnívoras 1 carnívora	3 ovíparas 2 vivíparas	3 tolerantes 2 sensibles	1 pelágica	1 omnívora	1 ovípara	1 sensible	3 pelágicas 1 béntica	3 omnívoras 1 carnívora	3 ovíparas 1 vivípara	2 tolerantes 2 sensibles
	INTRODUCIDAS				INTRODUCIDAS				INTRODUCIDAS			
									3 pelágicas 2 bénticas	3 omnívoras 1 carnívora 1 herbívora	4 ovíparas 1 vivípara	3 tolerantes 2 moderadas
Huaynamota	NATIVAS				NATIVAS				NATIVAS			
					4 pelágicas 2 bénticas	2 carnívoras 3 omnívoras 1 herbívora	6 ovíparas	2 tolerantes 3 sensibles 1 moderada				
	ENDEMICAS				ENDEMICAS				ENDEMICAS			
					2 pelágicas 1 béntica	2 omnívoras 1 carnívora	2 vivíparas 1 vivípara	2 tolerantes 1 sensible				
	INTRODUCIDAS				INTRODUCIDAS				INTRODUCIDAS			
					2 pelágicas 1 béntica	2 omnívoras 1 herbívora	2 vivíparas 1 vivípara	3 tolerantes				

Para la década de los años 90, cuando se realizaron las mayores capturas en los sitios cercanos a la presa Aguamilpa, las proporciones de los gremios se mantuvieron constantes entre los arroyos como Bogadero y Golondrinas, de la parte baja del río Santiago y se incrementaron, toda vez que se van agregando

hacia el río Santiago en el sitio aguas abajo de la presa San Rafael (Figura 50). Es importante hacer notar que en 1991, durante los estudios previos a la construcción de esta cortina, no existían las presas Aguamilpa y San Rafael, mientras que para 1998 ya llevaban cuatro años de operación.

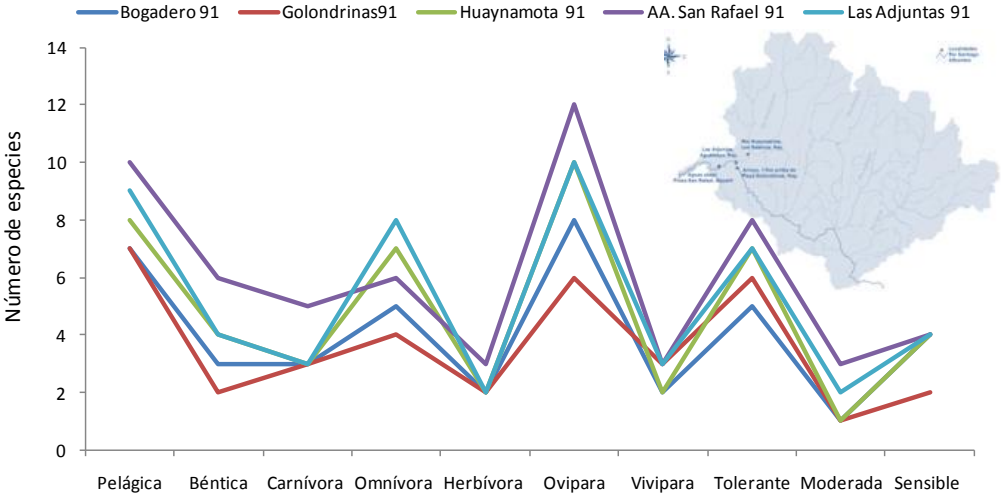


Figura 50. Proporciones de gremios 1991.

*En el mapa adjunto se señalan los sitios mencionados en la gráfica.

La comparación entre los años 1991 y 1998 del sitio Aguas abajo de San Rafael señala cuatro condiciones relacionadas con la disminución de especies bénticas y carnívoras, así como el incremento de las especies tolerantes y reducción de las sensibles (Figura 51). Incluso el desarrollo de una pesquería basada en la captura de tilapia *O mossambicus* (NOM-026-PESC-1999).

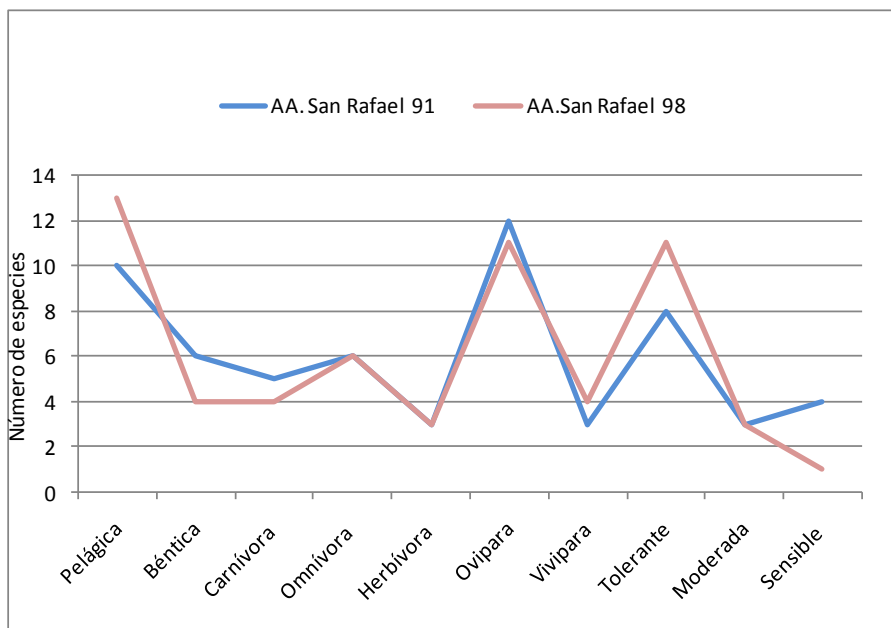


Figura 51. Presencia de grupos funcionales en sitio A.A. San Rafael 1991-1998

De las especies de la zona de estudio que enlista la NOM-059-SEMARNAT-2010 dentro de la categoría de Amenazadas se incluyen a: *Algansea popoche*, *Allotoca dugesii*, *Chirostoma labarcae*, *Gobiesox fluviatilis*, *Skiffia lermae*, *Zoogoneticus quitzeoensis*, *Xenotoca melanosoma*, *Poecliopsis latidens* e *Ictalurus dugesii*. Resalta el hecho de que todas ellas son endémicas, de ellas, las tres primeras y *Zoogoneticus quitzeoensis* cuentan con registros en una sola década. Como no endémica se clasifica a *Poecilia butleri* dentro de la categoría de Protección Especial.

Como los criterios para la inclusión de las especies a la NOM-059 se asocian al endemismo y a las condiciones del hábitat como elementos de riesgo, y al deterioro y la fragmentación del hábitat se disminuyen los tamaños de las poblaciones; además del número de poblaciones viables y las áreas de distribución con el potencial deterioro genético, si se considerara el criterio de tolerancia para los taxa de la Tabla 21, también se deberían revisar las condiciones de las poblaciones actuales.

Tabla 21. Atributos de las especies potencialmente afectadas en la cuenca del río Santiago.

Especie	Posición	Alimentación	Reproducción	Tolerancia
<i>Chirostoma arge</i>	Pelágica	Carnívora	Ovípara	Moderada
<i>Chirostoma lucius</i>	Pelágica	Carnívora	Ovípara	Sensible
<i>Chirostoma sphyraena</i>	Pelágica	Carnívora	Ovípara	Sensible
<i>Algansea monticola</i>	Pelágica	Omnívora	Ovípara	Sensible
<i>Alloophorus robustus</i>	Pelágica	Carnívora	Vivípara	Moderada
<i>Chapalichthys encaustus</i>	Pelágica	Herbívora/Omnívora	Ovípara	Moderada
<i>Xenotoca variata</i>	Pelágica	Omnívora	Vivípara	Tolerante

V.2.3. Discusión

El valor de riqueza específica histórica de 44 taxa de peces para la cuenca del río Santiago coincide con lo reportado por Espinosa-Pérez *et al.*, (1993), pero difiere con lo citado por Guzmán-Arroyo y Lyons (2003) y por Jelks *et al.*, (2008) quienes señalan un menor número de taxa de las familias Atherinopsidae, Cyprinidae y Goodeidae.

La presencia de un 30% (13 de 44) de especies endémicas confirma la importancia biológica del sistema Lerma-Chapala-Santiago, que cuenta con 66% de endemismos, y de la Mesa Central de México con un 70% de los mismos (Díaz-Pardo *et al.*, 1993; Lyons *et al.*, 1998; Soto-Galera *et al.*, 1998; Miller *et al.*, 2005; Guzmán-Arroyo y Lyons, 2003; Mercado-Silva *et al.*, 2006; Domínguez-Domínguez *et al.*, 2008; Jelks *et al.*, 2008).

Las tres familias más representativas del Centro de México y por ende de la cuenca del río Santiago son Atherinopsidae, Cyprinidae y Goodeidae, tanto por la riqueza específica de cada una de ellas, como por su alto nivel de endemismo. En el área de estudio dichas familias se integran al total de las especies endémicas, si bien es importante mencionar que 12 de ellas (5 en el caso de los atherinópsidos y goodeidos y 2 para los ciprínidos) no tienen registros en los últimos 10 años. Cabe señalar que la riqueza que le han conferido estas familias a la cuenca se

considera actualmente empobrecida por el deterioro ambiental (Abell *et al.*, 2008). Por ejemplo, en el tramo inicial del río Santiago, entre Chapala y El Salto de Juanacatlán, se han detectado condiciones anóxicas; incluso en recientes muestreos exhaustivos en esa misma zona, en el 80% de las localidades con registros previos, al menos de goodeidos, no se han vuelto a recolectar ejemplares (Domínguez-Domínguez *et al.*, 2008).

La distribución natural de las especies en el río Santiago señala con claridad las características faunísticas de la parte inicial de este río, ya que históricamente estuvo habitada por especies ahora restringidas al lago de Chapala, como son los componentes del género *Chirostoma*, *C. chapalae*, *C. consocium*, *C. labarcae*, *C. lucius* y *C. sphyraena*, además de los goodeidos *C. encaustus* y *Z. quitzeoensis* y el ciprínido *A. popoche*. Tamayo (1996) señala que la salida de Chapala es estrecha, por lo que el río Santiago fluye a poca velocidad en su primer tramo, dándole características lénticas al mismo, que es el hábitat sobre el cual muestran preferencia dichos taxa. Las presas El Salto y Poncitlán se construyeron en 1895 y 1897 respectivamente, para regular la alimentación del Santiago y junto con la degradación ambiental a que se hizo referencia en el párrafo anterior determinaron que, con la excepción de *C. chapalae*, el resto de las especies desaparecieran de esta porción del río desde la 1ª etapa del desarrollo hidráulico.

En el otro extremo del área de estudio se hallan taxa de dos componentes biogeográficos, las especies marinas eurihalinas (Castro-Aguirre *et al.*, 1999), que invaden los ambientes dulceacuícolas por su capacidad de tolerar disminuciones de la salinidad, como son *L. gracilis*, *L. stolifera*, *D. smithi*, *G. maculatus* y *A. transandeanus*, a las que se suman las llamadas especies secundarias (Myers, 1940), cuyo origen es dulceacuícola, pero son tolerantes al aumento de la salinidad, representadas por *P. butleri*, *P. latidens* y *C. beani*. En conjunto ambos componentes son representativos de la parte baja de la cuenca, misma que se vio modificada en 1994 (2ª etapa del desarrollo hidráulico) cuando se construyeron las

presas Aguamilpa y San Rafael, a partir de entonces todas estas especies, excepto *D. smithi*, disminuyen sus registros faunísticos.

Las especies nativas que cuentan con registros en las tres etapas de desarrollo hidráulico son *C. jordani*, *C. beani*, *D. smithi*, *Algansea tincella*, *G. fluviatilis*, *G. atripinnis*, *X. variata*, *I. dugesii*, *P. butleri* y *P. infans*. Por lo que se asume que, a pesar de la fragmentación del hábitat, pueden existir poblaciones aisladas en los embalses del río Santiago y sus tributarios. De la misma manera, las especies endémicas que pueden presentar poblaciones aisladas son: *C. arge*, *Y. alta* y *C. encaustus*.

La introducción de peces ha tenido varios fines, desarrollo de pesquerías, pesca deportiva y de manera indirecta por la acuariofilia, pero sin duda también mantiene relación con el desarrollo hidráulico. *Micropterus salmoides*, *O. mossambicus* y *C. carpio* se han establecido y mantenido en la cuenca desde la primera etapa; *L. macrochirus*, *O. aureus*, *C. auratus* y *P. reticulata* aparecen a partir de la segunda, y *O. niloticus* cuando inicia la tercera etapa. En cambio *P. sphenops* ya no se registró en la tercera. En el caso de *L. macrochirus*, que se introdujo como forrajero de *M. salmoides*, aunque ha sido capturado en un número limitado de localidades, su abundancia se debe a su gran capacidad de adaptación, que la coloca como una especie invasiva (Olden y Poff, 2005). Seguramente las tilapias (*Oreochromis* spp) deberían ocupar un lugar privilegiado en cuanto a su abundancia, por las pesquerías establecidas pero ésta no se ve reflejada en los resultados del presente trabajo, debido a que los registros de los cuales derivó este análisis fueron de tipo biológico y no pesquero (Hartley-Alcocer, 2007).

Otros peces introducidos como es el caso de *Ictalurus punctatus* (Rafinesque, 1818), *Lepomis cyanellus* (Rafinesque, 1819) y *L. gulbosus* (Cuvier, 1829) (E. Díaz-Pardo com. pers.) fueron registradas en la subcuenca del río Verde en fechas recientes y por lo mismo no formaron parte de los análisis de este estudio.

Con base en lo antes mencionado, se considera que la localización de las presas, su magnitud y los períodos de construcción, jugaron, en su momento y hasta ahora, un papel importante en la movilidad y dispersión de las especies, a lo que se suman los efectos negativos de otras actividades humanas.

Hasta ahora se desconocen las razones por las cuales algunos peces de la subcuenca del río Verde no se presentan en las otras subcuencas, tales como: *A. sallaei*, *A. dugesii*, *S. lermae*, *X. melanosoma* y *X. variata*, (esta última cuenta con registros recientes). Estos taxa son característicos de la subprovincia biogeográfica del Medio Lerma (Díaz-Pardo *et al.*, 1993) y su presencia en el río Verde puede ser indicativa de conexiones hidrológicas prehistóricas entre ambas áreas y no por una dispersión a través del sistema Lerma-Chapala-Santiago. Sin embargo, se ha señalado que tanto por los límites de su intervalo altitudinal de distribución, como por las condiciones de deterioro del río Verde, sus poblaciones pueden haber sido afectadas, con la consecuente reducción de la capacidad reproductiva de las poblaciones pequeñas (Domínguez-Domínguez *et al.*, 2008). Resulta importante señalar que *A. robustus*, *S. lermae*, *H. calientis*, *C. humboltianum*, *I. dugesii* y *S. austrinus* (que también habitan en el Medio Lerma) han sido mencionadas en riesgo de extirpación en las cuencas de la Mesa Central (Lyons *et al.*, 1998; Soto-Galera *et al.*, 1998; Mercado-Silva *et al.*, 2006).

El número de especies en riesgo de la cuenca del río Santiago se ha incrementado, en la NOM-059-SEMARNAT-2001 se enlistan 8 especies, mientras que en la misma Norma en su versión 2010 aparecen 10 (22.7% de la ictiofauna del área de estudio). Las especies enlistadas por las autoridades mexicanas en la categoría de “amenazadas” son *A. popoche*, *C. labarcae*, *S. lermae* y *Z. quitzeoensis*, a las que se agregan *A. dugesii* que pasó a la categoría de “en peligro”, las cinco sólo tienen registros en la primera etapa de desarrollo hidráulico. También forman parte de la lista *C. arge*, *G. fluviatilis*, *I. dugesii* (amenazadas) y *P. butleri* (protección especial) que están presentes en todas las etapas, así como *P. latidens* con presencia sólo hasta la segunda etapa.

La Sociedad Americana de Pesquerías (AFS) señala que 17 taxa (38.6%) de esta región se encuentran en riesgo, siendo la degradación del hábitat (que incluye la fragmentación del mismo) y la introducción de especies las principales amenazas, sobre todo para poblaciones restringidas a pequeñas áreas de distribución (Jelks *et al.*, 2008). Esta Sociedad, incluye en su listado a todas las especies antes mencionadas, excepto *P. butleri*, y suma con la categoría “en peligro” a *Chirostoma lucius* y *Chirostoma sphyraena*; “en amenazada” a *Xenotoca melanosoma* y como “vulnerables” a *Scartomyzon austrinus*, *Algansea tincella*, *Aztecucula sallaei*, *Hybopsis calientis* y *Chapalichthys encaustus* (Jelks *et al.*, 2008).

La conjunción de los dos listados denota con claridad que la situación de riesgo es mayor en las familias características del sistema Lerma-Chapala-Santiago, es decir Atherinopsidae, Cyprinidae y Goodeidae.

Además de las especies que se han extirpado del área de estudio, existen otras que muestran distintas señales de riesgo. De los 17 taxa que aparecen en los listados correspondientes, cuatro son sensibles (*C. labarcae*, *S. lermae*, *Z. quitzeoensis* e *I. dugesii*), otras seis son medianamente tolerantes (*C. arge*, *S. austrinus*, *A. tincella*, *H. calientis*, *A. dugesii* y *C. encaustus* (Díaz-Pardo *et al.*, 1993).

Algunas especies han incrementado su abundancia relativa, como es el caso de *P. latidens*, *P. butleri*, *A. crystallina*, *P. infans* y *G. atripinnis*; lo que puede deberse a su talla relativamente pequeña, a que todas son vivíparas (excepto *A. crystallina*) y por tanto la tasa de sobrevivencia de sus crías aumenta; además su conducta de agrupamiento, uso del hábitat y búsqueda de alimento en las zonas someras está relacionado con su abundancia en el momento del muestreo (Miller *et al.*, 2005).

Ciertos taxa han reducido de manera paulatina su amplitud de distribución, tal es el caso de *G. atripinnis*, *Algansea tincella*, *H. calientis*, *C. jordani* y *Y. alta*. En términos globales, la presencia de especies nativas y endémicas ha disminuido y en cambio se ha incrementado el número de introducidas, lo que resulta más

claro en las subcuencas Santiago y Verde, que son las que cuentan con más registros.

Se ha señalado que el catádro *Agonostomus monticola* y el anádromo *Awaous transandeanus* han resultado afectados por la cortina del embalse Aguamilpa (Guzmán-Arroyo *et al.*, 2009). Ambas se registraron en los ríos Huaynamota y Santiago entre 1991 y 1992, pero desde 1997 solo se han capturado en sitios aguas abajo de la presa San Rafael, lo que podría significar que distintas poblaciones quedaron aisladas. Se sabe que en otros sistemas *A. monticola* establece poblaciones entre los embalses y es capaz de completar su ciclo reproductivo en la parte alta de las cuencas (Díaz-Pardo, 2008), aunque por presentar una densidad baja (Rojas y Rodríguez, 2008), permanece el riesgo potencial de extirpación o de extinción local por la disminución de la diversidad genética (Anderson *et al.*, 2006).

Cabe por tanto señalar, que el modelo de variación de las poblaciones remanentes debe corresponder al de no-equilibrio, para el cual la recolonización entre zonas adyacentes ha sido nula por muchos años (Schlosser y Angermeier, 1995). Esta condición de baja abundancia, conjuntamente con requerimientos de alta especificidad de hábitat, tallas grandes y tasas reproductivas bajas, incrementan la vulnerabilidad de las especies.

Los indicios mencionados sugieren que el efecto de la construcción de presas y la subsecuente introducción de especies para fines acuaculturales y pesqueros, sumado al deterioro en la calidad del agua, mantendrán el estatus de riesgo actual para los peces de la cuenca del río Santiago, e incluso puede aumentar el número de especies enlistadas o propiciar el paso de algunas de ellas a categorías superiores, sobre todo si se continua con el embalsamiento. También resulta claro que aquellos taxa cuyo nombre se repite en los últimos párrafos son los más susceptibles de desaparecer de la cuenca del río Santiago.

Hoy, aproximadamente el 50 % de la longitud del río Santiago se encuentra embalsada, es decir la mitad de un gran sistema lótico ha sido transformado en un sistema léntico y lo preocupante es que aún restan áreas potenciales de

aprovechamiento público o generación de energía, tanto en la corriente principal, como en los tributarios.

La evaluación de los cambios regionales en la comunidad íctica asociados al desarrollo de grandes obras de infraestructura hidráulica no ha sido diseñada con este fin, ya que los únicos estudios requeridos para este tipo de obras se solicitan en las manifestaciones de impacto ambiental, que en general incluyen el inventario de especies y la inclusión en la NOM-059-SEMARNAT. El seguimiento de los cambios esperados en la estructura y función de la comunidad por la infraestructura propuesta o usos del agua es además insuficiente, porque no se aplica un programa de monitoreo de esta comunidad ni en la construcción ni en la operación de las obras. Estudios aislados como los de Gutiérrez-Hernández (2003) y Mercado-Silva *et al.* (2009) han señalado los efectos de los embalses y de las especies introducidas en los ríos Moctezuma y Laja sobre la estructura de la red trófica, siendo uno de éstos el traslape trófico aguas arriba y abajo de las presas.

Los efectos conjuntos de estas acciones han llevado a la extirpación de especies de tramos del río Lerma y a extinciones locales (Díaz-Pardo *et al.*, 1993; Mercado-Silva *et al.*, 2004 y 2006; de la Vega-Salazar, 2006; Domínguez-Domínguez *et al.*, 2008).

Estudios recientes en la región central de México exploran la forma en que las especies nativas han sido impactadas por las actividades humanas para determinar los puntos rojos o focales de diversidad remanente para guiar las prioridades de conservación (Helmus *et al.*, 2007), por lo que resulta imperativo reconocer la distribución espacio-temporal de las especies, considerando las variaciones impuestas por los embalses y antes de avanzar, con escasos estudios, en la determinación del futuro potencial para abastecimiento o generación de energía de las subcuencas menos explotadas.

Así, las cuencas de los ríos Bolaños y Huaynamota por sus condiciones de menor deterioro y fragmentación, porque han sido poco estudiadas y dado que albergan algunas especies endémicas, podrían proponerse como regiones

representativas y prioritarias para la conservación de la ictiofauna dulceacuícola de la cuenca del río Santiago.

El uso de herramientas como los índices de integridad biótica (IBI) para establecer la estructura funcional de las comunidades ícticas y evaluar los cambios derivados de la alteración del hábitat en su composición o ensamble, están resultando de gran utilidad en diversos estudios de diagnóstico y rehabilitación de corrientes (Lyons *et al.*, 2000; Mercado-Silva *et al.*, 2002, 2006). Estos índices también están siendo impulsados para la evaluación del impacto ambiental de las presas y se ha diseñado preliminarmente un IBI para el río Moctezuma para evaluar los impactos de la presa Zimapán, sus futuras modificaciones a la presa u otros embalses en la corriente (Díaz-Pardo, 2008).

Desde la primera versión del índice de integridad biótica (IBI) en Norteamérica propuesto por Karr (1981a), se ha desarrollado, probado y adaptado este enfoque en muchos países (Miller *et al.*, 1988; Hughes y Oberdorff, 1999). En cada nueva versión, la lista de atributos puede cambiar conforme a la región, país o tipo de río donde se aplica. Una lista exhaustiva señala que se han manejado alrededor de 100 atributos, entre los más comunes se hallan: número total de especies, proporción de omnívoros, presencia de peces que exhiben enfermedades, etc., aunque muchos de ellos han sido diseñados específicamente a las características de la ictiofauna local o regional. La selección de atributos se basa fundamentalmente en diferentes criterios tales como la importancia biológica (descriptores primarios del estatus de la ictiofauna), importancia estadística (atributos seleccionados conforme a su peso en análisis multivariados), referencias bibliográficas (atributos anteriormente seleccionados por otros autores); juicio de expertos (atributos que describen el deterioro regional de los ríos o características específicas de la ictiofauna), o bien para aplicaciones específicas (atributos utilizados por su particularidad de ser sensibles a la degradación antropogénicas).

Los registros de peces para los afluentes de la magnitud de los del río Santiago, como el Bolaños y Huaynamota, resultaron muy escasos para poder inferir las diferencias en riqueza y abundancia de especies en relación con la corriente principal. Sin embargo, se ha señalado que ríos que fluyen hacia el océano pueden soportar menor número de especies que afluentes de tamaño similar (Oberdorff *et al.*, 1997), como es el caso de las subcuencas en el Santiago. Por ello resulta muy importante caracterizar la ictiofauna en estos afluentes, principalmente los ríos Bolaños y Huaynamota.

VI. ANÁLISIS INTEGRADO DE LA CALIDAD DEL AGUA Y CAMBIOS EN LA ICTIOFAUNA

La calidad del agua y en forma particular los parámetros físico-químicos, microbiológicos y/o toxicológicos, constituyen una parte fundamental de los componentes o variables que inciden en el desarrollo de las comunidades ícticas. En la figura 52 se observa la interrelación de componentes como los hidrológicos, geomorfológicos, de uso del suelo y otros, que determinan fundamentalmente la disponibilidad, conectividad y calidad del hábitat para las especies y comunidades (Roni, *et al.*, 2002).

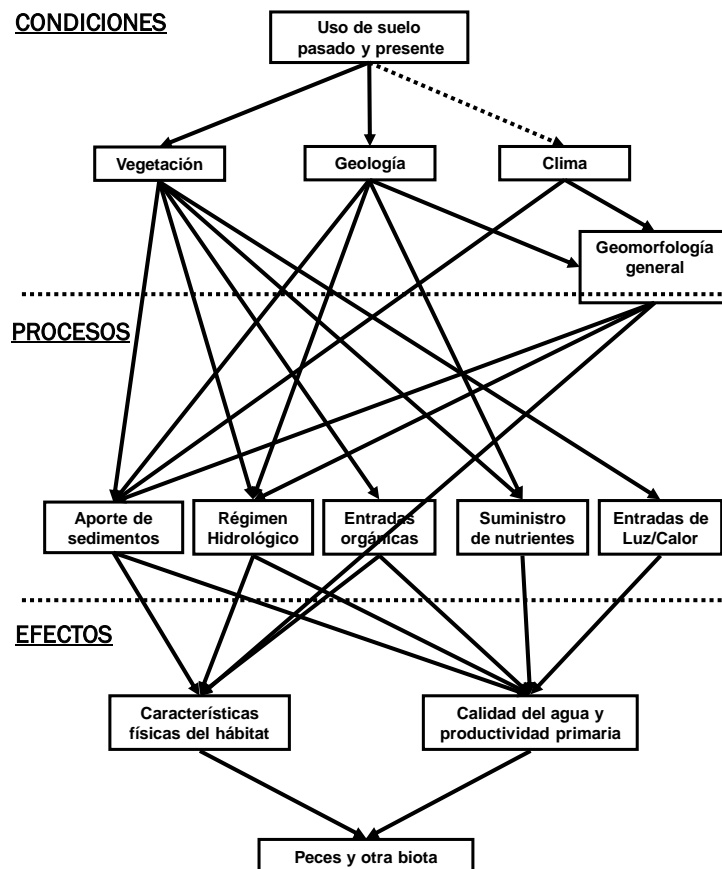


Figura 52. Enfoque eco-sistémico

La integración de los datos se hace cada vez más factible debido al desarrollo de sistemas computacionales más robustos. Sin embargo, para la cuenca del río Santiago, la disponibilidad actual de los datos tanto de calidad del agua como de los registros de peces, muestra que han existido importantes períodos sin registros.

Así, una vez analizada la información disponible sobre la calidad del agua y los registros de la presencia de especies en la cuenca, se seleccionaron los sitios o tramos de ríos que presentaron series de datos comparables a través del tiempo. De esta forma, solamente once sitios de la Red Nacional de Monitoreo de la Calidad del agua, en dos tramos principales del río Santiago, uno del Verde y otro del Juchipila, cuentan con datos a partir de 1970, aunque para algunos parámetros se cuenta con series completas (Figura 53). Por otra parte, los registros de peces, como se señaló en el capítulo anterior se agruparon por etapas de desarrollo hidráulico, siendo la segunda etapa la que inicia en los años 70's la correspondiente a la época en la que también se inicio el monitoreo de la calidad del agua (Figura 54).

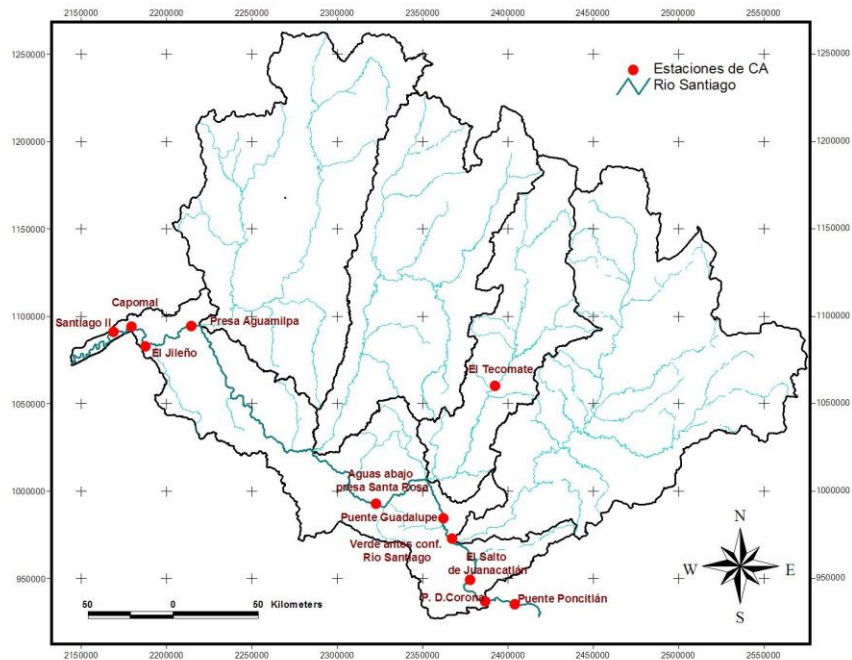


Figura 53. Sitios de monitoreo de calidad del agua con datos a partir de 1970

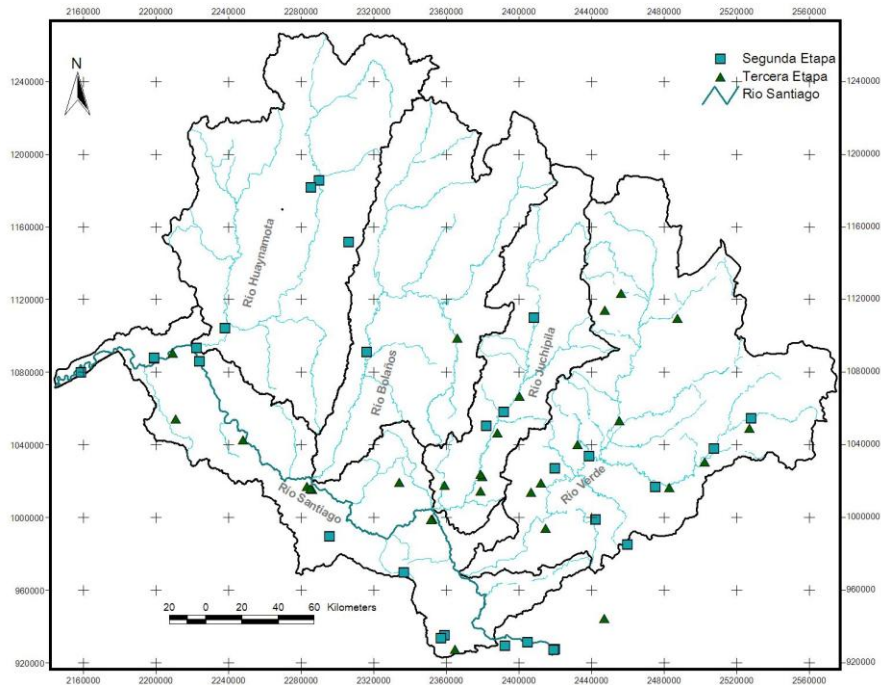


Figura 54. Registros de peces a partir 1970

En el conjunto de sitios que comprenden del inicio del río Santiago hasta aguas abajo de la Presa Santa Rosa, construida en 1964, el análisis de tendencias en la calidad del agua, señala que los parámetros en los que se reflejó la degradación ambiental a través del tiempo fueron el oxígeno disuelto que se mantuvo en todos los registros con una concentración menor a 4 mg/L que corresponde al límite para la protección de la vida acuática, y con un importante número de fechas en estos sitios con registros de condiciones anóxicas (Figura 55).

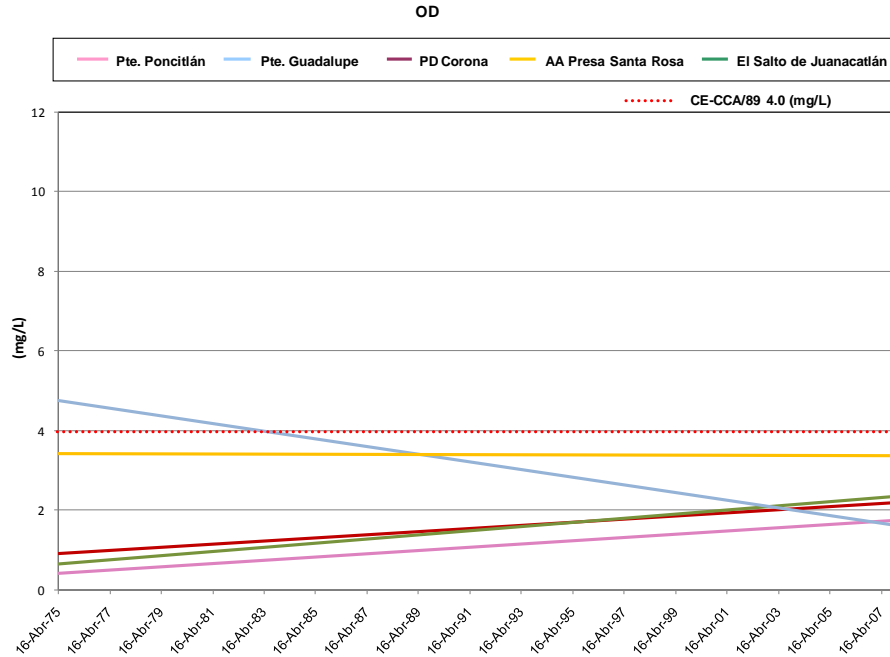


Figura 55. Tendencia del oxígeno disuelto en la parte alta

Las concentraciones bajas de oxígeno disuelto limitan la distribución y actividades de los peces, afectando su fisiología, conducta y crecimiento (Davis, 1975 en Matthews, 1998). Concentraciones menores a 3.5 mg/L se señalan como letales en 24 horas, incluso para especies tolerantes como la lobina *M. salmoides*. La variación de este parámetro es menor en los ríos que en los lagos o embalses, principalmente por la actividad fotosintética y la distribución de la temperatura y saturación de gas, aunque la re-areación por la turbulencia en algunos tramos de ríos, puede incrementar su concentración de manera importante. Se ha señalado que en condiciones de bajo contenido de oxígeno, los peces pueden utilizar estrategias que incluyen cambios en su actividad, respiración, respiración directa de aire y cambios espaciales de hábitat para sobrevivir a condiciones bajas de oxígeno con efectos en su alimentación, reproducción y vulnerabilidad a sus depredadores (Kramer, 1987 en Matthews, 1998).

Las tendencias en cuanto a la cantidad de materia orgánica medida como DBO₅ y DQO, señalan un incremento progresivo en sus concentraciones, superiores a las que se presentan en cuerpos de agua con condiciones naturales o con menor grado de deterioro, de acuerdo a los indicadores de calidad del agua de la Conagua, 2010, de 3 mg/L para DBO₅ y de 20 mg/L para DQO. Estas condiciones también afectan la disponibilidad de oxígeno disuelto para los peces, ya que es utilizado por los microorganismos para la degradación de la carga orgánica (Figuras 56 y 57).

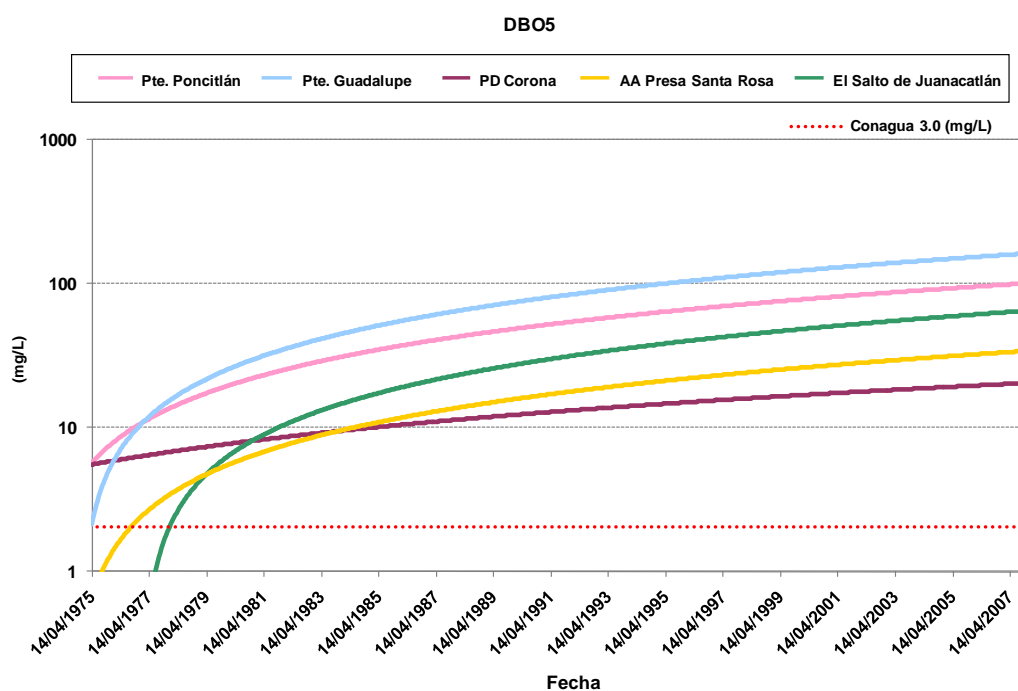


Figura 56. Tendencia de la Demanda Bioquímica de Oxígeno en la parte alta

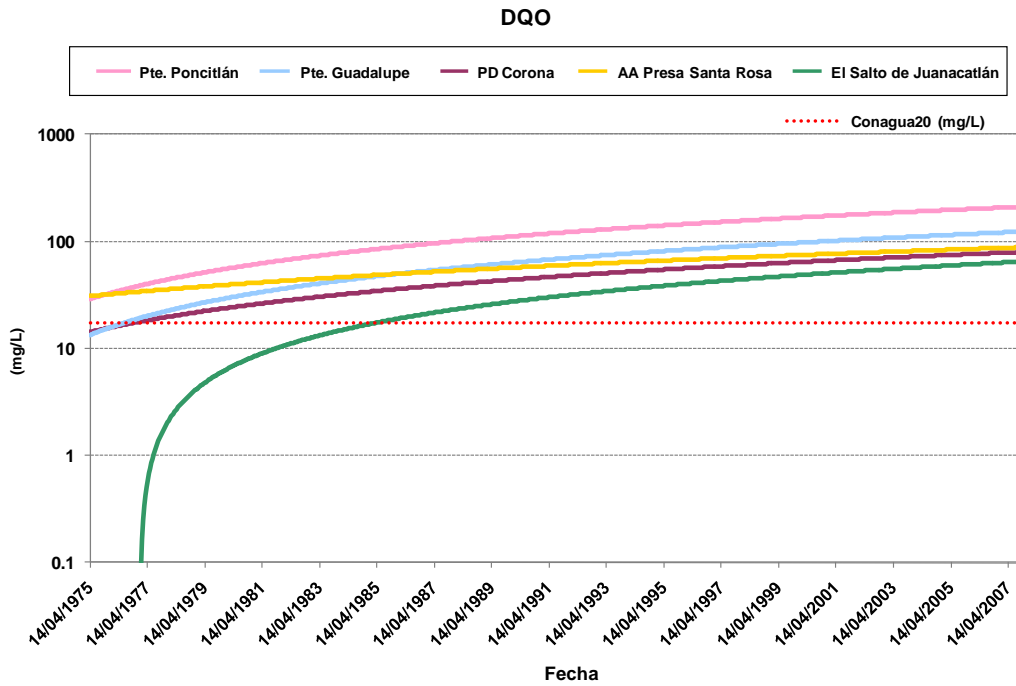


Figura 57. Tendencia de la Demanda química de Oxígeno en la parte alta

Asimismo, los coliformes fecales, orto-fosfatos y nitrógeno amoniacal presentaron una tendencia de incremento a lo largo del tiempo, exhibiendo valores superiores a los relacionados con condiciones naturales, conforme a los criterios ecológicos (CE-CCA-001/1989 y la EPA, 1986) (Figuras 58, 59 y 60).

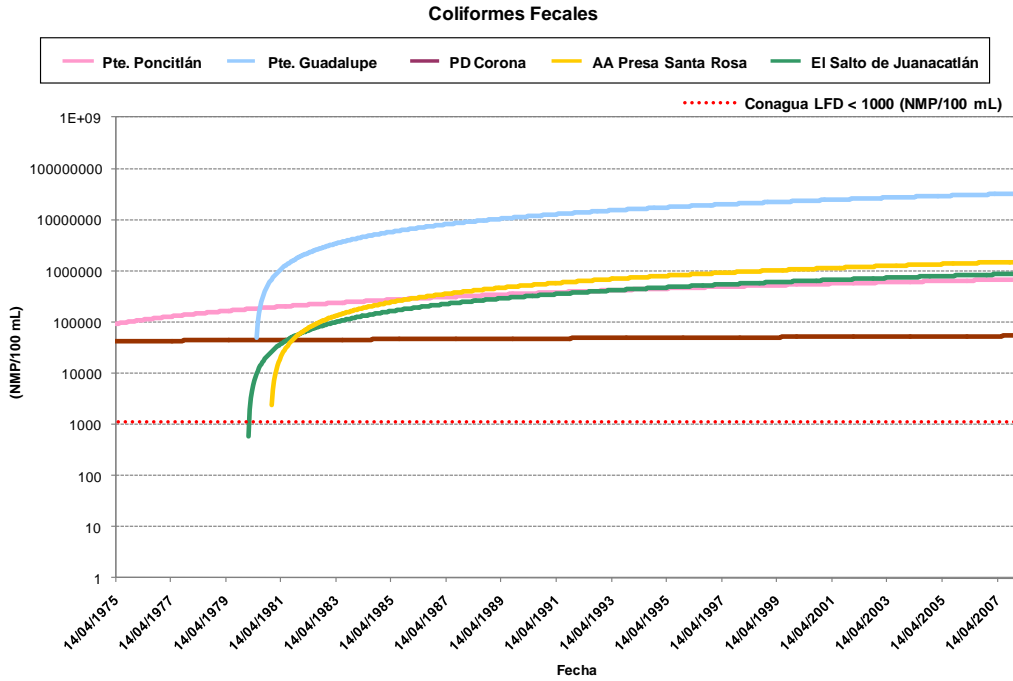


Figura 58. Tendencia de los Coliformes Fecales en la parte alta

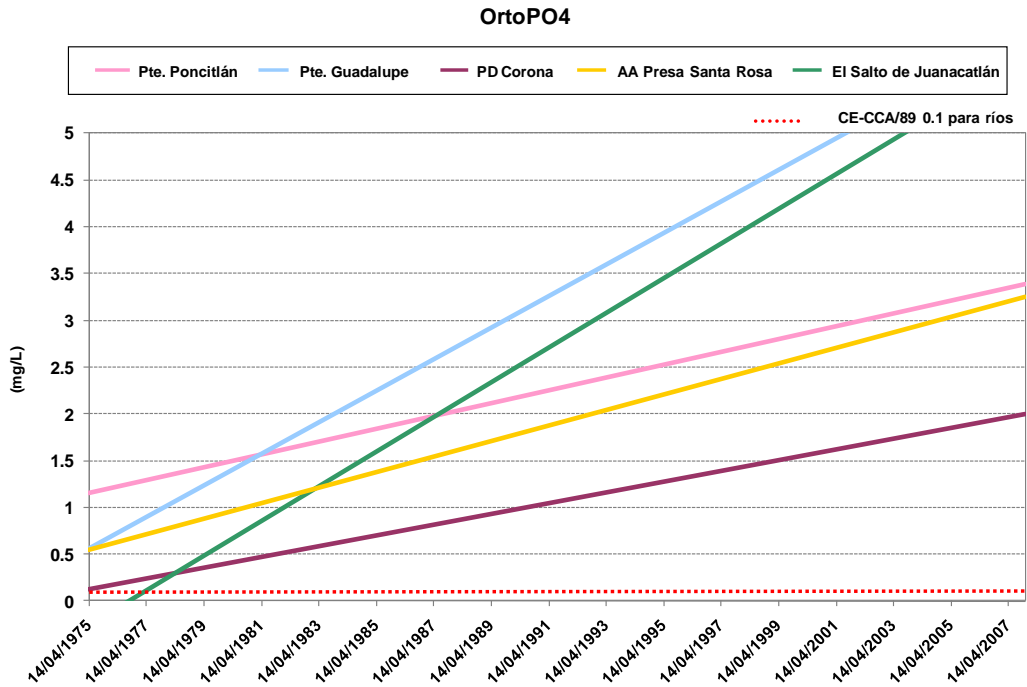


Figura 59. Tendencia de los Orto-fosfatos (OrtoPO₄) en la parte alta

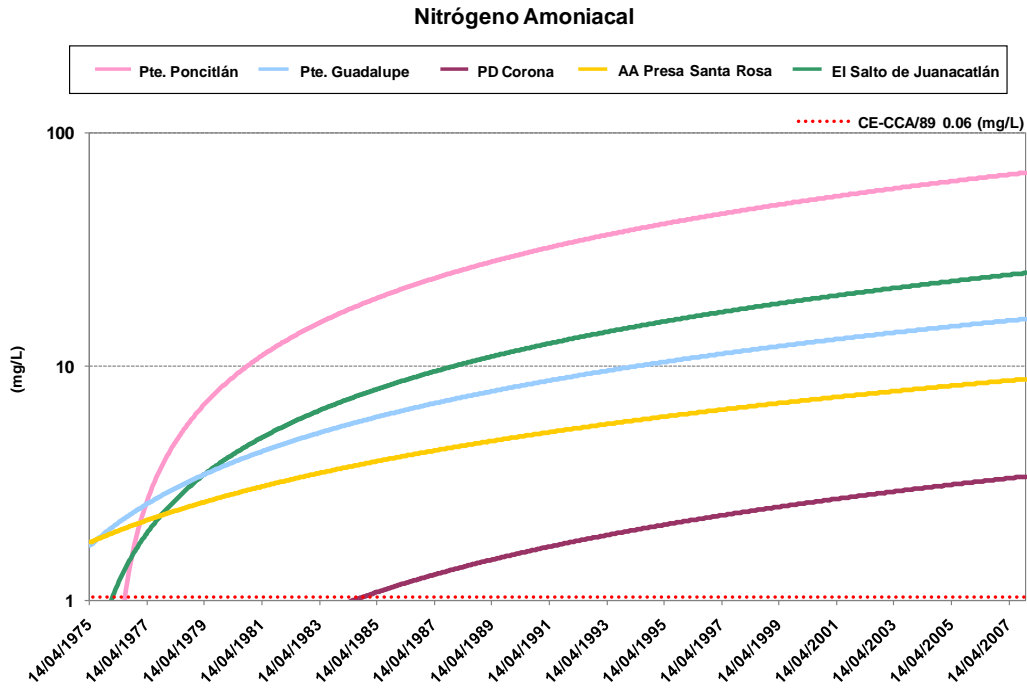


Figura 60. Tendencia del Nitrógeno Amoniacoal en la parte alta

El nitrógeno amoniacoal causa toxicidad a los peces y otros organismos, sobre todo la fase no ionizada en condiciones de pH ácido. Además a pH alcalino provoca la reducción del oxígeno porque se oxida a NOx. Por otro lado, los nitritos por arriba de 0.5 mg/l tienen efectos tóxicos en la mayoría de los peces (Droste, 1997).

En la región del río Santiago que abarca los sitios de Aguamilpa y aguas abajo de la presa, la calidad del agua exhibió condiciones opuestas a la parte alta. Las concentraciones de oxígeno disuelto se mantuvieron en general arriba del límite para protección de la vida acuática de 4 mg/l, aunque con escasos registros con concentraciones menores y episodios de condiciones anóxicas, así como con una tendencia a su disminución en los sitios más alejados hacia la costa (Capomal y Santiago II) (Figura 61).

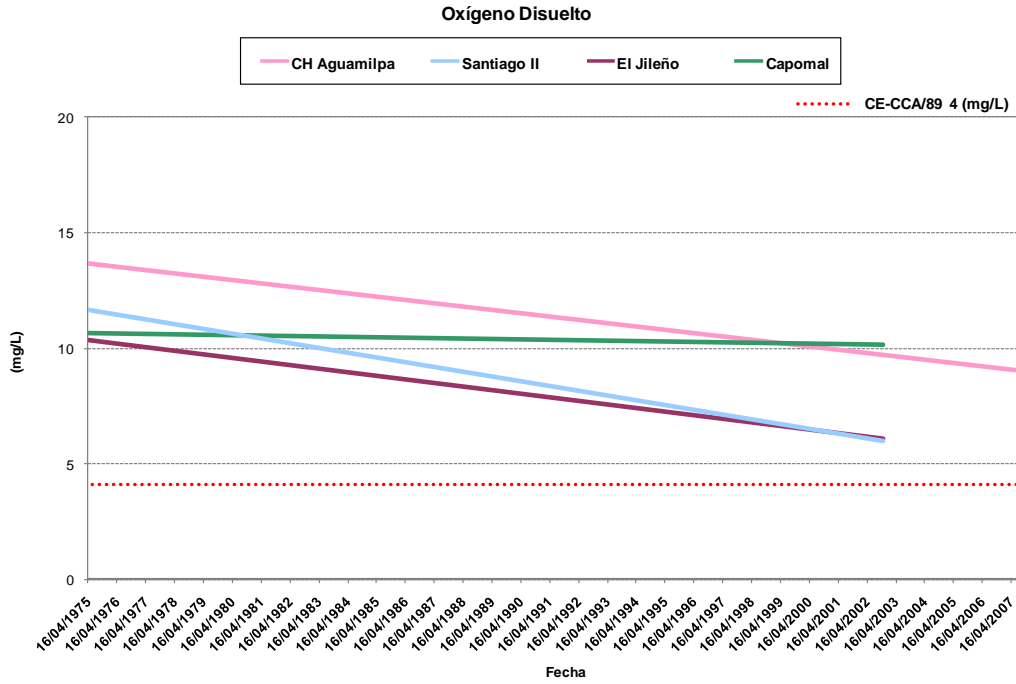


Figura 61. Tendencia del Oxígeno Disuelto en la parte baja

Los parámetros como DBO_5 y DQO que en la parte alta exhibieron una tendencia hacia un fuerte deterioro debido principalmente a la aportación de descargas de aguas residuales y al incremento de la industria, en la parte baja por el contrario se presentaron mejores condiciones, ya que las concentraciones de dichos parámetros disminuyeron como se observa en las figuras 62 y 63 presentándose una mejor calidad del agua.

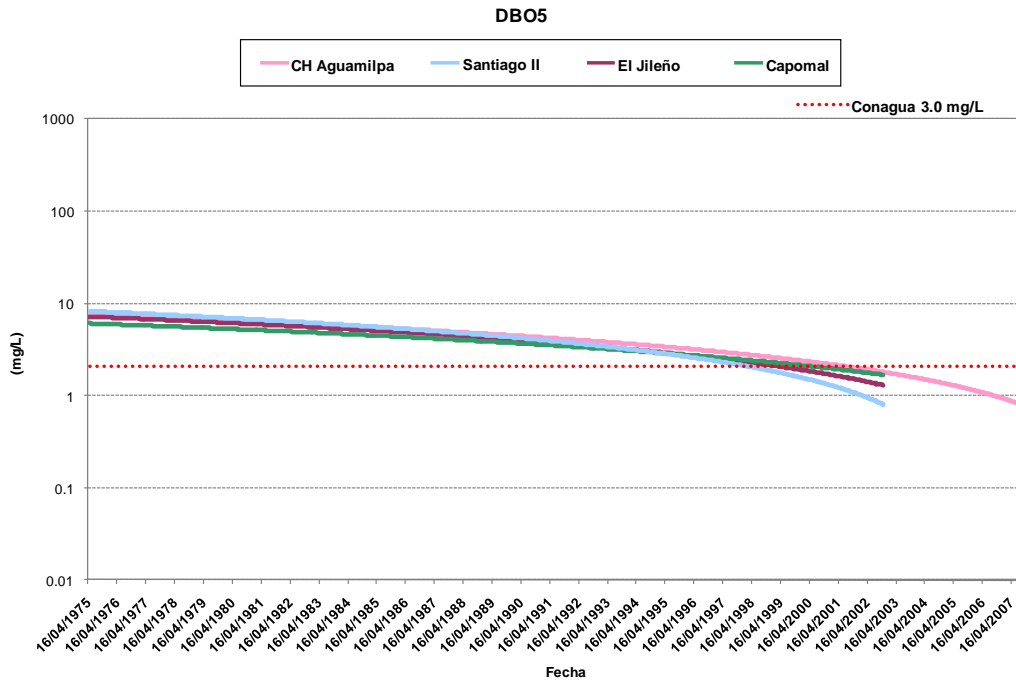


Figura 62. Tendencia de la Demanda Bioquímica de Oxígeno en la parte baja

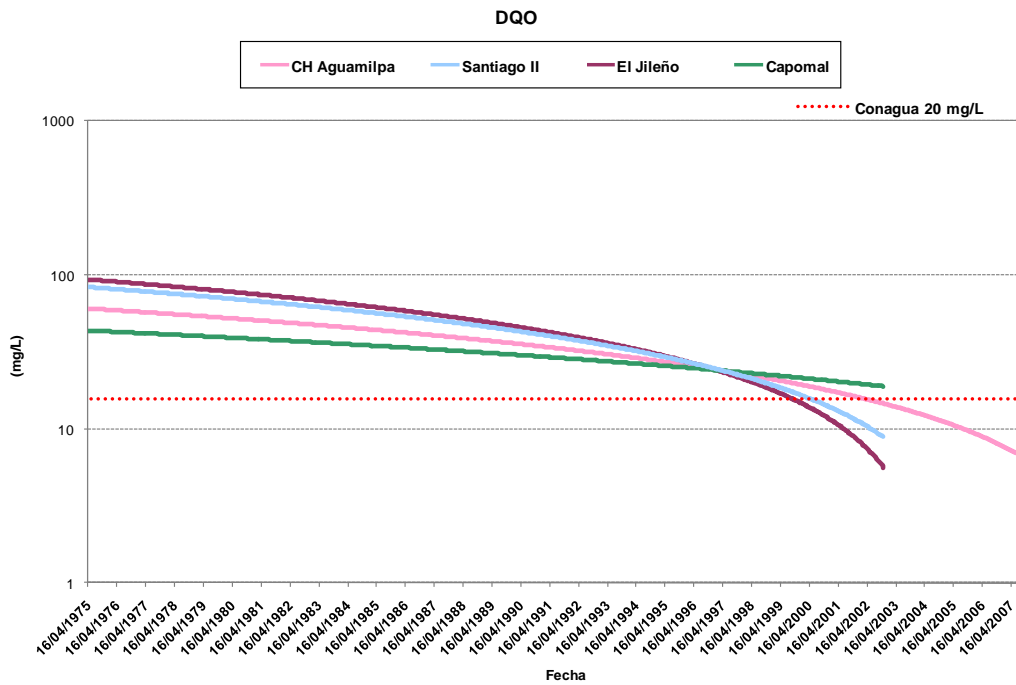


Figura 63. Tendencia de la Demanda Química de Oxígeno en la parte baja

Los coliformes fecales hacia la parte baja del río Santiago exhibieron una tendencia de reducción a partir de la década de los noventas (Figura 64), así como, para el nitrógeno amoniacal se observaron disminuciones en su concentración en los sitios Aguamilpa y Santiago II, mientras que en la parte intermedia la tendencia fue de incremento, esto tal vez debido a un importante incremento en la actividad agrícola de la zona (Figura 65).

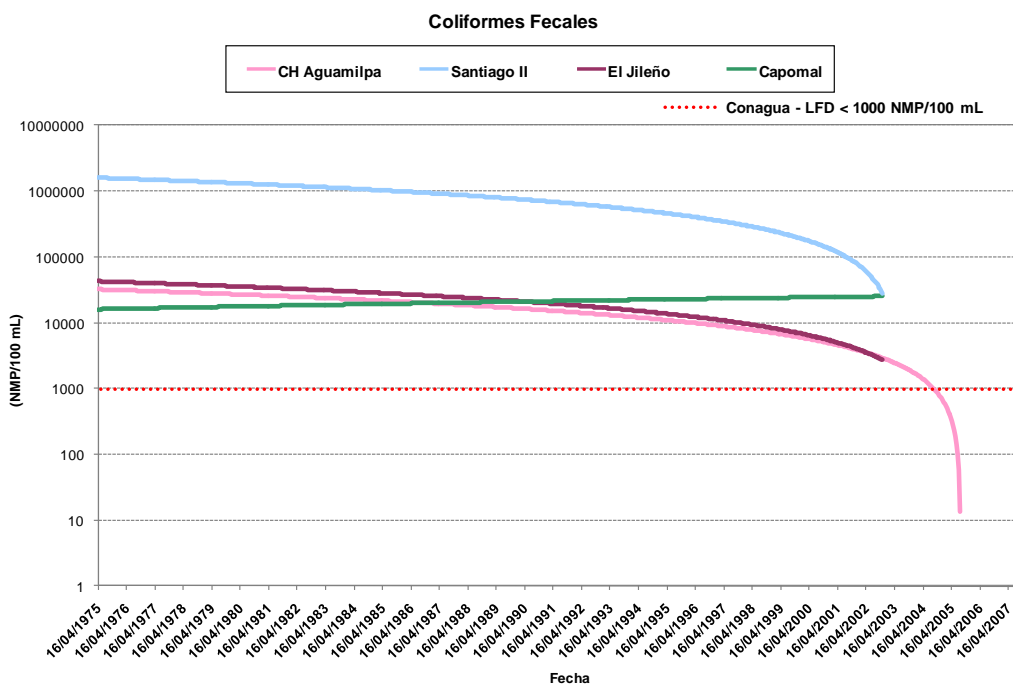


Figura 64. Tendencia de los Coliformes fecales en la parte baja

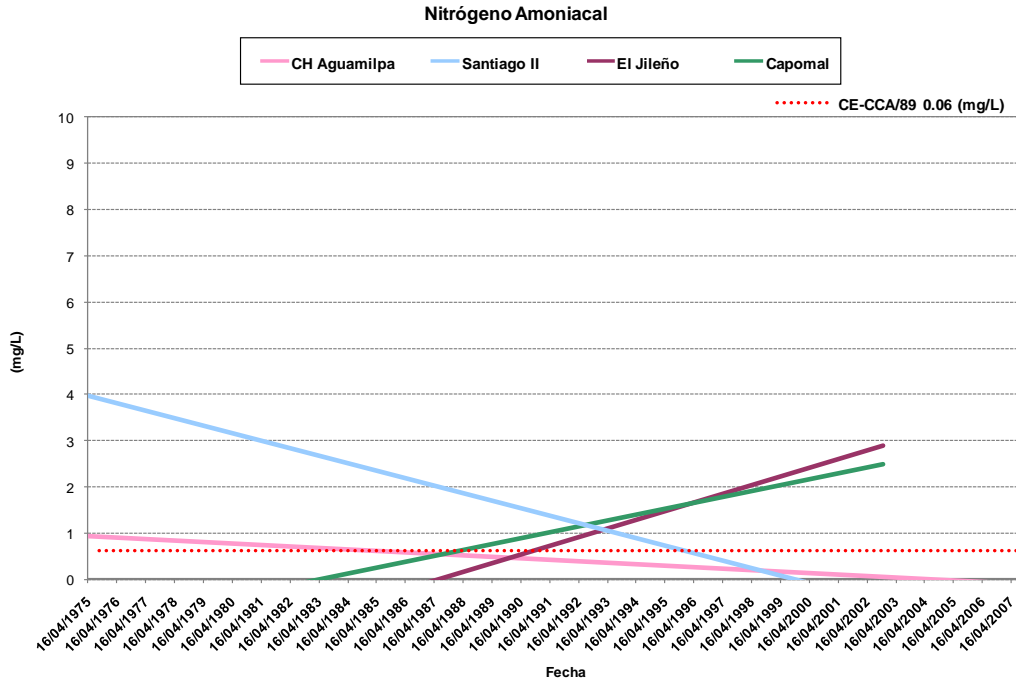


Figura 65. Tendencia del Nitrógeno Amoniacoal en la parte baja

Para analizar la respuesta de la comunidad íctica a los cambios en la calidad del agua se buscaron sitios que contaran con registros de la presencia y abundancia de peces comparables a través del tiempo. De esta forma, se analizaron las especies que contarán con registros en la 2ª y/o 3ª etapa, y que también se contará con registros de calidad del agua, resultando en 35 especies del total de 44 del elenco sistemático registrado, ya que nueve especies sólo se registraron en la primera etapa del desarrollo hidráulico (Figura 66 y Anexo 2).

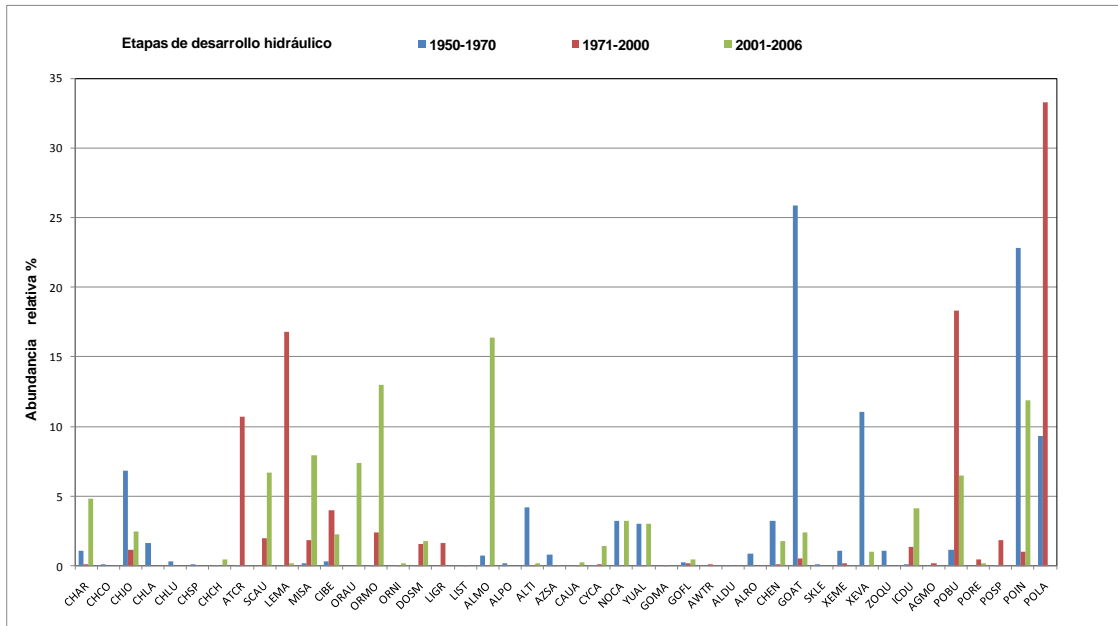


Figura 66. Abundancias relativas de las especies en % durante las tres etapas de registro

Conforme con la distribución espacial y temporal de los datos de calidad del agua y de registros de peces (presencia - abundancia), existen importantes limitaciones para correlacionarlos mediante métodos de ordenación, ya que no pueden integrarse matrices que mantengan correspondencia entre sitios, fechas de muestreo y colecta de peces. No obstante, agrupando los datos de peces al tramo de río correspondiente con los sitios de calidad del agua con datos de la tercera etapa, se aplicó un análisis de ordenación de correspondencia canónica para cinco sitios que siguiendo al río Santiago y la entrada de sus afluentes fueron: 1) Poncitlán 2) Río Verde, 3) Río Juchipila 4) Río Bolaños y 5) Aguamilpa.

Para dicho análisis se seleccionaron diez parámetros ambientales que correspondieron a: coliformes fecales (CF); conductividad específica (CND); oxígeno disuelto (OD); demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5); dureza total (DT); fósforo total (PT); nitrógeno amoniacal (NH_3); nitratos (NO_3); temperatura (T) y turbidez (TUR). La riqueza registrada fue de 24 especies en la etapa de 2000 a 2006.

Los resultados del análisis de correspondencias canónicas (Figura 67), señalaron que principalmente seis de los diez parámetros (NH_3 , CND , PT , NO_3 , TUR y T) permitieron la ordenación de sitios y de taxa que forman parte de la comunidad íctica, mostrando la relación de las especies con la calidad del agua y sitios de registro 2001-2006.

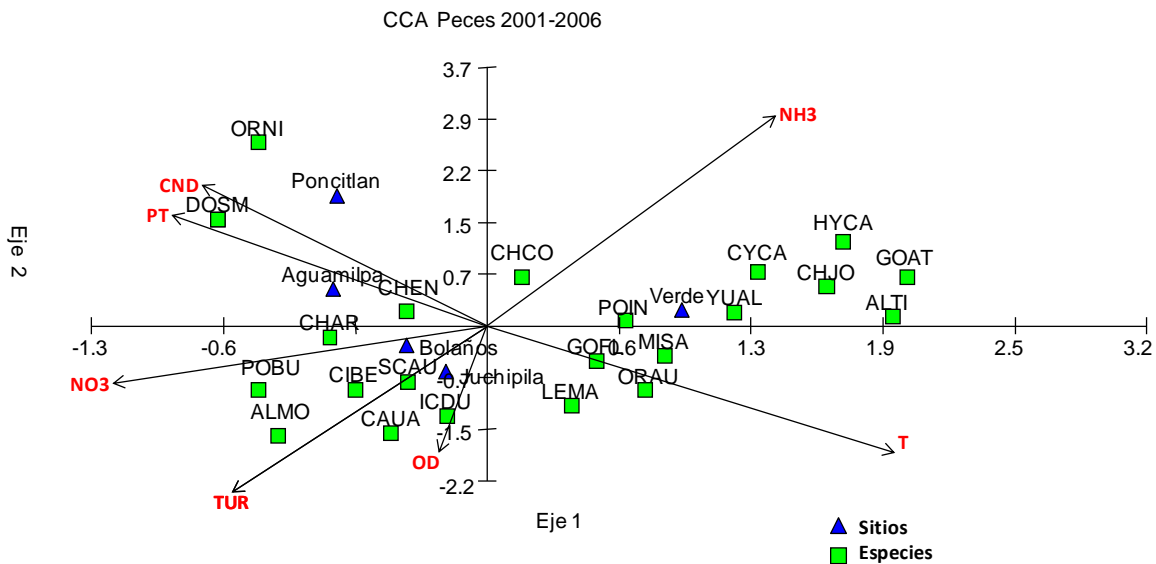


Figura 67. Análisis de Correspondencia Canónica.

El porcentaje de la varianza explicada por los dos primeros ejes correspondió al 64% de las correlaciones que se establecen entre las especies y los parámetros ambientales (Tabla 21).

Tabla 21. Eigenvalores del CCA 2001-2006

Eigenvalores	Eje 1	Eje2	Eje 3
	0.572	0.344	0.165
Porcentaje	40.198	24.161	11.584
Porcentaje acumulado	40.198	64.358	75.942
Correlaciones canónicas Especies - parámetros	0.996	0.979	0.995

Las especies asociadas al eje 1 positivo fueron: *Poeciliopsis infans* (POIN), *Yuriria alta* (YUAL), *Cyprinus carpio* (CYCA), *Hybopsis calientis* (HYCA), *Chirostoma jordani* (CHJO), *Goodea atripinnis* (GOAT) y *Algansea tincella* (ALTI) orientadas al río Verde y cuya presencia está determinada por el nitrógeno amoniacal NH₃. Hacia el eje 2 negativo están *Gobiesox fluviatilis* (GOFL), *Micropterus salmoides* (MISA), *Oreochromis aureus* (ORAU) y *Lepomis macrochirus* (LEMA) influenciadas por la temperatura T. Hacia el eje 1 negativo, en Aguamilpa y Poncitlán se presentan los taxa *Chapalichthys encaustus* (CHEN), *Dorosoma smithi* (DOSM), *Oreochromis niloticus* (ORNI) y *Chirostoma arge* (CHAR) asociados a los parámetros como la conductividad específica (CND) y fósforo total (PT).

Finalmente hacia los sitios Juchipila y Bolaños se orientan las especies: *Poecilia butleri* (POBU), *Algansea monticola* (ALMO), *Cichlasoma beani* (CIBE), *Scartomyzon austrinus* (SCAU), *Ictalurus dugesii* (ICDU) y *Carassius auratus* (CAAU), determinadas por los parámetros ambientales de nitratos (NO₃), oxígeno disuelto (OD) y turbidez (TUR).

VI.1 Discusión

Con la adopción del enfoque eco-sistémico, se han reconocido las condiciones, procesos y efectos que tiene lugar para mantener los ecosistemas acuáticos. De esta forma la calidad del agua, representa un efecto que resulta de las características y eventos naturales del sistema y las alteraciones provocadas por el hombre, no solo por las descargas que aporta a los cuerpos de agua, sino también por los cambios en el uso del suelo y modificaciones de los patrones hidrológicos, de erosión y transporte de sedimentos. De esta forma, los parámetros de calidad del agua que pudieron analizarse a través del tiempo por su disponibilidad de datos, representan parte de este enfoque.

En las estaciones correspondientes a la parte alta, donde a pesar del sistema de presas en cascada (siete), el agua a lo largo del tramo hasta aguas

abajo de la presa Santa Rosa, exhibió una tendencia al deterioro por exceso de cargas orgánicas; que aún acumulándose en los embalses menores y en el de la propia presa de Santa Rosa a aproximadamente 190 km del lago de Chapala, aún reflejan efectos a la biota a lo largo del cauce y aguas debajo de éstas, en las concentraciones de oxígeno disuelto, que en todos los casos fueron inferiores a 4 mg/L como límite que permite la protección de la vida acuática. Esta condición se recupera hacia el sitio Aguamilpa ubicado a más de 300 km aguas abajo donde hasta 2006 el río podía fluir de manera continua. De este año en adelante la presencia de la presa del Cajón ubicada en la cola del embalse de Aguamilpa ha modificado estas condiciones.

Además la tendencia en el incremento de las concentraciones de DBO5 y DQO a partir de 1981 en la parte alta, se asocian a condiciones de deterioro de las condiciones naturales del río, en lo que se refiere a su capacidad de asimilación de las cargas de materia orgánica (Figuras 56 y 57). Esta condición contrasta con el segmento de Aguamilpa hacia aguas abajo que exhibe concentraciones menores y con tendencia hacia su disminución (Figuras 62 y 63) (Prati, 1971; Conagua, 2010; Droste, 1997).

Estas mismas tendencias se presentan para los coliformes fecales; en la parte alta del río señalaron un incremento paulatino hasta 1985, cuando se estabilizaron y se han mantenido con una tasa muy baja de crecimiento hasta 2007, aunque con valores muy superiores, hasta de cuatro órdenes de magnitud, del límite señalado para la protección de la vida acuática (Conagua-LFD, 2009). Mientras que de Aguamilpa hacia aguas abajo las concentraciones a partir de 1998 comenzaron a decaer (Figura 64).

La liberación de fósforo de los sedimentos en los embalses de la parte alta de la cuenca y su liberación aguas abajo, así como el incremento de la población y las tierras abiertas al cultivo podría relacionarse con la tendencia al incremento de los ortofosfatos, muy por encima del criterio ecológico para la protección de la vida acuática. Helfman (2007), ha señalado que los ríos procesan y asimilan las cargas de fósforo superiores a 0.1 mg/l, mientras que los embalses pueden clasificarse

como enriquecidos de este nutriente cuando exhiben concentraciones de 0.05 mg/L, de tal forma que las concentraciones que tienen impacto menor en los ríos, pueden alterar significativamente los embalses.

La tendencia en el incremento de las concentraciones de nitrógeno amoniacal también señaló en la parte alta del río, probables efectos tóxicos sobre al biota, aunque hacia aguas abajo con los datos disponibles no se logró establecer la tendencia.

Al integrar el análisis de la calidad del agua con la abundancia de las especies mediante el análisis de correspondencias canónicas no se busca obtener información sobre la estructura de la comunidad, sino únicamente la interrelación que existe entre las abundancias de las especies con las variables ambientales en el arreglo espacial de los sitios (Figura 67). Los resultados se deben considerar como una prospección, ya que se han agrupado, tanto los datos de calidad del agua y las abundancias por periodo de desarrollo hidráulico. Por ello, se incluyó un número mayor de variables recomendadas para este tipo de análisis, que mostraron incluso no ser tan independientes entre sí, así como se seleccionaron las de mayor correlación canónica OD, TUR y T.

Para la etapa de análisis 2001 -2006 solo tres especies *Chapalychthis encaustus*, *Oreochromis niloticus* y *Dorosoma smithi* se orientan hacia el río Santiago (sitios Poncitlán y Aguamilpa) y se asocian a parámetros ambientales como la conductividad específica y fósforo total (Figura 16). En este análisis los ríos Juchipila y Bolaños agrupan siete especies: *Chirostoma arge*, *Poecilia butleri*, *Algansea monticola*, *Cichlasoma beani*, *Scartomyzon austrinus*, *Ictualurus dugesii* y *Carassius aureatus*, que responden a condiciones ambientales asociadas a los nitratos y turbidez principalmente.

Como resultado de los análisis de este capítulo se han confirmado las condiciones ambientales determinadas por la distribución, magnitud y frecuencia de los parámetros fisicoquímicos analizados en el apartado V.1.2.

Mientras que el ordenamiento de los sitios también ha resultado concordante con los obtenidos para el agrupamiento de los sitios en función de las variables fisicoquímicas, que separaron dos grandes bloques hacia aguas arriba con la estación La Yesca como de condiciones intermedias y hacia aguas abajo de Aguamilpa en la (Figura 24), así como con el agrupamiento en función de la abundancia temporal de las especies, donde únicamente se relacionaron la parte alta del río Santiago con el río Verde, los ríos Juchipila y Bolaños, así como los registros de los sitios que se estudiaron durante 1991 y 1998 para la presa Aguamilpa y San Rafael (Figura 32).

VII. CONCLUSIONES Y PERSPECTIVAS

VII.1 Conclusiones

Con el desarrollo de este trabajo se logró conjuntar y analizar la información histórica tanto de la calidad del agua como de la comunidad íctica de la cuenca del Río Santiago.

En el caso de la calidad del agua se mostró el deterioro ambiental que se ha provocado en el área de estudio, mismo que presentó una regionalización, dividiendo a la cuenca en dos grandes tramos, uno superior que termina hasta el sitio de La Yesca que muestra condiciones de alta degradación de la calidad del agua, que paulatinamente se recupera aguas abajo hacia la Aguamilpa y de aquí hacia la desembocadura. La condición crítica de los parámetros analizados también se mantuvo a menor escala para los tributarios.

Se identificaron los regímenes de variabilidad de los parámetros estudiados, así como los valores extremos de condiciones de menor y alto deterioro en las distintas subcuencas y en la corriente principal, que representan las condiciones a mantener o mejorar en cada caso. Aunque se reconoce que se requiere de mayor refinamiento y el análisis por tramos dependiendo del tipo descargas, capacidad de autodepuración de las corrientes e interacciones con los sedimentos.

Los parámetros críticos, tales como el oxígeno disuelto, la conductividad específica, nitrógeno amoniacal, nitratos, pH y ortofosfatos, mostraron condiciones bajo las cuales la comunidad íctica tiene escasas posibilidades de desarrollar organismos sanos. Esta condición, aunada al conjunto de presas en cascada hasta el sitio Salto de Juanacatlán, representa un estrés muy importante para las especies que solo habitan o habitaban la parte alta del Santiago el río Verde.

En esta región, el desarrollo de presas como Santa Rosa de 114 m de altura en 1964 aisló poblaciones de los ríos Santiago, Verde y Juchipila, además de mantener condiciones de embalse en aproximadamente 40 km del río. Mientras que Aguamilpa en 1994, aisló las poblaciones de los ríos Bolaños y Huaynamota,

creando condiciones de embalse en 60 km del río Santiago y 20 km del Huaynamota. De esta forma durante 30 años aún se conservaron condiciones lóxicas en aproximadamente 230 km entre ambas, condición que se modificó con la construcción y llenado del vaso del Cajón en 2006 con un embalse de 60 km de largo sobre el río y con la Yesca cuyo embalse se creará en 2012 con cerca de 50 km de largo.

En lo que corresponde a la comunidad de peces, se demostraron los enunciados de la hipótesis de estudio en esta importante cuenca de la región de la Mesa Central, puesto que la distribución de las especies mostró su respuesta a los eventos subcontinentales que se han señalado para la región, que han explicado la distribución y especiación de importantes familias de la cuenca como los Atherinopsidae, Goodeidae, Cyprinidae y Poeciliidae.

En lo que se refiere a los eventos locales de disminución y fragmentación del hábitat por el desarrollo hidráulico, la contaminación del agua y la introducción de especies, a partir de los cambios en la composición histórica de la comunidad íctica se identificaron tanto la reducción de la riqueza específica de los peces nativos y endémicos, así como el incremento de los taxa introducidos y bajo riesgo.

De esta forma, se determinó la distribución histórica espacial y temporal de 44 especies a lo largo de 450 km del río Santiago, con el 50% de esta longitud actualmente embalsada, y en las subcuencas de sus tributarios, ríos Verde, Juchipila, Bolaños y Huaynamota.

Se reconocieron las variaciones temporal y espacial en la riqueza y abundancia de especies en distintos tramos del río Santiago, dentro de las limitaciones que impusieron la escasez de colectas completas para algunos sitios y fechas de registros, así como la consistencia de muestreos en sitios históricos representativos.

No obstante, en los sitios con una mayor colección de datos pudieron probarse los efectos de los eventos locales señalados, relacionados

principalmente con el deterioro y fragmentación del hábitat por el desarrollo hidráulico de la cuenca. Así como los momentos en que fueron introducidas y la persistencia de especies exóticas en la cuenca.

Aún cuando se ordenaron los datos y realizaron los mapas para comparar temporal y espacialmente la presencia de especies, está resultó limitada, ya que sólo dos décadas, las de 1960 y 1990, contaron un buen número de registros, y estos contuvieron el mayor número de familias y especies colectadas. Para estas décadas la introducción de especies en los grandes embalses que se crearon, tales como *Oreochromis aureus*, *Micropterus salmoides*, *Cyprinus carpio* e *Ictalurus punctatus* se refleja en los registros, además la SAGARPA (2007), ha señalado la importancia de la pesquería de tilapias y especies asociadas en el embalse de Aguamilpa, el cuerpo de agua interior más grande del estado de Nayarit (11,000 ha), pues esta actividad alcanzó las 5000 toneladas en 2006, representando las mojarras el 98% de dichas capturas. Así, los cambios en las comunidades de peces por la introducción de especies y su re-ensamblaje posterior a la creación de embalses están poco documentada.

A través del análisis histórico, además de la composición de la comunidad y la abundancia relativa de las especies en las distintas regiones que se distinguieron del río Santiago y en sus tributarios, se identificó la estructura de los grupos funcionales de la comunidad íctica para diferentes décadas. De esto resultó que las décadas de los años 60 y 90 proporcionaron mayor información sobre la ictiofauna de referencia de la cuenca, por lo que los registros pueden ser utilizados para estudios comparativos futuros, sobre todo los correspondientes a algunos tramos del río que actualmente se encuentran embalsados por las presas Aguamilpa, El Cajón y próximamente La Yesca.

Por lo anterior, resulta urgente establecer las localidades tipo donde se pueda dar seguimiento a los cambios en la comunidad íctica de la cuenca sobre todo en los escasos tramos de río que aún se conserven entre la enorme barrera que representan los embalses continuos de entre 40 y 60 km de longitud.

Con base en los límites de su distribución altitudinal y el registro por décadas de las especies, se reconocieron los taxa bajo riesgo actual o potencial por su nulo o escaso registro en las últimas décadas y por la fragmentación de poblaciones, de acuerdo a las áreas geográficas que deberían ocupar las especies como parte de intervalo de distribución natural.

Parte de estas especies ya se encuentran dentro de la NOM-059-SEMARNAT-2010, principalmente enlistadas como amenazadas (10), o bien reconocidas a nivel internacional como habitantes de una cuenca hidrológica altamente modificada, donde un importante número de especies (17-23) se han clasificado como amenazadas, en peligro, extintas, o posiblemente extirpadas de la naturaleza debido a: destrucción o reducción del hábitat, sobreexplotación (comercial, científica, educacional, recreativa), afectadas por enfermedades o parasitismo, efectos de especies exóticas, hibridación, competencia. En este trabajo se reconocieron once especies en riesgo potencial, seis de ellas requieren de atención urgente por su nulo registro en las colectas, restricciones en su intervalo de distribución y pertenencia a grupos funcionales reproductivos y alimentarios especializados y con baja tolerancia al deterioro. La variación en términos de los grupos funcionales también señaló disminución en el número de especies sensibles e incremento de las tolerantes.

Por lo antes expuesto, resulta valioso el análisis histórico espacio-temporal presentado en este trabajo a partir del cual pueden establecerse hipótesis sobre la presencia o ausencia de especies en distintos cuerpos de agua y tramos de ríos de la cuenca del Santiago y sus tributarios.

Debido a los esfuerzos que se han realizado para integrar la información sobre la biodiversidad acuática en la CONABIO, resulta importante considerar los requerimientos para que nuevos registros puedan ser ingresados a dicha base, incorporando incluso observaciones y datos sobre el hábitat y atributos de la especie y comunidad donde se captura.

VII.2 Perspectivas

Las perspectivas para el desarrollo de estudios integrales o ecosistémicos de las cuencas señalan que las modificaciones a los hábitat de las especies deben identificarse no solo a partir de las alteraciones de la calidad del agua, sino integrando más variables relacionadas con las alteraciones hidrológicas derivadas de la infraestructura hidráulica de presas, o grandes extracciones, que modifican la geohidrología de los lechos del río y áreas de inundaciones adyacente. Asimismo, deben correlacionarse con los cambios en el uso del suelo, escurrimientos y contaminación difusa.

Tanto en el ordenamiento de cuencas, los programas de manejo de áreas naturales protegidas, la evaluación ambiental estratégica regional o sectorial y en los planes de manejo, monitoreo y seguimiento de impactos acumulativos, debe considerarse la integración del hábitat a los objetivos ambientales de conservación y recuperación de la biodiversidad o especies emblemáticas.

Se busca fundamentalmente establecer las condiciones base o previas al deterioro para establecer los objetivos de conservación o recuperación para los tramos o micro cuencas de grandes ríos como el de este estudio.

Aunque las bases históricas no son tan robustas permiten comparar monitoreos actuales de peces con colectas que se realizaron hace 30 o más años, y contribuyen a determinar y diseñar los objetivos de conservación para las especies en riesgo, incluyendo aquellos que se relacionen con la recuperación de las condiciones de su hábitat.

Un manejo especial se requiere para las especies anádromas y catádromas, las pesquerías fluviales y el ordenamiento fluvial integrado. Reconocer y proteger estos enlaces y procesos críticos resulta importante, ya que las poblaciones de peces se considera que continuarán declinando.

La protección de la biodiversidad acuática, por tanto, se está volviendo una tarea importante a diferentes escalas para proteger comunidades específicas o regiones como la de la cuenca del río Santiago en la que aún quedan grandes áreas e importantes comunidades ícticas por preservar.

VIII. LITERATURA CITADA

- Abell, R., D.M. Olson, E. Dinerstein, P. Hurley, J.T. Diggs, W. Eichbaum, S. Walters, W. Wettengel, T. Allnutt, C. Loucks, and P. Hedao. 2000. Freshwater ecoregions of North America: A conservation assessment. Island Press. Washington, D.C., USA. 319 pp.
- Abell, R., M. L.Thieme, C. Revenga, M. Bryer, M. Kottelat, N. Bogutskaya ,B. Coad, N. Mandrak, S. Contreras Balderas, W. Bussing, M.L.J. Stiassny, P. Skelton, G.R. Allen, P. Unmack, A. Naseka, R. Ng, N. Sindorf, J. Robertson, E. Armijo, J.V. Higgins, T.J. Heibel, E. Wikramanayake, D. Olson, H.L. López, R.E. Reis, J.G. Lundberg, M.H. Sabaj Pérez and P. Petry. 2008. Freshwater Ecoregions of the World: a new map of biogeographic units for freshwater biodiversity conservation. *BioScience* 58 (5): 403-414.
- Aguilar-Aguilar, R., R. Contreras-Medina, A. Martínez-Aquino, G. Salgado-Maldonado y A. González-Zamora. 2005. Aplicación de análisis de parsimonia de endemismos (PAE) en los sistemas hidrológicos de México. Un ejemplo con helmintos parásitos de peces dulceacuícolas. In: *Regionalización Biogeografía en Iberoamérica y tópicos afines*. Editores Jorge Llorente Bousquets Juan J Morrone. UNAM 577 pp.
- AICISA. 2003. Aqua Innova Consultoría e Ingeniería, S.A. de C.V. Identificación, muestreo y análisis de las descargas contaminantes de los ríos Santiago y Verde, en el estado de Jalisco. Agosto de 2004. Informe Final. Inédito.
- Allan, J. D. and A. Flecker. 1993. Biodiversity conservation in running waters. *BioScience* 43: 32–43.
- Allan, J. D. 1995. *Stream ecology: structure and function of running waters*. Chapman and Hall, London. 388 pp.
- Anderson, E.P., M. C. Freeman and C. M. Pringle. 2006. Ecological consequences of hydropower development in Central America: Impacts of small dams and

- water diversion on neotropical stream fish assemblages. *River Research and Applications*. 22 (4): 397- 411.
- AYMA Ingeniería y Consultoría, S.A. de C.V. 2006. Identificación y Caracterización de Fuentes de Contaminación de las Cuencas Directa del Río Santiago entre los municipios de Ocotlán y Tonalá, y Directa del Río Zula. Informe final. Inédito.
- Barbour, C.D. 1973a. The systematics and evolution of the genus *Chirostoma*, Swainson (Pisces, Atherinidae). *Tulane Studies in Zoology and Botany* 18 (3): 97–141.
- Barbour, C.D. 1973b. A biogeographical history of *Chirostoma* (Pisces, Atherinidae): a species flock from the Mexican plateau. *Copeia* (3): 533–556.
- Barbour, C. D. and R. R. Miller. 1978. A revision of the Mexican cyprinid fish genus *Algansea*. Univ. Michigan Mus. Zool., *Misc. Pub.* 155: 1–72.
- Barbour, C. D. and B. Chernoff. 1984. Comparative morphology and morphometrics of the pescados blancos (genus *Chirostoma*) from Lake Chapala, México. In: Echelle A.A. and Kornfield I. (Eds.). *Evolution of fish species flocks*. University of Maine Pres. U.S.A. 111–127.
- Barceló, D. y M.J. López de Alda. 2008. Contaminación y calidad química del agua: el problema de los contaminantes emergentes. Panel científico-técnico de seguimiento de la política del agua (Instituto de Investigaciones Químicas y Ambientales (CSIC) Barcelona.
- Baron, S. Jill, N. LeRoy Poff, P. L. Angermeier, C. N. Dahm, P. H. Gleick, N. G. Hairston, Jr., R. B. Jackson, C A. Johnston, B. D. Richter y A. D. Steinman. 2003. Ecosistemas de Agua Dulce Sustentables. Ecological Society of America. *Tópicos en Ecología*. (10)

- Begon, M., J.L. Harper and C.R. Townsend. 1996. *Ecology: individuals, populations and communities*. 3rd ed. Blackwell Science, Cambridge. 1068 pp.
- Birgitta, M. R., R. Jansson and C. Nilsson. 2010. Effects of hydropower generation and opportunities for environmental flow management in Swedish riverine. *Freshwater Biology*. 55 (1): 49–67.
- Bradley, S., N. Fisher and C. Davidson. 1998. The role of natural history collections in documenting species declines. *Trends in Ecology and Evolution*. 13, (1): 27-30.
- Brasher, A. 2003. Impacts of human disturbances on biotic communities in Hawaiian streams. *Bioscience* 53: 1052–1060.
- Brismar, A. 2004. Attention to impact pathways in EIS's of large dam projects. *Environmental Impact Assessment Review* 24, 59–87
- Castro-Aguirre, J. L., H. S. Espinosa-Pérez y J. J. Schmitter-Soto. 1999. *Ictiofauna Estuarino-Lagunar y Vicaria de México*. Instituto Politécnico Nacional y Editorial Limusa S.A. de C. V. Cd. de México. 711 pp.
- CEAS Comisión Estatal de Agua y Saneamiento, Octubre 2008. "Estudio de Monitoreo y Modelación de la Calidad del Agua de los Ríos Santiago y Verde, en el Estado de Jalisco". Doc. Inédito.
- CE-CCA-001/89 Criterios Ecológicos de calidad del agua. SEMARNAT. 1990. Gaceta 6. México.
- CEQ Council of Environmental Quality. 2003. Canadian Water Quality Guidelines for Aquatic Life Protection. Nitrate ion. Canadian Council of Ministers of the Environment.
- Chapman, D. 1996. Water Quality Assessments - A Guide to Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring - Second Edition WHO by F and FN. 651 p.

- Chiapa H. L. y H. Marengo M. 2008. Criterios de diseño de presas de enrocamiento con cara de concreto. Memorias del XX Congreso Nacional de Hidráulica. Toluca, México. 164 pp.
- Conagua. 2010. Estadísticas del Agua en México. Comisión Nacional del Agua.
- Conagua-IMTA. 2009. Estudio de actualización de la disponibilidad y balance hidráulico e aguas superficiales de la Región hidrológica No. 12 Río Santiago, utilizando el modelo Archydro. Convenio CNA-OCLSP-JAL-CONV-002-2008. Informe Final. 243 pp.
- Conagua-LFD. 2009. Ley Federal de Derechos (Disposiciones aplicables en materia de aguas nacionales). México. 67 pp.
- Contreras-Balderas, S., and M. A. Escalante-Cavazos. 1984. Distribution and known impacts of exotic fishes in Mexico. In *Distribution, biology, and management of exotic fishes*, edited by W.R. Courtenay Jr. and J.R. Stauffer Jr. Baltimore, Johns Hopkins University Press, pp. 102-30
- Contreras-Balderas, S. 2000a. Annotated checklist of introduced invasive fishes in Mexico with examples of some recent introductions. In: Claudi R. and Leach J. (Eds). *Non-indigenous freshwater organisms: vectors, biology and impacts*. Lewis Publishers. USA. 33-54.
- Contreras-Balderas, S. 2000b. Biogeografía mexicana de peces continentales. México. 2: 80–84.
- Contreras–Balderas, S. 2005. María de Lourdes Lozano Vilano and María E. García Ramírez. Historical changes in the Index of Biological integrity for the lower Río Nazas, Durango, México. *American Fisheries Symposium* 45:225-237.
- Contreras-Balderas, S., G. Ruiz-Campos, J. J. Schmitter-Soto, E. Díaz-Pardo, T. Contreras-McBeath, M. Medina-Soto, L. Zambrano-González, A. Varela-Romero, R. Mendoza-Alfaro, C. Ramírez-Martínez, M. A. Leija-Tristán, P. Almada-Villela D. A. Hendrickson and J. Lyons. 2008. Freshwater fishes

and water status in Mexico: A country-wide appraisal. *Aquatic Ecosystem Health and Management* 11: 246–256.

Cottler, H. y D.S. Gutiérrez. 2005. Inventario y evaluación de presas de las Cuenca Lerma-Chapala. Instituto Nacional de Ecología (INE) México.

De Buen, F. 1940. Lista de peces de agua dulce de México. En preparación de su catálogo. Est. Limnol. De Pátzcuaro No. 2. Depto. De la Marina Nal. Depto. de Pesca e Indust. Marítimas.

De la Vega–Salazar, M. Y., E. G. Avila-Luna and C. Macías-Garcia. 2003a. Threatened fishes of the word: Zoogoneticus tequila (Webb and Miller 1998) (Goodeidae). *Env. Biol. Fish.* 68:14.

De la Vega-Salazar, M. Y., E. Avila-Luna, and C. Macías-Garcia. 2003b. Ecological evaluation of local extinction: the case of two genera of endemic mexican fish, Zoogoneticus and Skiffia. *Biodiversity and Conservation.* 12 (10): 2043-2056.

De la Vega-Salazar, M.Y. 2006. Estado de conservación de los peces de la familia Goodeidae (Cyprinodontiformes) en la Mesa Central de México. *Rev. Biol. Trop.* 54 (1) : 163-177.

Díaz Pardo, E., M.A. Godínez Rodríguez, E. López López y E. Soto Galera. 1993. Ecología de los peces de la cuenca del río Lerma. México. *Anal. Esc. Nal. de Cienc. Biol.* I.P.N. 39: 103-127

Díaz-Pardo, E. 2003a. Sistematización de la Colección Nacional de Peces Dulceacuícolas Mexicanos de la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas, IPN. Instituto Politécnico Nacional. Escuela Nacional de Ciencias Biológicas. Bases de datos SNIB-CONABIO Proyecto No. T027. México, D.F.

Díaz-Pardo, E. 2003b. Peces en riesgo de la Mesa Central de México. Instituto Politécnico Nacional. Escuela Nacional de Ciencias Biológicas. Bases de datos SNIB-CONABIO proyecto No. W039. México, D.F.

- Díaz- Pardo, E. 2008. Caracterización del subsistema biótico en el Sistema de energía renovable Moctezuma. Informe Técnico Final para la Comisión Federal de Electricidad, México. 104 pp.
- Díaz-Pardo, E. 2009. Sistematización de la Colección de Peces del Centro de México. Universidad Autónoma de Querétaro, Facultad de Ciencias Naturales. Bases de datos SNIB-CONABIO Proyecto No. EC-007, México, D.F.
- Doadrio, I. and O.Domínguez-Domínguez. 2004. Phylogenetic relationship within the fish family Goodeidae based on cytochrome b sequence data. *Mol Phylogenet Evol.* 31(2): 416–430.
- Domínguez-Domínguez, O., L. Boto, F. Alda, F. Pérez-Ponce De León, and I. Doadrio. 2007. Human Impacts on Drainages of the Mesa Central, Mexico, and Its Genetic Effects on an Endangered Fish, *Zoogoneticus quitzeoensis*. *Conservation Biology.* 21 (1): 168–180.
- Domínguez-Domínguez, O., L. Zambrano, L. H. Escalera-Vázquez, R. Pérez-Rodríguez y G. Pérez-Ponce de León. 2008. Cambio en la distribución de goodeidos (Osteichthyes: Cyprinodontiformes: Goodeidae) en cuencas hidrológicas del centro de México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 79 (2): 501- 512.
- Drástik, V., J. Kubecka, M. Tuser, M. Cech, J. Frouzova, O. Jarolim and M. Prechalova. 2008. The effect of hydropower on fish stocks: comparison between cascade and non-cascade reservoirs. *Hydrobiologia*, 609 (1):25–36
- Droste, L. R. 1997. *Theory and Practice of Water and Wastewater Treatment*, John Wiley and Sons. New York, NY, 800 pp.
- Dyer, S. D. C.E. White-Hull and B.K. Shephard. 2000. Assessments of Chemical Mixtures via Toxicity Reference Values Overpredict Hazard to Ohio Fish Communities. *Environ. Sci. Technol.*, 2000, 34 (12): 2518–2524.

- EPA. 1986. Quality Criteria for Water. Environmental protection Agency. 440/5-86-001. Gold Book.
- Espinosa-Pérez, H., M.T. Gaspar y P. Fuentes. 1993. Listados faunísticos de México III. *Los peces dulceacuicolas mexicanos*. Inst. Biol. UNAM. 99 pp.
- Espinosa-Pérez, H., M.T. Gaspar-Dillanes, P. Fuentes-Mata y V. Arenas. 1998. Notas acerca de la ictiofauna mexicana. Inst. de Biol. UNAM. México.
- Espinosa-Pérez, H. 1999. Informe final* del Proyecto K006. Conabio. Listado de Peces Mexicanos. Inst. de Biol. UNAM. México.
- Espinosa-Pérez, H. 2001. Computarización de la Colección Nacional de Peces del Instituto de Biología UNAM. Proyecto SNIB-CONABIO T023. México, D.F.
- Falke, J.A. and K.B. Gido. 2006. Spatial effects of reservoirs on fish assemblages in great plains streams in Kansas, USA. *River Research and Applications*. 22: (1) 55-68.
- FAO 2001. *Dams, fish and fisheries opportunities, challenges and conflict resolution*. Marmulla, G. (ed.). Fisheries technical paper 419. Rome, 166 pp.
- Fausch, K. D., J. Lyons, P. L. Angermeier and J. R. Karr. 1990. Fish communities as indicators of environmental degradation. *Am. Fish. Soc. Symp.* 8, 123–144.
- Ferreira, T., J. Oliveira, N. Caiola, A. De Sostoa, F. Casals, R. Cortes, A. Economou, S. Zogaris, D. Garcia-Jalon, M. Ilhe U, F. Martinez-Capel, D. Pont, C. Rogers, and J. Prenda. 2007. Ecological traits of fish assemblages from Mediterranean Europe and their responses to human disturbance. *Fisheries Management and Ecology*. 14: 473–481.
- Freitas, C. E., M. Petrere and W. Barrella. 2005. Natural and artificially-induced habitat complexity and freshwater fish species composition. *Fisheries Management and Ecology* 12: 63–67.

- Froese, R. and D. Pauly, Editors. 2009. FishBase. World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org, version 09/2009).
- Garrido-Pérez, A., M. L. Cuevas, H. Cotler, D.I. González y R. Tharme. 2010. Evaluación del grado de alteración hidrológica de los ríos y corrientes superficiales de México. *Investigación Ambiental*. 2(1): 25-46.
- Gesundheit, P y C. Macias-García. 2005. Biogeografía cladística de la familia Goodeidae (Cyprinodontiformes) en *Regionalización Biogeografía en Iberoamérica y tópicos afines*. Editores Jorge Llorente Bousquets Juan J. Morrone. UNAM 577 pp.
- Gido, K. B., and J. H. Brown. 1999. Invasion of North American drainages by alien fish species. *Freshwater Biology*. 42:387-399.
- Gilbert, C.R. 1976. Composition and derivation of the North American Freshwater fish fauna. *Fla. Sci.* 39(2):104-111.
- Giller, P. S. 1984. *Community Structure and the Niche*. Chapman and Hall, London. 186 pp.
- Gutiérrez-Hernández, A. 2003. Análisis limnológico e ictiofaunístico del embalse Zimapán Querétaro –Hidalgo. Tesis de Doctorado en Ciencias-Recursos bióticos. Facultad de Ciencias Naturales. Universidad Autónoma de Querétaro. México. 139 pp.
- Guzmán-Arroyo, M. (ed.) 1995. *La Pesca en el Lago de Chapala: Hacia su Ordenamiento y Explotación Racional*. Univ. Guadalajara, Conagua., 302 pp.
- Guzmán-Arroyo, M. 1998. Los lagos naturales del Eje Neovolcánico. Taller sobre regionalización de las cuencas hidrográficas y biodiversidad en México. CONABIO. México.
- Guzmán-Arroyo, M. y J. Lyons. 2003. Los peces de las aguas continentales del Estado de Jalisco, México Análisis Preliminar. E-Gnosis. Año/vol. 1 Universidad de Guadalajara. Mexico. Disponible en línea en:

<http://redalyc.uaemex.mx/pdf/730/73000112.pdf> (consultado el 10 septiembre 2010).

- Guzmán-Arroyo, M., A. Orbe M., R. Maciel M. y M. López Hernández. 2009. El impacto de la "PH Aguamilpa" en las especies pesqueras, en la Cuenca Baja del Río Santiago, Nayarit. *En: Estudios de la Cuenca del Río Santiago. Un enfoque multidisciplinario*. Salvador Peniche Campos y Manuel Guzmán Arroyo (Compiladores). Universidad de Guadalajara, pp. 175-188.
- Habit, E., M., C. Belk and O. Parra. 2007. Response of the riverine fish community to the construction and operation of a diversion hydropower plant in central Chile. *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.* 17: 37–49
- Hartley-Alcocer, A. G. 2007. Tilapia as a global commodity; a potential role for Mexico?. PhD Thesis submitted to the University of Stirling. Institute of Aquaculture. University of Stirling. Scotland, UK 279 pp
- Havel, J. E., C. E. Lee and J. V. Zanden. 2005. Do reservoirs facilitate invasions into landscape), *BioScience*. 55 (6) : 518-525.
- Helfman, G. S., B. B. Collette and D. E. Facey. 1997. *The diversity of fishes*. Blackwell Science: Oxford, U.K.. 528 p.
- Helfman, G. S. 2007. Fish Conservation. A guide to understanding and restoring global aquatic biodiversity and fishery resources. Island Press. U.K. .584 pp.
- Helmus, M.R., K. Savage, M.W. Diebel, J.T. Maxted and A.R. Ives. 2007. Separating the determinants of phylogenetic community structure. *Ecology Letters* 10: 917–925.
- Hughes, R. M. and Oberdorff, T. 1999. Applications of IBI concepts and metrics to waters outside the United States and Canada. Pages 79-93 in T. P. Simon, editor. *Assessing the sustainability and biological integrity of water resource quality using fish communities*. CRC Press, Boca Raton, Florida.

- Hughes, R. M., J. N. Rinne and B. Calamusso. 2005. Introduction to historical changes in large river fish assemblages of the Americas. *American Fisheries Symposium* 45:1 -12.
- Huidobro-Campos L. 2000. Peces. En: Organismos indicadores de la calidad del agua y de la contaminación (bioindicadores). Guadalupe de la Lanza Espino, Salvador Hernández Pulido y José Luis Carbajal Pérez (Compiladores). Semarnap. CNA IB-UNAM. Plaza y Valdez. México. pp. 165-294.
- IMTA. 2006. Evaluación de los estudios ambientales y de saneamiento en el Proyecto Arcediano, asesoría y seguimiento para la creación del distrito de control ambiental. Proyecto No. TH-0621. Informe Final. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. IMTA 2008 Informe de resultados del monitoreo del Río Santiago y Arroyo El Ahogado. CEAS Jalisco. Inédito.
- INEGI. 2007 Anuario Estadístico del Estado de Jalisco.
- INEGI-INE-CONAGUA. 2007. Mapa de Cuencas Hidrográficas de México (escala 1:250,000) Producto derivado de la obra primigenia INE (2003) "Cuencas Hidrográficas de México" escala 1:250,000". Elaborado por Priego A.G., Isunza E., Luna N. y Pérez J.L.
- Jelks, H.L., S.J. Walsh, N.M. Burkhead, S. Contreras-Balderas, E. Díaz-Pardo, D.A. Hendrickson, J. Lyons, N.E. Mandrak, F. McCormick, J.S. Nelson, S.P. Platania, B.A. Porter, C.B. Renaud, J. J. Schmitter-Soto, E.B. Taylor and M.L. Warren, Jr. 2008. Conservation status of imperiled North American freshwater and diadromous fishes. *Fisheries* 33(8):372-407.
- Johnson, D.E. 2000. Métodos Multivariados Aplicados al Análisis de Datos. International Thomson Editores. México. 566 pp.
- Jungwirth, M., S. Muhar and S. Schmutz. 2000. Fundamentals of fish ecological integrity and their relation to the extended serial discontinuity concept. *Hydrobiologia* 422-423 (0): 85–97

- Karr, J. R. 1981a. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* 6 (6): 21-27
- Karr, J.R. and D.R. Dudley. 1981b. Ecological perspective on water quality goals. *Environmental Management* 5 (1):55-68.
- Karr, J. R. 1987. Biological monitoring and environmental assessment, a conceptual framework. *Environmental Management*. 11 (2): 249 -256
- Karr, J. R. 1991. Biological Integrity. A long – neglected aspect of water resource management. *Ecological Applications*. 1:66-84
- Karr, J. R. 2000. *Health, Integrity and Biological Assessment*. The importance of measuring whole things en Ecological Integrity (Integrating Environment, Conservation, and Health). Edited by David Pimentel, Laura Westra and Reed F. Noss. Island Press. pp 209 – 226.
- Krebs C.J. 1999. Ecological methodology. Benjamin/Cummings, 2nd Edition. 620 pp.
- López-López, E. y E. Díaz-Pardo. 1991. Cambios distribucionales de los peces del río de La Laja (Cuenca del río Lerma), por efecto de disturbios ecológicos. ENCB-IPN México. *Anal.de la Esc. Nal. de Cienc. Biol.* 35: 91-116.
- López-López, E. y P. Vallejo de Aquino. 1993. Peces dulceacuícolas mexicanos VIII. *Notropis sallei* (Cypriniformes: Cyprinidae). ENCB-IPN. México. *Zool. Informa* 25: 12–24.
- Lozano-Vilano, M. 2002. Repatriación del material ictiológico de 12 estados de la República Mexicana, depositado en la colección ictiológica de la Universidad de Tulane. Universidad Autónoma de Nuevo León. Facultad de Ciencias Biológicas. Departamento de Zoología de Vertebrados. Proyecto SNIB-CONABIO S056. México, D.F.
- Lyons, J. and S. Navarro-Pérez. 1990. Fishes of the Sierra de Manantlán, West Central Mexico. *The Southwestern Naturalist* 35 (1) 35 – 46.

- Lyons, J. 1992. Using the index of biotic integrity (IBI) to measure environmental quality in warm-water streams of Wisconsin. U.S. For. Serv., N. Cen. For. Exp. Stat., St. Paul, Minnesota, Gen. Tech. Report NC-149. 51 pp.
- Lyons, J., S. Navarro-Perez, P. A. Cochran, E. Santana and M. Guzman-Arroyo. 1995. Index of Biotic Integrity Based on Fish Assemblages for the Conservation of Streams and Rivers in West-Central Mexico. *Conservation Biology*. 9 (3) : 569-584
- Lyons, J., G. González-Hernández, E. Soto-Galera and M. Guzmán-Arroyo. 1998. Decline of freshwater fishes and fisheries in selected drainages of West Central Mexico. *Fisheries* 23 (4): 10-18.
- Lyons, J. and N. Mercado-Silva. 1999. Patrones taxonómicos y ecológicos entre comunidades de peces en ríos y arroyos en el oeste de Jalisco, México. *Anales del Instituto de Biología. UNAM Serie Zoología*. 70 (2) 169 -190.
- Lyons, J., A. Gutierrez-Hernandez, E. Diaz-Pardo, E. Soto-Galera, M. Medina-Nava, and R. Pineda-Lopez. 2000. Development of a preliminary index of biotic integrity (IBI) based on fish assemblages to assess ecosystem condition in the lakes of central Mexico. *Hydrobiologia* 418(1):57-72.
- Lyons, J. 2005. Fish assemblages, structure, composition and biotic integrity of the Wisconsin River. *American Fisheries Society Symposium*. 45:345-363.
- Mader, H. and C. Maier. 2008. A method for prioritizing the reestablishment of river continuity in Austrian rivers *Hydrobiologia*. 609 (1): 277–288.
- Magurran, A. E. 1988. *Diversidad Ecológica y su Medición. Ecological diversity and its measurement*. Princeton University Press, New Jersey, 179 pp.
- Manley, B. F. 2005. *Multivariate Statistical Methods: A primer*. 3rd ed. Chapman and Hall. USA. 214 pp.
- Margalef, R. 1990. *Limnología*. Ed. Omega. Barcelona 1101 pp.

- Martínez, F. E. 1994. Evaluación de la contaminación industrial y urbana en el Río Santiago tramo Ocotlán-Guadalajara Facultad de Agricultura. Guadalajara, Universidad de Guadalajara.
- Matthews, J. W. 1998. Patterns in freshwater fish ecology. Kluwer Academic Publishers. U.S.A. 756 pp.
- McCully, P. 1996. *Silenced Rivers: The Ecology and Politics of Large Dams*, Zed Books, London, UK. 350 pp.
- Mercado-Silva, N., J. D. Lyons, M. G. Salgado and N.M. Medina. 2002. Validation of a fish-based index of biotic integrity for streams and rivers of central Mexico. Review in *Fish Biology and Fisheries* 12; 179 -191.
- Mercado-Silva, N. and J. Lyons. 2004. Listado de Peces Potenciales y Observados en las Cuencas del Río Verde y Río Santiago (Jalisco, México) y consideraciones sobre el impacto de modificaciones a su hábitat. Peces en la Presa Arcediano. Preparado para: Fundación Manantlán para la Biodiversidad de Occidente, AC. 16 pp.
- Mercado-Silva, N., J. Lyons, E. Díaz-Pardo, A. Gutiérrez H., G.P. Ornelas, L.C. Pedraza and M.J. Vander-Zanden. 2006. Long-term changes in the fish assemblage of the Laja River, Guanajuato, Central Mexico. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 16 (5):533-546.
- Mercado-Silva, N. and M. R. Helmus and M. J. V. Zanden. 2009. The effects of impoundment and non-native species on a river food web in Mexico's central plateau. *River Research and Applications*. 25 (9):1090-1108.
- Miller, R. R. and M. L. Smith. 1986a. Origin and geography of the fishes of central Mexico, p. 487-517. In C. H. Hocutt and E. O. Wiley [ed.] *The zoogeography of North American freshwater fishes*. John Wiley and Sons. New York, NY.
- Miller, R. R. 1986b. Composition and Derivation of the Freshwater Fish Fauna of Mexico. *An. Esc. Nat. Cienc. Biol.* IPN. 30:121-153.

- Miller, R. R., D. Williams and J.E. Williams. 1989. Extinctions of North American fishes during the past century. *Fisheries* 14 (6): 22–38.
- Miller, R. R., W.L. Minckley and S.M. Norris. 2005. *Freshwater Fishes of Mexico* Published in association with the Museum of Zoology, University of Michigan. 652 p.
- Miller, R. R., W. L. Minckley, and S. M. Norris. 2009. Peces Dulceacuícolas de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad/El Colegio de la Frontera Sur/Sociedad Ictiológica Mexicana, A.C. /Desert Fishes Council. México. 559 pp.
- Montoya, H.A., C.S Contreras y V.M.R. García. 1997. Estudio Integral de la Calidad del Agua en el Estado de Jalisco. Conagua., Gerencia Regional. Lerma Santiago. Guadalajara. 106 pp.
- Morita, K. and S. Yamamoto. 2002. Effects of Habitat Fragmentation by Damming on the Persistence of Stream-Dwelling Charr Populations. *Conservation Biology*. 16 (5) : 1318 – 1323.
- Moyle, P.B. and J.J. Cech, Jr. 2000. *Fishes: An Introduction to Ichthyology*. Prentice-Hall. Fourth Edition.
- Myers, G. S. 1940. Freshwater fishes and West Indian zoogeography. Annual Report Smithsonian Institute. 1937: 339-364.
- Nelson, J.S. 1994. *Fishes of the World*, 3rd ed. Chichester: John Wiley and Sons. 624 pp.
- Nilsson, C., M. Svedmark, P. Hansson, S. Xiong and K. Berggren. 2000. River fragmentation and flow regulation analysis. Unpublished data. Umeå, Sweden: Landscape Ecology, Umeå University.
- NOM-001-SEMARNAT-1996. Norma oficial Mexicana que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. Diario Oficial de la Federación 6 de enero de 1997 y 23 de abril de 2003.

- NOM-026-PESC-1999. Norma Oficial Mexicana que establece regulaciones para el aprovechamiento de los recursos pesqueros en el embalse de la presa Aguamilpa ubicado en el estado de Nayarit. Diario Oficial de la Federación 12 de marzo de 2007.
- NOM-059-SEMARNAT-2001. Norma Oficial Mexicana. Protección Ambiental - Especies nativas de México de flora y fauna silvestres – Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio - Lista de especies en riesgo. Diario Oficial de la Federación. 6 de marzo 2002 (derogada).
- NOM-059-SEMARNAT-2010. Norma Oficial Mexicana. Protección Ambiental - Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo. Diario Oficial de la Federación 30 de diciembre de 2010.
- Novotny, V., D., A. Bartosova, N. T. O'Reilly and T. Ehlinger. 2005. Unlocking the relationship of biotic integrity of impaired waters to anthropogenic stresses. *Water Research*: 39 (1): 184-198
- Oberdorff, T., B. Hugueny and F. Guegan. 1997. Is There an Influence of Historical Events on Contemporary Fish Species Richness in Rivers? Comparisons Between Western Europe and North America. *Journal of Biogeography*. 24 (4) : pp. 461-467
- Olden, J. D. and Poff, N. L. 2005. Long-term trends of native and non-native fish faunas in the American Southwest. *Animal Biodiversity and Conservation*, 28 (1): 75–89
- OPS Organización Panamericana de la Salud, Oficina Regional de la Organización Mundial de la Salud Representación en México, 2007. Evaluación de riesgos e impactos a la salud en la población de la zona conurbada de Guadalajara por la construcción de la Presa Arcediano: Primera Fase.
- Patton, T.M., F.J. Rahel and W.A. Hubert. 1998. Using historical data to assess changes in Wyoming 's fish fauna. *Conservation Biology*. 12 (5):1120-1128.

- Paulo-Maya, J. 2000. Situación actual sobre el conocimiento de la biología del género *Chirostoma* Swaison (Pisces: Atherinopsidae). Ejercicio Predoctoral, Doctorado en Biología, Instituto Politécnico Nacional, México. 174 pp.
- Paxton, J.R. and W. Eschmeyer. 2003. *Encyclopedia of Fishes*. A comprehensive Guide by International Experts. 2nd Edition. Fog Press: San Francisco. C.A.
- Pegg, M.A. and M.A. McClelland. 2004. Spatial and temporal patterns in fish communities along the Illinois River. *Ecology of Freshwater Fish* 13 (2):125-135.
- Pérez-Rodríguez, R., G. Pérez-Ponce de León, O. Domínguez-Domínguez e I. Doadrio. 2009. Una especie nueva de *Algansea* (Actinopterygii: Cyprinidae) en la cuenca del río Ameca en el centro de México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 80:483-490.
- Postel, S. and B. Richter. 2003. *Rivers for life: Managing water for people and nature*. Island Press. USA. 253 pp.
- Prati, L., R. Pavanello and F. Pesarin. 1971. Assessment of surface water quality by a single index of pollution. Pergamon Press, G.B. *Water Research* 5: 741-751
- Quist, M. C., W. A. Hubert, and F. J. Rahel. 2005. Fish assemblage structure following impoundment of a Great Plains river. *Western North American Naturalist* 65:53-63.
- Rahel, F. J. 2000. Homogenization of fish faunas across the United States. *Science* 288:854-856.
- Rahel, F. J. 2002. Homogenization of freshwater faunas. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 33:291-315
- Richter, B.D., J.V. Baumgartner, J. Powell and D.P. Braun. 1996. A method for assessing hydrologic alteration within ecosystems. *Conservation Biology*. 10 (4): 1163-1174.

- Richter, B.D. 1997. How much water does a river need?. *Freshwater Biology* 37: 231-249.
- Richter, B.D., R. Mathews, D.L. Harrison, and R. Wigington. 2003. Ecologically sustainable water management: Managing river flows for ecological integrity. *Ecological Applications* 13:206-224.
- Robins, C.R., R.M. Bailey, C.E. Bond, J.R. Brookes, E.A. Lachner, R.N. Lea and W.B. Scott. 1991. Common and scientific names of fishes from the United States and Canada. *American Fisheries Society, Special Publication No. 20* (fifth edition). Bethesda, MD.
- Rojas, M.J.R. and O. Rodríguez S. 2008. Diversidad y abundancia ictiofaunística del río Grande de Térraba, sur de Costa Rica. *Revista de Biología Tropical. (International Journal of tropical Biology and Conservation)* 56 (3): 1429-1447.
- Roni, P., T.J., Beechie, R.E. Bilby, F. E. Leonetti, M. M. Pollock and G. R. Pess. 2002. A review of stream restoration techniques and a hierarchical strategy for prioritizing restoration in Pacific Northwest Watersheds. *N. Am.J. Fish Management.* 22:1-20.
- SAGARPA-INP. 2007. Dictamen para la implantación de la veda 2007, Aguamilpa, Nayarit.
- Salgado-Maldonado, G. 2007. Actualización de la base de datos de helmintos parásitos de peces de agua dulce de México. Proyecto SNIB - CONABIO U005. México, D.F.
- Santos, J.M., M.T. Ferreira, A.N. Pinheiro and J.H. Bochechas. 2006. Effects of small hydropower plants on fish assemblages in medium sized streams in central and northern Portugal. *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.* 16 (4) : 373-388.
- Schlosser, J. I. 1991. Stream Fish Ecology: A Landscape Perspective. *BioScience* 41 (10): 704-712

- Schlosser, I.J. and P.L. Angermeier. 1995. Spatial variation in demographic processes of lotic fishes: conceptual models, empirical evidence, and implications for conservation. In: Nielsen J.L. (Ed). Proceedings of the Symposium on Evolution and the Aquatic Ecosystem: Defining Unique Units in Population Conservation. Monterey, California, USA, 23–25 May 1994. American Fisheries Society Symposium No. 17, Bethesda, Md. pp. 392–401.
- Soto-Galera, E., E. Díaz-Pardo y C. Guerra-Magaña. 1990. Peces dulceacuícolas mexicanos VIII. *Allophorus robustus* Cyprinodontiformes: Goodeidae. ENCB-IPN. México. *Zool. Informa* 19–20: 21–29.
- Soto-Galera, E., J. Barragán y E. López-López. 1991. Efectos del deterioro ambiental y la distribución de la ictiofauna lermense. Universidad, *Ciencia y Tecnología* UAEM. México. 1 (4): 61-68
- Soto-Galera, E. y J. Paulo-Maya. 1995. Peces dulceacuícolas mexicanos. XI. *Allotoca dugesi* (Cyprinodontiformes: Goodeidae). ENCB-IPN. México. *Zool. Informa* 31: 5–15.
- Soto-Galera, E., E. Díaz-Pardo, E. López-López and J. Lyons. 1998. Fishes as indicators of environmental quality in the Río Lerma basin. *Aquat. Ecosys. Health Management*. 1: 267–276.
- Soto-Galera, E., J. Paulo-Maya, E. López-López, J. A. Serna- Hernández and J. Lyons. 1999. Change in the fish fauna as an indication of aquatic ecosystem condition in the Río Grande de Morelia – La.go de Cuitzeo basin, México. *Environ. Management*. 24: 133–140.
- Soto-Galera, E. 2003. Elaboración de las fichas técnicas para la evaluación del riesgo de extinción de 18 especies de peces dulceacuícolas mexicanos. México, Proyecto SNIB-CONABIO W040.
- Tamayo, J. L. 1996. *Geografía Moderna de México*. Edit. Trillas, Cd. de México. 400 pp.

- Tharme, R.E. 2003. A global perspective on environmental flow assessment: emerging trends in the development and application of environmental flow methodologies for rivers. *River Research and Applications*. 19 (5-6) 397 – 441.
- Tonn, W.M., J.J. Magnuson, M. Rask, and J.Toivonen. 1990. Intercontinental comparison of small-lake fish assemblages: the balance between local and regional processes. *The American Naturalist* 136:345-375.
- U. de G. y CEAS. 2004. Estudio para determinar acciones para controlar y prevenir posible derrames de lixiviado del vertedero Coyula-Matatlán, que puedan tener impacto negativo en la presa de Arcediano, aún después del cierre y abandono del mismo. Informe Final (*inedito*).
- UNEP. 2003. Millenium Ecosystem Assessment. Current States and Trends. Chapter 7. *Freshwater Ecosystem Services*, pp. 167-207
- UNEP. 2008. Vital Water Graphics An Overview of the State of the World's Fresh and Marine Waters - 2nd Edition - 2008.
- Van der Oost, R. J. Beyes, N. And P.E. Vermeulen. 2003. Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: a review. *Environmental Toxicology and Pharmacology* (13) 57-149.
- Vannote, R.I., G.W. Minshall, K.W.Cummins, J. R. Sedell and C.E. Cushing. 1980. The river continuum concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37: 130-137.
- Varela-Romero, A. 2004. Estatus de conservación de los peces dulceacuícolas del PROY-NOM-059-2000 en el noroeste de México: Sonora y Baja California. Proyecto SNIB-CONABIO W028.
- Vorosmarty, C.J., K. Sharma, B. Fekete, A.H. Copeland and J. Holden. 1997. The storage and aging of continental runoff in large reservoir systems of the world, *Ambio*, 26: 210–219.
- Webb, S. A. 1998. A phylogenetic analysis of the Goodeidae (Teleostei: Cyprinodontiformes). Ph.D. Thesis, University of Michigan, Ann Arbor.

WCD World Commission on Dams. 2000. *Dams and Development: A New Framework for Decision-Making*. World Commission on Dams, Earthscan, London, UK.

ANEXOS

1. Ubicación de las localidades

LOCALIDAD	LATITUD			LONGITUD		
	G	M	S	G	M	S
	PRIMERA ETAPA DE DESARROLLO HIDRAULICO 1950 - 1970					
19.5 mi NW León or 4.5 SE Lagos de Moreno, Jal.	21	19	48	-101	52	48
31.8 Km al S, 8.9 Km al W de Huejuquilla El Alto, Zac.	22	22	22	-103	53	32
A lo largo de la carretera, al S de Lagos de Moreno, Jal.	21	21	5	-101	55	55
Arroyo Agua Brava en La Primavera, Jal.	20	43	38	-103	34	37
Arroyo La Paz, Jal.	21	48	39	-101	46	1
Barranca de Barranquitas bajo Barranquitas, 69 millas al SE de Tepic, Jal.	21	11	0	-104	10	0
Belén del Refugio, Jal.	21	32	11	-102	25	31
Canal de Atequiza, Jal.	20	23	31	-103	4	37
Canales de riego, cerca de Etzatlán, Jal.	20	45	41	-104	6	21
Cerca de Guadalajara, Jal.	20	31	21	-103	17	53
El Fuerte, en Ocotlán, Jal.	20	20	32	-102	46	44
Km 15 de la carretera al aeropuerto de Guadalajara, Jal.	20	28	23	-103	16	9
Km 21 de la carr. Guadalajara-Chapala, Jal.	20	27	34	-103	11	32
Lago de Cajititlan at Cajititlan, Jal.	20	25	25	-103	18	21
Lago de Chapala, at source of Río Santiago, c. 0.5 mi SW Cuitzeo, Jal.	20	19	23	-102	47	13
Lago de Chapala, en Ocotlán, Jal.	20	21	2	-102	46	18
Lago, atrás de la presa, al SW de Lagos de Moreno, Jal.	21	19	44	-102	0	0
Lagos de Moreno, Jal.	21	21	16	-101	55	38
Laguna de Santa María, 27 mi al SE de Tepic, Nay.	21	21	38	-104	34	7
Manantial de Acayapan, Nay.	21	29	14	-104	53	36
Manantial El Fuerte, Zac.	22	21	37	-102	52	41
Manantial El Sacristán, Nay.	21	29	14	-104	53	36
Presa Abelardo L. Rodríguez, c. 11 mi W of Aguascalientes, Ags.	21	53	18	-102	24	3
Presa del Cuarenta, Jal.	21	30	16	-101	43	41
Presa El Ahogado, Jal.	20	31	21	-103	13	16
Presa Pabellón, Ags.	22	8	6	-102	26	12
Presa Plutarco Elías Calles, Ags.	22	8	39	-102	26	48
Presa S/N, a 7 mi W de Lagos de Moreno, Hwy 80 (on left heading W), Jal.	21	19	16	-102	1	40
Presa San Miguel, at head waters of Río San Miguel, c. 1.5 - 2 mi S de San Miguel, Mich.	20	59	22	-102	24	8

Presa San Miguel, Jal.	21	2	26	-102	44	25
Presa San Pedro, Jal.	21	31	54	-102	12	14
Presa Tepetongo, c. 2 mi S of Tepetongo at the foot of the dam, Zac.	22	27	22	-103	4	7
Presa, 2 millas al W de Lagos de Moreno, Jal.	21	23	32	-101	46	35
Río Aguascalientes, Jal.	21	32	5	-102	25	16
Río Atenguillo, Nay.	21	16	22	-104	40	58
Río Bernalejo, cerca de Lagos de Moreno, Jal.	21	21	5	-101	55	55
Río Chapalagana, en San Juan Capistrano, 10 Km al W de Huejuquilla, Zac.	22	40	44	-104	3	18
Río Colotlán at Santa María de los Ángeles, Jal.	22	10	37	-103	13	44
Río Colotlán, 2 mi S of Momax on road to Colotlán, Zac.	21	54	12	-103	19	13
Río Encarnación, at 3 dams, c. 2 mi E of Encarnación de Díaz, Jal.	21	31	24	-102	13	40
Río Encarnación, Jal.	21	31	54	-102	15	35
Río Grande de Santiago, en la desembocadura con el Lago de Chapala, Jal.	20	20	0	-102	46	44
Río Jerez, tributary to Río Juchipila, c. 5 mi S of Villanueva on México, Hwy 41, Zac.	22	37	3	-102	58	49
Río Juchipila, at bridge on Hwy 70 c. 1 mi E of Hwy 41 intersection near Jalpa, Zac.	21	39	3	-102	58	10
Río Juchipila, at Tabasco upstream from bridge at south end of town, Zac.	21	51	42	-102	55	12
Río Juchipila, Zac.	21	50	49	-102	54	45
Río La Labor, 6 Km al E de Jalostotitlán, Mich.	21	9	19	-102	27	2
Río Ocotlán, Jal.	20	20	32	-102	46	44
Río Pabellón, Ags.	22	9	11	-102	14	34
Río San Juan de los Lagos, Jal.	21	9	44	-102	14	25
Río San Miguel, at El Paso de la Laja, between bridge and dam, Jal.	21	6	52	-102	31	35
Río San Miguel, Jal.	21	0	0	-102	33	28
Río San Pedro, Nay.	21	48	39	-105	12	49
Río San Rafael, Jal.	20	58	23	-102	38	5
Río Santiago, at Poncitlan, Jal.	20	23	8	-102	55	39
Río Santiago, en el Lago de Cajititlán en Cajititlán, Jal.	20	24	50	-103	19	18
Río Santiago, Nay.	21	47	35	-105	9	54
Río Santiago, presa a 7 millas al W de Lagos de Moreno, Jal.	21	18	39	-101	55	23
Río Tlaltenango, Zac.	22	25	24	-103	9	7
Río Verde, cerca de la boca, en Río Grande de Santiago, 1 milla bajo la planta hidroeléctrica.	20	48	0	-103	12	0
Río Verde, en Belén del Refugio, al W de Encarnación de Díaz, Jal.	21	31	21	-102	25	3
San Pedro Lagunillas, c. 13 mi E Compostela, Nayarit	21	14	29	-104	12	52

Tequila, a 15 Km de Tequila, Jal.	20	53	46	-103	50	21
Tributario del Río Colotlán, Zac.	21	36	13	-103	23	18
Tributario del Río Santiago, al E de Zapotlanejo, Jal.	20	40	0	-103	0	0
Tributario del Río Verde, 2 millas al NE del Valle de Guadalupe, Jal.	21	31	48	-102	28	33
Tributario del Río Verde, Jal.	21	31	54	-102	25	31
Upper end of lake behind Presa San Isidro, c. 2 mi S San Julian, Mich.	20	59	9	-102	10	58

SEGUNDA ETAPA DE DESARROLLO HIDRAULICO 1971-2000

1 Km al N de Bolaños, Jal.	21	49	31	-103	47	11
2 Km por debajo de la Presa San Rafael, Nayarit	21	46	34	-104	55	37
20 Km SE San Nicolás de las Flores, Jal.	21	18	55	-102	35	32
31.8 Km al S, 8.9 Km al W de Huejuquilla El Alto, Zac.	22	22	22	-103	53	32
Agua Brava, en La Primavera, a 8. 3 Km al W de Guadalajara, Jal.	20	43	38	-103	34	37
Agua estancada, a 3 Km de Gpe. Victoria, cerca de la desembocadura de Río Grande de Santiago, Nay.	21	42	0	-105	19	0
Arandas, 19. 6 Km al NW por la carretera a San Miguel El Alto, Jal.	20	52	26	-102	23	18
Arroyo Bogadero, al poniente de Colorado de la Mora, Nay.	21	46	0	-104	41	0
Arroyo de Bueyes, Aguamilpa, Nay.	21	50	0	-104	42	0
Arroyo San Pobleño, sobre Río Grande, en Colorado de la Mora, Nay.	21	46	0	-104	41	0
Arroyo, 1 Km arriba de Playa Golondrinas, Nay.	21	46	0	-104	41	0
Lago de Cajititlán, al final de la calle Juárez, Jal.	20	24	53	-103	21	23
Lago de Cajititlán, en Cuescomatlán, Jal.	20	24	3	-103	22	31
Lago de Chapala, en Ocotlán, Jal.	20	21	2	-102	46	18
Lago Magdalena, en Magdalena, Jal.	20	54	14	-103	58	27
Lagos de Moreno, Jal.	21	21	16	-101	55	38
Las Adjuntas, Aguamilpa, Nay.	21	50	0	-104	42	0
Presa Achoquen, Mpo. Apozol, Zac.	21	32	0	-103	3	0
Presa Chique, 45 km al N de Jalpa, Zac.	22	0	20	-102	53	36
Presa del Cuarenta, Jal.	21	30	16	-101	43	41
Presa, en el Río Huiscuilco, Jal.	21	15	8	-102	46	36
Río Chapalagana, 4.3 Km al N y 5.4 Km al E de San Juan Capistrano, Zac.	22	40	44	-104	3	18
Río Chapalagana, en San Juan Capistrano, 10 Km al W de Huejuquilla, Zac.	22	38	44	-104	5	52
Río Grande de Santiago, en el puente en Poncitlán, Jal.	20	22	3	-103	2	5
Río Grande de Santiago, Playa de Golondrinas, Nay.	21	46	0	-104	41	0
Río Huaynamota, Los Sabinos, Nay.	21	56	0	-104	33	0
Río Juchipila, Zac.	21	27	44	-103	8	32
Río San Juan de los Lagos, Jal.	21	9	44	-102	14	25

Río Santiago, a 10 Km de la cortina río abajo, Nay.	21	46	0	-104	41	0
Río Santiago, en la Presa Aguamilpa, Nay.	21	46	42	-104	55	36
Río Santiago, en Ocotlán, Jal.	20	20	48	-102	46	34
Río Santiago, en Poncitlán, Jal.	20	23	8	-102	55	0
Tributario del Río Verde, Jal.	21	0	0	-102	33	28
Unión de los Ríos Chapalanga (Huichol) y Jesús María (Cora), a 3 Km de Los Sabinos, Nay.	21	56	0	-104	33	0

TERCERA ETAPA DE DESARROLLO HIDRAULICO 2001 - 2006

Lugar donde se proyecta la presa la "yesca"	21	11	58	-104	5	53
Río Bolaños confluencia con el Santiago	21	11	17	-104	4	16
Mezquital del oro zacatecas	21	12	57	-103	21	51
Arroyo patitos en el puente camino a Huitzila Zac.	21	13	33	-103	36	23
Rio Juchipila, cruce con carretera Gdl. - Zac.	21	2	54	-103	25	35
Presa el cajón cota 357 durante el llenado inicial, frente a la cortina	21	25	38	-104	26	39
Río Juchipila a 5 Km de Moyahua Zac.	21	15	35	-103	9	49
Presa Aguamilpa, Tepic	21	50	53	-104	49	33
Riío Bolaños confluencia con el Santiago	21	11	24	-104	4	43
Rio Juchipila, 9Km antes de Moyahua, carr. Saltillo	21	16	16	-103	10	22
Hwy 54 bridge in Apozol (below dam), 6 km N Juchipila	21	29		-103	5	
Hwy 70 crossing, 1 km NE Jalpa	21	39		-102	58	
Along Hwy 54, 20 km SSW of Juchipila, 50 km NNE of Guadalajara	21	13		-103	11	
in town of Santa Rosa (Alameda Juarez)	21	11	16	-103	10	21
below Hwy 20 bridge, north of town of Momax	21	56	32	-103	18	16
shallow bay in SE corner	20			-103		
North side by houses	22			-102		
N side, 3 km W of Lagos de Moreno along Hwy 80	21			-102		
at Jalisco Hwy 205 in Belem de Refugio	22			-102		
at Jalisco Hwy 205, ~8 km W of Teocaliche	21			-103		
at Jalisco Hwy 205, puente Rio Ancho	21			-103		
SE corner, in Yahualica	21			-103		
at junction w/ Rio Santiago in San Cristóbal de la Barranca	21	3		-103	26	
at confluence with Rio Juchipila in San Cristobal de la Barranca	21	3		-103	26	
in 6 de Enero, 12 km E of Tepic	22			-105		
Presa Cuarenta	22	2	46	-102	7	20
Puente Potrero de Los López	22	5	5	-102	30	52
Presa Calles	22	10	6	-102	25	29
Balneario Atotonilco	20	33	41	-102	30	39
Puente Río Verde	21	0	20	-102	49	22

2. Abundancia histórica de las especies

Etapas de Desarrollo Hidráulico						
Clave	1a. Etapa		2a. Etapa		3a. Etapa	
	Ejemplares	(%)	Ejemplares	(%)	Ejemplares	(%)
	1951-1970		1971-2000		2001-2006	
CHAR	65	1.06	20	0.10	97	4.85
CHCO	5	0.08				
CHJO	418	6.80	228	1.18	49	2.45
CHLA	101	1.64				
CHLU	19	0.31				
CHSP	7	0.11				
CHCH	1	0.02			9	0.45
ATCR	3	0.05	2081	10.74		
SCAU			382	1.97	134	6.71
LEMA			3250	16.77	3	0.15
MISA	11	0.18	357	1.84	158	7.91
CIBE	21	0.34	767	3.96	45	2.25
ORAU					148	7.41
ORMO	2	0.03	471	2.43	260	13.01
ORNI			1	0.01	3	0.15
DOSM	2	0.03	303	1.56	35	1.75
LIGR			322	1.66		
LIST			2	0.01		
ALMO	44	0.72	1	0.01	327	16.37
ALPO	10	0.16				
ALTI	257	4.18	12	0.06	3	0.15
AZSA	51	0.83	1	0.01		
CAUA			1	0.01	5	0.25
CYCA	3	0.05	21	0.11	29	1.45
HYCA	199	3.24			65	3.25
YUAL	187	3.04	3	0.02	61	3.05

Etapas de Desarrollo Hidráulico

Clave	1a. Etapa 1951-1970		2a. Etapa 1971-2000		3a. Etapa 2001-2006	
	Ejemplares	(%)	Ejemplares	(%)	Ejemplares	(%)
GOMA			3	0.02		
GOFL	14	0.23	31	0.16	9	0.45
AWTR			19	0.10		
ALDU	4	0.07				
ALRO	54	0.88				
CHEN	200	3.26	24	0.12	35	1.75
GOAT	1591	25.90	109	0.56	48	2.40
SKLE	8	0.13				
XEME	65	1.06	33	0.17		
XEVA	681	11.08	10	0.05	20	1.00
ZOQU	65	1.06				
ICDU	8	0.13	258	1.33	83	4.15
AGMO			33	0.17		
POBU	71	1.16	3547	18.30	130	6.51
PORE			92	0.47	4	0.20
POSP	2	0.03	362	1.87		
POIN	1402	22.82	193	1.00	238	11.91
POLA	573	9.33	6446	33.26		
	6144	100.00	19383	100.00	1998	100.00

**3. Amplitud de distribución de las especies por etapas del desarrollo
hidráulico**

Etapas de Desarrollo Hidráulico						
Especies	1a. Etapa		2a. Etapa		3a. Etapa	
	Núm. de Localidades	%	Núm. de Localidades	%	Núm. de Localidades	%
CHAR	2	2.94	1	2.94	3	10.00
CHCO	1	1.47				
CHJO	13	19.12	5	14.71	3	10.00
CHLA	3	4.41				
CHLU	2	2.94				
CHSP	1	1.47				
CHCH	1	1.47			1	3.33
ATCR	1	1.47	12	35.29		
SCAU			10	29.41	12	40.00
LEMA			2	5.88	3	10.00
MISA	1	1.47	2	5.88	6	20.00
CIBE	1	1.47	16	47.06	4	13.33
ORAU					10	33.33
ORMO	1	1.47	10	29.41	5	16.67
ORNI			1	2.94	1	3.33
DOSM	1	1.47	2	5.88	1	3.33
LIGR			1	2.94		
LIST	1	1.47	1	2.94		
ALMO	5	7.35	1	2.94	9	30.00
ALPO	1	1.47				
ALTI	20	29.41	1	2.94	2	6.67
AZSA	1	1.47	1	2.94		0.00
CAUA			1	2.94	3	10.00
CYCA	1	1.47	2	5.88	3	10.00
HYCA	13	19.12			2	6.67

Etapas de Desarrollo Hidráulico

Especies	1a. Etapa		2a. Etapa		3a. Etapa	
	Núm. de Localidades	%	Núm. de Localidades	%	Núm. de Localidades	%
YUAL	13	19.12	1	2.94	6	20.00
GOMA			3	8.82		
GOFL	2	2.94	5	14.71	2	6.67
AWTR		0.00	6	17.65		
ALDU	2	2.94				
ALRO	3	4.41				
CHEN	8	11.76	3	8.82	3	10.00
GOAT	35	51.47	5	14.71	7	23.33
SKLE	3	4.41				
XEME	1	1.47	1	2.94		
XEVA	6	8.82	1	2.94	1	3.33
ZOQU	2	2.94				
ICDU	2	2.94	11	32.35	6	20.00
AGMO			4	11.76		
POBU	2	2.94	12	35.29	5	16.67
PORE			2	5.88	1	3.33
POSP	1	1.47	2	5.88		
POIN	19	27.94	9	26.47	12	40.00
POLA	2	2.94	13	38.24		
Número de localidades	68		34		30	