



**CENTRO AGRONÓMICO TROPICAL
DE INVESTIGACIÓN Y ENSEÑANZA**

DIVISIÓN DE EDUCACIÓN

PROGRAMA DE POSGRADO

Modelación hidrológica para evaluar los niveles de erosión hídrica y producción de sedimentos en diferentes usos y coberturas de la tierra y su efecto en la calidad del agua en la subcuenca del río San Francisco, cuenca del lago de Atitlán, Guatemala

Tesis sometida a consideración de la División de Educación y Programa de Posgrado como requisito para optar por el grado de

MAGISTER SCIENTIAE

en Manejo y Gestión Integral de Cuencas Hidrográficas

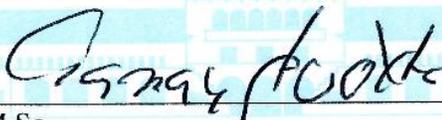
Juan Carlos Bocel Chiroy

Turrialba, Costa Rica, 2016

Esta tesis ha sido aceptada en su presente forma por la División de Educación y el Programa de Posgrado del CATIE y aprobada por el Comité Consejero del estudiante, como requisito parcial para optar por el grado de

**MAGISTER SCIENTIAE EN MANEJO Y GESTIÓN INTEGRAL
DE CUENCAS HIDROGRÁFICAS**

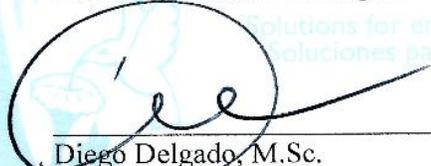
FIRMANTES:



Ney Ríos, M.Sc.
Director de tesis



William Watler, M.Sc.
Miembro Comité Consejero



Diego Delgado, M.Sc.
Miembro Comité Consejero



Mario A. Piedra Marín, Ph.D.
Decano Programa de Posgrado



Juan Carlos Bocel Chirry
Candidato

ORGANIZACIÓN Y ESTRUCTURA

El presente documento está conformado por dos secciones, la primera que agrupa la parte introductoria donde se define la justificación, la importancia, los objetivos del estudio y una revisión del estado del arte o conocimiento y avances en el tema de investigación.

La segunda sección (en formato artículo científico) describe los materiales y los métodos utilizados; los resultados y las conclusiones obtenidos, basados en los objetivos de esta investigación.

DEDICATORIA

*A mi esposa Sandra, mi gran ayuda idónea, por su incondicional apoyo y amor.
A mis princesitas: Alondra, Jazmín y Kristel por ser mi gran inspiración.
A mis padres, suegros, hermanos, cuñados y sobrinos; por su cariño y apoyo moral,
espiritual y económico en el desarrollo de esta maestría.
A mi bella Guatemala ¡País de la eterna primavera!*

AGRADECIMIENTOS

A Dios, el Todopoderoso, dador de la sabiduría, conocimiento e inteligencia; por la vida y la salud.

A mi director de tesis MSc. José Ney Ríos por su apoyo, comprensión y paciencia en el desarrollo de esta investigación. ¡Mil gracias "compa"!

Al MSc. William Watler y MSc. Diego Delgado, consejeros de tesis, por sus grandes enseñanzas y valiosos aportes en este trabajo de investigación.

Al PhD Iván Azurdia Bravo por creer en mi persona y facilitar los medios para alcanzar esta meta anhelada.

Al MSc. Marvin Romero por su gran apoyo y valiosos aportes en esta investigación.

Al MSc. Juan Skinner por su incondicional apoyo en este proyecto.

A las municipalidades de Sololá, Panajachel y San Andrés Semetabaj por su apoyo y acompañamiento durante el proceso.

A la Municipalidad Indígena de Sololá; alcalde indígena y corporación, y alcaldes auxiliares por apoyar este proyecto y brindar acompañamiento en las comunidades visitadas.

Al Centro de Estudios Atitlán CEA-UVG, por su gran apoyo y espacio brindado en el laboratorio de aguas. Gracias Dr. Michael Dix, Dra. Margaret Dix, Lic. Ovidio García e Ing. Juan Estuardo Bocel.

A la Autoridad para el Manejo Sustentable de la Cuenca del Lago de Atitlán y su Entorno – AMSCLAE- y todo su personal técnico y administrativo por facilitar los medios para realzar este proyecto. Especialmente al Departamento de Investigación y Calidad Ambiental, a través de su Laboratorio de Calidad de Aguas, por la confianza, el acompañamiento y el espacio brindado para el análisis de las muestras de agua. Gracias MSc. Fátima Reyes, Licda. Flor Barreno, Licda. Cristina Martínez, Licda. Isabel Arriola, Francisco Ujpán, Natanaél Xamínez y Francisco Lec.

A la beca del Fondo "Henry A. Wallace Legacy Scholar" por confiar en mí y brindarme la oportunidad de alcanzar un triunfo académico más. Altamente agradecido.

A los grandes amigos que hicieron grata mi estancia en el CATIE ¡Muchos éxitos!

CONTENIDO

DEDICATORIA	iv
AGRADECIMIENTOS	v
CONTENIDO	vi
ÍNDICE DE FIGURAS	ix
ACRÓNIMOS	xi
RESUMEN	xii
ABSTRACT	xiii
1. INTRODUCCIÓN	1
1.1 Justificación e importancia	2
1.2 Objetivos	3
1.2.1 General	3
1.2.2 Específicos	3
1.3 Hipótesis	3
2. MARCO CONCEPTUAL	4
2.1 Ciclo hidrológico	4
2.2 Ciclo hidrológico como sistema	5
2.3 Componentes del ciclo hidrológico	5
2.3.1 Precipitación	5
2.3.2 Evaporación.....	5
2.3.3 Intercepción	5
2.3.4 Transpiración	5
2.3.5 Escorrentía superficial.....	6
2.3.6 Escorrentía subsuperficial	6
2.3.7 Infiltración	6
2.4 Cuenca hidrográfica	6
2.5 La cuenca hidrográfica como sistema	6
2.6 El agua: recurso integrador de la cuenca	7
2.7 Manejo integrado de cuencas hidrográficas	8
2.8 Erosión	8
2.9 Sedimentos	9
2.10 Calidad de agua	10
2.11 Parámetros de calidad de agua y su importancia	10
2.11.1 Físicos:	10
2.11.2 Químicos:	11
2.11.3 Orgánicos:	11
2.11.4 Biológicos:	12
2.12 Índices de calidad de agua (ICA's)	12
2.12.1 Índice de calidad de agua "The National Sanitation Foundation" ICA-NSF.....	12

2.13	Modelo.....	14
2.14	Importancia de los modelos.....	14
2.15	Modelación hidrológica	14
2.16	Clasificación de los modelos hidrológicos:	15
2.17	Aplicaciones de los modelos hidrológicos.....	15
2.18	Calibración y evaluación de los modelos precipitación-escorrentía	16
2.19	Estado del arte en la modelación hidrológica.....	16
2.20	Modelo SWAT (Soil and Water Assessment Tool).....	16
2.20.1	Fase terrestre del ciclo hidrológico.....	17
2.20.2	Fase de enrutamiento del ciclo hidrológico.....	19
2.20.3	Enrutamiento en el cauce principal o alcance.....	19
2.21	Calibración del modelo SWAT.....	20
2.22	Resultados y conclusiones relevantes	20
2.23	LITTERATURA CITADA.....	22

3. ARTÍCULO 1. Modelación hidrológica para evaluar los niveles de erosión hídrica y producción de sedimentos en la subcuenca del río San Francisco -----27

3.1	INTRODUCCIÓN	28
3.2	MATERIALES Y MÉTODOS.....	29
3.2.1	Descripción del área de estudio	29
3.2.2	Aplicación del modelo SWAT.....	31
3.2.3	Configuraciones previas y procesamiento del programa	37
3.2.4	Calibración y validación del modelo.....	38
3.2.5	Balance hídrico	39
3.2.6	Análisis estadístico.....	39
3.3	RESULTADOS Y DISCUSIÓN	41
3.3.1	Categorías de uso y cobertura del suelo	41
3.3.2	Erosión y producción de sedimentos	42
3.3.3	Análisis estadístico.....	47
3.3.4	Balance hídrico	50
3.3.5	Caudales	51
3.4	CONCLUSIONES.....	52
3.5	RECOMENDACIONES	53
3.6	LITERATURA CITADA	54

4. ARTÍCULO 2. Erosión hídrica y uso de la tierra: su efecto en la calidad de agua en la subcuenca del río San Francisco, lago Atitlán, Guatemala -----58

4.1	INTRODUCCIÓN	59
4.2	MATERIALES Y MÉTODOS.....	60
4.2.1	Sitios y frecuencia de muestreo	60
4.2.2	Protocolo de campo para toma de muestras.....	61
4.2.3	Medición de parámetros fisicoquímicos <i>in situ</i>	62
4.2.4	Análisis de los parámetros fisicoquímicos en laboratorio.....	62

4.2.5	Cálculo para determinación de ICA-NSF -----	64
4.2.6	Análisis estadístico-----	65
4.3	RESULTADOS Y DISCUSIÓN	66
4.3.1	Parámetros fisicoquímicos de los puntos de muestreo -----	66
4.3.2	Parámetro microbiológico de los puntos de muestreo -----	73
4.3.3	Determinación del Índice de Calidad de Agua NSF-----	74
4.3.4	Erosión, uso de la tierra y calidad del agua -----	78
4.4	CONCLUSIONES.....	82
4.5	RECOMENDACIONES	83
4.6	LITERATURA CITADA	84
<i>ANEXOS</i>	-----	<i>90</i>

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1.	Categorías del Índice de Calidad de Agua	13
Cuadro 2.	Pesos relativos de los parámetros del ICA.....	13
Cuadro 3.	Uso y cobertura de la tierra, subcuenca río San Francisco y códigos SWAT	33
Cuadro 4.	Categorías y descripción de pendientes	35
Cuadro 5.	Estadísticos para calibración según Moriasi et al. (2007)	39
Cuadro 6.	Uso y cobertura de la tierra en la subcuenca del río San Francisco	42
Cuadro 7.	Categorías de erosión de la subcuenca San Francisco, según FAO-FFTC	43
Cuadro 8.	Rango de pendientes y erosión en la subcuenca del río San Francisco	45
Cuadro 9.	Análisis de regresión lineal y estadísticos asociados	48
Cuadro 10.	Medias ponderadas y estadísticos asociados.....	49
Cuadro 11.	Balance hídrico subcuenca río San Francisco	50
Cuadro 12.	Análisis de regresión lineal múltiple y estadísticos asociados	77
Cuadro 13.	Resultados de las permutaciones Random Forest	78
Cuadro 14.	Variables significativas en el modelo	79
Cuadro 15.	Pesos de los componentes	80

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Ciclo hidrológico con un balance de agua promedio global anual en unidades relativas a un valor de 100 para la tasa de precipitación terrestre. Fuente: Chow et al. (1994).	4
Figura 2. La cuenca como sistema hidrológico Fuente: Chow et al. (1994).	7
Figura 3. Representación del ciclo hidrológico en SWAT Fuente: Uribe (2010).	17
Figura 4. Curva hipsométrica y frecuencia de altitudes de la subcuenca del río San Francisco, cuenca lago Atitlán, Guatemala	29
Figura 5. Ubicación geográfica de la subcuenca del río San Francisco, lago Atitlán, Guatemala	30
Figura 6. Climograma estación El Tablón, Sololá, período 1994-2015, subcuenca río San Francisco, lago Atitlán, Guatemala	36
Figura 7. Insumos necesarios para la modelación con SWAT: a) Modelo de Elevación Digital (MED) y microcuencas delineadas; b) Uso y cobertura de la tierra (GIMBOT y MAGA 2010); c) Mapa de suelos (MAGA 2013) y d) Mapa de pendientes en porcentaje, categorías de la FAO.	38
Figura 8. Mapa de erosión en la subcuenca del río San Francisco, Atitlán, Guatemala, según categorías FAO-PNUMA-UNESCO (1981)	44
Figura 9. Distribución de la erosión por cobertura y uso de la tierra en la subcuenca del río San Francisco, lago Atitlán, Guatemala	45
Figura 10. Mapa de producción de sedimentos en la subcuenca del río San Francisco, Atitlán, Guatemala	47
Figura 11. Gráficos de los modelos de regresión: a) Erosión total b) Erosión Media y c) Sedimentos con sus respectivas bandas de confianza y de predicción	49
Figura 12. Balance hídrico en la subcuenca río San Francisco, cuenca del lago de Atitlán, Guatemala	51
Figura 13. Comportamiento mensual de caudales y precipitación en la subcuenca del río San Francisco, cuenca del lago Atitlán, Guatemala	52
Figura 14. Sitios de muestreo subcuenca del río San Francisco, lago Atitlán, Guatemala.....	61
Figura 15. Variación temporal y espacial de la saturación del oxígeno disuelto en la subcuenca del río San Francisco, lago Atitlán, Guatemala.	66
Figura 16. Variación temporal y espacial del pH en la subcuenca del río San Francisco, lago Atitlán, Guatemala	67
Figura 17. Variación temporal y espacial de DBO ₅ en la subcuenca del río San Francisco, lago Atitlán, Guatemala	68
Figura 18. Variación temporal y espacial del cambio de temperatura en la subcuenca del río San Francisco, lago Atitlán, Guatemala	69
Figura 19. Variación temporal y espacial de fosfatos en la subcuenca del río San Francisco, lago Atitlán, Guatemala	70
Figura 20. Variación temporal y espacial de nitratos en la subcuenca del río San Francisco, lago Atitlán, Guatemala	71
Figura 21. Variación temporal y espacial de la turbidez en la subcuenca del río San Francisco, lago Atitlán, Guatemala	72
Figura 22. Variación temporal y espacial de la turbidez en la subcuenca del río San Francisco, lago Atitlán, Guatemala	72
Figura 23. Variación temporal y espacial de E. coli en la subcuenca del río San Francisco, lago Atitlán, Guatemala	73

Figura 24. Índice de Calidad de Agua zona alta de la subcuenca del río San Francisco, lago Atitlán, Guatemala	74
Figura 25. Índice de calidad de agua zona media de la subcuenca del río San Francisco, lago Atitlán, Guatemala	75
Figura 26. Índice de Calidad de Agua zona media de la subcuenca del río San Francisco, lago Atitlán, Guatemala	75
Figura 27. Medias del valor ICA-NSF por efecto temporal y espacial en la subcuenca del río San Francisco, lago Atitlán, Guatemala	76
Figura 28. Variables importantes y significativas en el modelo Random Forest.....	78
Figura 29. Componentes principales uso de la tierra y calidad de agua	79

ACRÓNIMOS

AMSCLAE	Autoridad para el Manejo Sustentable de la Cuenca del Lago de Atitlán y su Entorno
ANOVA	Analysis of variance
CATIE	Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza
COBINA	Comisión Binacional para el Desarrollo de la Alta Cuenca del Río Bermejo y el Río Grande de Tarija
DBO	Demanda Bioquímica de Oxígeno
DQO	Demanda Química de Oxígeno
EPA	Environmental Protection Agency
FAO	Food and Agriculture Organization of the United Nations
FFTC	Food & Fertilizer Technology Center
GTM	Guatemala Transversal Mercator
HRU	Unidades de Respuesta Hidrológica
ICA	Índice de Calidad del Agua
INSIVUMEH	Instituto Nacional de Sismología, Vulcanología, Meteorología e Hidrología de Guatemala
MAGA	Ministerio de Agricultura Ganadería y Alimentación
MED	Modelo de Elevación Digital
MICH	Manejo Integrado de Cuencas Hidrográficas
MUSLE	Modified Universal Soil Loss Equation
NSF	The National Sanitation Foundation
OD	Oxígeno disuelto
ONU-DAES	Departamento de Asuntos Económicos y Sociales de Naciones Unidas
pH	Potencial de Hidrógeno
RUSLE	Revised Universal Soil Loss Equation
SERVIR	Sistema Regional de Visualización y Monitoreo
SWAT	Soil and Water Assessment Tool
USDA	United States Department of Agriculture
USGS	United State Geological Survey

RESUMEN

El estudio se realizó en la subcuenca del río San Francisco en la cuenca del lago de Atitlán en el altiplano occidental de Guatemala. Cuenta con un área de 67.8 km² y un perímetro de 58.6 km, precipitación media anual de 1441.9 mm, caudal promedio de 1.7 m³ .s⁻¹, pendiente media de 42%, elevación máxima de 2,670 msnm y elevación mínima de 1,568 msnm. Su territorio es dominado por vegetación arbustiva baja, uso agrícola y cobertura forestal, 36.2%, 31.8% y 26.4% respectivamente.

El objetivo del estudio fue evaluar los niveles de erosión y producción de sedimentos en diferentes usos de la tierra y su efecto en el recurso hídrico; utilizando para ello el modelo hidrológico SWAT (Soil and Water Assessment Tool); el cual, para realizar la simulación, requirió parámetros de entrada como registros climáticos, propiedades fisicoquímicas de suelos, topografía y uso actual de la tierra. Para la determinación de la calidad del agua, se utilizó el Índice de Calidad de Agua "The National Sanitation Foundation" ICA-NSF que integró los parámetros siguientes: Oxígeno disuelto, pH, temperatura, sólidos disueltos totales, turbidez, DBO₅, nitratos, fosfatos y coliformes fecales. Los resultados derivados del estudio demuestran que el 50% del área total de la subcuenca del río San Francisco se ubica en la categoría de erosión moderada y severa, mostrando un promedio anual de erosión de 18.9 t ha⁻¹ año⁻¹ y una producción anual promedio de sedimentos que ingresan al lago de Atitlán de 12,694.4 toneladas. Los valores más altos de erosión se encontraron en combinaciones de usos convencionales y rango de pendientes; a nivel de coberturas, resaltan el maíz, vegetación arbustiva baja y hortalizas que alcanzaron proporciones de 54%, 27% y 16% respectivamente.

Los rangos de pendientes donde se originó mayor erosión fueron entre el 30% y > 60% (escarpado a muy escarpado). El aporte de erosión en cobertura forestal y los demás usos estuvo por debajo del 3%, incluso en pendientes altas donde fue solamente el 2%. El balance hídrico efectuado para la subcuenca fue positivo (66 mm); lo que significa que al sistema hidrológico de la subcuenca ingresa más agua de la que sale. Los resultados del análisis de calidad de agua demuestran diferencias estadísticas significativas de la calidad del agua en el factor espacial (zonas) ($p < 0.0001$) y en el factor temporal (época) ($p = 0.0052$).

Los valores promedio fueron: zona alta 73.5 (buena calidad), zona media 63.7 (calidad regular) y zona baja 53.2 (calidad regular), siendo el valor promedio superior en época seca 66.6 (calidad regular) que en la época lluviosa (60.2). El análisis de regresión con el algoritmo *Random Forest* indicó que la varianza explicada por el mejor modelo seleccionado fue de 76.6% y que las variables importantes y significativas que determinan la calidad del agua fueron: uso urbano, variable espacial "Y", y el uso bosque. Se concluyó que la erosión y sedimentos, covariando con las demás variables, no tienen un efecto significativo (%IncMSE= 12.3; Z= -3.3) en el deterioro de la calidad del agua en el río San Francisco.

Palabras clave: Modelación hidrológica, uso de la tierra, erosión, sedimentos, calidad de agua.

ABSTRACT

The research was carried out in San Francisco River Sub-Basin, in the Lake Atitlán Basin, located in the western highlands of Guatemala. It has an area of 67.8 km², perimeter 58.6 km, average annual rainfall 1441.9 mm, flow average 1.7 m³.s⁻¹, slope average 42%, maximum elevation 2,670 amsl and minimum elevation 1,568 amsl. The land use is dominated by low shrub vegetation, agricultural use and forest cover, 36.2%, 31.8% and 26.4% respectively. The objective of the study was to evaluate the erosion level and sediment production in different land uses and their effect on water resources; SWAT (Soil and Water Assessment Tool) hydrological model was used to perform the simulation, the model required input parameters such as: climatic data, physicochemical properties of soils, topography and current land use. Water quality was determined using National Sanitation Foundation Water Quality Index (WQI-NSF) included the following parameters: Dissolved oxygen, pH, temperature, total dissolved solids, turbidity, BOD₅, nitrates, phosphates and fecal coliforms. The results show that 50% of the total area of San Francisco river sub-basin is classified as moderate and severe level of erosion, showing an annual erosion rate of 18.9 t ha⁻¹ year⁻¹ and the annual production average of sediment entering Lake Atitlán was estimated about 12,694.4 tons. The highest values of erosion were found in combinations of conventional land uses and slopes ranges; at land uses level, corn production, low shrub vegetation and vegetables reached levels of 54%, 27% and 16%, respectively; on the other hand, the slope ranges where erosion was originated, were between 30% and > 60% (steep to very steep). The contribution of erosion in forest cover and other uses was below 3%, even on high slopes which was only 2%. The water balance calculated for the sub-basin was positive (66 mm), which means that the hydrological system of the sub-basin enters more water than it leaves. The results of the water quality analysis show statistically significant differences in water quality in the spatial watershed factor (zones) ($p = <0.0001$) and in the temporal factor (time) ($p = 0.0052$). The average values were: upland zone 73.5 (Good quality), midland zone 63.7 (Regular quality) and lowland zone 53.2 (Regular Quality), dry season presented higher average 66.6 (Regular quality) than the rainy season (60.2). The regression analysis with the Random Forest algorithm indicated that the variance explained by the best model selected was 76.6%; the important and significant variables that determine the water quality were: urban use, spatial variable "Y" and forest cover. It is concluded that erosion and sediments did not have a significant effect (% IncMSE = 12.3; Z = -3.3) on the deterioration of San Francisco river's quality, due to the effect of covariates with the other variables.

Key words: Hydrological modeling, land use, erosion, sediment, water quality.

1. INTRODUCCIÓN

La subcuenca del río San Francisco se ubica dentro de la cuenca del lago de Atitlán, considerado uno de los lagos más bellos del mundo por el famoso escritor británico Aldous Huxley. Se encuentra aproximadamente a 144 kilómetros de la ciudad capital de Guatemala en el altiplano occidental, en el departamento de Sololá.

El río San Francisco es uno de los más grandes afluentes del lago de Atitlán, aporta el 21.4% del total de aguas superficiales que ingresan al lago; junto con el río Quiscab, tributa un total de 99.8% del caudal anual, teniendo una gran influencia sobre la calidad de las aguas del lago por el aporte de sedimentos, sólidos arrastrados, nutrientes (fósforo y nitrógeno) y otros contaminantes (Romero 2009); lo que puede contribuir significativamente al proceso de eutrofización del lago y un incremento de algas y cianobacterias (Dix *et al.* 2012), tal como ocurrió en el año 2009 cuando el lago de Atitlán experimentó una de las peores crisis ecológicas en su historia al darse un florecimiento de cianobacterias en sus aguas que cubrieron cerca del 38% del área total de lago (SERVIR 2009).

La subcuenca del río San Francisco cuenta con un área de 67.8 Km², de los cuales el 36.2% es vegetación arbustiva baja (guamil-matorral), el 26.4% cobertura forestal (Bosque mixto, coníferas y latifoliado), el 31.8% uso agrícola (granos básicos y hortalizas), el 3.2% uso urbano y 2.4% otros usos como: cuerpos de agua, café, espacios abiertos sin o con poca vegetación y pastizales. Asimismo, en el territorio, predominan las altas pendientes, el terreno es pronunciado, se encuentra áreas muy escarpadas con pendientes mayores de 60%, según las categorías de la FAO (2009). Esta configuración hace susceptible al territorio a una serie de fenómenos como la erosión hídrica, la producción de sedimentos, contaminación por residuos urbanos, etc., y todo ello se ve reflejado en la calidad del agua que fluye en la red hídrica de la subcuenca hasta la desembocadura al lago de Atitlán.

En la subcuenca del río San Francisco, se han realizado investigaciones que han permitido caracterizar fisicoquímica y biológicamente sus aguas en la desembocadura al lago de Atitlán y en algunos afluentes como el río Tzalá (Weiss 1971; Bocanegra 2013; Arriola 2014). Sin embargo, estudios a mayor detalle que consideren los usos de la tierra, la erosión y la producción de sedimentos a nivel de microcuencas y su impacto sobre el recurso hídrico han quedado sin desarrollar, pese a la importancia de este recurso hídrico que es aprovechado por los habitantes de la subcuenca para consumo humano en las zonas altas y para riego agrícola y otras actividades, en la zona media y baja; además, posee alto potencial de alterar negativamente la calidad del agua y el ecosistema del lago Atitlán.

Una herramienta de suma importancia para entender la dinámica hidrológica en una cuenca es la modelación hidrológica, considerada por Ponce (1994) como un grupo de abstracciones matemáticas que describen fases relevantes del ciclo hidrológico, con el objetivo de simular la conversión de la precipitación en escurrimiento. Estas técnicas de

modelación son aplicables para cuencas de cualquier tamaño. Su importancia radica en su capacidad de simular y predecir fenómenos físicos a corto, mediano y largo plazo (Chávarri 2008). En tal sentido, la modelación hidrológica constituye una herramienta muy útil en términos de intervención y manejo; ya que, entre otras aplicaciones, permite conocer la dinámica hidrológica en la cuenca, estimar la pérdida de suelos por erosión hídrica y cuantificar los sedimentos producidos en un territorio determinado.

El presente estudio emplea el modelo hidrológico SWAT (Soil and Water Assessment Tool) según Neitsch *et al.* (2011), con el objetivo de estimar los niveles de erosión y producción de sedimentos en diferentes usos de la tierra en la subcuenca del río San Francisco. Emplea, además, el Índice de Calidad de Agua ICA-NSF "The National Sanitation Foundation" para determinar la calidad del agua en 46 microcuencas en la subcuenca del río San Francisco, asociada a los diferentes usos de la tierra y a los diferentes pisos altitudinales.

1.1 Justificación e importancia

Como un aporte, la investigación brinda el modelo de estado actual de cada microcuenca de la red hídrica de la subcuenca del río San Francisco respecto a los tipos y los porcentajes de cobertura de la tierra y los niveles de erosión; asimismo, permite conocer la calidad del agua de cada microcuenca y los factores que influyen sobre esta.

Desde el punto de vista técnico y científico, los productos generados de este estudio constituyen insumos fundamentales para los tomadores de decisión que guiarán procesos para un buen manejo integrado de la subcuenca y la acción pronta mediante la generación de políticas, reglamentos, ordenanzas y acciones inmediatas encaminadas a proteger los recursos con enfoque de cuencas.

Haber realizado la modelación hidrológica permitirá de ahora en adelante entender mejor la dinámica e interacciones biofísicas e hidrológicas dentro de la subcuenca del río San Francisco, principalmente de las variables de interés como: erosión, producción de sedimentos y balance hídrico a nivel de microcuencas. Asimismo, permitirá identificar espacialmente con mayor facilidad las áreas de intervención para la conservación de los recursos valiosos y estratégicos, como el suelo.

Con este proyecto, se beneficia de manera directa a la subcuenca del río San Francisco y sus más de 66.000 habitantes que dependen de sus recursos para el desarrollo de actividades agrícolas, forestales, industriales, etc. Además, se beneficia el lago de Atitlán como cuerpo receptor de este afluente.

1.2 Objetivos

1.2.1 General

Evaluar los niveles de erosión hídrica y producción de sedimentos en diferentes usos y coberturas de la tierra y su efecto en el recurso hídrico en la subcuenca del río San Francisco, cuenca del lago de Atitlán, Guatemala.

1.2.2 Específicos

- Definir los principales usos y coberturas de la tierra en cada microcuenca de la red hídrica en las zonas alta, media y baja del río San Francisco.
- Estimar los niveles de erosión y producción de sedimentos en diferentes usos y coberturas de la tierra en cada microcuenca de la red hídrica del río San Francisco.
- Evaluar la calidad del agua del río San Francisco en las zonas alta, media y baja utilizando el Índice de Calidad de Agua "The National Sanitation Foundation" ICA-NSF.

1.3 Hipótesis

- La buena calidad del agua en la subcuenca río San Francisco está asociada a áreas con mayor cobertura forestal y es influenciada por los factores temporal (época seca y lluviosa) y espacial (zonas altas, media y baja).
- Los suelos con bajos niveles de erosión hídrica están asociados a áreas con mayor cobertura forestal.
- La erosión hídrica y la producción de sedimentos en diferentes usos y coberturas de la tierra en la subcuenca del río San Francisco son factores que influyen en el deterioro de la calidad del agua del río.

2. MARCO CONCEPTUAL

2.1 Ciclo hidrológico

Según Campos-Aranda (1984), el ciclo hidrológico es un término descriptivo aplicable a la circulación general del agua en la tierra, el cual se define como la sucesión de etapas que atraviesa el agua al pasar de la atmósfera a la tierra y volver a la atmósfera: evaporación desde el suelo, mar o aguas continentales; condensación de nubes, precipitación, acumulación en el suelo o masas de agua y reevaporación (Figura 1).

El ciclo hidrológico no tiene principio ni fin, es un proceso de circulación del agua entre la atmósfera, la hidrósfera y litósfera. Este proceso puede ser considerado en dos grandes escalas:

- Escala global: donde los elementos principales son los océanos (97%), continentes (0,02% como aguas continentales), y la atmósfera (0,001%); y
- Escala de cuenca (Mesoescala): donde los elementos principales son entre la atmósfera, la biósfera y la litósfera. La circulación de agua de mesoescala puede ser considerada como la plantilla para la cuantificación de los procesos ecológicos fundamentales (Zalewski y Wagner-Lotkowska 2004).

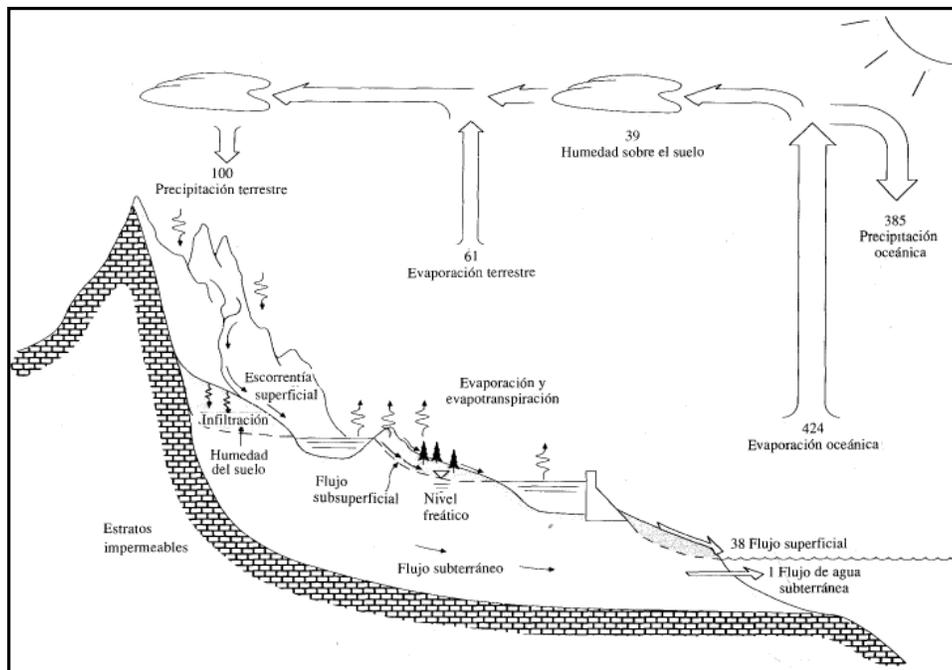


Figura 1. Ciclo hidrológico con un balance de agua promedio global anual en unidades relativas a un valor de 100 para la tasa de precipitación terrestre. Fuente: Chow *et al.* (1994).

2.2 Ciclo hidrológico como sistema

Chow *et al.* (1994) definen sistema como un conjunto de partes conectadas entre sí, que forman un todo. Por lo que el ciclo hidrológico puede tratarse como un sistema cuyos componentes son: precipitación, evaporación, escorrentía y otras fases del ciclo.

El ciclo hidrológico global se representa como un sistema dividido en tres subsistemas:

- a) Sistema de agua atmosférica: lo integran los procesos de precipitación, evaporación, intercepción, y transpiración.
- b) Sistema de agua superficial: lo integran los procesos de flujo superficial, escorrentía superficial, nacimientos de agua subsuperficial y subterránea, y escorrentía hacia ríos y océanos.
- c) Sistema de agua subsuperficial: lo integran los procesos de infiltración, recarga de acuífero, flujo subsuperficial y flujo de agua subterránea.

2.3 Componentes del ciclo hidrológico

2.3.1 Precipitación

Para Ordóñez (2011), la precipitación es toda agua meteórica que cae en la superficie de la tierra, tanto en forma líquida (llovizna, lluvia, etc.), sólida (nieve, granizo, etc.) como en las precipitaciones ocultas (rocío, la helada blanca, etc.). Ellas son provocadas por un cambio de la temperatura o de la presión. La precipitación constituye la única entrada principal al sistema hidrológico continental (Musy, citado por Ordóñez 2011).

2.3.2 Evaporación

Proceso mediante el cual se convierte el agua líquida en un estado gaseoso. La evaporación puede ocurrir solamente cuando el agua está disponible. El proceso de evaporación requiere grandes cantidades de energía, provista por la radiación solar. Por ejemplo, la evaporación de un gramo de agua a una temperatura de 100 ° Celsius requiere 540 calorías de energía de calor (600 calorías a 0 ° C) (Ordóñez 2011).

2.3.3 Intercepción

Agua proveniente de la lluvia retenida por la vegetación y por la hojarasca que está sobre el suelo y que luego es evaporada. Hay dos formas de expresarla: intercepción absoluta y relativa (Jiménez 2005). En general, parte de esta agua interceptada nunca alcanza al suelo debido a que se adhiere y humedece estos objetos y se evapora.

2.3.4 Transpiración

La transpiración es el resultado del proceso físico y biológico por el cual el agua cambia del estado líquido al gaseoso, a través del metabolismo de la planta y pasa a la atmósfera (Sonora 2007).

2.3.5 Escorrentía superficial

Es la porción de lluvia que no es infiltrada, interceptada o evaporada y que fluye sobre las laderas.

2.3.6 Escorrentía subsuperficial

Es el agua que ha sido previamente infiltrada y no alcanza el almacenamiento subterráneo o acuífero (Ordóñez 2011).

2.3.7 Infiltración

La infiltración es el proceso de paso del agua a través de la superficie del suelo hacia el interior de la tierra. Se diferencia del concepto de percolación que es el movimiento del agua dentro del suelo.

2.4 Cuenca hidrográfica

La cuenca hidrográfica se define como el área territorial de drenaje natural donde todas las aguas pluviales confluyen a un colector común de descarga. Sus límites están determinados por la línea divisoria de aguas "*divortium aquarum*". No siempre los límites geográficos (superficiales) suelen coincidir con los límites del acuífero (subterráneo), pudiendo existir transferencias de masas líquidas entre una cuenca y otra adyacente o cercana. La línea de *divortium aquarum* se inicia y termina en la cota más baja o de salida de la cuenca (Faustino *et al.* 2006).

Para Vision (s.f.), la cuenca hidrográfica es el espacio de territorio delimitado por la línea divisoria de las aguas, conformado por un sistema hídrico que conduce sus aguas a un río principal, un río muy grande, un lago o un mar. Este es un ámbito tridimensional que integra las interacciones entre la cobertura sobre el terreno, las profundidades del suelo y el entorno de la línea divisoria de las aguas.

2.5 La cuenca hidrográfica como sistema

De acuerdo con Vision (s.f.), la cuenca hidrográfica es un sistema, y es porque en ella existen entradas y salidas, por ejemplo, permite cuantificar que a la cuenca ingresa una cantidad de agua por medio de la precipitación y otras formas; y luego existe una cantidad que sale de la cuenca, por medio de su río principal en las desembocaduras o por el uso que adquiera el agua. La evaporación y el flujo subsuperficial también pueden considerarse como salidas, pero son muy pequeños comparados con el caudal durante una tormenta (Chow *et al.* 1994) (Figura 2).

Dentro de la cuenca, también se producen interacciones entre sus elementos, por ejemplo, las acciones que se dan en la parte alta tienen una repercusión en la parte baja.

También existen interrelaciones, verbigracia, la degradación de sus recursos se asocia a la falta de educación ambiental, falta de aplicación de leyes, tecnologías inapropiadas, etc.

A su vez, el sistema está integrado por los siguientes subsistemas:

- a) Biológico, que integran esencialmente la flora y la fauna, y los elementos cultivados por el hombre.
- b) Físico, integrado por el suelo, subsuelo, geología, recursos hídricos y clima (temperatura, radiación, evaporación, etc.).
- c) Económico, integrado por todas las actividades productivas que realiza el hombre, en agricultura, recursos naturales, ganadería, industria; servicios (camino, carreteras, energía, asentamientos y ciudades).
- d) Social, integrado por los elementos demográficos, institucionales, tenencia de la tierra, salud, educación, vivienda, culturales, organizacionales, políticos, etc. (Vision s.f.).

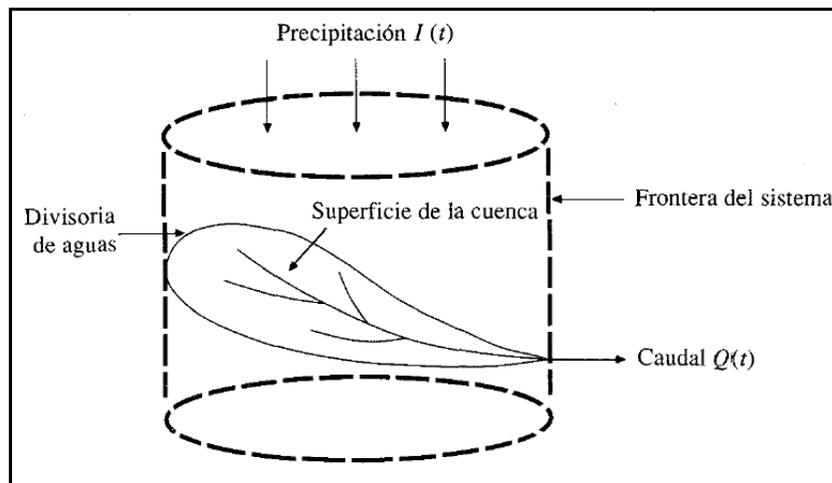


Figura 2. La cuenca como sistema hidrológico Fuente: Chow *et al.* (1994).

2.6 El agua: recurso integrador de la cuenca

Para Jiménez (2006), la zona de cabecera de las cuencas hidrográficas garantiza la captación inicial de las aguas y el suministro de estas a las zonas inferiores durante todo el año. Los procesos en las partes altas de la cuenca invariablemente tienen repercusiones en la parte baja dado el flujo unidireccional del agua y, por lo tanto, toda la cuenca se debe manejar de manera integral, como una sola unidad. Al interior de la cuenca, el agua funciona como distribuidor de insumos primarios (nutrientes, materia orgánica, sedimentos) producidos por la actividad sistémica de los recursos.

García *et al.* (2005) indican que el movimiento del agua de lluvia y los flujos superficiales, a través de la red de drenaje, desde la parte alta de la cuenca hasta la parte baja, promueve el desprendimiento y el arrastre de partículas (sedimentos orgánicos y

minerales) e induce la formación de valles, planicies o llanuras de inundación. El sistema hídrico también refleja un comportamiento de acuerdo con cómo se están manejando los recursos agua, suelo y bosque, así como qué actividades o infraestructuras afectan su funcionamiento.

2.7 Manejo integrado de cuencas hidrográficas

El manejo de cuencas tuvo sus inicios en Estados Unidos en 1910 con los experimentos del Servicio Forestal en Wagon Wheel Gap, Colorado. En la década de 1930, durante los años de la Gran Depresión, la economía de Estados Unidos colapsó y simultáneamente el país experimentó grandes inundaciones, erosión severa y grandes tormentas de polvo. Como resultado de estos desastres, se creó el Servicio de Conservación de Suelos (US Soil Conservation Service, actualmente Natural Resources Conservation Service) (Fallas y Valverde 2008). Durante la década del 40, se publicaron los resultados de los estudios iniciados en los años 30 y con esto, la ciencia en manejo de cuencas hidrográficas alcanzó su legitimidad. El objetivo de estos primeros estudios era determinar el efecto de diferentes prácticas de manejo forestal y agrícola en el rendimiento hídrico (escorrentía), descarga máxima e instantánea, erosión y transporte de sedimentos (Satterlund, citado por Fallas y Valverde 2008).

Según Fallas y Valverde (2008), las primeras investigaciones en cuencas hidrográficas tenían como objetivo describir, cuantificar y entender las interacciones suelo-agua-cobertura y sus fluctuaciones naturales, así como las causadas por la acción humana a diversas escalas temporales y espaciales.

Para González, citado por Cotler (2004), el manejo de cuencas es el proceso complejo que le da orden a un conjunto de acciones dentro de la cuenca hidrológica superficial (hidrográfica) o cuenca hidrológica subterránea, encaminado a lograr un desarrollo social y económico sostenibles en el tiempo, además de la protección del medioambiente.

2.8 Erosión

Para Christensen y McElyea, citados por Brunel y Seguel (2011), la erosión es un movimiento de suelo superficial, ocasionado por diversos factores, principalmente agentes hídricos y eólicos, que da como resultado la reducción de la profundidad del horizonte superior, cambios en las características del suelo y la alteración de su capacidad para soportar el desarrollo de la planta.

La erosión del suelo es definida como un proceso de desagregación, transporte y deposición de materiales del suelo por agentes erosivos. Los agentes erosivos dinámicos, en el caso de la erosión hídrica son la lluvia y el escurrimiento superficial o las inundaciones Ellison, citado por FAO (1992).

La erosión abarca una serie de fenómenos, desde el desgaste de la superficie (lavamiento laminar y surcos), la formación de cárcavas (erosión avanzada de la superficie) hasta los movimientos masivos del suelo (deslizamientos, formación de depresiones, aludes de detritos y deslaves) (Hamilton 2009).

Uno de los problemas ocasionados por la erosión hídrica es la pérdida progresiva de suelos, nutrientes y agua. Esta emisión de nutrientes constituye un foco de contaminación difusa. La capacidad de los terrenos agrícolas y forestales como origen de la contaminación difusa dependerá también de otros factores, tales como topografía y climatología de la zona, características edáficas, uso y manejo del suelo (Bienes *et al.* 2010).

Según Lal (2001), la degradación de suelos por erosión tiene impactos a corto y largo plazo en la producción de alimentos, calidad del ambiente, político y económico. Esta degradación por erosión acelerada es un serio problema en regiones tropicales y subtropicales, donde el manejo del suelo se realiza con prácticas tradicionales.

2.9 Sedimentos

De acuerdo con Hamilton (2009), la erosión que se transporta y deposita se denomina sedimentos. Estos producen una serie de efectos inconvenientes, entre ellos: reducción de la capacidad de embalses, perjudicar el agua potable para el hogar y la industria, obstrucción de canales de navegación, elevan el fondo de los ríos, modifican negativamente el hábitat acuático de las corrientes, etc.

La producción de sedimentos en cuencas de zonas de montaña o con pendientes pronunciadas según explica COBINABE (2010), se puede dividir básicamente en dos fuentes, asociadas a distintos fenómenos:

- a) La erosión superficial generalizada del suelo; y
- b) Los procesos de remoción en masa en sitios puntuales.

Estos procesos influyen en los problemas de inundaciones, en los fenómenos de colmatación de embalses y pueden promover cambios en la morfología fluvial que, a su vez, afecten los aspectos ambientales.

Los sedimentos constituyen una sustancia contaminante desde dos puntos de vista: físico y químico. La contaminación física se manifiesta en la turbidez (limitada penetración de la luz solar) y la sedimentación (pérdida de la capacidad de almacenaje de los embalses, destrucción de las barreras de coral, pérdida de las áreas de desove para ciertas especies ictícolas). La contaminación química incluye la absorción de metales y el fósforo, así como las sustancias químicas orgánicas hidrofóbicas. Asimismo, los sedimentos cargados de fósforo pueden formar en el fondo de los lagos eutrofizados un conjunto de nutrientes que

pueden liberarse en el agua bajo condiciones anaeróbicas. Esto hace difícil controlar la eutrofización a corto plazo mediante la limitación en la entrada de fósforo (FAO, citado por Kiersch 2000).

2.10 Calidad de agua

La calidad del agua puede ser considerada como una medida de la idoneidad del agua para un uso particular seleccionado basado en características físicas, químicas y biológicas. Para determinar su calidad, se debe medir y analizar sus características, tales como la temperatura, el contenido de minerales disueltos, y el número de bacterias. Estas características seleccionadas se comparan con las normas y las directrices numéricas para decidir si el agua es apta para un uso particular (USGS 2001).

Según ONU-DAES (2014), la calidad del agua se determina comparando las características físicas y químicas de una muestra de agua con unas directrices de calidad del agua o estándares. En el caso del agua potable, estas normas se establecen para asegurar un suministro de agua limpia y saludable para el consumo humano y, de este modo, proteger la salud de las personas. Estas normas se basan normalmente en unos niveles de toxicidad científicamente aceptables tanto para los humanos como para los organismos acuáticos.

El deterioro de la calidad del agua se ha convertido en motivo de preocupación a nivel mundial con el crecimiento de la población humana, la expansión de la actividad industrial y agrícola, y la amenaza del cambio climático como causa de importantes alteraciones en el ciclo hidrológico.

La baja calidad del agua afecta directamente sobre la cantidad de agua de diversas maneras. El agua contaminada que no puede utilizarse para consumo, para baño, para la industria o la agricultura reduce de forma efectiva la cantidad de agua disponible en una determinada zona (ONU-DAES 2014).

2.11 Parámetros de calidad de agua y su importancia

2.11.1 Físicos:

- a. Turbidez:** la turbiedad de las aguas se debe a la presencia de material suspendido y coloidal como arcilla, limo, materia orgánica e inorgánica finamente dividida, plancton y otros organismos microscópicos. La turbiedad es una expresión de la propiedad óptica que hace que los rayos luminosos se dispersen y se absorban, en lugar de que se transmitan sin alteración a través de una muestra (Severiche *et al.* 2013).

- b. **Temperatura:** su importancia radica en que influye directamente sobre la solubilidad de las sustancias en el agua, afecta un gran número de reacciones que se producen en el agua y regula la actividad biológica. Su efecto más notado se asocia al crecimiento de algas y bacterias (Romero 2013).
- c. **Conductividad-salinidad:** es una medida de la capacidad de una solución acuosa para transportar una corriente eléctrica (Severiche *et al.* 2013). Sirve para estimar el contenido total de constituyentes iónicos.
- d. **Sólidos disueltos totales:** es un índice de la cantidad de sustancias disueltas en el agua, y proporciona una indicación general de la calidad química

2.11.2 Químicos:

- a. **pH:** es un parámetro que mide la alcalinidad o la acidez de las aguas, el pH es realmente una medida de la cantidad de iones libres de hidrógeno e hidroxilo presentes en el agua, aguas que tienen más iones libres de hidrógeno son ácidas, y aguas que tienen más iones libres de hidroxilo son básicas; el pH es un importante indicador de cambios químicos en el agua. Sus efectos principales son tener gran influencia sobre los fenómenos de corrosión, determinar la solubilidad y la disponibilidad biológica de constituyentes químicos como nutrientes (fósforo nitrógeno y carbono) y metales pesados (plomo, cobre, cadmio, etc.) (Romero 2013).
- b. **Oxígeno disuelto:** es la cantidad de oxígeno que puede estar disuelto en el agua en equilibrio con el aire. La concentración de OD es un indicador excelente de la salud de un cuerpo de agua, ya que la mayoría de las formas de vida de un río necesitan de este oxígeno para vivir. Por consiguiente, existe una gran correlación entre OD y la biodiversidad de un cuerpo de agua (Butler y Davies citados por Mira 2006)
- c. **Nutrientes:** entre los principales están el nitrógeno y el fósforo. Ambos son responsables de causar un crecimiento excesivo de algas y plantas verdes en cuerpos de agua, fenómeno conocido como eutrofización (Romero 2013).

2.11.3 Orgánicos:

- a. **Demanda bioquímica de oxígeno:** es una prueba usada para la determinación de los requerimientos de oxígeno para la degradación bioquímica de la materia orgánica en las aguas municipales, industriales y en general residuales; su aplicación permite calcular los efectos de las descargas de los efluentes domésticos e industriales sobre la calidad de las aguas de los cuerpos receptores (Freire s.f.). Sus

efectos más importantes son consumo del oxígeno natural del agua (anoxia), mortalidad de peces y formación de condiciones sépticas (Romero 2013).

- b. Demanda química de oxígeno:** permite determinar químicamente la cantidad de oxígeno que se requiere para oxidar la materia orgánica presente en una muestra de agua (Zambrano y Isaza 1998). Sus principales efectos son anoxia, mortalidad de peces y formación de condiciones sépticas (Romero 2013).

2.11.4 Biológicos:

- a. Coliformes fecales:** es un indicador que revela la contaminación de las aguas con excrementos humanos, la especie más abundante dentro de las coliformes fecales es la *Escherichia coli*; sin embargo, las hay de otros géneros bacterianos como la *Salmonella* y *Shigella*, entre otros de gran importancia médica por las enfermedades que pueden transmitir (Romero 2013).

2.12 Índices de calidad de agua (ICA's)

Los índices de calidad de agua son una expresión simple de una combinación más o menos compleja de un número de parámetros que caracterizan la calidad del agua. Son muy útiles para comunicar información sobre la calidad del agua a las autoridades y al público. Brindan rápidamente una imagen general del estado del recurso. Su ventaja radica en que puede ser más fácilmente interpretado que una lista de valores numéricos (Rojas *et al.* 2009).

Los índices se clasifican en dos tipos: fisicoquímicos y biológicos. Los primeros se basan en la combinación de diferentes parámetros fisicoquímicos para proporcionar una visión global de la calidad del agua; los segundos consisten en la evaluación de la presencia y la ausencia de una especie o familia de una comunidad biológica, así como su densidad o abundancia, lo que se utiliza como indicador de calidad.

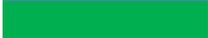
2.12.1 Índice de calidad de agua "The National Sanitation Foundation" ICA-NSF

Este índice representa el nivel de calidad del agua de un río, lago o cuenca y es utilizado en los Estados Unidos desde 1970 para el monitoreo de la evolución de los cambios de la calidad a lo largo del tiempo (Vergara, citado por Zhen 2009). Puede ser empleado para comparar con otras fuentes en la región o en el mundo.

Para la determinación de este índice, se requiere básicamente de nueve parámetros indicadores que son: oxígeno disuelto, coliformes fecales, pH, demanda bioquímica de oxígeno, cambio en temperatura, fosfatos, nitratos, turbiedad y los sólidos disueltos totales (Zhen 2009).

Según Bonilla De Torres *et al.* (2010), el "ICA-NSF" modificada por Brown (1970), adopta para condiciones óptimas un valor máximo determinado de 100, que va disminuyendo con el aumento de la contaminación del curso de agua en estudio. Posteriormente, al cálculo del índice, se clasifica la calidad del agua según las categorías siguientes:

Cuadro 1. Categorías del Índice de Calidad de Agua

Calidad	Color	Valor
Excelente		91 - 100
Buena		71 - 90
Regular		51 - 70
Mala		26 - 50
Pésima		0 - 25

Fuente: (Bonilla De Torres *et al.* 2010).

Para calcular el ICA, Brown, Landwehr y Denninger, citados por Bonilla De Torres *et al.* (2010) recomiendan el uso de la función ponderada multiplicativa (ICA_m) en lugar de una función de suma lineal ponderada de los subíndices; esto debido a que la multiplicativa es más sensible a la variación de los parámetros, reflejando con mayor precisión un cambio de calidad. Estas agregaciones se expresan matemáticamente como sigue:

$$ICA_m = \prod_{i=1}^9 (Sub_i^{W_i}) \quad (1)$$

Donde:

W_i : Pesos relativos asignados a cada parámetro (Sub_i), ponderados entre 0 y 1.

Sub_i : Subíndice del parámetro i .

Los pesos relativos de los nueve parámetros del ICA se muestran en el cuadro siguiente:

Cuadro 2. Pesos relativos de los parámetros del ICA

Parámetros	W_i
Coliformes fecales	0.15
pH	0.12
DBO ₅	0.10
Nitratos	0.10
Fosfatos	0.10
Temperatura	0.10
Turbidez	0.08
Sólidos disueltos totales	0.08
Oxígeno disuelto	0.17

Fuente: Bonilla De Torres *et al.* (2010)

Para Nasiri *et al.*, Sacha y Espinoza, citados por Torres *et al.* (2009), las principales ventajas que presentan los Índices de Calidad de Agua (ICA) es que permiten ver la variación temporal y espacial de la calidad del agua; método simple, conciso y válido para expresar la importancia de los datos generados regularmente en el laboratorio; los usuarios pueden tener una fácil interpretación de los datos e identificar tendencias de calidad del agua y áreas problemáticas; ayudan en la definición de prioridades con fines de gestión, entre otras.

Los Índices de Calidad de Agua también presentan desventajas como las siguientes: no proporcionan información completa sobre la calidad del agua; no pueden evaluar todos los riesgos presentes en el agua; pueden ser subjetivos y sesgados en su formulación; su metodología es rechazada y criticada por algunos científicos y estadísticos, restándole credibilidad como una herramienta para la gestión.

2.13 Modelo

Para Cárdenas, citado por Saborío (1996), un modelo es una representación cuantitativa y cualitativa de un sistema. Esta representación debe mostrar las relaciones entre los diversos factores que son de interés para el análisis. Asimismo, el modelo debe representar los aspectos relevantes del sistema para la fase de estudio y es el resultado de la integración de la definición del problema, medición del sistema y análisis de datos.

Un modelo también puede ser definido como un sistema matemático o físico que obedece a ciertas condiciones específicas y cuyo comportamiento es utilizado para entender un sistema físico, biológico o social al que es análogo en determinado sentido (Arguello 1992).

2.14 Importancia de los modelos

Su importancia radica, entre otros aspectos, en la simulación y la predicción de los fenómenos físicos a corto, mediano y largo plazo. Asimismo, a través de modelos, se pueden obtener relaciones causa-efecto sin realizar cambios en los sistemas reales (Chávarri 2008).

2.15 Modelación hidrológica

Según Jorquera *et al.* (2012), la modelación hidrológica tuvo sus comienzos a principios del siglo XIX utilizándose para el diseño de obras hidráulicas y hasta mediados del siglo XX se limitó a expresiones matemáticas simples para representar mecanismos individuales involucrados en los procesos del ciclo hidrológico. Con la aparición de la revolución digital, en la década de los 60, se realizó el primer intento por representar casi en su totalidad al ciclo hidrológico en una cuenca. En la década de los 70, empiezan a proliferar de manera rápida; entre los más relevantes se citan: 1971, modelos Strom Water Management Model (SWMM) y el Freeze Model; en 1972 el National Weather Service Forecast River System (NWSFRS); en 1973 el Hec-1 y el modelo Sacramento; en 1974 el CLS y el modelo ILLUDAS;

1975 el USDA HL-74, y en 1977 modelo ANSWERS, (Linsley, R.K; Larson, C.L. *et al.* citados por Arguello 1992).

Solís y Cuevas (1995) definen la modelación hidrológica como una descripción matemática de la respuesta de una cuenca ante la ocurrencia de una serie de eventos de precipitación. Un modelo hidrológico es definido como un sistema matemático o físico que obedece a ciertas condiciones específicas y cuyo comportamiento es utilizado para entender un sistema físico, biológico o social.

Para Ponce (1994), la modelación hidrológica es un grupo de abstracciones matemáticas que describen fases relevantes del ciclo hidrológico, con el objetivo de simular la conversión de la precipitación en escurrimiento. En principio, las técnicas de modelación de cuencas son aplicables a cuencas de cualquier tamaño, ya sean pequeñas (pocas hectáreas), de tamaño medio (cientos de kilómetros cuadrados) o grandes (miles de kilómetros cuadrados).

2.16 Clasificación de los modelos hidrológicos:

Chow *et al.* (1994) clasifican los modelos hidrológicos en dos grandes categorías:

- a. Modelos físicos, y
- b. Modelos abstractos

Los primeros incluyen modelos a escala que representan el sistema en una escala reducida, tal como un modelo hidráulico del vertedero de una presa; y modelos análogos, que usan otro sistema físico con propiedades similares a las del prototipo.

Los modelos abstractos representan el sistema en forma matemática. La operación del sistema se describe por medio de un conjunto de ecuaciones que relacionan las variables de entrada y de salida. Estas variables pueden ser funciones del espacio y del tiempo, y también pueden ser variables probabilísticas o aleatorias que no tiene un valor fijo en un punto particular del espacio y del tiempo, pero que están descritas a través de distribuciones de probabilidad.

2.17 Aplicaciones de los modelos hidrológicos

Jackson, citado por Arguello (1992), señala que las aplicaciones de los modelos hidrológicos pueden ser divididas en dos grandes categorías o propósitos: la toma de decisiones y la investigación y adiestramiento. En la primera, un analista toma información hidrológica para seleccionar un óptimo curso de acción; normalmente, combinado con información de tipo económica, biológica y social. Asimismo, se subdividen las aplicaciones en la toma de decisiones de acuerdo con los niveles de toma de decisión: planificación, diseño y operación (McPherson y Jackson citados por Arguello 1992). En sus aplicaciones

en investigación y adiestramiento, sirven como llave para la investigación y el adiestramiento, donde el objetivo es conseguir un mejor entendimiento del ciclo hidrológico.

2.18 Calibración y evaluación de los modelos precipitación-escorrentía

El modelo seleccionado debe ser calibrado para la cuenca de aplicación. Existen dos criterios de calibración: los resultados del modelo deben corresponder con las observaciones registradas, y los valores estimados para los parámetros deben ser consistentes con las características de la cuenca. Posterior al proceso de calibración, se hace necesario evaluar los resultados del modelo, para determinar si responden a las necesidades de los decisores. Básicamente, el proceso de evaluación consiste en correr el modelo para períodos diferentes a los usados en la calibración y el funcionamiento de un modelo hidrológico es usualmente evaluado por inspección visual de los hidrogramas observados y computados (James y Burges, citados por Arguello 1992).

2.19 Estado del arte en la modelación hidrológica

Actualmente, se dispone de una amplia variedad de modelos, cada uno con enfoques distintos, los cuales han sido planteados bajo ciertas hipótesis cuyo claro entendimiento garantiza su correcto uso (Jorrquera *et al.* 2012). Entre ellos destacan: PRMS, MIKE-SHE, ANSWERS, TOPMODEL, ATHYS, TREX, AQUA, JAMSMODFLOW, MODBRANCH, ECOFLOW, CRITERIA 3D, IRENE, MIKEBASIN, HYDROTEL, VIC, SWAT, AQUATOX, WATFLOOD, TOPOFLOW, HEC-HMS, entre otros.

2.20 Modelo SWAT (Soil and Water Assessment Tool)

SWAT son las siglas de herramienta para la evaluación del suelo y agua para una cuenca hidrográfica; el modelo a escala fue desarrollado por el Dr. Jeff Arnold para el USDA, el Servicio Agrícola de Investigación (ARS). SWAT predice el impacto de las prácticas de manejo de suelo en la generación del agua, sedimentos y producción de sustancias agrícolas químicas, en cuencas grandes y complejas con variedad de suelos, uso de tierra y condiciones de manejo sobre un tiempo prolongado.

SWAT es un modelo continuo de tiempo, es decir, un modelo capaz de desarrollar simulaciones para períodos largos y no únicamente para eventos de precipitación puntuales. Para su aplicación, es necesario disponer de información de calidad y sistemática de variables climáticas (precipitación y temperatura, principalmente), propiedades de suelos, topografía, coberturas o uso de la tierra y prácticas de manejo en el territorio (Uribe 2010).

Neitsch *et al.* (2011) describen que para realizar la modelación con SWAT, primero, la cuenca hidrográfica se divide en subcuencas o microcuencas; ya que el empleo de unidades más pequeñas en la simulación es muy útil, particularmente cuando hay diversas áreas de

la misma cuenca que se ven afectadas por el uso de suelos o suelos bastante desiguales de tal forma que impactan grandemente la hidrología del sector, asimismo, cada subcuenca o microcuenca puede ser subdividida en HRU (Unidades de Respuesta Hidrológica) que son definidas como áreas dentro de la subcuenca que corresponden a las únicas posibles combinaciones de cobertura de la tierra, suelo y pendiente en la cuenca. Esta subdivisión permite al modelo SWAT reflejar diferencias en evapotranspiración para varios cultivos y suelos. La escorrentía se estima separadamente para cada URH, y luego se obtiene la escorrentía total de la cuenca. Esto incrementa la precisión y da una mejor descripción física del balance de agua (Neitsch *et al*, 2000).

La simulación hidrológica en SWAT puede ser separada en dos grandes divisiones:

2.20.1 Fase terrestre del ciclo hidrológico

Esta fase controla la cantidad de agua, sedimentos, nutrientes y de pesticidas descargados en el cauce principal en cada subcuenca (Figura 3).

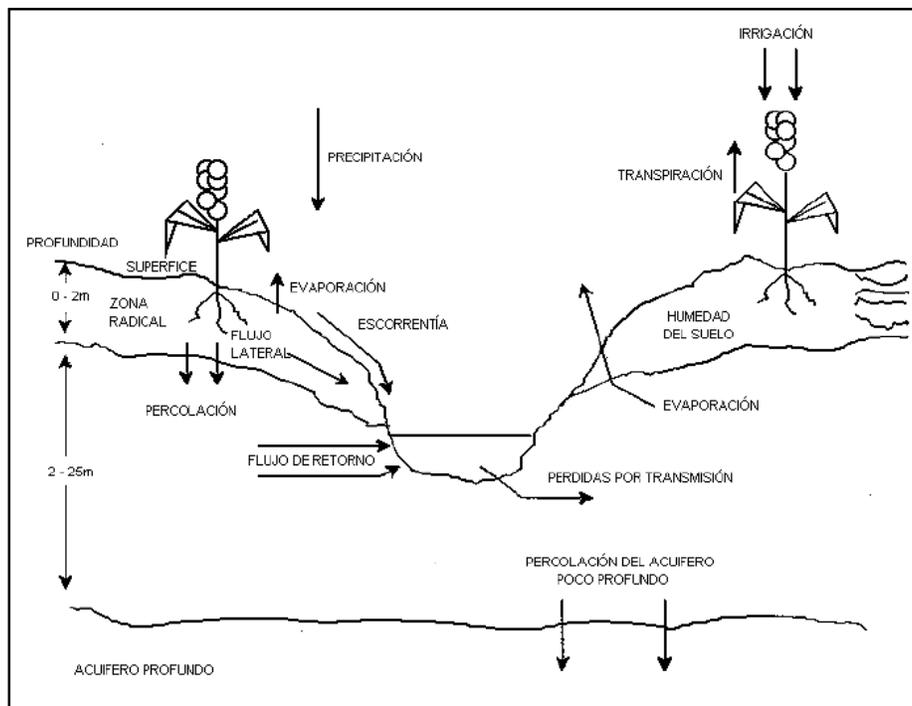


Figura 3. Representación del ciclo hidrológico en SWAT Fuente: Uribe (2010).

El modelo SWAT simula el ciclo hidrológico según la ecuación del balance hídrico:

$$SW_t = SW_o + \sum_{i=1}^t (R_{day} - Q_{surf} - E_a - W_{seep} - Q_{gw}) \quad (2)$$

Donde SW_t es el contenido final de agua en el suelo (mm H₂O), SW_o es el contenido inicial de agua del suelo en el día i (mm H₂O), t es el tiempo (días), R_{day} es la cantidad de precipitación en un día i (mm H₂O), Q_{surf} es la cantidad de escorrentía superficial en un día i (mm H₂O), E_a es la cantidad de evapotranspiración en un día i (mm H₂O), W_{seep} es la cantidad de agua que percola a través de la zona vadosa o zona en capacidad de campo en un perfil de suelo hacia el acuífero somero en un día i (mm H₂O), y Q_{gw} es la cantidad de flujo de retorno en un día i (mm H₂O) (Uribe 2010).

Los diferentes datos de entrada y otros procesos que forman de esta fase del ciclo hidrológico en SWAT, se resumen en las siguientes secciones:

a. Clima

Las variables climáticas necesarias para la simulación en SWAT son: precipitación diaria, temperatura aérea máxima/mínima, radiación solar, velocidad del viento y humedad relativa. Las dos primeras son obligatorias. Estos valores ingresados pueden ser por registros de datos observados o generados por el mismo programa durante la simulación.

Para la estimación del potencial de evapotranspiración, el modelo ofrece tres métodos: Hargreaves, Priestley-Taylor y Penman Monteith; el empleo de cada uno de ellos depende de la cantidad de variables climáticas con que se dispongan (Neitsch *et al.* 2005).

b. Cobertura de la tierra

SWAT utiliza un solo modelo de crecimiento de plantas para simular toda clase de coberturas de tierra. El modelo diferencia entre plantas anuales y perennes. Este modelo del crecimiento de la planta es utilizado para valorar la eliminación de agua y nutrientes de la zona de la raíz, transpiración y la producción de biomasa (Uribe 2010).

c. Erosión

La producción de erosión y sedimentos se estima para cada HRU con la ecuación modificada de pérdida universal de suelo (MUSLE) (William, 1975). Mientras USLE utiliza lluvia como un indicador de energía erosiva. MUSLE sustituye la erosividad de la lluvia por un componente que caracteriza la separación y el transporte de suelo por la escorrentía. La MUSLE estima, para tormentas individuales, la producción de sedimentos debido a erosión laminar y en surcos (Silva E. 1995).

Se expresa de la forma siguiente:

$$Sed = 11.8 * (Q_{surf} * q_{peak} * area_{hru})^{0.56} * K_{USLE} * C_{USLE} * P_{USLE} * LS_{USLE} * CFRG \quad (3)$$

Donde:

Sed: producción sedimentos en un día dado (Toneladas métricas)

Q_{surf}: volumen escorrentía superficial

q_{peak}: escorrentía máxima

area_{hru}: área de HRU

K_{USLE}: factor de erodabilidad del suelo

C_{USLE}: factor de cobertura y gestión de USLE

P_{USLE}: factor de prácticas de conservación de USLE

LS_{USLE}: factor topográfico

CRFG: factor fragmento macro

Para la simulación de escorrentía, el modelo SWAT emplea la técnica del número de curva (USDA-SCS 1972).

2.20.2 Fase de enrutamiento del ciclo hidrológico

Esta fase define el movimiento del agua, sedimentos, etc. A través de la red de canales de la cuenca hidrográfica hacia el vertedero o punto de aforo. Adicionalmente, al seguimiento del flujo masivo en el cauce, SWAT modela la transformación de sustancias químicas en la corriente y cauce (Uribe 2010).

2.20.3 Enrutamiento en el cauce principal o alcance

Según Uribe (2010), este puede ser dividido en cuatro componentes: agua, sedimento, nutrientes y sustancias químicas orgánicas.

a. Enrutamiento del flujo

Con el flujo del agua pendiente abajo, una porción puede perderse debido a evaporación y transmisión a través del lecho del cauce. Otra pérdida potencial se debe a la remoción del agua del cauce para uso agrícola o humano. El caudal puede ser suplementado por la lluvia caída directamente sobre el cauce y la proveniente de fuentes puntuales. El flujo es dirigido a través del cauce usando un método variable de coeficientes de almacenamiento (Cuello 2003).

b. Enrutamiento de sedimentos

El transporte de sedimentos en el cauce es controlado por la operación simultánea de dos procesos: deposición y degradación. El SWAT utiliza ecuaciones simplificadas y la cantidad máxima de sedimentos que puede ser transportada desde un segmento del cauce, la cual es una función de la velocidad máxima del agua: $R = V \cdot S$ (fórmula de Yang), donde V es la velocidad máxima de la corriente y S la pendiente. La potencia de la corriente

disponible se usa para reentrar el material suelto y depositado hasta que todo el material sea removido en el cauce. El exceso de potencia de la corriente causa degradación del lecho del cauce, el cual se ajusta por la erosionabilidad del lecho de la corriente y la cobertura (Chanasyk *et al.* y Hernández, citados por Cuello 2003).

2.21 Calibración del modelo SWAT

Una de las ventajas del modelo SWAT es que, una vez terminada la simulación, permite realizar un proceso de calibración que es definido por Bodoque, Moriasi & Arnold, citados por Pidal y Borja (2015) como el proceso de estimar los parámetros (número de curva, agua disponible, factor de compensación de la evaporación del suelo, etc.) de un modelo y comparar las salidas del mismo (*outputs*) obtenidas en ciertas condiciones, con datos observados para las mismas condiciones.

El proceso, como lo indica Arnold *et al.* (2012), inicia con el primer paso que constituye el análisis de sensibilidad, que es la determinación de la velocidad de cambio en la salida del modelo con respecto a los cambios en las entradas del modelo (parámetros). El segundo paso es el proceso de calibración que consiste en la estimación de los parámetros comparando los datos observados y los predichos por el modelo bajo unas condiciones determinadas. Este proceso puede llevarse a cabo de dos formas: a) Manual y b) Automática mediante el *software* SWAT-CUP desarrollado por Eawag (2009), disponible en la página oficial de SWAT¹. El paso final es la validación para el componente de interés (caudal, producción de sedimentos, etc.). Este proceso radica en el procedimiento para demostrar que un determinado modelo de sitio específico es capaz de simular en otros períodos diferentes a los calibrados.

En el proceso de calibración y validación del modelo, se emplean estadísticos cuya función es determinar el grado de semejanza entre la serie observada y la simulada; entre los más comunes se nombran: coeficiente de determinación (R^2) y el coeficiente de eficiencia de Nash-Sutcliffe efficiency (NSE) (Nash y Sutcliffe 1970) y el porcentaje de sesgo PBIAS.

Cabe resaltar que los mismos autores Arnold *et al.* (2012) señalan que existe regularmente un problema de insuficiencia de datos observados que permitan una completa calibración espacial y validación a escala de cuencas.

2.22 Resultados y conclusiones relevantes

Los usos dominantes de la tierra que se identificaron en la subcuenca del río San Francisco fueron: vegetación arbustiva baja (guamil-matorral) 36.2%, bosque (Mixto, latifoliado y coníferas) 26.4%, granos básicos 26.2%, hortalizas 5.6%, urbano 3.2% y 2.4

¹ <http://swat.tamu.edu>

otros usos como: cuerpos de agua, café, espacios abiertos sin o con poca vegetación y pastizales.

La tasa de erosión estimada en la subcuenca del río San Francisco fue de 18.9 ton ha⁻¹ año⁻¹ distribuyéndose en un 50.4% del área total con erosión ligera, un 38.9% con erosión moderada y un 10.7% con erosión severa, según categorías de la FAO-PNUMA-UNESCO (1981). Asimismo, se encontró que los más altos porcentajes de erosión coincidieron con los usos: granos básicos (maíz), vegetación arbustiva baja y hortalizas en 54%, 27% y 16% respectivamente. Los rangos de pendientes donde se originó mayor erosión fueron entre el 30% y > 60% (escarpado a muy escarpado).

La producción anual de sedimentos estimada fue de 12,694.4 toneladas, que ingresan al lago de Atitlán.

La calidad del agua de la subcuenca del río San Francisco presentó diferencias estadísticamente significativas entre épocas (seca y lluviosa) y zonas (alta, media y baja); encontrándose valores más altos en época seca (66.6) y en las zonas alta (73.5) y media (63.7).

Se halló que la erosión y la producción de sedimentos en los diferentes usos de la tierra no tienen efecto significativo sobre la calidad del agua en la red hídrica del río San Francisco; y que, el principal factor que contribuye al deterioro de la calidad del agua es el uso urbano, a través del vertido de aguas residuales principalmente en las zonas urbanas ubicadas en las zonas media y baja de la subcuenca.

2.23 LITTERATURA CITADA

- Arguello, G. 1992. Modelación Hidrológica Continua en Tiempo Real de la Cuenca del Río Virilla Costa Rica. (En línea). *Magister Scientiae* Turrialba, CR, CATIE 128 p. Consultado 7 nov. 2015. Disponible en http://repositorio.bibliotecaorton.catie.ac.cr/bitstream/11554/3137/1/Modelacion_hidrologica_continua.pdf
- Arnold, J; Moriasi, D; Gassman, P; Abbaspour, KC; White, M; Srinivasan, R; Santhi, C; Harmel, R; Van Griensven, A; Van Liew, M. 2012. SWAT: Model use, calibration, and validation. (En línea). Transactions of the ASABE 554:1491-1508. Consultado 16 set. 2016. Disponible en <http://digitalcommons.unl.edu/cgi/viewcontent.cgi?article=1408&context=biosysengfacpub>
- Arriola, A. 2014. Calidad de Agua en los ríos Tzalá y Tzununá. (En línea). Licenciada en Acuicultura. Guatemala, Universidad de San Carlos de Guatemala, Centro de Estudios del Mar y Acuicultura. 44 p. Consultado 15 oct. 2016.
- Bienes, R; Ruiz, M; Marques, MJ. 2010. Soil, phosphorus and organic matter loss by water erosion in revegetated plots with autoctonous shrubs under semi-arid climate. (En línea). Revista de Ciências Agrárias (Portugal) 331:58-69. Consultado 6 nov. 2015. Disponible en <http://www.cabi.org/cabdirect/FullTextPDF/2011/20113073472.pdf>
- Bocanegra, K. 2013. Bioensayo para la medición de los efectos de los ríos San Francisco y Quiscab en la productividad primaria en el lago de Atitlán, Sololá. (En línea). Ingeniera Ambiental. Guatemala, Universidad Rafael Landívar. 116 p. Consultado 15 oct. 2016.
- Bonilla de Torres, B; Carranza Estrada, FA; Tensos, F; Milton, J; González, CdA; Arias de Linares, A; Chávez Sifontes, JM; Springer, M; Sermeño-Chicas, J. 2010. Metodología analítica para la determinación del Índice de Calidad del Agua (ICA) (En Línea). San Salvador, El Salvador, Editorial Universitaria. Consultado mayo 2016.
- Brunel, N; Seguel, O. 2011. Effects of soil erosion on soil properties. (En línea). Agro Sur 391:1-12. Consultado 6 nov. 2015. Disponible en <http://www.cabi.org/cabdirect/FullTextPDF/2013/20133080026.pdf>
- Campos-Aranda, D. 1984. Procesos del ciclo hidrológico. (En línea). 3 ed. México, UASLP. Consultado 4 nov. 2015.
- Chávarri, E. 2008. Ciclo Hidrológico e Introducción a Modelos Hidrológicos. (En línea). s.l., 15 p. Consultado 7 nov. 2015. Disponible en http://tarwi.lamolina.edu.pe/~echavarri/clase_ii_met_el_ciclo_hidrologico_y_modelos_def.pdf
- Chow, VT; Maidment, DR; Mays, LW. 1994. Hidrología aplicada. (En línea). Bogotá, CO, McGraw-Hill, Bogotá. 584 p. Consultado 5 nov. 2015.
- COBINABE (Comisión Binacional para el Desarrollo de la Alta Cuenca del Río Bermejo y el Río Grande de Tarija, AR). 2010. Generación y Transporte de Sedimentos en la Cuenca Binacional del Río Bermejo. (En línea). Buenos Aires, AR, 230 p. Consultado

- 6 nov. 2015. Disponible en <http://www.oas.org/DSD/WaterResources/projects/Bermejo/Publications/Generacion%20y%20Transporte%20de%20sedimentos%20en%20la%20cuenca%20del%20Rio%20Bermejo.pdf.pdf>
- Cotler, H. 2004. El manejo integral de cuencas en México: estudios y reflexiones para orientar la política ambiental. (En línea). México, Instituto Nacional de Ecología. 264 p. Consultado 5 nov. 2015. Disponible en <http://www2.inecc.gob.mx/publicaciones/download/452.pdf>
- Cuello, M. 2003. Estimación de la Producción y Transporte de Sedimentos en la cuenca alta del río Yaque del norte y del río Guanajuma, República Dominicana. (En línea). *Magister Scientiae* Turrialba, CR, CATIE. 68 p. Consultado 7 nov. 2015. Disponible en http://repositorio.bibliotecaorton.catie.ac.cr/bitstream/11554/5684/1/Estimacion_d_e_produccion_y_transporte_de_sedimentos_R_D.pdf
- Dix, M; Orozco, M; Cabrera, D; Bocel, E; Toledo, A; Symonds, E. 2012. El lago Atitlán, Guatemala: su estado ecológico, octubre 2009-diciembre 2011. (En línea). Revista de la Universidad del Valle de Guatemala 24:35-50. Consultado 15 oct. 2016. Disponible en http://www.uvg.edu.gt/publicaciones/revista/volumenes/numero-24/3.LAGO_ATITLAN_PAG_35.pdf
- Fallas, J; Valverde, C. 2008. Manejo y Priorización de Cuencas Hidrográficas (En línea). Heredia, CR, Consultado 5 nov. 2015. Disponible en http://biblioteca.catie.ac.cr/cursocuenas/documentos/Manejo_y_priorizacion_de_cuenas_hidrograficas_2008.pdf.
- FAO, (Food and Agriculture Organization of the United Nations). 1992. Erosión de Suelos en América Latina (En línea). Santiago, CL, Consultado 6 nov. 2015. Disponible en <http://www.fao.org/docrep/t2351s/T2351S00.htm#contents>. (Erosión y pérdida de la fertilidad del Suelo)
- _____. 2009. Guía para la descripción de suelos. (En línea). Trads. R Vargas Rojas; A Arias Jiménez; PV Straaten; P Lavelle; S Zonn; P Ibish; S Buol; R Graham; P Rc Mcdaniel; A Vessel. Cuarta ed. Roma, IT, FAO, Roma (Italia). 99 p. Consultado 1 sep. 2016. Disponible en <http://www.fao.org/3/a-a0541s.pdf>
- Faustino, J; Jiménez, F; Velásquez, S; Alpizar, F; Prins, C. 2006. Gestión Integral de Cuencas Hidrográficas. (En línea). Turrialba, CR, 400 p. Consultado 5 nov. 2015.
- Freire, N. s.f. Demanda Bioquímica de Oxígeno (Diapositivas). s.l.,
- García, A; Campos, J; Villalobos, R; Jiménez, F; Solórzano, R. 2005. Enfoques de manejo de recursos naturales a escala de paisaje: convergencia hacia un enfoque ecosistémico. (En línea). Turrialba, CR, 55 p. (Turrialba, CR, CATIE. Serie Técnica, Informe Técnico). Consultado 5 nov. 2015. Disponible en http://repositorio.bibliotecaorton.catie.ac.cr/bitstream/11554/1635/1/Enfoques_de_manejo_de_recursos.pdf

- Hamilton, L. 2009. Bosques y el Agua: Estudio Temático elaborado en el ámbito de la Evaluación de los recursos forestales mundiales 2005. (En línea). Consultado 04 Oct. 2015. Disponible en <http://www.fao.org/3/a-i0410s.pdf>
- Jiménez, F. 2005. El bosque como regulador del ciclo hidrológico (Diapositivas). s.l, CATIE. (Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza, CATIE. Costa Rica).
- _____. 2006. Enfoques Básicos para el Manejo y la Gestión de Cuencas Hidrográficas. (En línea). Turrialba, CR, 6 p. Consultado 5 nov. 2015.
- Kiersch, B. 2000. Impactos del uso de la tierra sobre los recursos hídricos: una revisión bibliográfica. (En línea). Roma, IT, 12 p. (Relaciones Tierra-Agua en Cuencas Hidrográficas rurales). Consultado 6 nov. 2015.
- Lal, R. 2001. Soil degradation by erosion. (En línea). Land degradation & development 126:519-539. Consultado 6 nov. 2015. Disponible en http://tinread.usarb.md:8888/tinread/fulltext/lal/soil_degradation.pdf
- Mira, L. 2006. Análisis Estadístico Multivariado de los Parámetros de Calidad de Agua en Vertimientos Urbanos en la Ciudad de Bogotá (En línea). Ingeniero Ambiental Bogotá, CO, Universidad de los Andes. 94 p. Consultado 6 nov. 2015. Disponible en <http://oab.ambientebogota.gov.co/es/con-la-comunidad/ES/analisis-estadistico-multivariado-de-los-parametros-de-calidad-del-agua-en-vertimientos-urbanos-en-la-ciudad-de-bogota>
- Nash, JE; Sutcliffe, JV. 1970. River flow forecasting through conceptual models part I—A discussion of principles. (En línea). Journal of hydrology 103:282-290. Consultado 20 ago. 2016. Disponible en <http://hydrology.agu.org/wp-content/uploads/sites/19/2016/04/NashSutcliffe1.pdf>
- Neitsch, S; Arnold, J; Kiniry, J; Williams, J. 2005. Herramienta de Evaluación de Suelo y Agua Documentación Teórica (En línea). Texas US, Texas AgriLife Research Center Blackland en Temple. Consultado 12 mayo 2016. Disponible en <http://swat.tamu.edu/media/46964/swat2005-theo-doc-spanish.pdf>.
- _____. 2011. Soil and Water Assessment Tool Tehoretical Documentation (En línea). Texas US, Consultado 30 sep. 2015. Disponible en <http://swat.tamu.edu/media/99192/swat2009-theory.pdf>.
- ONU-DAES (Departamento de Asuntos Económicos y Sociales de Naciones Unidas, US). 2014. Calidad del Agua (En línea). Estados Unidos de América, Consultado 6 nov. 2015. Disponible en <http://www.un.org/spanish/waterforlifedecade/quality.shtml>.
- Ordóñez, J. 2011. Ciclo Hidrológico (En línea). Lima PE, Sociedad Geográfica de Lima. Consultado 5 nov. 2015. Disponible en http://www.gwp.org/Global/GWP-SAm_Files/Publicaciones/Varios/Ciclo_Hidrologico.pdf.
- PIDAL, JRH; BORJA, DBY. 2015. Aplicación del Modelo Hidrológico SWAT (Soil & Water Assessment Tool) para análisis de caudal de escorrentía superficial en la cuenca hidrográfica del Río Las Juntas. (En línea). Revista GEOESPACIAL 12:106-122. Consultado 31 ago. 2016. Disponible en <http://s3.amazonaws.com/academia.edu.documents/44662000/Revista-Geoespacial->

12_2015_swat.pdf?AWSAccessKeyId=AKIAJ56TQJRTWSMTNPEA&Expires=1474322378&Signature=APnO9a6bLs6IkUtKA239H%2Bf3yTI%3D&response-content-disposition=inline%3B%20filename%3DAPLICACION_DEL_MODELO_HIDROLOGICO_SWAT_S.pdf

- Ponce, V. 1994. Engineering Hydrology: Principles and Practices. s.l., Prentice Hall. 640 p. Consultado 7 nov. 2015. Disponible en http://ponce.sdsu.edu/330textbook_hydrology_chapters.html
- Rojas, LV; Macías, NA; Fonseca, DF. 2009. El Índice de Calidad de Agua como herramienta para la gestión de los recursos hídricos. (En línea). Revista Electrónica de la Agencia de Medio Ambiente (Medio Ambiente y Desarrollo)16:1-5. Consultado 7 dic. 2015. Disponible en <http://ama.redciencia.cu/articulos/16.01.pdf>
- Romero, MA. 2009. Valoración económica del lago de Atitlán, Sololá, Guatemala. (En línea). Maestro en Ciencias. Guatemala, Universidad de San Carlos de Guatemala. 299 p. Consultado 30 jun. 2015. Disponible en http://www.academia.edu/12585222/Valoraci%C3%B3n_Econ%C3%B3mica_del_Lago_de_Atiti%C3%A1n_Solol%C3%A1_Guatemala
- _____. 2013. Caracterización de las aguas residuales generadas en la cuenca del lago de Atitlán y su impacto. (En línea). Máster en Ciencias. Valladolid ES, Universidad Europea Miguel de Cervantes. 126 p. Consultado 30 jun. 2015. Disponible en http://www.academia.edu/12585377/Caracterizaci%C3%B3n_de_las_aguas_residuales_generadas_en_la_cuenca_del_lago_de_Atiti%C3%A1n_y_su_impacto
- Saborío, J. 1996. Evaluación del Transporte de Sedimentos en el Río Pacuare, cuenca Tropical Húmeda en Costa Rica. (En línea). *Magister Scientiae* Turrialba, CR, CATIE. 154 p. Consultado 7 nov. 2015. Disponible en <http://orton.catie.ac.cr/repdoc/A0524e/A0524e.pdf>
- SERVIR, (Sistema Regional de Visualización y Monitoreo) 2009. Contaminación del lago Atitlán, Sololá, Guatemala. Guatemala, SERVIR. Consultado 30 jun. 2015. Disponible en <http://www.servir.net/servir-en-accion/analisis-ambientales/420-contaminacion-del-lago-atitlan,-solola,-guatemala---nov-2009.html>
- Severiche, C; Castillo, M; Acevedo, R. 2013. Manual de Métodos Analíticos para la Determinación de Parámetros Físicoquímicos Básicos en Aguas. (En línea). Cartagena de Indias, CO, Consultado 6 nov. 2015. Disponible en <http://www.eumed.net/libros-gratis/2013a/1326/1326.pdf>
- Silva E., Ó. 1995. Ecuaciones para Evaluar, Estimar y Predecir la Erosión Hídrica. (En línea). Venesuelos 31:7-13. Consultado 25 Oct. 2016. Disponible en <http://sve.net.ve/venesuelos.org.ve/index.php/venesuelos/article/view/22/22>
- Solís, H; Cuevas, J. 1995. Modelación Hidrológica e Hidráulica en la cuenca del Río Caldera (En línea). Panamá, Consultado 7 nov. 2015. Disponible en http://repositorio.bibliotecaorton.catie.ac.cr/bitstream/11554/3143/1/Modelacion_hidrologica_e_hidraulica_en_la_cuenca_del_río_Caldera.pdf.
- Sonora, Ud. 2007. Evaporación, Transpiración y Evapotranspiración (Diapositivas). s.l.,

- Torres, P; Cruz, CH; Patiño, PJ. 2009. Índices de Calidad de Agua en fuentes superficiales utilizadas en la Producción de Agua para Consumo Humano: Una Revisión Crítica. (En línea). Revista Ingenierías Universidad de Medellín 815:79-94. Consultado 25 nov. 2016. Disponible en http://www.scielo.org.co/scielo.php?pid=S1692-33242009000300009&script=sci_arttext&tlng=es
- Uribe, N. 2010. SWAT Conceptos Básicos y Guía Rápida para el usuario. (En línea). s.l., Consultado 7 nov. 2015. Disponible en <http://swat.tamu.edu/media/46967/swat2005-tutorial-spanish.pdf>
- USDA-SCS. 1972. National Engineering Handbook, section 4. Estimation of Direct Runoff from Storm Rainfall (En línea). Washington, DC, Department of Agriculture-Natural Resources Conservation Service. Consultado 15 mayo 2016. Disponible en <http://directives.sc.egov.usda.gov/OpenNonWebContent.aspx?content=17752.wba>.
- USGS (United State Geological Survey, US). 2001. A Primer On Water Quality (En línea). Estados Unidos de América, Consultado 6 nov. 2015. Disponible en <http://pubs.usgs.gov/fs/fs-027-01/>.
- Vision, W. s.f. Manual Manejo de Cuencas (En línea). s.l, 104 p. Consultado 11 abr. 2015. Disponible en <http://biblioteca.catie.ac.cr/cursocuenas/documentos/Manual de Manejo de Cuencas Vision Mundial mod.pdf>
- Weiss, C. 1971. Water Quality Investigations Lake Atitlán (En línea). Carolina del Norte, US, Consultado 05 Octubre 2016.
- Zalewski, M; Wagner-Lotkowska, I. 2004. Integrated watershed mangement: ecohydrology & phytotechnology. Manual (En línea). UNESCO. Consultado 5 nov. 2015.
- Zambrano, DA; Isaza, J. 1998. Demanda química de oxígeno y nitrógeno total, de los subproductos del proceso tradicional de beneficio húmedo del café. (En línea). Cenicafé 494:279-289. Consultado 6 nov. 2015. Disponible en [http://www.cenicafe.org/es/publications/arc049\(04\)279-289.pdf](http://www.cenicafe.org/es/publications/arc049(04)279-289.pdf)
- Zhen, B. 2009. Calidad Físico-Química y Bacteriológica del agua para consumo humano de la microcuenca de la quebrada Victoria , Curubandé, Guanacaste, Costa Rica, año hidrológico 2007-2008. (En línea). *Magister Scientiae* en Manejo de Recursos Naturales con Mención en Gestión Ambiental Costa Rica, Escuela de Ciencias Exactas y Naturales 185 p. Consultado 7 dic. 2015. Disponible en http://www.uned.ac.cr/ecologiaurbana/wp-content/uploads/2012/06/Tesis_BiYun_Zhen.pdf

3. ARTÍCULO 1. Modelación hidrológica para evaluar los niveles de erosión hídrica y producción de sedimentos en la subcuenca del río San Francisco

RESUMEN

La erosión es uno de los principales problemas de degradación de suelos a nivel mundial, un fenómeno natural que se ve acelerado por el cambio de uso de la tierra, principalmente es producto de las actividades agrícolas. El objetivo del presente estudio fue estimar los niveles de erosión hídrica en diferentes usos de la tierra y la producción de sedimentos en la subcuenca del río San Francisco. Se empleó el modelo hidrológico Soil and Water Assessment Tool (SWAT); el cual, para realizar la simulación, requirió parámetros de entrada como: registros climáticos, propiedades fisicoquímicas de suelos, topografía y uso de la tierra.

Los resultados del estudio muestran que el 50% del área total de la subcuenca del río San Francisco corresponde a la categoría de erosión moderada y severa, con un promedio anual de erosión de $18.9 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ y una producción anual promedio de sedimentos que ingresan al lago de Atitlán de 12,694.4 toneladas. Los valores más altos de erosión se encontraron en combinaciones de usos convencionales y rango de pendientes. A nivel de uso y coberturas, resaltan el maíz, la vegetación arbustiva baja y las hortalizas con proporciones de 54%, 27% y 16% respectivamente.

Los rangos de pendientes donde se originó mayor erosión fueron entre 30% y > 60% (escarpado a muy escarpado). El aporte de erosión en cobertura forestal y otros usos como urbano, cultivo de café y pastos, estuvo por debajo del 3%, incluso en pendientes altas con valores de erosión cercanos al 2%. El balance hídrico de la subcuenca fue positivo (66 mm); lo que significa que, al sistema hidrológico de la subcuenca, ingresa más agua de la que sale. Se concluye que la subcuenca se encuentra en un proceso de degradación por la falta un plan de manejo y gestión integrada del territorio, poniendo así en riesgo la sostenibilidad de recursos valiosos y estratégicos, como el suelo.

Palabras clave: Modelo SWAT, uso de la tierra, erosión, sedimentos.

3.1 INTRODUCCIÓN

La subcuenca del río San Francisco, uno de los principales afluentes del lago de Atitlán, ejerce una presión significativa sobre el ecosistema lacustre; debido al aporte de contaminantes, nutrientes (nitrógeno y fósforo) y sedimentos. Esto último, poco estudiado y cuantificado, pero con una alta importancia en ríos y lagos, por ser un agente que perjudica la calidad física y química del agua; incrementa su turbidez, modifica negativamente el hábitat acuático, aporta metales y fósforo y otros productos químicos orgánicos hidrofóbicos que no pueden ser analizados fácilmente en muestras de agua (FAO 1997; Hamilton 2009). Asimismo, la erosión es un proceso que a niveles crónicos en los suelos conlleva a la pérdida de materia orgánica, la reducción de la capa superficial arable y el humus; incluso, provoca una disminución de los rendimientos productivos (Soco 2009; Rodríguez *et al.* 2015; Aliaga *et al.* s.f.).

Ponce (1994) indica que la modelación hidrológica es un grupo de abstracciones matemáticas que describe las fases relevantes del ciclo hidrológico, con el objetivo de simular la conversión de la precipitación en escurrimiento. Las técnicas de modelación son aplicables para cuencas de cualquier tamaño. Solís y Cuevas (1995) definen la modelación hidrológica como una descripción matemática de la respuesta de una cuenca ante la ocurrencia de una serie de eventos de precipitación. Su importancia radica en su capacidad de simular y predecir fenómenos físicos a corto, mediano y largo plazo (Chávarri 2008). Fundamentado en ello, la modelación constituye una herramienta útil en términos de manejo y gestión integrada de cuencas; ya que, entre otras aplicaciones, permite conocer la dinámica hidrológica de una cuenca, estimar la pérdida de suelos por erosión hídrica y cuantificar los sedimentos producidos en un territorio determinado.

Son pocos los estudios que existen sobre modelación de la dinámica hidrológica en la cuenca del lago de Atitlán, así como escasos los estudios sobre estimación de erosión y producción de sedimentos. Según Romero (2016b), personeros de la Facultad de Agronomía de la Universidad de San Carlos de Guatemala –FAUSAC- y del Ministerio de Agricultura, Ganadería y Alimentación –MAGA-, la zona de la cuenca del lago de Atitlán presenta altos niveles de erosión, estimada $1.5 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$; sin embargo, afirman la necesidad de realizar un estudio completo con un mayor nivel de detalle para efectos de manejo e intervención. Esta falta de información llevó a realizar el presente estudio con un alto nivel de detalle, por Unidades de Respuesta Hidrológica (HRU) y microcuencas, tomando insumos como el *Estudio Semidetallado de Suelos* (Escala 1:50,000) del MAGA 2013.

El estudio emplea el modelo hidrológico SWAT (Soil and Water Assessment Tool) desarrollado por el Dr. Jeff Arnold para la USDA (Neitsch *et al.* 2011), el cual, debido a su versatilidad y eficiencia, es recomendado para cuencas que no cuentan con registros de caudales y sedimentos; ya que la naturaleza de este tipo de modelos los hace aplicables a cuencas que no tienen estaciones de aforo (Torres-Benites *et al.* 2005).

3.2 MATERIALES Y MÉTODOS

3.2.1 Descripción del área de estudio

La cuenca del lago de Atitlán es una de las 18 cuencas pertenecientes a la vertiente del Pacífico de Guatemala, es una cuenca endorreica, sin salida natural visible. Ubicada en el altiplano occidental de Guatemala. Posee cuatro afluentes permanentes: el río Quiscap, río la Catarata, río San Buenaventura y el río San Francisco (río Panajachel). Este último se ubica al noreste de la cuenca del lago de Atitlán en las coordenadas GTM 431642E y 1635711N, representa el 12.5 % de la superficie total de la cuenca del lago de Atitlán. Tiene un área de 67.8 km², perímetro de 58.6 km, red hídrica de orden cuatro según Strahler (1957), densidad de drenaje de 1.0, pendiente promedio del cauce principal de 11%, elevación mínima de 1,568 msnm (nivel del espejo de lago), con una elevación media de 2,197 msnm y elevación máxima de 2,670 msnm (Figura 4). Su forma es alargada, con un coeficiente de compacidad de Gravelius de 2, relación hipsométrica de 0.8, longitud del cauce principal de 16.6 km, coeficiente de sinuosidad hidráulico de 1.5, tiempo de concentración de Kirpich de 1.7 horas y pendiente media de 42%, encontrándose pendientes mayores de 60%, según categorías de la FAO (2009)².

Los distintos rangos de elevación y áreas bajo estos se muestran en la curva hipsométrica de la siguiente figura:

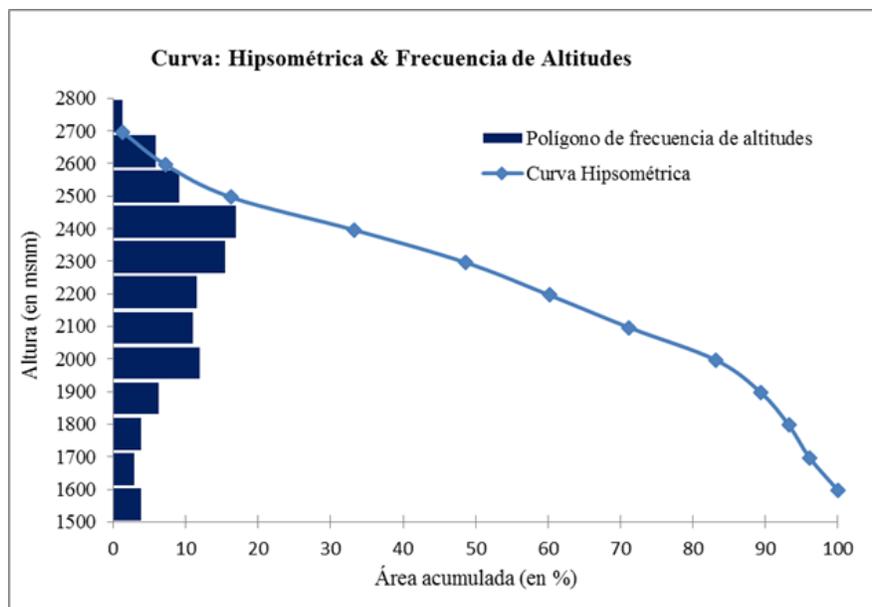


Figura 4. Curva hipsométrica y frecuencia de altitudes de la subcuenca del río San Francisco, cuenca lago Atitlán, Guatemala

² Parámetros calculados con base en información geoespacial.

La subcuenca San Francisco presenta dos zonas de vida, según el sistema de clasificación de Holdridge (1967) y modificado por De La Cruz (1982). En la parte alta, se encuentra la zona de vida bosque muy húmedo montano bajo (bmh-MB) y en la parte media y baja la zona de vida bosque húmedo montano bajo (bh-MB) (Ochoa *et al.* 2009). La precipitación media anual es de 1441.9 mm, según datos obtenidos de la estación meteorológica El Tablón, Sololá; del Instituto Nacional de Sismología, Vulcanología, Meteorología e Hidrología –INSIVUMEH.

La subcuenca abarca los municipios de Sololá, Concepción, Panajachel, San Andrés Semetabaj y Chichicastenango. Los primeros cuatro pertenecientes al departamento de Sololá y el último de El Quiché (Figura 5).



Figura 5. Ubicación geográfica de la subcuenca del río San Francisco, lago Atitlán, Guatemala

3.2.2 Aplicación del modelo SWAT

El modelo SWAT es un modelo continuo y distribuido, es decir, es un modelo capaz de desarrollar simulaciones para períodos largos y no únicamente para eventos de precipitación puntuales. Para su aplicación, es necesario disponer de información de calidad y sistemática de variables climáticas (precipitación, temperatura, humedad relativa, evapotranspiración y radiación solar), propiedades de suelos, topografía, coberturas y uso de la tierra y prácticas de manejo en el territorio (Uribe 2010).

Según Neitsch *et al.* (2011), para realizar la modelación con SWAT, primero, la cuenca hidrográfica se divide en subcuencas o microcuencas, ya que el empleo de unidades más pequeñas en la simulación es muy útil, particularmente cuando hay diversas áreas de la misma cuenca que se ven afectadas por el uso de suelos o por suelos bastante desiguales, de tal forma que impactan significativamente la hidrología del sector. Asimismo, cada subcuenca o microcuenca puede ser subdividida en Unidades de Respuesta Hidrológica (HRU) que son definidas como áreas dentro de la subcuenca que corresponden a todas las únicas posibles combinaciones de cobertura de la tierra, suelo y pendiente en la cuenca.

De manera general, la modelación en SWAT se resume en los siguientes pasos:

- 1) Delineación de la subcuenca y microcuencas
- 2) Generación de las Unidades de Respuesta Hidrológica
- 3) Parametrización de los datos de entrada (cobertura, clima y grupos de suelos)
- 4) Generación de archivos de entrada
- 5) Configuración de período de calentamiento o equilibrio y correr el programa
- 6) Resultados
- 7) Análisis de sensibilidad, calibración y validación

Los insumos básicos para la modelación en SWAT son: topografía del área, uso y cobertura de la tierra, información climática y suelos (Douglas-Mankin *et al.* 2010). El procesamiento y la modelación se desarrollan en la extensión ArcSwat 2012, bajo la plataforma de ArcGis 10.2.

a) Delineación de la subcuenca y microcuencas

A partir del modelo de elevación digital (MED) (Figura 7 a), se realizó la definición de corrientes mediante la herramienta *Flow Direction* y *Flow Accumulation*. Seguidamente, se creó la red de drenaje y los puntos de unión entre flujos para definir la salida de cada microcuenca; para ello se contempló previamente un valor de área umbral, que es el área mínima que contendrán los drenajes requeridos para definir el comienzo de cada flujo; cuanto más pequeño sea el número de hectáreas, mayor será el detalle en la delineación de la red de drenaje (Uribe 2010). Para el presente estudio, se empleó un umbral de 45

hectáreas (1125 celdas). Finalmente, se definieron las salidas para cada microcuenca y el cierre de la subcuenca y automáticamente fueron delimitadas las microcuencas y la subcuenca, generándose un reporte con los cálculos de los parámetros morfológicos de la subcuenca y microcuencas. En total, se delimitaron 46 microcuencas; de las cuales, 15 corresponden a la zona alta, 16 a la zona media y 15 de la zona baja; divididas bajo criterios altitudinales y topográficos según (Vision s.f.).

b) Generación de las Unidades de Respuesta Hidrológica (HRU)

Delimitada la subcuenca y microcuencas, se generó las Unidades de Respuesta Hidrológica (HRU), definidas como áreas dentro de la subcuenca que corresponden a todas las únicas posibles combinaciones de cobertura de la tierra, suelo y pendiente en la subcuenca, de forma que cada microcuenca posee al menos una HRU (Neitsch *et al.* 2011). Como lo indica Ortiz Rivera *et al.* (2010), la subdivisión de la subcuenca permite al modelo reflejar diferencias en la evapotranspiración para los diferentes tipos de suelos y coberturas. Asimismo, la escorrentía y demás componentes del ciclo hidrológico se predicen por separado para cada HRU y canalizándose en función del modelo digital de elevación para obtener el total en la subcuenca. Lo cual aporta una mayor precisión en la descripción física del balance de agua.

Mediante el menú *HRU Analysis*, se incorpora la información de uso y cobertura de la tierra, suelos y pendientes; finalmente, con el menú *HRU Definition*, se determinan las HRU para cada microcuenca. La información de cada insumo se detalla a continuación:

Uso y cobertura de la tierra

Se generó el mapa de uso y cobertura de la tierra con la base de datos cartográfica del mapa de cobertura forestal por tipo y subtipo de bosque para la República de Guatemala en el año 2012, del Grupo Interinstitucional de Monitoreo de Bosques y Uso de la Tierra – GIMBOT- (2015), basado en imágenes satelitales RapidEye 2012. Debido a que no se contaba con las categorías de uso agrícola descritas separadamente (granos básicos y hortalizas), se procedió a unificarlo con el mapa de uso de la tierra del MAGA 2010 (Figura 7 b) y así obtener el mapa de uso y cobertura con las categorías ajustadas a la tipología del modelo SWAT (Cuadro 3).

Cuadro 3. Uso y cobertura de la tierra, subcuenca río San Francisco y códigos SWAT

Uso-y cobertura*	Código SWAT	Descripción
Vegetación arbustiva baja (guamil-matorral)	RNGB	Range-Brush
Granos básicos	CORN	Corn
Bosque mixto	FRST	Forest-Mixed
Bosque de coníferas	FRSE	Forest-Evergreen
Hortalizas	AGRR	Agricultural Land-Row Crops
Urbano	URHD	Residential-High Density
Cuerpos de agua	WATR	Water
Bosque de latifoliado	FRSD	Forest-Deciduous
Café	COFF	Coffee
Espacios abiertos, sin o con poca vegetación	SWRN	Southwestern US (Arid) Range
Pastizales	PAST	Pasture

*Categorías establecidas por GIMBOT y MAGA 2010

Suelos

Se utilizó la base de datos del estudio semidetallado de suelos del Departamento de Sololá, a escala 1:50,000, del año 2013, generada por el Ministerio de Agricultura, Ganadería y Alimentación de Guatemala (MAGA 2013).

El modelo SWAT requiere una serie de variables para cada uno de los tipos de suelos presentes en la subcuenca (Figura 7 c), las cuales fueron tomadas del estudio semidetallado y adaptadas a la base de datos del modelo, tomando en cuenta sus características físicas y químicas, según Arnold *et al.* (2012a). Algunas de las variables ausentes en el estudio semidetallado de suelos fueron calculadas por métodos alternos (*software*) como NumCur 2006, SPAW Hydrology, hoja de cálculo Excel para KUSLE.

A continuación, la descripción de cada una de las variables de entrada requeridas para cada tipo de suelo, tomadas del documento *Soil and Water Assessment Tool, Input/Output, Versión 2012* por Arnold *et al.* (2012):

HYDGRP: grupo hidrológico del suelo, definido por (NRCS Soil Survey Staff, citado por Arnold *et al.* 2012), como un grupo de suelos que tienen potencial de escurrimiento similar bajo condiciones de tormenta y una cobertura similar. La clasificación es la siguiente:

Grupo A: suelos con elevada tasa de infiltración cuando están totalmente húmedos.

Grupo B: suelos con moderada tasa de infiltración cuando están totalmente húmedos.

Grupo C: suelos con lenta tasa de infiltración cuando están totalmente húmedos.

Grupo D: suelos con muy lenta tasa de infiltración cuando están totalmente húmedos.

Los valores del grupo hidrológico fueron calculados por el método de textura del suelo (USDA) con el *software* NumCur 2006.

SOL_ZMX: profundidad máxima de enraizamiento en el perfil del suelo (mm).

ANION_EXCL: es una fracción de la porosidad (espacio vacío) donde los aniones son excluidos.

SOL_CRK: el volumen potencial o volumen máximo de ruptura del perfil del suelo expresado como una fracción del volumen total de suelo (dato opcional).

TEXTURE: la textura de la capa de suelo.

SOL_Z (layer #): es la profundidad desde la superficie del suelo hasta la parte inferior de cada capa (mm).

SOL_BD (layer #): la densidad aparente del suelo ($Mg\ m^{-3}$ o $g\ cm^{-3}$).

SOL_AWC (layer #): el agua disponible por las plantas, también llamada capacidad de agua disponible ($mmH_2O * mmsoil^{-1}$)*.

SOL_K (layer #): la conductividad hidráulica saturada (mmh^{-1})*.

SOL_CBN (layer #): es el contenido de carbono orgánico (% del peso del suelo) en el suelo.

CLAY (layer #): es el contenido de arcilla (% del peso del suelo).

SILT (layer #): es el contenido de limo (% del peso del suelo).

SAND (layer #): es el contenido de arena (% del peso del suelo).

ROCK (layer #): es el contenido de fragmento de roca (% del peso total).

SOL_ALB (top layer): el albedo del suelo húmedo. Esta variable fue calculada para las capas superiores de los diferentes tipos de suelos utilizando la fórmula de (Baumer 1990):

$$A = \frac{0.6}{\exp(0.4 \cdot OM)} \quad (4)$$

Donde:

A = albedo del suelo

OM= materia orgánica del suelo (%)

USLE_K (top layer): factor K de erodabilidad del suelo de la Ecuación Universal de la Pérdida de Suelo según Wischmeier *et al.*, citado por Arnold *et al.* 2012.

$$K_{USLE} = \frac{0.00021 \cdot M^{1.14} \cdot (12 - OM) + 3.25 \cdot (c_{soilstr} - 2) + 2.5 \cdot (c_{perm} - 3)}{100} \quad (5)$$

* Calculado con el *software* SPAW (Soil, Plant, Air, Water Field and Pond Hydrology) Versión 6.02.67

Donde:

K_{USLE} : factor de erodabilidad del suelo

M : parámetro del tamaño de las partículas

OM : porcentaje de materia orgánica (%)

$C_{soilstr}$: código de la estructura del suelo en la clasificación del suelo

C_{perm} : perfil de las clases de permeabilidad

Pendientes

A partir del Modelo de Elevación Digital (MED) con resolución de 20m, se generó el mapa de pendientes (Figura 7 d) de la subcuenca del río San Francisco de acuerdo con las categorías que establece la FAO (2009) (Cuadro 4).

Cuadro 4. Categorías y descripción de pendientes

Pendiente %	Descripción
0 - 5	Plano a ligeramente inclinado
5 - 15	Inclinado a fuertemente inclinado
15 - 30	Moderadamente escarpado
30 - 60	Escarpado
> 60	Muy escarpado

Fuente: FAO (2009)

c) Información climática

SWAT necesita información climática diaria de precipitación, temperatura, humedad relativa, velocidad de vientos y radiación solar para períodos mínimos de cinco años (Arnold *et al.* 2012a). Se requiere de manera obligatoria datos de precipitación y temperatura, las demás variables son opcionales y pueden ser generadas automáticamente por el modelo.

Previo control de calidad de la información recopilada que consistió en visualizar los valores de los registros en climogramas y nubes de puntos mediante el uso de tablas dinámicas y *software* estadístico Infostat, se tabuló y analizó información recopilada de clima de 22 años consecutivos (período 1994-2015), obtenidos del Instituto Nacional de Sismología, Vulcanología e Hidrología de Guatemala (INSIVUMEH) para la estación de El Tablón, ubicada en la aldea El Tablón del Municipio de Sololá al noroeste de la subcuenca del río San Francisco a una altitud de 2,397 msnm. Las variables analizadas fueron: precipitación diaria (mm), temperatura del aire máximas y mínimas diarias (°C = grados Celsius) y humedad relativa diaria (%).

Las demás variables opcionales como: evapotranspiración (mm), velocidad del viento (m/seg) y radiación solar (MJ/m²) fueron simulados en el modelo SWAT debido a la discontinuidad de los datos observados en períodos largos (3-10 meses). La información climática fue sistematizada y adaptada a la base de datos SWAT empleando el simulador Excel Macro (WGNmaker4.xlsm), de la plataforma oficial de SWAT³.

Con el objetivo de incrementar la información climática de entrada, se hizo una exploración de variables climáticas de estaciones virtuales que ofrece SWAT en su página oficial⁴ y que se encuentran cercanas al área de estudio. Algunas limitaciones identificadas con este análisis: a) solo se registran datos hasta julio de 2014, siendo necesarias al 2015 para su comparación con los datos observados de la estación El Tablón y para la calibración de caudales para el mismo período, y b) las variables climáticas son sobreestimadas en relación con las observadas en un 250%. Con base en los resultados de este análisis, se modeló únicamente con las variables observadas de la estación El Tablón.

El climograma histórico con datos de la estación El Tablón para periodo 1994-2015 se presenta en la Figura 6.

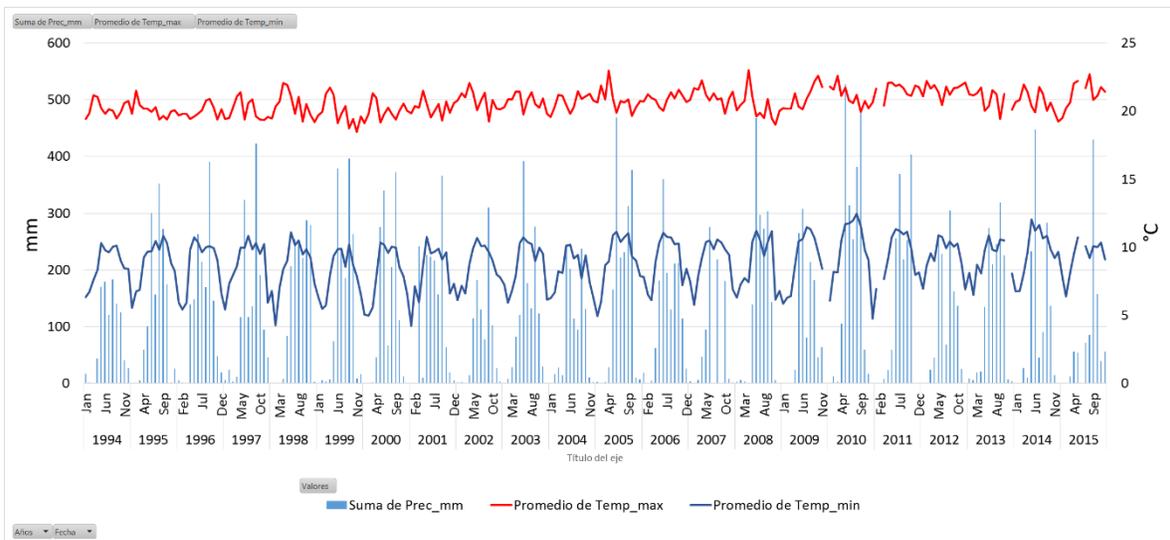


Figura 6. Climograma estación El Tablón, Sololá, período 1994-2015, subcuenca río San Francisco, lago Atitlán, Guatemala

³ <http://swat.tamu.edu>

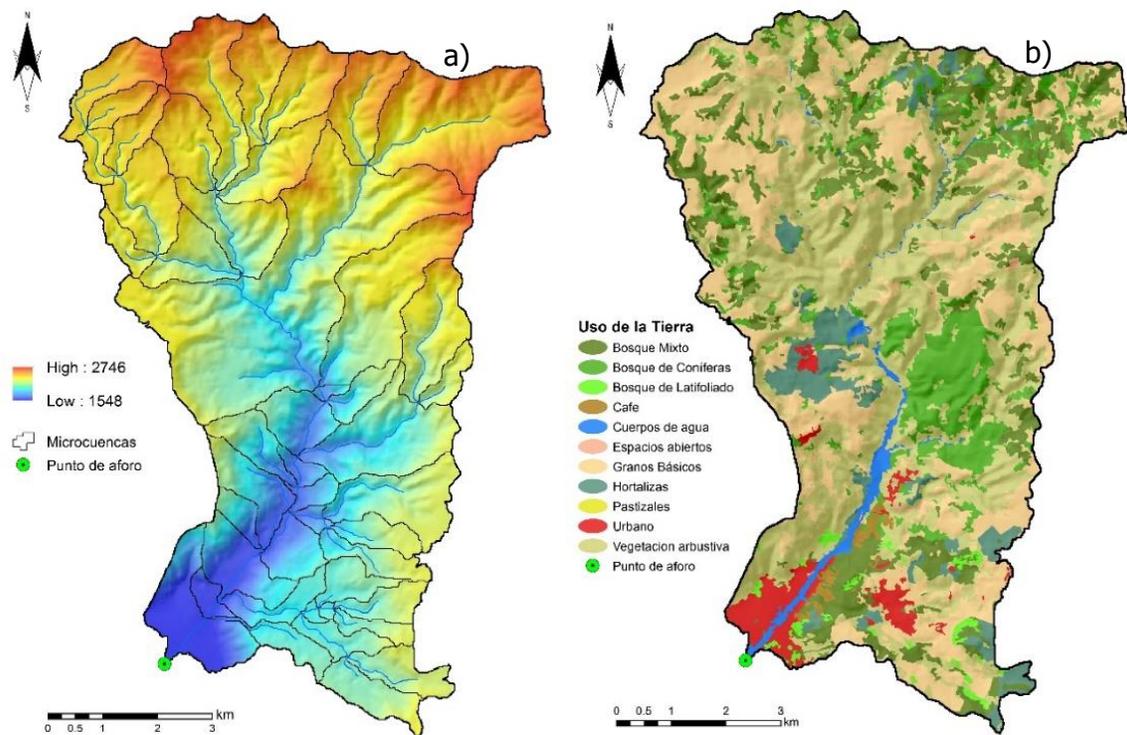
⁴ <http://globalweather.tamu.edu/cmip>

3.2.3 Configuraciones previas y procesamiento del programa

Previo al procesamiento del modelo SWAT, se realizaron ajustes en parámetros importantes como el método de cálculo de la evapotranspiración (IPET); para el estudio, se aplicó el de Hargreaves, el cual solo requiere datos de temperatura ambiental para su cálculo (Neitsch *et al.* 2005). Asimismo, se ajustó el valor de contenido de la humedad del suelo (FFCB) a 0.5 según Romero (2016a). Finalmente, se asignó el coeficiente de rugosidad de Manning a la red de corrientes y fue de 0.03 de acuerdo con lo recomendado por Serra (2011) y Chow *et al.* (1994).

Respecto a la información climática, de los 22 años de datos del área de estudio, se utilizaron tres para el período de calentamiento o equilibrio, según recomienda Arnold *et al.* (2012a) para estudios de períodos inferiores a 30 años. Finalmente, se llevó a cabo la modelación hidrológica con los 19 años restantes.

Las Figuras 7a), b), c) y d) muestran gráficamente los insumos necesarios que se emplearon en el proceso de modelación.



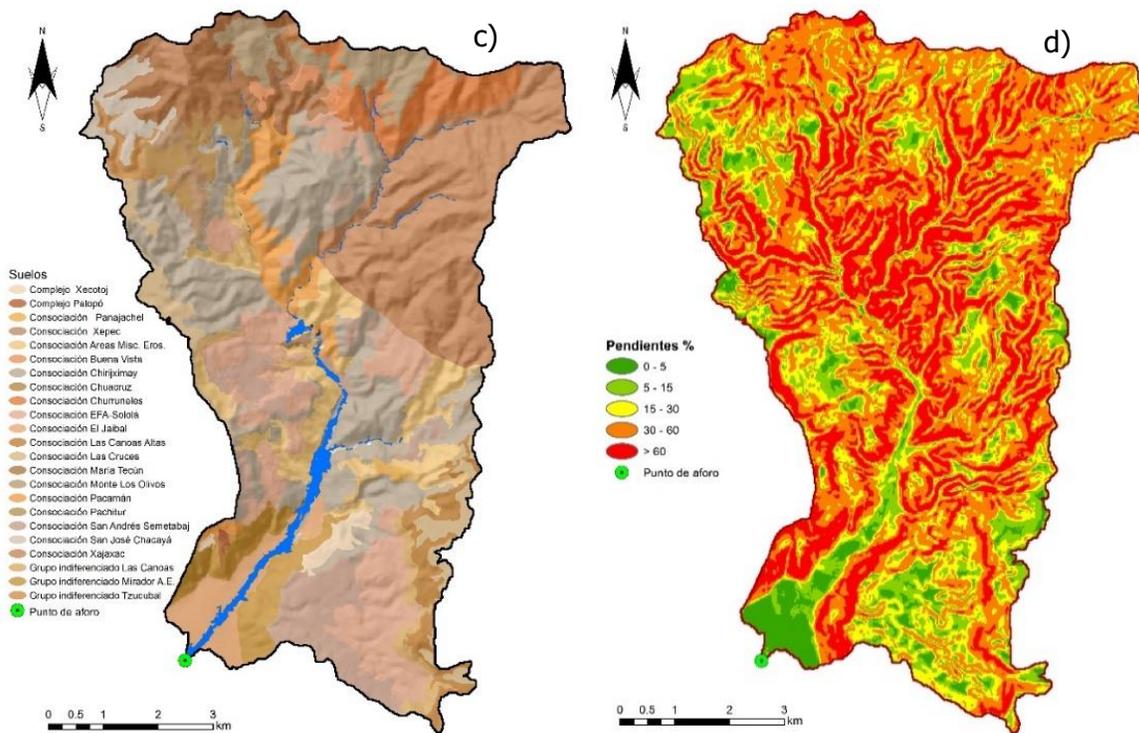


Figura 7. Insumos necesarios para la modelación con SWAT: a) Modelo de Elevación Digital (MED) y microcuencas delineadas; b) Uso y cobertura de la tierra (GIMBOT y MAGA 2010); c) Mapa de suelos (MAGA 2013) y d) Mapa de pendientes en porcentaje, categorías de la FAO.

3.2.4 Calibración y validación del modelo

Por la falta de información continua de aforos de caudales y sedimentos; y con base en las visitas de campo y revisión de literatura, se identificó en la subcuenca incertidumbres vinculadas al proceso de calibración, como extracción de agua, desviación de afluentes para riego agrícola y dragado para extracción de materiales de construcción (arena y pedrín), condiciones que limitaron el proceso de calibración y validación del modelo, ya que las extracciones informales de agua no se pudieron cuantificar ni incluir en el modelo.

Al realizar el ejercicio de calibración, los caudales observados fueron siempre inferiores a los simulados, por lo que se obtuvo valores de los estadísticos R^2 y Nash-Sutcliffe Efficiency (NSE) por debajo de los aceptables (Cuadro 5). No obstante, se realizó un análisis comparativo entre los caudales diarios observados del año hidrológico 1966-1967 (INSIVUMEH) y los caudales diarios simulados del año 2007.

Cuadro 5. Estadísticos para calibración según Moriasi *et al.* (2007)

Estadístico	Valores aceptables	Valores obtenidos
Nash-Sutcliffe	> 0.5	< 0
R ²	> 0.5	0.14

Ortiz Rivera *et al.* (2010) indican que aun cuando los parámetros del modelo SWAT no son calibrados; la similitud de caudales observados y simulados, y el funcionamiento del modelo en sí con los datos de entrada es un importante indicador de qué tan bien funciona la modelación con SWAT cuando no hay datos de aforo, como el caso de muchos países.

Autores como Di Luzio *et al.* (2005), Ortiz Rivera *et al.* (2010), Green *et al.* (2006) y Arnold *et al.* (2012b) indican que el modelo SWAT, aun sin calibración, es capaz de simular con precisión y brindar resultados razonables del flujo subsuperficial, rendimiento total de la escorrentía y sedimentos. Asimismo, Srinivasan *et al.* (2010) demostraron resultados satisfactorios en el uso del modelo SWAT en simulaciones hidrológicas en el río Mississippi sin calibración (NSE= 0.51 a 0.95 y R²= 0.78 a 0.99).

3.2.5 Balance hídrico

Otro aspecto planteado en el estudio es el análisis del balance hídrico en la subcuenca del río San Francisco. El modelo SWAT realiza el balance de entradas, salidas y almacenamiento de agua en el sistema mediante la siguiente ecuación:

$$SW_t = SW_o + \sum_{i=1}^t (R_{day} - Q_{surf} - E_a - W_{seep} - Q_{gw}) \quad (6)$$

Donde SW_t es el contenido final de agua en el suelo (mm H₂O), SW_o es el contenido inicial de agua en el suelo en el día i (mm H₂O), t es el tiempo (días), R_{day} es la cantidad de precipitación en un día i (mm H₂O), Q_{surf} es la cantidad de escorrentía superficial en un día i (mm H₂O), E_a es la cantidad de evapotranspiración en un día i (mm H₂O), W_{seep} es la cantidad de agua que percola a través de la zona vadosa o zona de capacidad de campo en un perfil de suelo hacia el acuífero somero en un día i (mm H₂O), y Q_{gw} es la cantidad de flujo de retorno en un día i (mm H₂O).

3.2.6 Análisis estadístico

Todos los resultados obtenidos de la modelación hidrológica fueron trasladados de la base de datos SWAT a hojas de cálculo Excel y se enfocó en variables de interés: erosión,

caudales, precipitación y sedimentos. Las variables fueron sometidas a análisis estadísticos con el paquete Infostat versión 2015⁵ generando inicialmente estadísticas descriptivas para cada una de estas, luego un análisis de regresión lineal.

Para la variable erosión, los datos fueron agrupados por microcuenca y para cada una se calculó la media ponderada de erosión por hectárea; la cual fue calculada multiplicando las áreas parciales de cada microcuenca por la media de erosión de cada microcuenca, dándole así más peso relativo a las cuencas que más área ocupan dentro de la subcuenca.

Los datos de precipitación total anual, las medias ponderadas de erosión $t\ ha^{-1}\ año^{-1}$, la erosión ponderada acumulada de los 19 años de simulación y los datos de sedimentos se emplearon para construir tres modelos de regresión lineal para erosión total anual, para erosión media anual y para sedimentos; los cuales permitieron explicar la relación entre las variables precipitación-erosión-sedimentos y, a la vez, mediante el modelo estadístico-matemático generado, predecir el proceso de erosión y producción de sedimentos en la cuenca con un buen nivel de confianza (95%). Para cumplir con dicho objetivo, se empleó la fórmula siguiente (Balzarini *et al.* 2008):

$$Y = X\beta + \varepsilon$$

Donde

Y: es el vector de observaciones

X: es la matriz que contiene a las variables regresoras

β : es un vector de parámetros que serán estimados a partir de los datos y

ε : es el vector de términos de error aleatorios

⁵ <http://www.infostat.com.ar/>

3.3 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.3.1 Categorías de uso y cobertura del suelo

De los 67.8 km² del área total de la subcuenca, se estimó que el 36.2% de la cobertura es vegetación arbustiva baja (guamil-matorral), 26.4% cobertura forestal (bosque mixto, coníferas y latifoliado), 26.2% granos básicos, hortalizas 5.6%, uso urbano 3.2% y 2.4% otros usos como: cuerpos de agua, café, espacios abiertos sin o con poca vegetación y pastizales.

En la zona alta, los usos y las coberturas predominantes son vegetación arbustiva 11.9%, granos básicos 11.8%, y cobertura forestal (bosque mixto y boníferas) 11.7%; en la zona media, vegetación arbustiva 18.3%, granos básicos 11.9%, cobertura forestal (bosque mixto, coníferas y latifoliado) 10.8% y hortalizas 4%; y en la zona baja, vegetación arbustiva 6.2%, cobertura forestal (bosque mixto, coníferas y latifoliado) 4.2%, granos básicos 2.8%, y uso urbano 2.5% (Cuadro 6). Se evidencia una tendencia de disminución de cobertura forestal a medida que se desciende de la zona alta hasta la zona baja de la subcuenca; asimismo, los usos agrícolas (maíz y hortalizas) son predominantes en la zona alta y media. Las áreas urbanas de alta densidad tienen una tendencia espacial inversa al uso forestal, se incrementan a medida en que se llega a las zonas media y baja.

A nivel general, comparando datos de cobertura y uso de la tierra reportados por Ochoa *et al.* (2009) y ULA (2014) en sus estudios: *Planificación del uso de la tierra en la subcuenca del río San Francisco y Estado del Lago Atitlán Informe 2014*, respectivamente, los usos como agricultura (maíz y hortalizas) y uso urbano mantienen las proporciones con cambios ligeros ($\pm 15\%$). Sin embargo, la cobertura forestal (bosque mixto, coníferas y latifoliado) y la vegetación arbustiva baja (guamil-matorral) presentaron comportamientos diferentes. Por un lado, la cobertura forestal mostró una tendencia de disminución a un 50%, y, por otro lado, el uso vegetación arbustiva baja incrementó a una proporción de veinte veces mayor al valor del año 2009.

No obstante, la cobertura forestal y la vegetación arbustiva presentaron cambios bruscos; se debe considerar el efecto de las diferentes metodologías empleadas para la determinación de los usos y las coberturas de la subcuenca del río San Francisco; de acuerdo con el estudio de Ochoa *et al.* (2009) los usos y coberturas fueron determinados con fotografía aérea y foto interpretación.

Los usos y las coberturas que se determinaron se presentan en el siguiente cuadro a nivel de zonas de la subcuenca del río San Francisco.

Cuadro 6. Uso y cobertura de la tierra en la subcuenca del río San Francisco

Cuenca	Uso y cobertura de la tierra	Área (Ha)	%
Alta	Bosque mixto	558.2	8.2
	Bosque de coníferas	240.2	3.5
	Cuerpo de agua	11.3	0.2
	Granos básicos (maíz)	797.8	11.8
	Hortalizas	65.8	1
	Vegetación arbustiva	804.7	11.9
	Total zona alta	2479.9	36.6
Media	Bosque mixto	309.1	4.6
	Bosque de coníferas	384.1	5.7
	Bosque latifoliado	32.1	0.5
	Cuerpo de agua	21.2	0.3
	Espacios abiertos	5.2	0.1
	Granos básicos (Maíz)	809.6	11.9
	Hortalizas	269.1	4
	Urbano	49.3	0.7
	Vegetación arbustiva	1237.4	18.3
Total zona media	3117	46.1	
Baja	Bosque mixto	146.1	2.2
	Bosque de coníferas	103.2	1.5
	Bosque latifoliado	35.7	0.5
	Café	43.4	0.6
	Cuerpo de agua	22.2	0.3
	Espacios abiertos	1.9	0.03
	Granos básicos (Maíz)	189.7	2.8
	Hortalizas	45.9	0.7
	Urbano	167.5	2.5
Vegetación arbustiva	423.2	6.2	
Total zona baja	1178.8	17.3	
Área total subcuenca río San Francisco	6775.7	100	

3.3.2 Erosión y producción de sedimentos

Se estimó una erosión anual promedio de 18.9 t ha⁻¹ año⁻¹, para la subcuenca del río San Francisco, un valor 12 veces mayor al reportado por Romero (2016b), que fue de 1.5 t ha⁻¹ año⁻¹ para la cuenca del lago de Atitlán y zonas aledañas, cálculos basados en el estudio semidetallado de suelos según la clasificación de Simmons. Tomando en cuenta el área de drenaje de la subcuenca calculada de 6,776 hectáreas, se estima que se pierden 128,316.3 toneladas de suelo al año.

El valor promedio anual calculado ubica a la subcuenca en una categoría de erosión moderada, según las categorías de la FAO-PNUMA-UNESCO (1981), basado en ello, se estimó que un 50.4% del área total de la subcuenca está bajo la categoría de erosión ligera, un 38.9% de erosión moderada y un 10.7% de erosión severa, cuyos indicadores se presentan en el Cuadro 7, según FFTC (1995).

Cuadro 7. Categorías de erosión de la subcuenca San Francisco, según FAO-FFTC

Erosión	Rango (t ha ⁻¹ año ⁻¹)	Superficie (ha)	Superficie (%)	Indicadores
Baja	< 10	3,416.5	50.4	Nula evidencia de erosión. Alta permeabilidad del suelo. Buena cobertura vegetal. Ningún signo de movimiento de suelo. Pérdida de suelo menor de 25% y de 10 t ha ⁻¹ año ⁻¹ .
Moderada	10 - 50	2,635.2	38.9	Presencia de zanjas de 30 a 100 cm de ancho y de 15 a 30 cm de profundidad. Presencia de grava sobre el suelo menor de 20%. Pérdida de suelo de 25 a 50% y de 10 a 50 t ha ⁻¹ año ⁻¹ .
Severa	50 - 200	723.9	10.7	Presencia de zanjas que exceden anchuras de 100 cm y profundidades de 30 cm en forma de U o V, o ambas. Presencia de grava entre 20 y 40%. Pérdida de suelo mayor de 50% y de 50 a 200 t ha ⁻¹ año ⁻¹ .
Muy Severa	>200	--	--	Pérdida total del suelo. La erosión agotó el suelo, presencia de material rocoso. Presencia de grava más de 40%. Pérdida de suelo mayor de 200 t ha ⁻¹ año ⁻¹ .

Se determinó que las microcuencas No. 6, 10, 15, 16, 17 y 28 que corresponden a las comunidades Churuneles-Adelanto, Pujujilito, El Potrero, Concepción, Patzutzún-Chuisolís y Chuitinamit (Cerro Lec), respectivamente, fueron las que mayor cantidad de erosión hídrica presentan y que, en su conjunto, representan un área de 2,845 hectáreas o 42% del área total de la subcuenca (Figura 8). Dichas microcuencas se localizan en la zona alta y media de la subcuenca y, a su vez, son dominadas por las coberturas: vegetación arbustiva baja, maíz y hortalizas. En el contexto descrito, y desde el punto de vista de intervención en la subcuenca, existe potencial de reducir hasta en un 50% la erosión (9.6 t ha⁻¹ año⁻¹), a través de estrategias de control y técnicas de conservación de suelos.

Las diferentes categorías de erosión y su ubicación espacial a nivel de microcuencas se muestran en la siguiente figura:

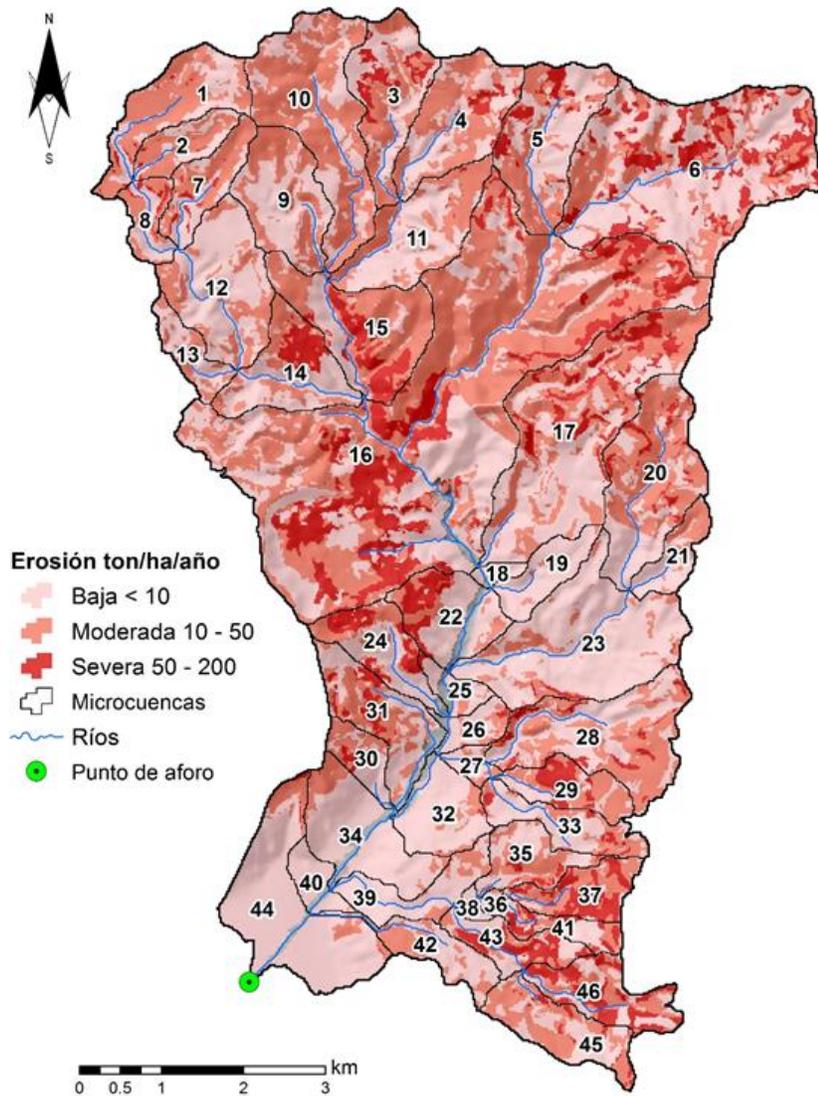
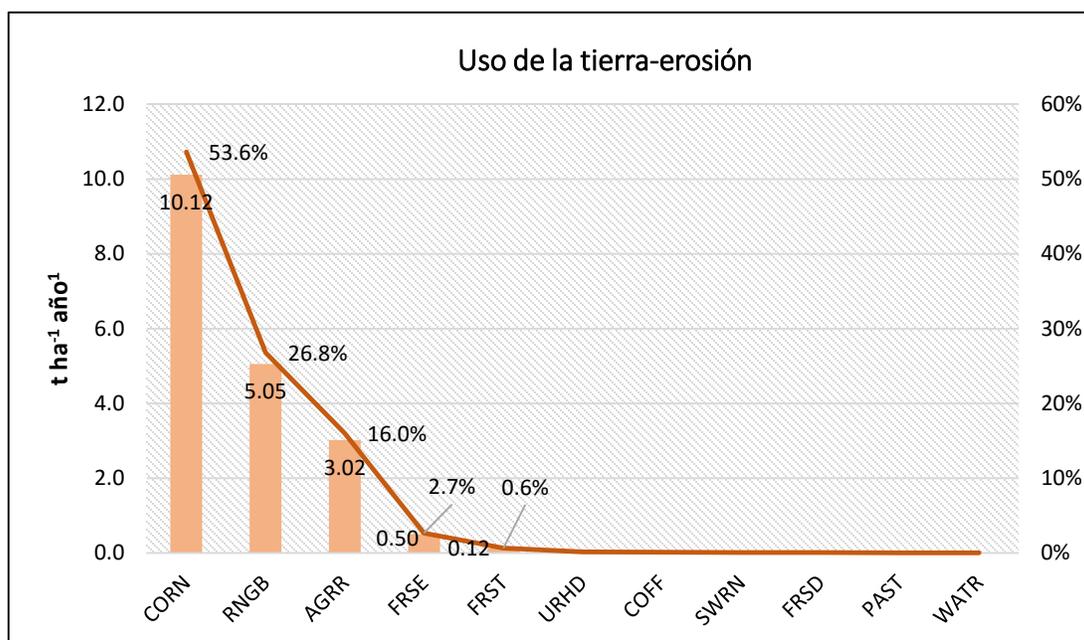


Figura 8. Mapa de erosión en la subcuenca del río San Francisco, Atitlán, Guatemala, según categorías FAO-PNUMA-UNESCO (1981)

Con relación a la erosión bajo diferentes coberturas, se encontró que los aportes más altos de erosión coincidieron con áreas con coberturas de maíz, vegetación arbustiva baja y hortalizas en 53.6% ($10.1 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$); 26.8% ($5.1 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) y 16% ($3.0 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) respectivamente (Figura 9). Mientras que el aporte de erosión en cobertura forestal y los demás usos estuvo por debajo del 3% ($0.68 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$), incluso en altas pendientes donde se estimó una producción de erosión cercana al 2% ($0.42 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$).



CORN= maíz, **RNGB**=vegetación arbustiva baja, **AGRR**=hortalizas, **FRSE**= bosque coníferas; **FRST**= bosque mixto **URHD**= urbano alta densidad; **COFF**= café; **SWRN**= espacios abiertos con poca o sin vegetación; **FRSD**= bosque latifoliado; **PAST**= pastizales; **WATR**= cuerpo de agua.

Figura 9. Distribución de la erosión por cobertura y uso de la tierra en la subcuenca del río San Francisco, lago Atitlán, Guatemala

Asimismo, se determinó que los rangos de pendientes donde se originó mayor erosión fueron entre el 15% y 60% (moderadamente escarpado a escarpado), produciendo hasta un 50% del total de la erosión en la subcuenca (Cuadro 8).

Cuadro 8. Rango de pendientes y erosión en la subcuenca del río San Francisco

Pendientes %	Descripción	Erosión Promedio	%
0 - 5	Plano a ligeramente inclinado	2.7	14
5 - 15	Inclinado a fuertemente inclinado	3.7	20
15 - 30	Moderadamente escarpado	4.2	22
30 - 60	Escarpado	5.2	28
> 60	Muy escarpado	3.0	16
Total		18.9	100

Fuente: rango de pendientes FAO (2009)

Los valores medios anuales de erosión por tipo de cobertura coinciden con los rangos de erosión superficial estimados por Wiersum, citado por Bruijnzeel (2004) en un estudio similar sobre erosión superficial bajo diversos sistemas agroforestales.

Similares resultados reportan Sánchez y Ataroff (1997) sobre pérdidas de suelo por erosión, en donde valores altos de erosión coincidieron con cultivos de hortalizas y maíz en asociación con frijol. Por su lado, Martínez y Ríos, citados por López *et al.* (2013), también encontraron un patrón de alta erosión hídrica laminar en el cultivo de maíz solo hasta antes de 45 días después de la emergencia de la plántula, es decir, antes de que el cultivo tenga una cobertura completa en el suelo.

Las tasas de erosión en cobertura forestal fueron muy cercanas a los reportadas por Durán *et al.* (2014) en su estudio sobre los impactos de la erosión y la escorrentía en laderas de agroecosistemas de montaña, que oscilaron entre $0.08 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ y $0.19 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$. Los autores atribuyen dicho comportamiento a la cubierta densa de hojarasca que protege y anula eficazmente la fuerza erosiva de las gotas de lluvia. Asimismo, destacan la capacidad de intercepción de lluvia de las especies forestales, especialmente de *Pinnus* (Llorens y Domingo 2007) que posee alta capacidad de intercepción de lluvia y propicia la disminución de la erosión.

Comparando las pérdidas de suelo, la erosión bajo cultivo de maíz fue en general 90 veces más que en la cobertura de bosque mixto, incrementando este valor a más de 120 veces en pendientes de entre 5 a 30%. Fue 20 veces más que en bosque de coníferas; tres veces más que en hortalizas, duplicando este valor en pendientes planos a inclinados (0 a 15 %); y dos veces más que en vegetación arbustiva baja (matorral-guamil), sin mayores variaciones respecto a las pendientes.

Respecto a la producción de sedimentos, basado en las salidas y base de datos generada por el modelo SWAT, se estimó que en el punto de aforo del río San Francisco se tiene una descarga anual promedio de 12,694.4 toneladas de sedimentos que ingresan al lago de Atitlán que constituye el 10% del total de la erosión producida bajo las diferentes coberturas o usos de la tierra que es de 128,316.3 toneladas por año (Figura 10).

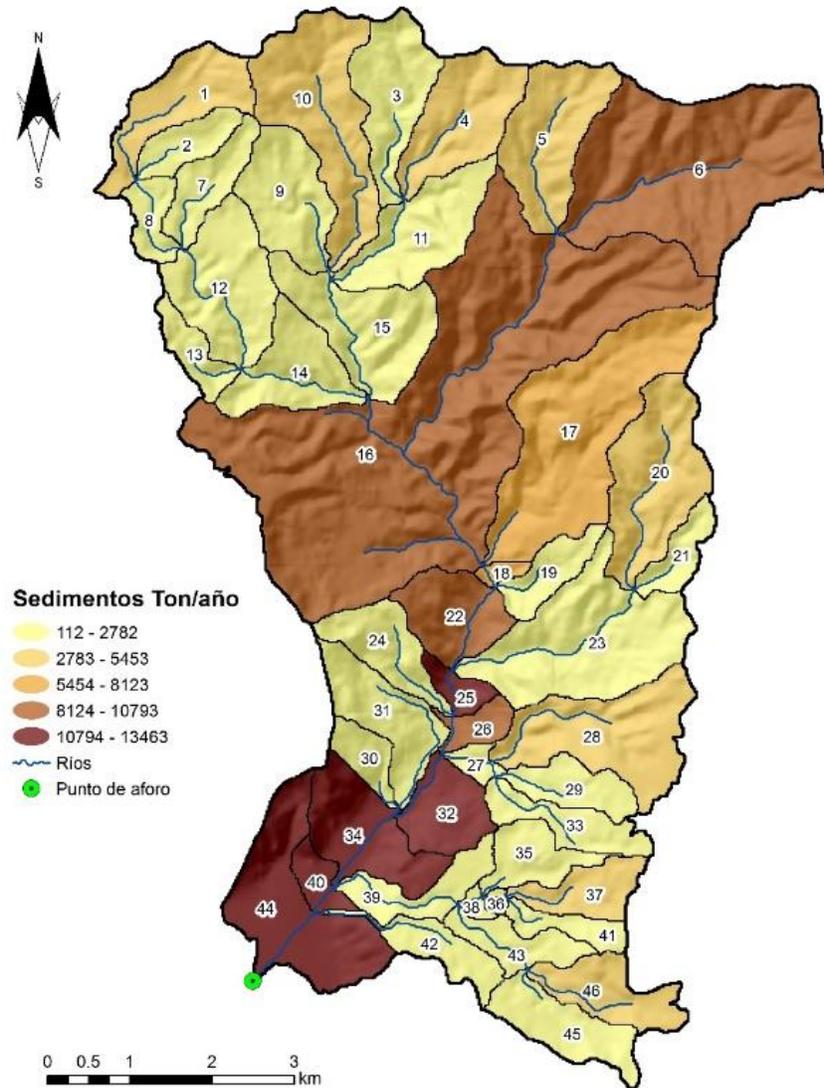


Figura 10. Mapa de producción de sedimentos en la subcuenca del río San Francisco, Atitlán, Guatemala

3.3.3 Análisis estadístico

En relación con el análisis de regresión para las variables erosión total, erosión media y sedimentos, los resultados se describen a continuación:

Los modelos de regresión generados, mostraron una bondad de ajuste del 84% (R^2 Ajustado=0.84) para erosión total y erosión media; y, 96% (R^2 Ajustado=0.96) para sedimentos. Lo que indica que los modelos explican la mayoría de los datos observados. Asimismo, los coeficientes de los modelos indican que existe una fuerte correlación positiva

entre la variable explicativa precipitación anual y los valores de erosión total, erosión media y sedimentos. Además, se observa que la variable explicativa precipitación anual (Ppt) es altamente significativa dentro de los modelos ($p < 0.0001$), lo que señala que las variables erosión total, erosión media y sedimentos son altamente influenciadas por la variable precipitación anual (Cuadro 9).

Cuadro 9. Análisis de regresión lineal y estadísticos asociados

Variable	N	R ²	R ² Aj	Coef.	Est.	p-valor	E.E.	CpMallows
Erosión total	19	0.85	0.84	Ppt	91.70	<0.0001	9.19	94.31
Erosión media	19	0.85	0.84	Ppt	0.01	<0.0001	1.40E-03	94.31
Sedimentos	19	0.97	0.96	Ppt	9.11	<0.0001	0.4	485.08

Coef.= Coeficientes. **Est.**=Estimado. **E.E.**=Error Estándar. **Ppt.**=Precipitación

Basado en la información de los coeficientes de regresión, las ecuaciones de los modelos ajustados obtenidos son:

$$\text{Erosión total anual} = 91.70 * (\text{Ppt anual})$$

Donde:

- Erosión total anual= Toneladas/año
- Ppt anual= mm/año (Estación Santa María El Tablón)

$$\text{Erosión media anual} = 0.01 * (\text{Ppt anual})$$

Donde:

- Erosión media anual= Toneladas/ha/año
- Ppt anual= mm/año (Estación Santa María El Tablón)

$$\text{Sedimentos} = 9.11 (\text{Ppt anual})$$

Donde:

- Sedimentos= Toneladas/año
- Ppt anual= mm/año

El Cuadro 10 resume las medias ponderadas para cada variable (erosión total anual, erosión media anual y sedimentos) y demás estadísticos asociados.

Cuadro 10. Medias ponderadas y estadísticos asociados

Variable	n	Media Ponderada	E.E.	CV	Mín	Máx	Mediana	Límites de confianza al 95% para la media ponderada	
								LIinferior	LSuperior
Erosión Total	19	128316.3	16528.9	56.2	29100.1	320906.3	125265.9	93590.4	163042.3
Erosión media	19	18.9	2.4	56.2	4.3	47.4	18.5	13.8	24.1
Sedimentos	19	12694.4	1147.7	39.4	5550.3	25569.8	12359.1	10283.2	15105.6

E.E.= Error estándar. **CV**=Coeficiente de variación

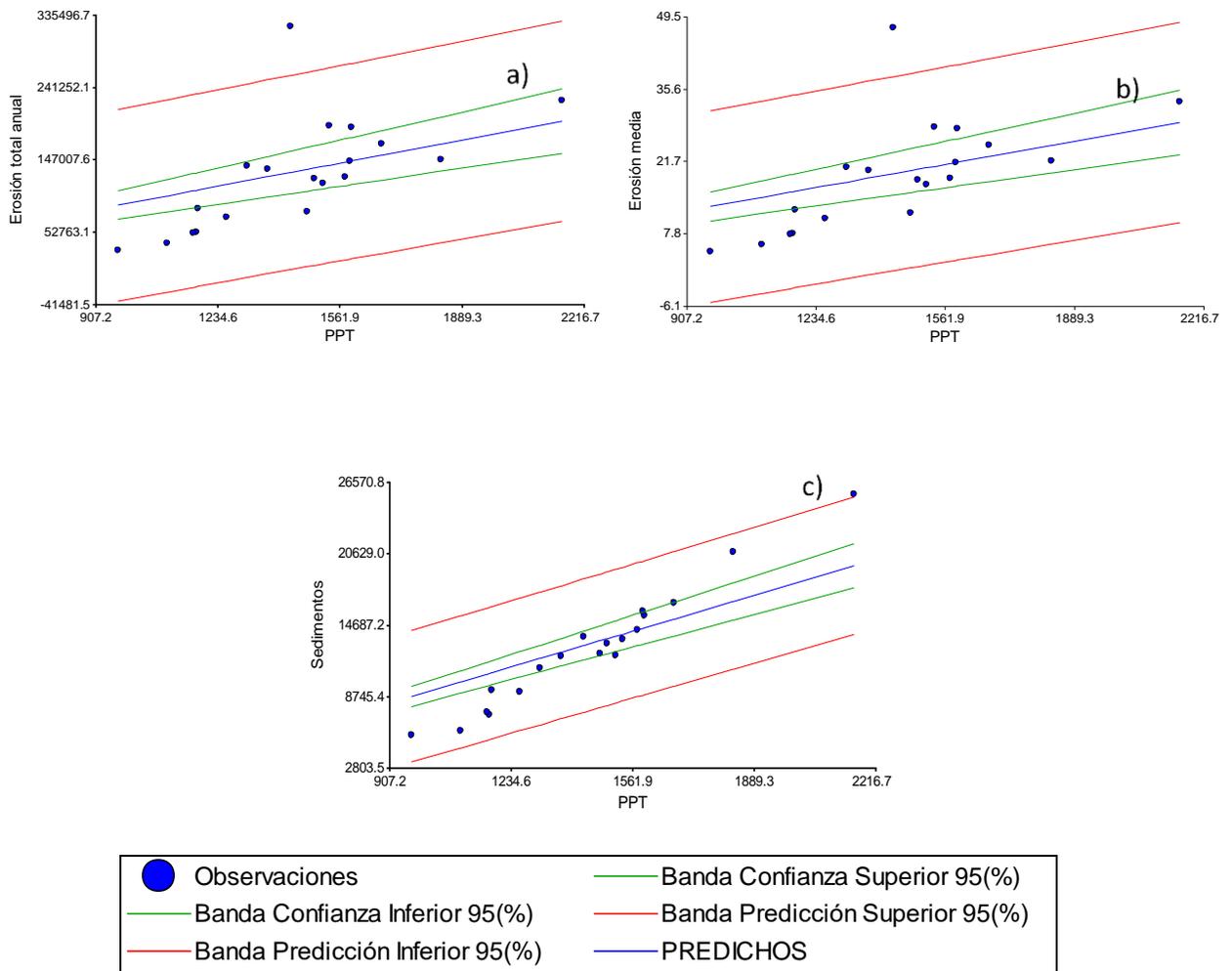


Figura 11. Gráficos de los modelos de regresión: a) Erosión total b) Erosión Media y c) Sedimentos con sus respectivas bandas de confianza y de predicción

3.3.4 Balance hídrico

De las variables calculadas por el modelo SWAT, se tiene que el agua de entrada está representada por la precipitación en milímetros de agua que ingresan a la subcuenca, estos datos son los promedios ingresados de la estación de Santa María El Tablón para un período de 19 años. El agua de salida está representada por el agua producida, que es la sumatoria de la escorrentía superficial (SURQ_mm) 17.8% (256.1 mm), flujo lateral (LATQ_mm) 21.4% (308.6 mm) y flujo subterráneo (GWQ_mm) 11.9% (171.3 mm), más la evapotranspiración (ET_mm) 43.7% (629.9 mm). El agua almacenada está representada por la recarga del acuífero profundo (DA_RCHG mm) 0.7% (10 mm) y el restante 4.5% (66 mm) es una ganancia o recarga sin salida de aguas subterráneas en la subcuenca como lo indica Sokolov y Chapman (1981).

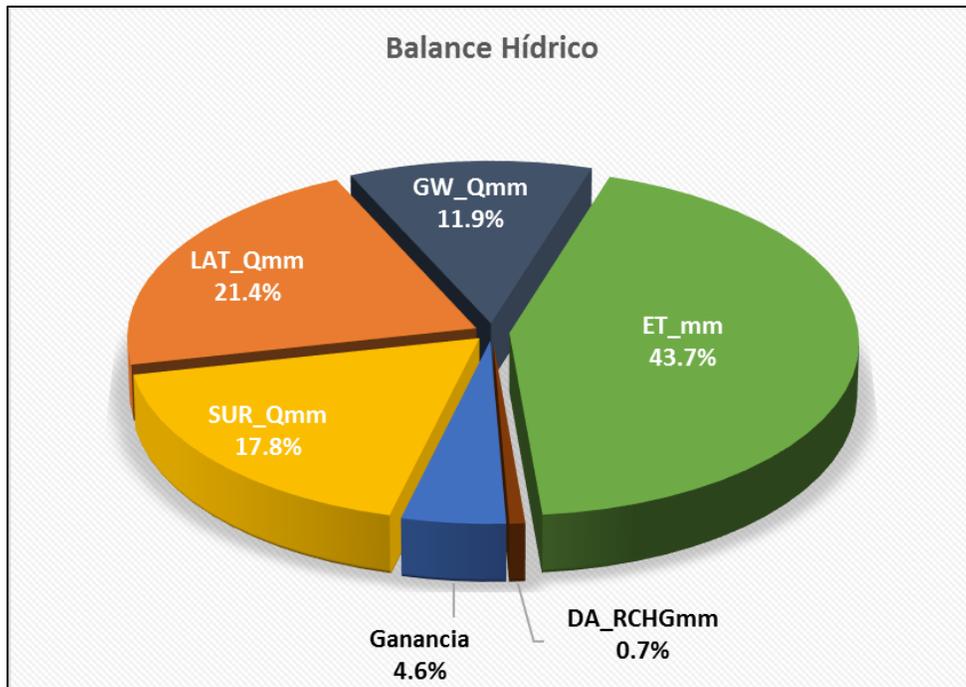
De manera que la dinámica del balance hídrico anual se resume en el siguiente cuadro:

Cuadro 11. Balance hídrico subcuenca río San Francisco

Mes	Agua de Entrada	Agua de Salida				Agua Almacenada	WYLDQ mm
	PRECIP mm	SURQ mm	LATQ mm	GW Qmm	ET mm	DA_RCHG mm	
Enero	2.4	0.0	0.3	16.6	7.4	0.9	16.9
Febrero	4.2	0.1	0.5	11.6	7.2	0.6	12.2
Marzo	22.6	0.7	3.8	9.7	24.5	0.6	14.3
Abril	33.3	2.8	5.0	7.4	33.3	0.5	15.3
Mayo	177.6	28.4	31.7	6.4	66.8	0.4	66.5
Junio	308.1	64.4	68.7	8.3	88.4	0.6	141.4
Julio	172.6	24.5	38.9	13.2	89.6	0.9	76.7
Agosto	190.9	27.7	38.3	15.3	86.3	0.9	81.3
Septiembre	301.5	58.0	69.2	17.0	88.4	1.1	144.2
Octubre	176.9	39.2	43.0	22.4	71.7	1.4	104.6
Noviembre	41.4	9.3	7.6	22.9	42.7	1.2	39.8
Diciembre	10.3	0.7	1.6	20.5	23.7	1.0	22.8
Totales	1441.9	256.1	308.6	171.3	629.9	10.0	736.0

Donde: **Precip**= precipitación en mm. **SURQ**=Escorrentía Superficial. **LATQ**= Flujo lateral **GW**=Flujo Base o flujo de agua subterránea. **ET**= Evapotranspiración en mm. **DA_RCHG**= Recarga del acuífero profundo en mm. **WYLDQ**= producción de agua.

Datos evidencian que el 51.1% del total de entrada de agua al sistema (precipitación) se convierte en flujo o caudal (Figura 12). En un contexto de balance hídrico global, los valores estimados por el modelo SWAT son muy similares a los reportados por L'vovich y Ponce citados por Ponce (2007), en donde la producción de agua suma el 40%, la evapotranspiración 58% y el agua almacenada en el acuífero profundo 2%.



Donde: **SURQ**=Escorrentía superficial. **LATQ**= Flujo lateral **GW**=Flujo base o flujo de agua subterránea. **ET**= Evapotranspiración en mm. **DA_RCHG**= Recarga del acuífero profundo en mm.

Figura 12. Balance hídrico en la subcuenca río San Francisco, cuenca del lago de Atitlán, Guatemala

3.3.5 Caudales

La producción total de agua (WYLD), considerado como la cantidad de agua que sale de las HRU y que ingresa al canal principal durante un período (Arnold *et al.* 2012a), fue de 736 mm anuales, junio y septiembre son los meses con mayor producción de agua, característicos del régimen de precipitación bimodal que se presenta en la región (Vargas 2001). El caudal anual promedio de los 19 años simulados, basados en cálculos de caudales diarios, se estimó en $1.7 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$.

Para efectos comparativos, con las salidas de la modelación con SWAT año 2007, se tomó registros diarios de caudales medidos por el Instituto Nacional de Sismología, Vulcanología, Meteorología e Hidrología –INSIVUMEH– correspondientes al año hidrológico 1966-77, que permite observar una alta correspondencia entre la precipitación y caudales, asimismo una correlación aceptable ($r=0.914$ y $R^2= 0.84$) entre los caudales medidos y los simulados, especialmente en la época seca, esto como un indicador de la eficiencia y funcionamiento del modelo sin datos de aforo (Figura 13).

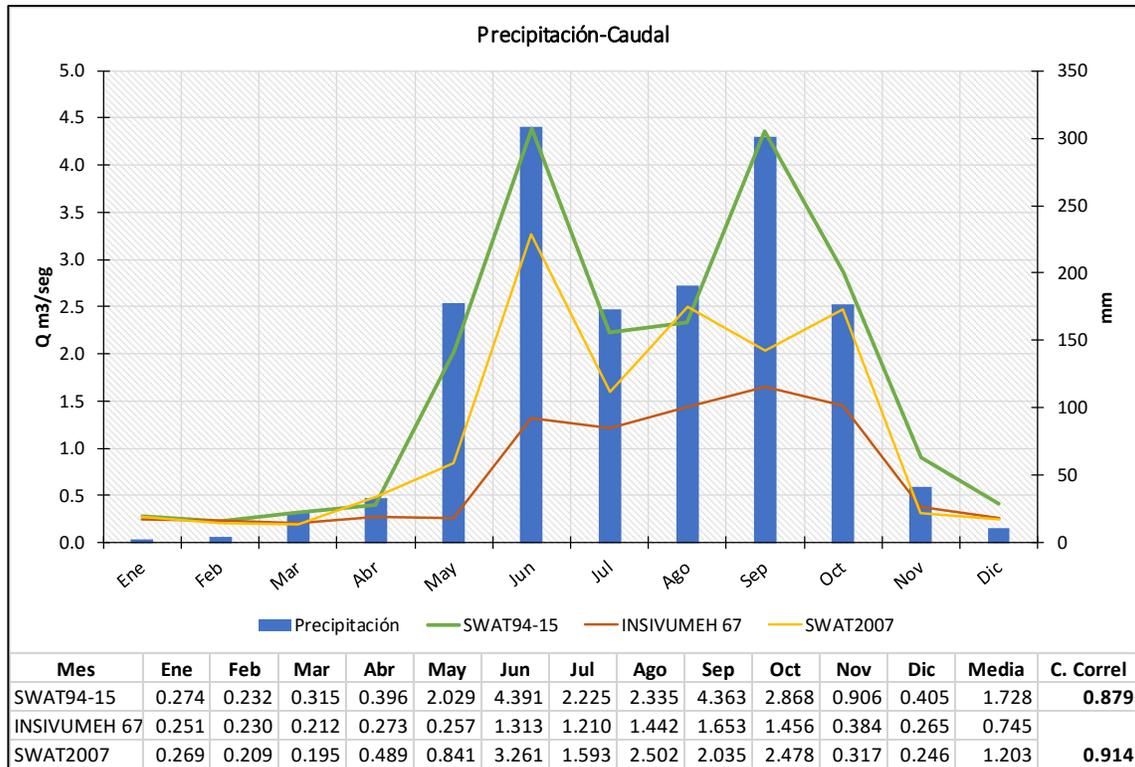


Figura 13. Comportamiento mensual de caudales y precipitación en la subcuenca del río San Francisco, cuenca del lago Atitlán, Guatemala

3.4 CONCLUSIONES

Luego de los resultados obtenidos y bajo las condiciones en que se realizó la modelación hidrológica, se generaron las siguientes conclusiones:

- La herramienta de evaluación de suelo y agua (SWAT) permitió simular satisfactoriamente el ciclo hidrológico en la subcuenca del río San Francisco ($R^2=0.84$) observando la dinámica y el comportamiento de sus principales componentes en el balance hídrico que fue positivo (66 mm); asimismo, permitió determinar la magnitud de las variables de interés como: erosión y producción de sedimentos.
- Los factores más importantes que determinan la producción de erosión y sedimentos en la subcuenca del río san Francisco son: el uso de la tierra (maíz, vegetación arbustiva y hortalizas), las pendientes altas y la precipitación.
- La subcuenca del río San Francisco se encuentra en un proceso de erosión hídrica con niveles preocupantes que ubican al 50% de su área en erosión moderada y

severa, evidenciando la falta de un plan de manejo y gestión integrada del territorio que pone en riesgo la sostenibilidad de recursos valiosos y estratégicos, como el suelo.

3.5 RECOMENDACIONES

- Continuar con la modelación hidrológica y validación del modelo SWAT para la subcuenca del río San Francisco y otras subcuencas del lago de Atitlán con el objetivo de lograr una mayor precisión en los resultados que servirán de base para la toma de decisiones en la planificación, diseño y ejecución de acciones que contribuyan al resguardo y la conservación de los recursos de la cuenca del lago de Atitlán.
- Es importante que, en un futuro próximo, la Autoridad para el Manejo Sustentable de la Cuenca del Lago y su Entorno –AMSCLAE-, empleando los datos del estudio pueda modelar el aporte de nutrientes (fósforo y nitrógeno), asociado a los sedimentos que ingresan al lago de Atitlán anualmente, para estimar con mayor grado de confiabilidad el impacto sobre el proceso de eutrofización del lago, y con base en ello diseñar y ejecutar acciones que contribuyan a la protección y conservación efectivas y eficientes.
- A la Autoridad para el Manejo Sustentable de la Cuenca del Lago de Atitlán y su Entorno –AMSCLAE- continuar con el trabajo de monitoreo de la calidad del agua en la subcuenca del río San Francisco y fortalecer las actividades hidrométricas a través de mediciones continuas en el tiempo en los principales afluentes del lago de Atitlán, lo cual a futuro serán insumos clave para la modelación y la comprensión de la dinámica hídrica en la cuenca.
- La AMSCLAE y el Ministerio de Agricultura, Ganadería y Alimentación –MAGA-, en coordinación con instituciones ambientales y actores clave de la subcuenca, deberán generar y ejecutar de manera urgente (1 a 5 años) planes de manejo y gestión integral de microcuencas que contemplen medidas y acciones necesarias para reducir los niveles de erosión en las seis principales microcuencas que corresponden a las comunidades de Churuneles-Adelanto, Pujujilito, El Potrero, Concepción, Patutzún-Chuisolís y Chuitinamit (Cerro Lec); los cuales en su conjunto aportan el 50% de la erosión total y representan el 42% del área total de la subcuenca.

3.6 LITERATURA CITADA

- Aliaga, C; Irirate, L; Riquelme, J; Del Canto, P; Del Pozo, A. s.f. Crecimiento y producción de trigo en labranza convencional, mínima y cero, en la precordillera Andina: Extracción y eficiencia de recuperación del nitrógeno. (En línea).189-206. Consultado 02 Nov. 2016. Disponible en <http://www2.inia.cl/medios/biblioteca/seriesinia/NR16746.pdf>
- Arnold, J; Kiniry, J; Srinivasan, R; Williams, J; Haney, E; Neitsch, S. 2012a. Soil & Water Assessment Tool Input/Output Documentation (En línea). Texas US, Consultado 30 ago. 2016. Disponible en <http://swat.tamu.edu/media/69296/SWAT-IO-Documentation-2012.pdf>.
- Arnold, J; Moriasi, D; Gassman, P; Abbaspour, KC; White, M; Srinivasan, R; Santhi, C; Harmel, R; Van Griensven, A; Van Liew, M. 2012b. SWAT: Model use, calibration, and validation. (En línea). Transactions of the ASABE 554:1491-1508. Consultado 16 set. 2016. Disponible en <http://digitalcommons.unl.edu/cgi/viewcontent.cgi?article=1408&context=biosysengfacpub>
- Balzarini, M; González, L; Tablada, E; Casanoves, F; Di Rienzo, J; Robledo, C. 2008. Infostat: software estadístico: manual del usuario (En línea). Córdoba AR, Editorial Bruja. Consultado 18 ago. 2016. (Buenos Aires, ARG, Editorial Brujas)
- Bruijnzeel, L. 2004. Hydrological functions of tropical forests: not seeing the soil for the trees? (En línea). Agriculture, ecosystems & environment 1041:185-228. Consultado 24 set. 2016. Disponible en https://www.researchgate.net/profile/LA_Bruijnzeel/publication/228902422_Hydrological_functions_of_tropical_forests_not_seeing_the_soil_for_the_trees/links/0fcfd50c085553d14a000000.pdf
- Chávarri, E. 2008. Ciclo Hidrológico e Introducción a Modelos Hidrológicos. (En línea). s.l., 15 p. Consultado 7 nov. 2015. Disponible en http://tarwi.lamolina.edu.pe/~echavarri/clase_ii_met_el_ciclo_hidrologico_y_modelos_def.pdf
- Chow, VT; Maidment, DR; Mays, LW. 1994. Hidrología aplicada. (En línea). Bogotá, CO, McGraw-Hill, Bogotá. 584 p. Consultado 5 nov. 2015.
- De La Cruz, R. 1982. Clasificación de las zonas de vida de Guatemala a nivel de reconocimiento (En línea). Guatemala, Consultado 10 nov. 2016.
- Di Luzio, M; Arnold, JG; Srinivasan, R. 2005. Effect of GIS data quality on small watershed stream flow and sediment simulations. (En línea). Hydrological Processes 193:629-650. Consultado 15 ago. 2016. Disponible en <http://ssl.tamu.edu/media/11601/effect%20of%20gis%20data%20quality%20on%20small%20watershed.pdf>
- Douglas-Mankin, K; Srinivasan, R; Arnold, J. 2010. Soil and Water Assessment Tool (SWAT) model: Current developments and applications. (En línea). Transactions of the ASABE 535:1423-1431. Consultado 12 set. 2016. Disponible en

<http://swat.tamu.edu/media/87820/douglas-mankin-et-al-2010-trans-asabe-article.pdf>

- Durán, V; Rodríguez, PC; Cuadros, T; Francia, M. 2014. Impacto de la erosión y escorrentía en laderas de agroecosistemas de montaña mediterránea. (En línea). Revista Ecosistemas 231:66-72. Consultado 4 nov. 2016. Disponible en <http://www.revistaecosistemas.net/index.php/ecosistemas/article/viewFile/820/803>
- FAO, (Food and Agriculture Organization of the United Nations). 1997. Lucha Contra la Contaminación Agrícola de los Recursos Hídricos (En línea). Roma, IT, Consultado 25 set. 2016. Disponible en <http://www.fao.org/docrep/W2598S/W2598S00.htm>. (Contaminación provocada por los sedimentos)
- _____. 2009. Guía para la descripción de suelos. (En línea). Trad. R Vargas Rojas; A Arias Jiménez; PV Straaten; P Lavelle; S Zonn; P Ibish; S Buol; R Graham; P Rc Mcdaniel; A Vessel. Cuarta ed. Roma, IT, FAO, Roma (Italia). 99 p. Consultado 1 sep. 2016. Disponible en <http://www.fao.org/3/a-a0541s.pdf>
- FFTC, (Food & Fertilizer Technology Center). 1995. Soil Conservation Handbook (En línea). Taiwan, Consultado 25 set. 2016. Disponible en http://pdf.usaid.gov/pdf_docs/PNABX373.pdf.
- GIMBOT, (Grupo Interinstitucional de Monitoreo de Bosques y Uso de la Tierra). 2015. Mapa de cobertura forestal por tipo y subtipo de bosque para la República de Guatemala 2012. Guatemala, Esc. Consultado 10 febrero 2016.
- Green, C; Tomer, M; Di Luzio, M; Arnold, J. 2006. Hydrologic evaluation of the soil and water assessment tool for a large tile-drained watershed in Iowa. Transactions of the ASABE 492:413-422. Consultado 10 ago. 2016. Disponible en <http://naldc.nal.usda.gov/download/335/PDF>
- Hamilton, L. 2009. Bosques y el Agua: Estudio Temático elaborado en el ámbito de la Evaluación de los recursos forestales mundiales 2005. (En línea). Consultado 04 Oct. 2015. Disponible en <http://www.fao.org/3/a-i0410s.pdf>
- Holdridge, LR. 1967. Life Zone Ecology. (En línea). San José, CR, Tropical Science Center. 206 p. Consultado 10 nov. 2016. Disponible en <https://books.google.es/books?id=BIFgAAAAMAAJ>
- Llorens, P; Domingo, F. 2007. Rainfall partitioning by vegetation under Mediterranean conditions. A review of studies in Europe. (En línea). Journal of hydrology 335:1:37-54. Disponible en https://www.researchgate.net/profile/Francisco_Domingo/publication/200471728_Rainfall_partitioning_by_vegetation_under_Mediterranean_conditions_A_review_of_studies_in_Europe/links/02e7e52aebd6081c7b000000.pdf
- López, HEF; de la Mora Orozco, C; Corral, JAR; Durán, AAC. 2013. EFECTO DE LA COBERTURA DE SUELO DE TRES CULTIVOS SOBRE LA EROSIÓN HÍDRICA. Revista Chapingo Serie Zonas Áridas 121:19-25. Consultado 25 set. 2016. Disponible en file:///D:/Usuario/Downloads/r.rchsza.2012.06.015.pdf

- MAGA, (Ministerio de Agricultura y Alimentación). 2013. Estudio Semidetallado de los Suelos del Departamento de Sololá, Guatemala (En línea). Guatemala GT, Don Quijote. Consultado 10 ago. 2015. Disponible en <http://bvc.cea-atitlan.org.gt/139/>.
- Moriasi, DN; Arnold, JG; Van Liew, MW; Bingner, RL; Harmel, RD; Veith, TL. 2007. Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. (En línea). Transactions of the ASABE 503:885-900. Consultado 17 ago. 2016. Disponible en <http://swat.tamu.edu/media/1312/moriasimodeleval.pdf>
- Neitsch, S; Arnold, J; Kiniry, J; Williams, J. 2005. Herramienta de Evaluación de Suelo y Agua Documentación Teórica (En línea). Texas US, Texas AgriLife Research Center Blackland en Temple. Consultado 12 mayo 2016. Disponible en <http://swat.tamu.edu/media/46964/swat2005-theo-doc-spanish.pdf>.
- _____. 2011. Soil and Water Assessment Tool Tehoretical Documentation (En línea). Texas US, Consultado 30 sep. 2015. Disponible en <http://swat.tamu.edu/media/99192/swat2009-theory.pdf>.
- Ochoa, W; Alcántara, W; Guzmán, N. 2009. PLANIFICACIÓN DE USO DE LA TIERRA EN LA SUBCUENCA DEL RÍO PANAJACHEL, CUENCA DEL LAGO DE ATITLÁN, SOLOLÁ (En línea). Guatemala, USAC. Consultado 30 jun. 2015. Disponible en <http://digi.usac.edu.gt/bvirtual/informes/puirna/INF-2009-048.pdf>.
- Ortiz Rivera, A; Mendoza Cantú, M; Bravo Espinosa, M. 2010. Implementación del modelo hidrológico SWAT: modelación y simulación multitemporal de la variación de escorrentía en la Cuenca del lago de Cuitzeo. (En línea). Instituto Nacional de Ecología: Distrito Federal, México: Consultado 12 set. 2016. Disponible en http://www.inecc.gob.mx/descargas/cuencas/2011_cnch2_cc_aortiz.pdf
- Ponce, V. 2007. Rendimiento Sostenible del Agua Subterránea (En línea). Consultado 27 set. 2016. Disponible en http://rendimiento.sdsu.edu/agua_subterranea_rendimiento_sostenible.html#inicio
-
- Rodríguez, A; Arcia, J; Martínez, J; García, J; Cid, G; Fleites, J. 2015. Los sistemas de labranza y su influencia en las propiedades físicas del suelo. (En línea). Ingeniería Agrícola 52:55-60. Consultado 02 Nov. 2016. Disponible en http://dima.chapingo.mx/revista/Vol_5_n_2_2015/pdf/IA10215.pdf
- Romero, M. 2016a. Curvas de Retención de Humedad Cuenca Atitlán Independiente. _____ . 2016b. Mapa de Erosión de Suelos, cuenca del lago de Atitlán (En línea, Facebook). Sololá, GT, Consultado 10 ago. 2016. Disponible en <https://www.facebook.com/negrito.romero/posts/1219217144790135>.
- Sánchez, L; Ataroff, M. 1997. Pérdidas de suelo en cultivos hortícolas, Río Arriba, El Cobre, Edo. *In* (En línea). Venezuela Consultado 20 set. 2016. Disponible en <http://www.ciencias.ula.ve/icae/publicaciones/agroecologia/pdf/sanchez1997.pdf>
- Serra, G. 2011. Estudio de inundabilidad en la zona norte del lago Atitlán (Guatemala) (En línea). Guatemala, Consultado 14 jul. 2016. Disponible en <http://bvc.cea-atitlan.org.gt/138/1/GE%C3%93LOGOS%20DEL%20MUNDO%20->

- [%20Estudio%20de%20inundabilidad%20en%20la%20zona%20norte%20del%20Lago%20Atitlán%20\(Guatemala\).pdf.](#)
- SOCO, (Sustainable Agriculture and Soil Conservation). 2009. Pérdida de materia orgánica (En línea). s.l., Consultado 02 Nov. 2016. Disponible en <http://agrillife.jrc.ec.europa.eu/documents/ESFactSheet-03.pdf>. (Procesos de degradación del suelo)
- Sokolov, A; Chapman, T. 1981. Métodos de cálculo del balance hídrico (En línea). Madrid ES, Consultado 12 set. 2016. Disponible en <http://unesdoc.unesco.org/images/0013/001377/137771so.pdf>. (Guía internacional de métodos de investigación (versión en Español). Instituto de Hidrología de España-UNESCO)
- Solís, H; Cuevas, J. 1995. Modelación Hidrológica e Hidráulica en la cuenca del Río Caldera (En línea). Panamá, Consultado 7 nov. 2015. Disponible en http://repositorio.bibliotecaorton.catie.ac.cr/bitstream/11554/3143/1/Modelacion_hidrologica_e_hidraulica_en_la_cuenca_del_río_Caldera.pdf.
- Srinivasan, R; Zhang, X; Arnold, J. 2010. SWAT ungauged: hydrological budget and crop yield predictions in the Upper Mississippi River Basin. (En línea). Transactions of the ASABE 535:1533-1546. Consultado 12 set. 2016. Disponible en <http://swat.tamu.edu/media/30637/sw8281.pdf>
- Strahler, AN. 1957. Quantitative analysis of watershed geomorphology. (En línea). Eos, Transactions American Geophysical Union 386:913-920. Disponible en <http://www.uvm.edu/pdodds/teaching/courses/2009-08UVM-300/docs/others/1957/strahler1957a.pdf>
- Torres-Benites, E; Cortés-Becerra, J; Exebio-García, A; Sáenz, EM; Palacios-Vélez, E. 2005. Adaptación de un modelo de simulación hidrológica a la cuenca del río Laja, Guanajuato, México. (En línea). Agrociencia 395:481-490. Consultado 13 set. 2016. Disponible en <http://www.colpos.mx/agrocien/Bimestral/2005/sep-oct/art-1.pdf>
- ULA (Unidos por el Lago de Atitlán, GT). 2014. Estado del lago Atitlán, Informe 2014 (En línea). Sololá, GT, Consultado 25 oct. 2016. Disponible en <https://amigosatitlan.org/es/noticias/estado-del-lago-atitlán-informe-2014>.
- Uribe, N. 2010. SWAT Conceptos Básicos y Guía Rápida para el usuario. (En línea). s.l., Consultado 7 nov. 2015. Disponible en <http://swat.tamu.edu/media/46967/swat2005-tutorial-spanish.pdf>
- Vargas, G. 2001. Las lluvias en América Central: una climatología geográfica. (En línea). Anuario de Estudios Centroamericanos 272:7-19. Consultado 03 Nov. 2016. Disponible en <http://www.redalyc.org/pdf/152/15227201.pdf>
- Vision, W. s.f. Manual Manejo de Cuencas (En línea). s.l, 104 p. Consultado 11 abr. 2015. Disponible en http://biblioteca.catie.ac.cr/cursocuencas/documentos/Manual_de_Manejo_de_Cuencas_Vision_Mundial_mod.pdf

4. ARTÍCULO 2. Erosión hídrica y uso de la tierra: su efecto en la calidad de agua en la subcuenca del río San Francisco, lago Atitlán, Guatemala

RESUMEN

El recurso hídrico es un elemento fundamental e indispensable para la existencia humana, el deterioro de su calidad desencadena una serie de consecuencias económicas, sociales y ambientales que puede redundar en la calidad de vida de las personas que dependen de él. El objetivo del presente trabajo fue evaluar la calidad del agua del río San Francisco en la zona alta, media y baja de la subcuenca; para época seca (febrero), y la época lluviosa (mayo). Se empleó el Índice de Calidad de Agua "The National Sanitation Foundation" ICA-NSF, que integra los siguientes parámetros: oxígeno disuelto, pH, temperatura, sólidos disueltos totales, turbidez, DBO₅, nitratos, fosfatos y coliformes fecales. Los resultados muestran diferencias estadísticas significativas de la calidad del agua entre zonas alta, media y baja ($p < 0.0001$) y entre época seca y lluviosa ($p = 0.0052$). Los valores promedio fueron: zona alta 73.5 (buena calidad), zona media 63.7 (regular calidad) y zona baja 53.2 (regular calidad) siendo el valor promedio superior en época seca 66.6 (regular calidad) que en la época lluviosa (60.2). El análisis de regresión con el algoritmo *Random Forest* indicó que la varianza explicada por el mejor modelo seleccionado fue de 76.6%, y que las variables importantes y significativas que determinan la calidad del agua fueron: uso urbano, variable espacial "Y", y la cobertura bosque (mixto, coníferas y latifoliado). Se concluyó que la erosión y sedimentos, covariando con las demás variables, no tienen un efecto estadísticamente significativo (%IncMSE= 12.3; Z= -3.3) en el deterioro de la calidad del agua en el río San Francisco.

Palabras clave: Calidad de agua, uso de la tierra, erosión, sedimentos, Random Forest.

4.1 INTRODUCCIÓN

El uso y la cobertura de la tierra constituye un factor importante que determina la calidad de agua de los ríos en una cuenca (Kiersch 2002). Los indicadores de la calidad de agua en los ríos se ven afectados por los cambios en los patrones de uso de la tierra principalmente con el aumento de actividades humanas (Ngoye y Machiwa 2004). Estos cambios de cobertura y las prácticas de manejo de la tierra han sido considerados los principales elementos que conducen a la variación en la escorrentía y a la calidad del agua (Tong y Chen 2002; Huang *et al.* 2013). De manera que el agua de un río es el reflejo del uso de la tierra y de cómo se realizan las actividades en el territorio de su cuenca.

Diversos estudios se han desarrollado sobre la relación entre el uso de la tierra y la calidad de las aguas superficiales, entre ellos: *Influencia del uso del suelo en la calidad del agua en la subcuenca el Jabonal, Costa Rica; Influencia del uso del suelo sobre la calidad del agua en un paisaje tropical, Puerto Rico; Efecto del uso del suelo en la calidad del agua de los ríos de entrada en la cuenca del lago Dianchi, China*. En los que se ha evidenciado el vínculo y la asociación entre la calidad del agua y los usos de la tierra como bosque, urbano, matorrales, y otros (Auquilla-Cisneros *et al.* 2006; Sun *et al.* 2011; Uriarte *et al.* 2011; Morales *et al.* 2014), pero escasamente se ha estudiado la relación entre la erosión hídrica y calidad de agua.

En la subcuenca del río San Francisco, se han realizado investigaciones que han permitido caracterizar físico-química y biológicamente sus aguas en la desembocadura al lago de Atitlán y en algunos afluentes como el río Tzalá (Weiss 1971; Bocanegra 2013; Arriola 2014). Sin embargo, estudios a mayor detalle que considere los usos de la tierra, la erosión y producción de sedimentos a nivel de microcuencas y su impacto sobre el recurso hídrico han quedado sin desarrollarse, pese a la importancia de este recurso hídrico que es aprovechado por los habitantes de la subcuenca para consumo humano en las zonas altas; para riego agrícola y otras actividades en la zona media y baja; además, posee el potencial de alterar negativamente la calidad del agua del lago.

El Índice de Calidad de Agua "The National Sanitation Foundation" ICA-NSF es una herramienta que simplifica en términos numéricos las características positivas o negativas de las fuentes de agua (National Sanitation Foundation – INSF, 1970); los parámetros que la componen (oxígeno disuelto, pH, sólidos disueltos totales, demanda bioquímica de oxígeno, temperatura, turbidez, nitratos, fosfatos y coliformes fecales) responden a aspectos importantes en los cuerpos de agua, como: eutrofización, salud, niveles de oxígeno y características físicas (Dunnette 1979). El índice es utilizado por agencias e instituciones estadounidenses, a la vez han sido modificados y adaptados en algunos países de América y Europa (Samboni Ruiz *et al.* 2007). Para su aplicación, se debe disponer de información completa de los nueve parámetros que lo integran.

El estudio tuvo como objetivo evaluar la calidad del agua del río San Francisco en las zonas alta, media y baja utilizando el Índice de Calidad de Agua ICA-NSF; bajo la siguiente hipótesis: La erosión hídrica y producción de sedimentos en diferentes usos de la tierra en la subcuenca del río San Francisco son factores que influyen en el deterioro de la calidad del agua del río San Francisco.

4.2 MATERIALES Y MÉTODOS

4.2.1 Sitios y frecuencia de muestreo

Luego de la delimitación automática de la subcuenca y microcuencas con la herramienta *Watershed Delineator* del modelo SWAT (Soil and Water Assessment Tool), se definieron las zonas alta, media y baja, tomando en cuenta los criterios altitudinales y topográficos según Vision (s.f.), se estableció un sitio de muestreo en la salida de cada microcuenca hasta la desembocadura del lago de Atitlán, con el objetivo de evaluar el comportamiento de las variables de calidad de agua en función de la dinámica de cada microcuenca (usos de la tierra y erosión hídrica). En su conjunto, se establecieron 46 sitios de muestreo en igual número de microcuencas (Figura 14).

Con el apoyo de autoridades indígenas locales y personeros de las municipalidades e instituciones gubernamentales, se realizó un recorrido *in situ* en la zona de estudio; se georeferenciaron las 46 microcuencas, 15 en la zona alta, 16 en la zona media y 15 en la zona baja. Se efectuaron dos muestreos durante el año, la primera en la época seca (febrero) y la segunda en la época lluviosa (mayo), considerando las tendencias del clima de la zona que, regularmente, en el mes de mayo se establece la época lluviosa. Los muestreos se realizaron en cada sitio antes de su confluencia con otro tributario del río San Francisco.

Cada uno de los sitios de muestreo coincidió con al menos un centro poblado de los municipios de Sololá, Concepción, San Andrés Semetabaj y Panajachel, que forman parte de la subcuenca (Anexo 3).

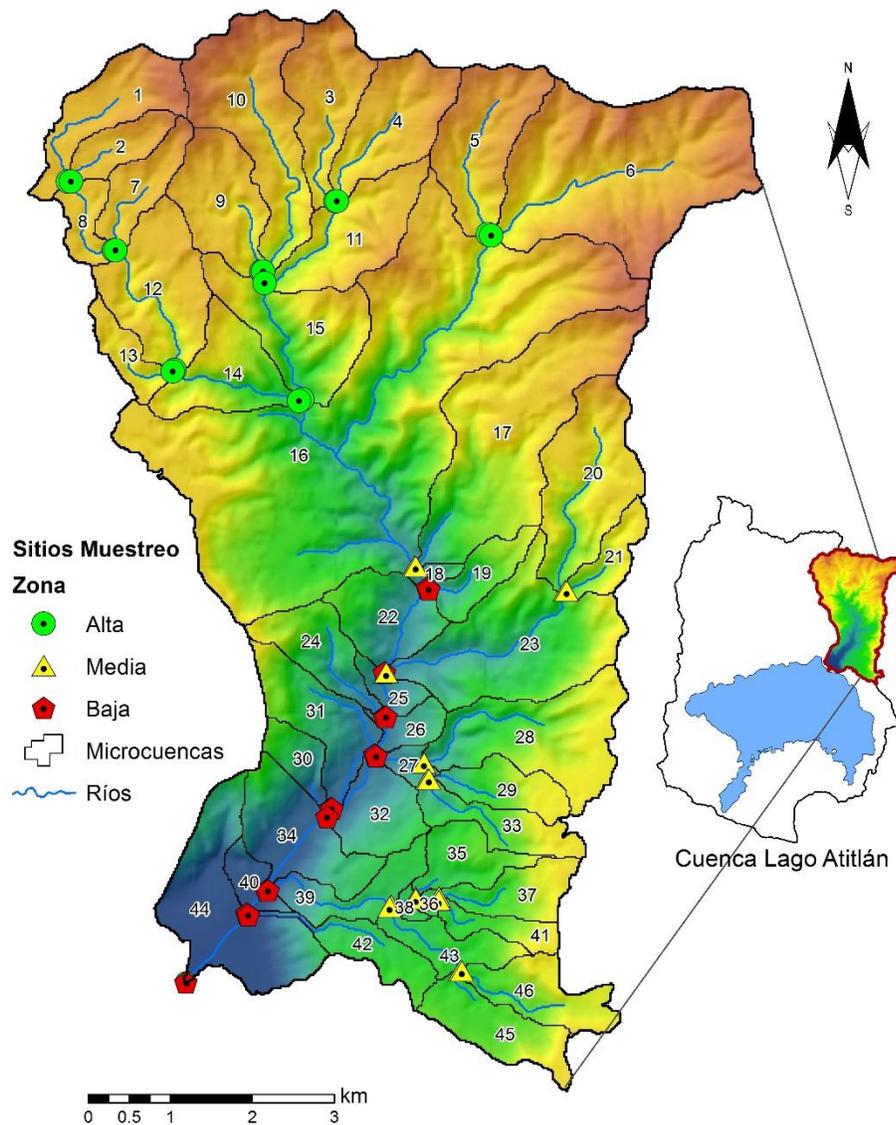


Figura 14. Sitios de muestreo subcuenca del río San Francisco, lago Atitlán, Guatemala

4.2.2 Protocolo de campo para toma de muestras

Las muestras fueron tomadas siguiendo la técnica de muestreo y consideraciones generales de APHA-AWWA-WPCF (1992). Para las muestras de microbiología, se utilizó bolsas estériles Whirl-pak de 120 mL con pastilla de tiosulfato de sodio como neutralizador del cloro. Para el análisis de demanda bioquímica de oxígeno, se empleó botellas Winkler de 300 ml, y frascos de plástico de 1 litro para nutrientes (nitratos y fosfatos) y turbidez (Garay-Tinoco *et al.* 2003). Los cuales fueron previamente lavados en laboratorio con

detergente neutro y solución de ácido clorhídrico de 0.1 N en agua desmineralizada, según lo establecido en los protocolos.

Las muestras recolectadas fueron debidamente etiquetadas, acondicionadas y conservadas a temperatura de 4 °C como método de preservación en cajas térmicas (Coolers) y luego transportadas al Laboratorio de Aguas de la Autoridad para el Manejo Sustentable de la Cuenca del Lago de Atitlán y su Entorno –AMSCLAE- para su análisis.

4.2.3 Medición de parámetros fisicoquímicos *in situ*

Los parámetros medidos *in situ* fueron: oxígeno disuelto, temperatura del agua, sólidos disueltos totales y temperatura ambiente. La medición fue directa en los sitios de muestreo utilizando equipos disponibles como se detalla a continuación:

Determinación de oxígeno y temperatura

Estimado por el método de electrodo de membrana utilizando un oxímetro portátil Oxi 330i (0 – 20 mg/l), electrodo CellOx 325 con termómetro incorporado (-5 – 50 °C) para la medición de temperatura del agua, previamente calibrado mediante método OxiCal rápido (WTW 2002).

Determinación de sólidos disueltos totales (TDS)

Fue realizada mediante el método de celdas con 2 electrodos de grafito utilizando un Conductímetro Portátil Cond3110, electrodo TetraCon 325, con rango de medición de 1 μ S/cm a 2000 mS/cm, previamente calibrado mediante método manual de soluciones patrones (*buffer*) conocidos (WTW 2008).

Determinación de temperatura ambiente

Fue estimado utilizando el termohigrómetro digital Thermo Scient Traceable, con sonda de temperatura ambiental de un metro de largo, rango de medición de 0-50 °C.

4.2.4 Análisis de los parámetros fisicoquímicos en laboratorio

Los parámetros que fueron analizados en laboratorio fueron: nitratos, fosfatos, demanda bioquímica de oxígeno, turbidez, pH y coliformes fecales, con los métodos que se detallan a continuación:

Determinación de nitratos (NO₃):

Las muestras fueron filtradas a través de filtros APFC (Millipore®) de 0.45 µm para eliminar microorganismos y partículas finas. Para la determinación de nitratos, se usó el método de hidrazina según Eaton *et al.* (2005) y Kamphake *et al.* (1967). Las lecturas fueron realizadas con un espectrofotómetro (Genesys 20).

Determinación de fosfatos (PO₄)

Las muestras fueron filtradas a través de filtros APFC (Millipore®) de 0.45 µm para eliminar microorganismos y partículas finas. Para la determinación de nitratos, se usó el método de ácido ascórbico según Murphy y Riley (1962). Las lecturas fueron realizadas con un espectrofotómetro (Genesys 20).

Determinación de pH

Estimado en el laboratorio mediante el método de electrodo de vidrio utilizando un potenciómetro de mesa PC 700 (0 – 16), previamente calibrado mediante método manual de soluciones patrones (*buffer*) conocidos (Fisher-Scientific 2010).

Determinación de demanda bioquímica de oxígeno

Estimado mediante el método del electrodo de membrana (5210 B ROB de 5 días) (APHA-AWWA-WPCF 1992). Las muestras fueron almacenadas e incubadas en botellas herméticas Winkler de 300 ml a 20 °C ± 1°C por un período de 5 días. Se midió el oxígeno disuelto antes y después de la incubación y la DBO₅ fue calculada mediante la diferencia entre el oxígeno disuelto inicial y el final. Para las lecturas de oxígeno disuelto, se empleó un electrodo ISY ProOBOD con rango de medición de 0 – 50 mg/l.

Determinación de la turbidez

Estimado mediante el método 077 (Spectroquant 2003) que consistió en introducir la muestra en cubetas de cuarzo de 50 mm, luego se introdujo las cubetas en el compartimento del fotómetro NOVA60 y se realizó la lectura a 550 nanómetros. El intervalo de medida es de 1-100 FAU (unidades de atenuación de Formazin), las muestras con valores mayores a 100 FAU fueron diluidas con agua desmineralizada.

Determinación de coliformes fecales (*E. coli* NMP/100 ml)

Se utilizó el método de fermentación en tubos múltiples con el que se determinó la presencia y el número de bacterias coliformes mediante la siembra de una serie de porciones de un volumen determinado de muestras en medios de cultivo que se incubaron en tubos

de ensayo a $37 \pm 1^\circ\text{C}$ por 24 horas para obtener la estimación del número de bacterias de la muestra que finalmente se expresa como *el número más probable* (NMP), según Roldan y Ramírez (2008).

4.2.5 Cálculo para determinación de ICA-NSF

En la determinación del ICA-NSF, se consideraron los siguientes nueve parámetros:

1. Coliformes fecales
2. pH
3. Oxígeno disuelto
4. Demanda bioquímica de oxígeno
5. Nitratos
6. Fosfatos
7. Cambio de temperatura
8. Turbidez
9. Sólidos disueltos totales

Para cada uno de los parámetros, se calculó los subíndices, utilizando el calculador automático del Water Research Center⁶ y el valor Sub_i ; posteriormente, se procedió a elevarlo al peso W_i (Cuadro 2) como lo indica la fórmula siguiente (Bonilla De Torres *et al.* 2010):

$$ICA_m = \prod_{i=1}^9 (Sub_i^{W_i}) \quad (7)$$

Donde:

W_i : Pesos relativos asignados a cada parámetro (Sub_i), ponderados entre 0 y 1 de tal forma que la sumatoria sea igual a uno.

Sub_i : Subíndice del parámetro i .

Posterior al cálculo del índice mediante la función ponderada multiplicativa (Ecuación 7), según Landwehr y Denninger, citados por Bonilla De Torres *et al.* (2010), se clasificó la calidad del agua para cada microcuenca de acuerdo con las categorías de calidad del agua indicadas en el Cuadro No. 1.

⁶ <http://www.water-research.net/index.php/water-treatment/water-monitoring/monitoring-the-quality-of-surfacewaters>

4.2.6 Análisis estadístico

Todos los resultados obtenidos de las mediciones *in situ* y análisis en laboratorio fueron trasladados a hojas de cálculo Excel y fueron sometidos a análisis estadísticos con el paquete Infostat versión 2015, generando inicialmente análisis estadísticos descriptivos de los parámetros que componen el índice de calidad de agua. Posteriormente, se realizó pruebas de varianza (ANOVA), para cada uno de los parámetros que componen el ICA-NSF y para los valores del índice de calidad de agua por microcuenca, usando un modelo de dos factores con interacción (factor espacial; con los niveles zona alta, media y baja de la cuenca y temporal; con los niveles época seca y lluviosa). Para encontrar diferencias entre las medias de los factores, se utilizó la prueba LSD de Fisher ($p < 0.05$).

Se realizó un análisis de regresión lineal múltiple con el método de selección del modelo paso a paso (Stepwise), utilizando como variable dependiente los valores del Índice de Calidad de Agua NSF, y como variables regresoras, los nueve parámetros que componen el índice. El objetivo de este análisis fue establecer las variables que son estadísticamente más importantes y de mayor peso en la determinación de la calidad del agua, para construir el modelo de regresión lineal múltiple que permita explicar la relación entre el valor del ICA-NSF y las variables que la componen, a la vez, con el modelo generado predecir la calidad del agua con un buen nivel de confianza. Previo al análisis, se verificó los supuestos de validación del modelo como: independencia, homocedasticidad, normalidad y colinealidad.

Para modelar la relación entre calidad del agua y las métricas SIG (uso y cobertura de la tierra y niveles de erosión), se utilizó el modelo de regresión *Random Forest* (Breiman 2001), utilizando el paquete estadístico R Versión 3.3.1 (R Core Team 2016) y la librería *Vegan* y su función *Ordisurf* (Oksanen *et al.* 2013). El algoritmo de regresión *Random Forest* emplea la técnica *Bagging* (Breiman 1996) que consiste en crear diferentes modelos usando muestras aleatorias con reemplazo y luego combinar o ensamblar los resultados para finalmente construir un único modelo predictivo, que es el promedio de todos los modelos y el que obtuvo la mayor proporción de la varianza explicada.

Se estableció la importancia de cada variable medida a partir del error cuadrático medio (%IncMSE), estos valores de importancia, según Mutanga *et al.* (2012), se utilizan para clasificar los predictores en términos de la fuerza de su relación con las variables de respuesta. A partir de la importancia, se calculó el valor de los estadísticos "Z" y "P" con los que finalmente se construyó una matriz de significancia en la que se seleccionaron las variables con valores de "Z" superiores al valor crítico 1.645, $\alpha = 0.05$ y $p < 0.05$. El proceso incluyó un análisis multivariado de coordenadas principales o escalamiento multidimensional (Gower 1966) entre las variables que resultaron significativas y de mayor importancia. Asimismo, incluyó un análisis de componentes principales con la matriz de datos generada de las variables significativas con el objetivo de analizar la interdependencia entre las métricas SIG y calidad de agua.

4.3 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.3.1 Parámetros fisicoquímicos de los puntos de muestreo

La Figura 15 muestra la variación de la saturación del oxígeno disuelto del agua en los sitios de muestreo, encontrándose interacción espacial y temporal significativa ($p= 0.0074$), siendo los valores más bajos encontrados en la zona media en época seca (74.2%), esto puede deberse a que en dicha zona existen asentamientos urbanos densos que descargan sus aguas residuales, la mayoría sin tratamiento, directamente en los afluentes, aportando así materia orgánica que, para su degradación, se consume cantidades considerables de oxígeno. Además, en la época seca, los caudales disminuyen hasta en un 85% haciendo que el flujo sea más lento y en algunos casos, las corrientes se estancan propiciado la disminución de oxígeno disuelto (USGS 2015). Se observa un comportamiento inverso en la época lluviosa, en donde los flujos son más rápidos y los porcentajes de oxígeno incrementan.

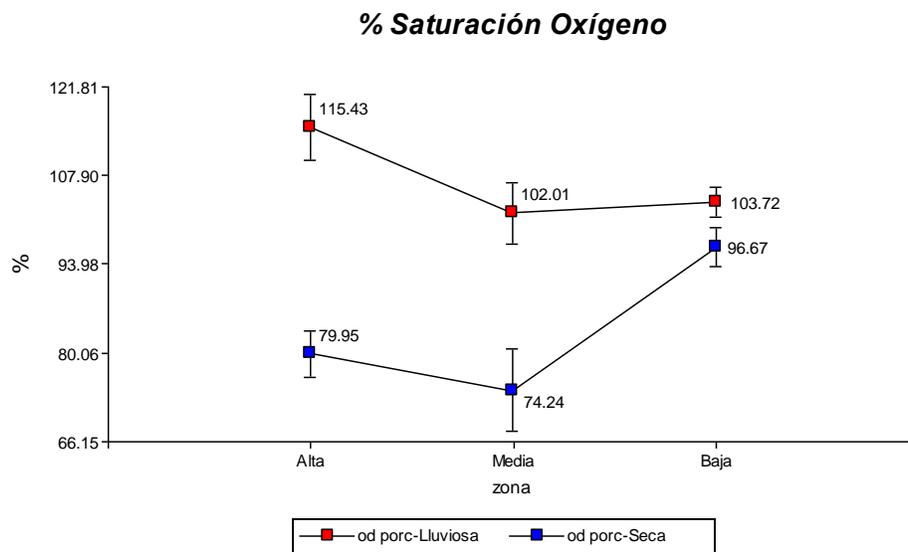


Figura 15. Variación temporal y espacial de la saturación del oxígeno disuelto en la subcuenca del río San Francisco, lago Atitlán, Guatemala.

En la Figura 16, se observa el comportamiento de la variable pH, la que presentó interacción espacial y temporal altamente significativa ($p=<0.0001$). En la zona alta, los valores presentaron una dependencia en la época, siendo más alto el valor medio en época lluviosa (8.3) que en la época seca (7.7). Asimismo, en la época seca se mira una tendencia de incremento de los valores de pH a medida en que se desciende a la zona media y baja, siendo este comportamiento muy similar al reportado por Pasquini *et al.* (2004) en ríos de montaña, cuyo pH evidenció aumento progresivo aguas abajo. Esto está asociado los

cambios de temperatura, como lo indica Porras *et al.* (1985), el pH aumenta a medida en que incrementa la temperatura del agua; para el caso del río San Francisco, la temperatura muestra un aumento muy marcado a medida en que se desciende hasta la desembocadura al lago de Atitlán.

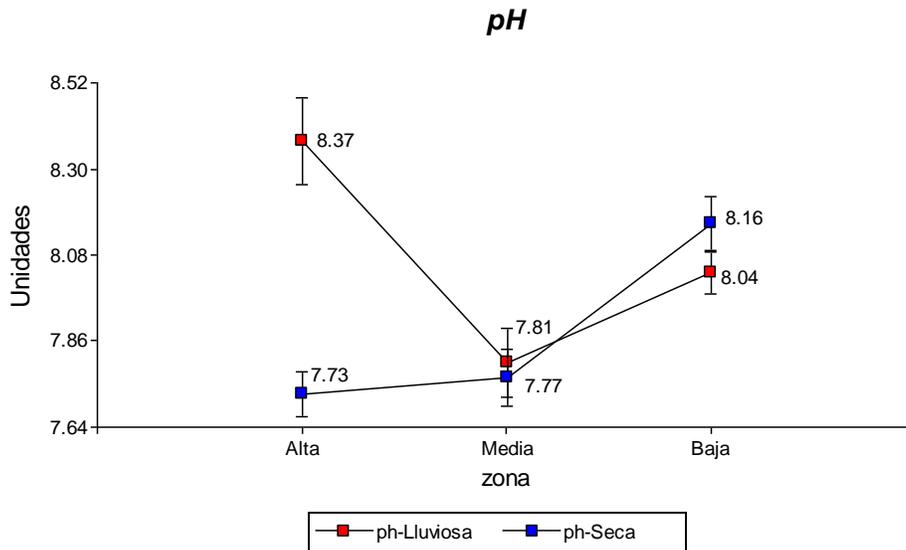


Figura 16. Variación temporal y espacial del pH en la subcuenca del río San Francisco, lago Atitlán, Guatemala

Mediante prueba de Shapiro-Wilk (Shapiro y Wilk 1965), se determinó que la variable DBO_5 no seguía una distribución normal ($n=90$, $W=0.42$, y $p= < 0.0001$); por lo que se transformó al logaritmo natural (\ln) en la que se obtuvo una distribución normal ($n=90$, $W=0.91$ y $p= < 0.0001$). La variable DBO_5 , como se muestra en la Figura 17, tiene una tendencia de incremento a medida en que se desciende a las zonas media y baja. Se encontró diferencias estadísticamente significativas entre zonas ($p=0.002$), siendo en la zona baja donde los valores fueron mayores (2.64 mg L^{-1} y 4.33 mg L^{-1} , época seca y lluviosa respectivamente). Esto es un indicador de contaminación orgánica, es decir, muestra los efectos de las descargas de los efluentes domésticos e industriales sobre la calidad del agua del río como lo indica Freire (s.f.). Asimismo, estos efectos, según Romero (2013), se traducen en el consumo de oxígeno natural en el agua (anoxia), mortalidad de peces y formación de condiciones sépticas.

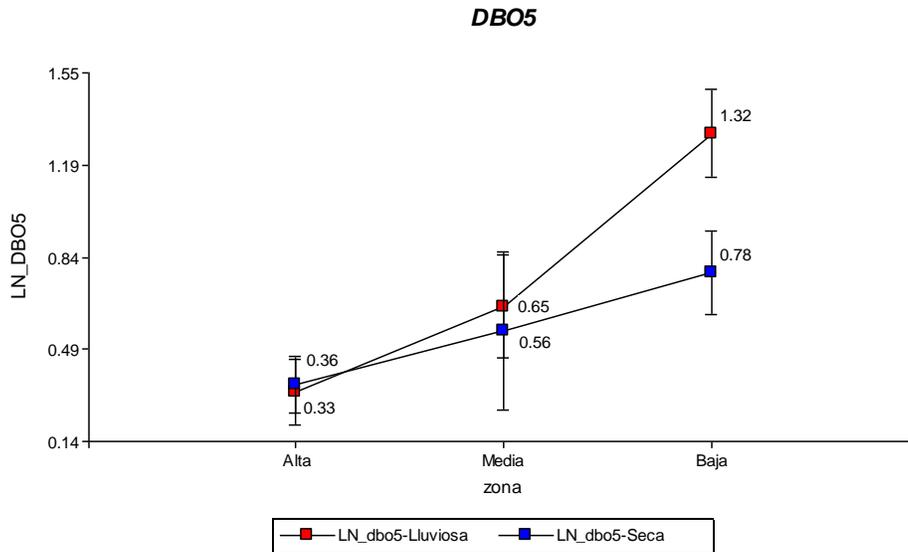


Figura 17. Variación temporal y espacial de DBO₅ en la subcuenca del río San Francisco, lago Atitlán, Guatemala

La Figura 18 muestra la dinámica de la temperatura ambiental y del agua. Se encontró interacción temporal y espacial significativa ($p=0.0236$). La zona alta y baja fueron los segmentos donde las diferencias entre temperaturas fueron más marcadas. En época lluviosa, las temperaturas variaron poco en la zona baja; no así en época seca, donde las diferencias fueron mayores y se encontraron valores altos de temperatura ambiental respecto a la temperatura del agua.

Hubo un comportamiento similar en la zona alta, donde también las diferencias fueron mayores, siendo las temperaturas del agua las que presentaron valores muy bajos respecto a la temperatura ambiente; como lo indican Granados-Sánchez *et al.* (2006), el bosque y la vegetación ribereña reducen la temperatura del agua, considerando que en la subcuenca del río San Francisco en la parte alta se encuentra el 44% del total de cobertura forestal, en la parte media el 40% y en la parte baja el 16%. Asimismo, la gradiente altitudinal tiene un efecto significativo en la temperatura del agua, ya que a medida en que la altitud incrementa, la temperatura decrece (Illies, Jacobsen, Jacobsen et al. Jacobsen & Brodersen, citados por Villamarín *et al.* 2014).

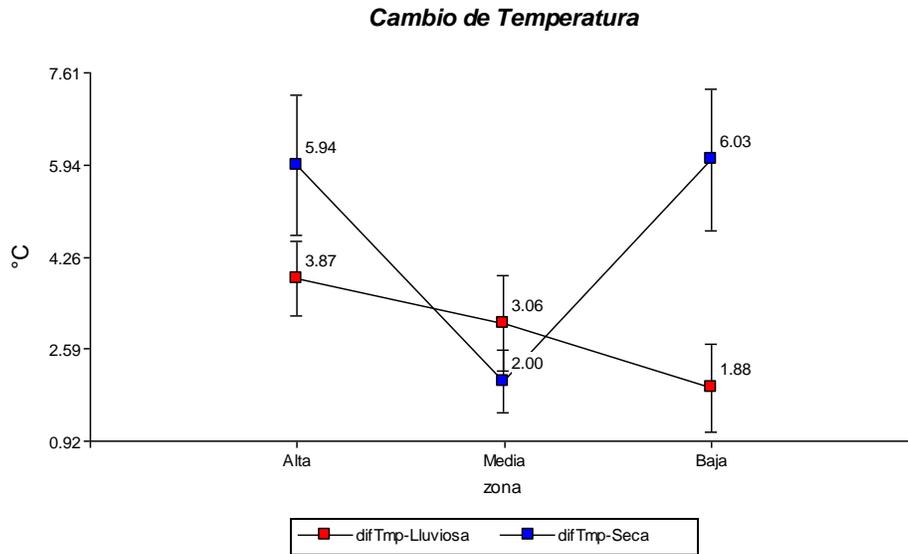


Figura 18. Variación temporal y espacial del cambio de temperatura en la subcuenca del río San Francisco, lago Atitlán, Guatemala

Mediante prueba de Shapiro-Wilk (Shapiro y Wilk 1965), se determinó que la variable fosfatos no seguía una distribución normal ($n=90$, $W=0.67$, y $p= < 0.0001$), por lo que se transformó al logaritmo natural (\ln) en el que se obtuvo una distribución normal ($n=90$, $W=0.95$ y $p= < 0.0060$). La variable fosfatos, como se muestra en la Figura 19, muestra una tendencia de incremento a medida en que se desciende de la zona alta (0.18 mg L^{-1}), media (0.62 mg L^{-1}) hasta la zona baja (1.47 mg L^{-1}). Se encontró diferencias estadísticas significativas ($p=<0.0001$) únicamente en el factor espacial, no así en el factor temporal (épocas).

En la subcuenca del río san Francisco, según MAGA (2013), predominan los suelos Andisoles; los cuales poseen una alta capacidad de retención (fijación) de fosfatos $\geq 85\%$, sin embargo, se ha demostrado que al existir un aumento en los valores de pH, puede haber ruptura de los enlaces y las estructuras asociadas, lo cual propicia la disponibilidad de los fosfatos en el medio (Alcalá De Jesús *et al.* 2009; Rojas 2015; Undurraga s.f.). Esta dinámica de fosfatos y el pH concuerda con los resultados obtenidos; ya que se observa un incremento significativo de los valores de pH aguas abajo (Figura 16) especialmente en la época seca.

Sin embargo, como lo indica Lavie *et al.* (2010), los fosfatos provienen también de otras fuentes como fertilizantes, estiércoles, materia orgánica proveniente de desechos urbanos, industriales, también de detergentes de uso industrial y doméstico. Indudablemente, esto también contribuye a la dinámica de los fosfatos en el río San Francisco, ya que el 31.8% de la superficie de la subcuenca está bajo uso agrícola (granos básicos y hortalizas) y la mayor proporción (93%) de espacios urbanos de alta densidad se ubican en las zonas media

y baja (Concepción, San Andrés Semetabaj y Panajachel) que aportan aguas residuales urbanos (materia orgánica), fosfatos provenientes de detergentes y residuos de fertilizantes que se utilizan sin asesoría técnica respecto a aplicación y dosificación (Bocel 2013).

Tomando en cuenta el caudal promedio del río San Francisco de $1.7 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ y el valor promedio de fosfatos en la desembocadura de 2.6 mg L^{-1} , se estima que el río aporta al lago de Atitlán una carga de 381 kg día^{-1} . Esto resalta la importancia de considerar y reducir las fuentes de fosfatos; ya que, desde el punto de vista limnológico, para este sistema lacustre, es el elemento limitante para el crecimiento de algas y que define la velocidad y el grado del proceso de eutrofización (Romero 2009).

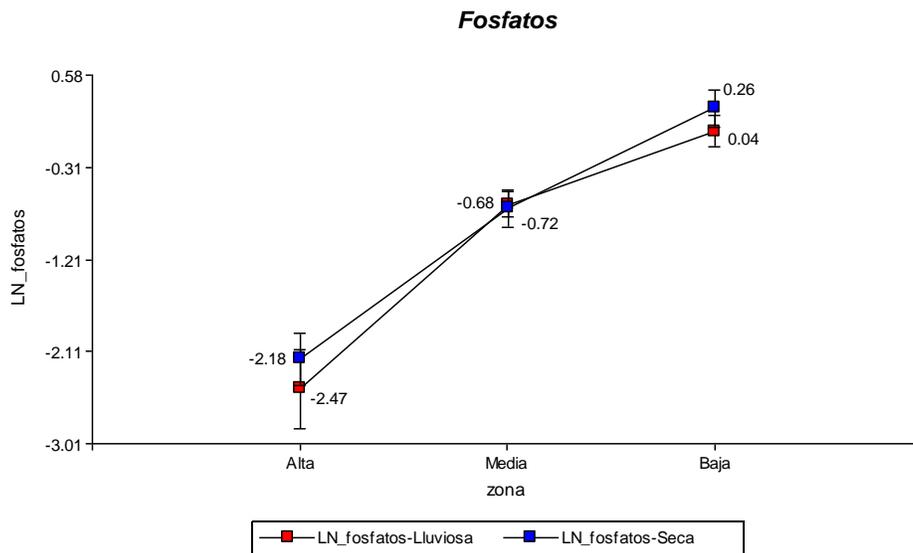


Figura 19. Variación temporal y espacial de fosfatos en la subcuenca del río San Francisco, lago Atitlán, Guatemala

La dinámica de la variable nitratos se puede observar en la Figura 20, la misma presentó diferencias estadísticamente significativas ($p=0.0001$) en el factor espacial (zonas) únicamente. En la zona alta se observaron los valores más altos de nitratos, la concentración promedio fue de 1.3 mg L^{-1} ; esto considerando que en la zona alta es donde se concentra el mayor porcentaje de bosques y la concentración de nitratos está asociada al retorno de nutrientes principalmente el nitrógeno, producto de la descomposición de hojarasca mayormente en las especies de roble y pino (Ramírez-Correa *et al.* 2007). En la zona media, se registró el valor promedio más bajo 0.45 mg L^{-1} y en la zona baja el valor promedio incrementó nuevamente, llegando a 0.97 mg L^{-1} ; esto sugiere un efecto acumulativo desde las zonas alta, media y baja, hasta la desembocadura al lago de Atitlán donde se estima una carga de $136.8 \text{ kg día}^{-1}$.

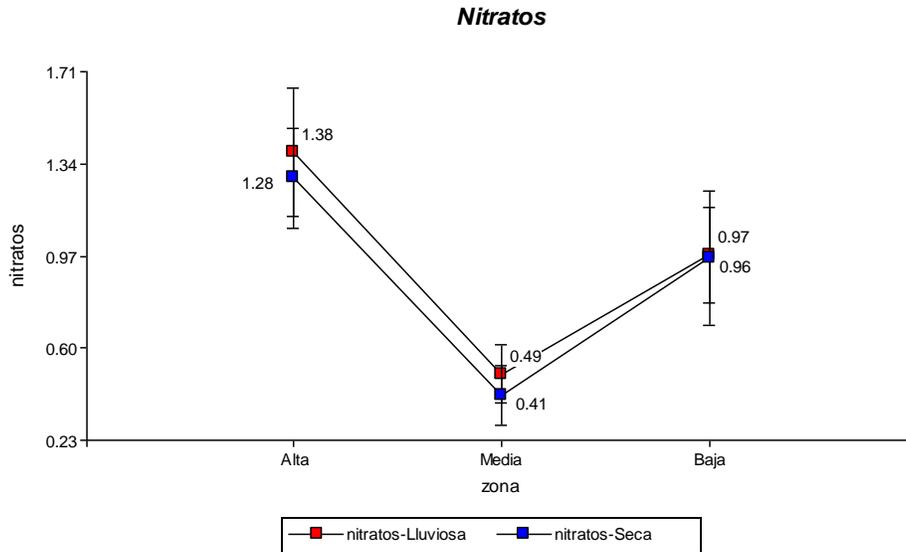


Figura 20. Variación temporal y espacial de nitratos en la subcuenca del río San Francisco, lago Atitlán, Guatemala

Mediante prueba de Shapiro-Wilk (Shapiro y Wilk 1965), se determinó que la variable turbidez no seguía una distribución normal ($n=90$, $W=0.61$, y $p < 0.0001$); por lo que se transformó al logaritmo natural (\ln) en la que se obtuvo una distribución normal ($n=90$, $W=0.94$ y $p < 0.0018$). La variable turbidez, como se muestra en la Figura 21, presentó interacción temporal y espacial significativa ($p=0.0053$), siendo en la zona baja donde el valor medio fue el más alto (34.7 FAU). El valor medio más bajo fue en la zona alta (2.3 FAU), seguido de la zona media (3.5 FAU); estos valores incrementaron hasta ocho veces más en época lluviosa. Este efecto está asociado a los procesos de erosión y sedimentación en el área de drenaje de la subcuenca, como lo indica FAO (1997), una de las dimensiones de la contaminación provocada por los sedimentos es la dimensión física que dan lugar a niveles excesivos de turbidez en las aguas receptoras y otras repercusiones ecológicas.

Por su parte, Coto *et al.* (2010) indica que los valores de la turbidez generalmente aumentan al acercarse el río a asentamientos humanos por los efectos de la actividad antropogénica; considerando que, en el área de estudio, el 93% de asentamientos urbanos densos se concentran en las zonas media y baja, que aportan a la turbidez con las descargas directas de aguas residuales a los afluentes del río San Francisco, además de las actividades de dragado (extracción arena y piedrín) que se desarrollan en el cauce principal en la zona baja.

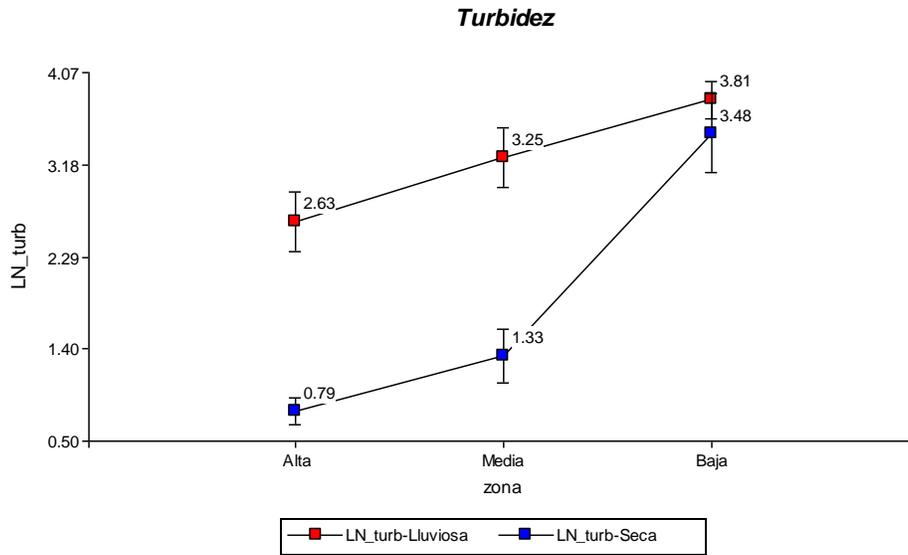


Figura 21. Variación temporal y espacial de la turbidez en la subcuenca del río San Francisco, lago Atitlán, Guatemala

La Figura 22 muestra la dinámica de la variable sólidos disueltos totales (TDS) que presentó diferencias significativas entre zonas ($p < 0.0001$), y una tendencia de aumento de los valores aguas abajo. En la zona alta, el valor medio fue de 77 mg L^{-1} , en la zona media 132.6 mg L^{-1} y el valor medio más alto en la zona baja 141.8 mg L^{-1} . Al igual que la variable turbidez, los valores de los sólidos disueltos totales como lo indica Coto *et al.* (2010), aumentan al acercarse el río a asentamientos humanos por los efectos de la actividad antropogénica.

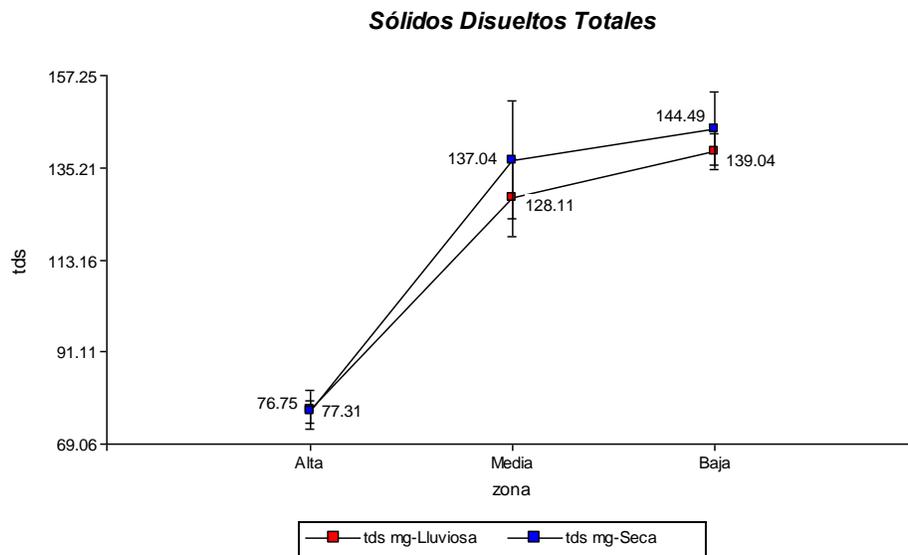


Figura 22. Variación temporal y espacial de la turbidez en la subcuenca del río San Francisco, lago Atitlán, Guatemala

4.3.2 Parámetro microbiológico de los puntos de muestreo

Mediante prueba de Shapiro-Wilk (Shapiro y Wilk 1965), se determinó que la variable *E. coli* no seguía una distribución normal ($n=90$, $W=0.41$, y $p= < 0.0001$); por lo que se convirtió empleando la transformación de logaritmo natural (\ln) en la que se obtuvo una distribución normal ($n=90$, $W=0.95$ y $p= 0.0163$). En la Figura 23, se observan los valores de la variable *E. coli*, cuyo comportamiento en las tres zonas fueron independientes de la época, es decir, no tuvieron interacción significativa.

Los valores de *E. coli* NMP/100 ml fueron siempre mayores en las zonas baja y media; lo que sugiere una mayor contaminación por heces fecales en esos sectores. Los valores críticos ($>1.10 \times 10^5$ NMP/100 ml) se encontraron en las microcuencas que forman parte del casco urbano del municipio de San Andrés Semetabaj y Concepción; asimismo, en el cauce principal y desembocadura donde la concentración aumenta proporcionalmente hasta 216 veces más que en la zona alta, donde el valor medio fue siempre menor (4.3×10 NMP 100 ml).

En la época lluviosa, los valores incrementaron en relación con la época seca hasta cuatro veces más. Estos resultados, en general, indican que el agua del río San Francisco no es apto para consumo humano, según las normas COGUANOR (2013). De la misma manera, los valores encontrados rebasan los límites permisibles para usos como: baño, natación, recreacional, agricultura y acuicultura, según OMS (1978) y Roldan y Ramírez (2008); aspecto muy importante a considerar, ya que muy cerca la desembocadura de este río se ubican dos playas públicas muy concurridas donde se llevan a cabo actividades diversas que ponen en riesgo la salud de los visitantes.

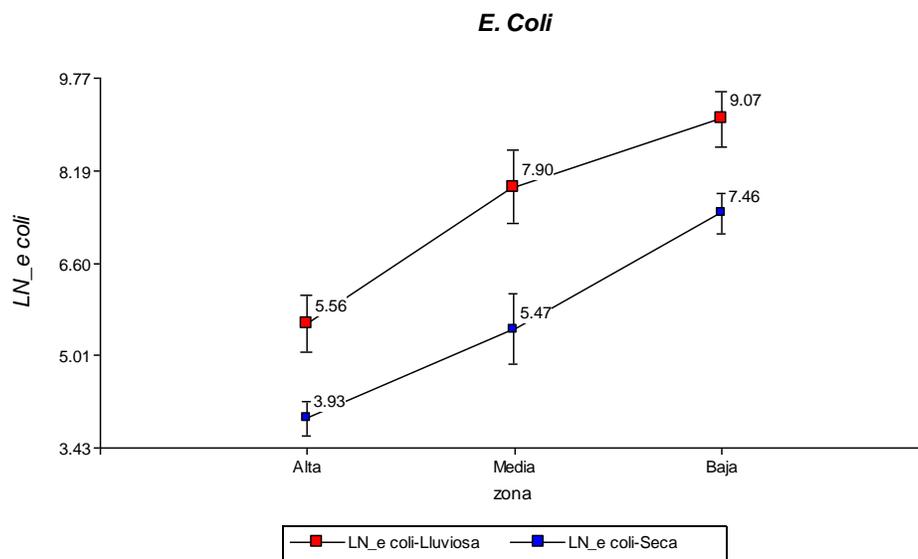


Figura 23. Variación temporal y espacial de *E. coli* en la subcuenca del río San Francisco, lago Atitlán, Guatemala

4.3.3 Determinación del Índice de Calidad de Agua NSF

El índice calculado para las microcuencas (Anexo 4) muestra que en la zona alta el 93% de microcuencas estuvo en la categoría de buena calidad de agua en época seca, disminuyendo su calidad en época lluviosa, esto ubicó solamente el 23% de microcuencas en aguas de buena calidad y el 77% en agua de regular calidad (Figura 24).

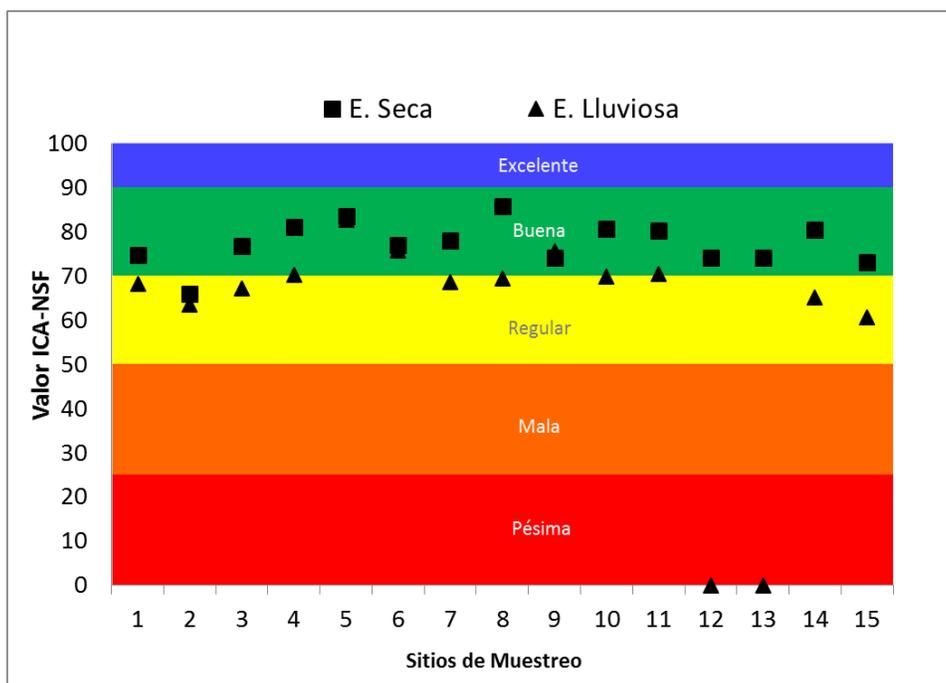


Figura 24. Índice de Calidad de Agua zona alta de la subcuenca del río San Francisco, lago Atitlán, Guatemala

Asimismo, en la zona media, en época seca el 68.8% de microcuencas se ubicó en aguas de buena calidad, el 18.7% en aguas de regular calidad y el 12.5% en aguas de mala calidad; lo cual evidenció una disminución en la época lluviosa donde solo el 13% de las microcuencas mantuvo la calidad buena, el 50% estuvo en calidad regular y el 37% descendió a aguas de mala calidad (Figura 25).

En la zona baja, el 60% de microcuencas se ubicó en aguas de regular calidad y el 40% en aguas de mala calidad en época seca; lo cual evidencia una disminución en la época lluviosa ubicando el 53% de microcuencas en aguas de regular calidad y el 47% en aguas de mala calidad (Figura 26).

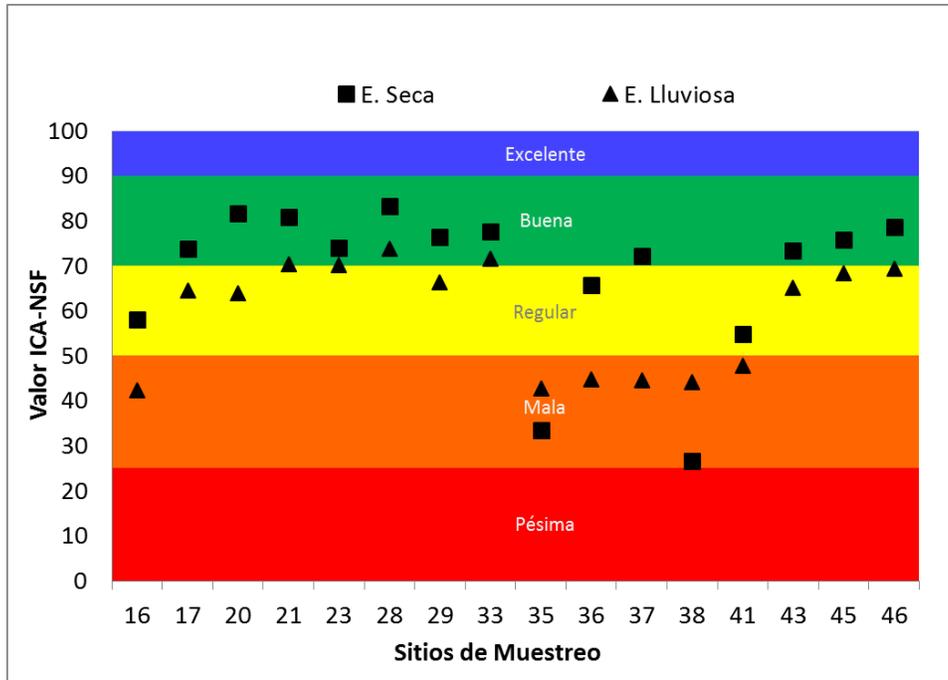


Figura 25. Índice de calidad de agua zona media de la subcuenca del río San Francisco, lago Atitlán, Guatemala

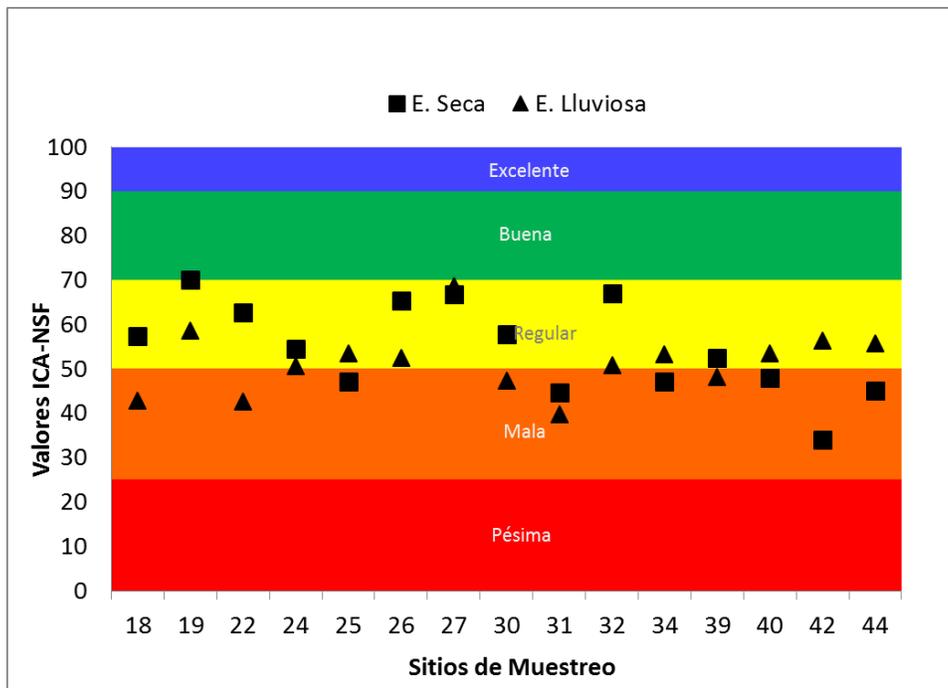


Figura 26. Índice de Calidad de Agua zona media de la subcuenca del río San Francisco, lago Atitlán, Guatemala

El análisis de varianza (ANOVA) para los valores de calidad de agua en cada microcuenca muestra una diferencia significativa ($p < 0.0001$) en el factor espacial (zonas alta, media y baja), siendo el valor promedio más alto encontrado en la zona alta (73.5), decreciendo en la zona media (63.7) y un valor promedio inferior en la zona baja (53.2). El ICA-NSF presentó diferencias significativas ($p = 0.0052$) en el factor temporal (época seca y lluviosa), siendo el valor promedio de calidad de agua más alto en época seca (66.6) y un valor promedio inferior en la época lluviosa (60.2). El análisis no reflejó interacción significativa entre el factor temporal (época seca y lluviosa) y espacial (zonas alta, media y baja) ($p = 0.5465$); lo que indica que, independientemente de la época, los valores de calidad de agua decrecen de forma gradual desde la zona alta hasta la zona baja; y, en general, el valor del ICA para la subcuenca del río San Francisco es mayor en época seca (66.6) que en época lluviosa (60.2).

Pese a encontrar diferencias estadísticamente significativas entre los valores del ICA entre zonas y épocas, en el contexto de las categorías del ICA-NSF (Cuadro 1), en promedio, únicamente la zona alta en época seca se diferenció del resto, ubicándose en la categoría de aguas de buena calidad, rango entre 71 a 90; mientras que en la zona alta en época lluviosa, zona media y baja en época seca y lluviosa, se situaron, en promedio, en la categoría de aguas de regular calidad entre el rango de 51 a 70 (Figura 27).

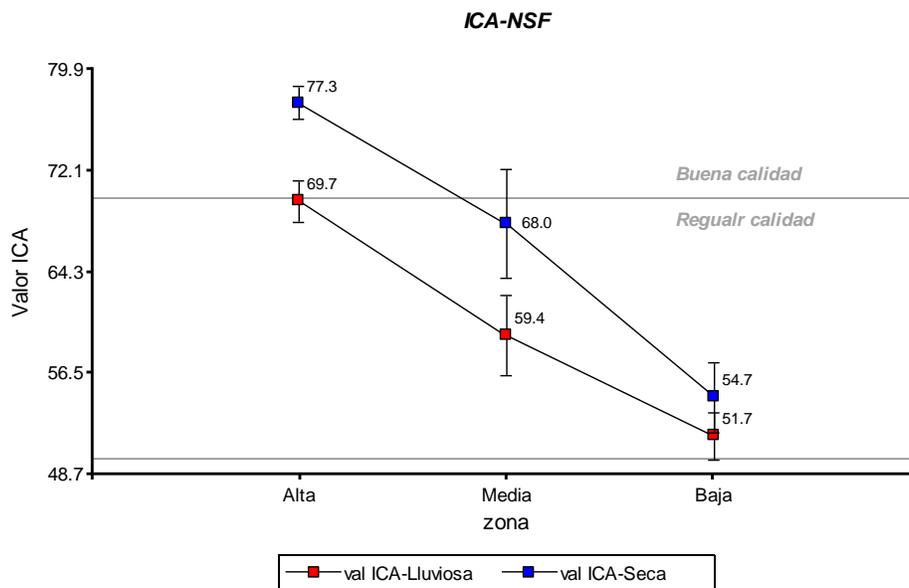


Figura 27. Medias del valor ICA-NSF por efecto temporal y espacial en la subcuenca del río San Francisco, lago Atitlán, Guatemala

El análisis de regresión permitió estimar el modelo para la calidad del agua, el cual tuvo una bondad de ajuste de 94% (R^2 Ajustado= 0.94), lo que indica que el modelo, con las variables que resultaron significativas, explica un alto porcentaje de la variación de la calidad del agua. De la misma forma, los coeficientes del modelo indican que existe una fuerte correlación positiva entre las variables explicativas (parámetros de calidad de agua) y el valor del ICA-NSF. Además, muestra que las variables explicativas *E. coli*, DBO₅, turbidez, TDS, cambio de temperatura y saturación de oxígeno son altamente significativas dentro del modelo ($P < 0.0001$), lo que muestra que la calidad del agua es altamente influenciada dichas variables (Cuadro 18).

Cuadro 12. Análisis de regresión lineal múltiple y estadísticos asociados

Coef.	Est.	E.E.	p-valor	CpMallows	VIF
Const	89.64	2.34	<0.0001		
LN_e coli	-2.27	0.24	<0.0001	92.33	3.10
LN_dbo5	-4.38	0.68	<0.0001	47.35	2.36
LN_turb	-2.95	0.31	<0.0001	93.58	1.83
Tds	-0.06	0.01	<0.0001	34.34	1.73
DifTmp	-0.45	0.09	<0.0001	29.84	1.05
%OD	0.08	0.02	0.0002	21.50	1.59

Coef=Coeficientes. **Est.**= Valor estimado. **E.E.**=Error estándar. **VIF**=Factor de inflación de la varianza.

Basado en la información de los coeficientes de regresión, la ecuación del modelo ajustado obtenido fue:

$$\text{ICA-NSF} = 89.64 - 2.27*(\text{LN E. Coli}) - 4.38*(\text{LN DBO}_5) - 2.95*(\text{LN Turbidez}) - 0.06*(\text{TDS}) - 0.45*(\text{DifTmp}) + 0.08*(\text{\%OD})$$

Donde:

- ICA-NSF= Índice de Calidad del Agua
- LN E. Coli= Logaritmo Natural de la variable *E. Coli*
- LN DBO₅= Logaritmo Natural de la variable Demanda Bioquímica de Oxígeno
- LN Turbidez= Logaritmo Natural de la variable turbidez
- TDS= Sólidos disueltos totales
- DifTmp= Diferencia entre temperatura ambiental y del agua
- %OD= Porcentaje de saturación de oxígeno

El Factor de Inflación de Varianza (VIF) para las variables independientes (*E. Coli*, DBO₅, turbidez, TDS, cambio de temperatura y saturación de oxígeno) indica que no existen problemas de multicolinealidad o correlación entre las variables explicativas en el modelo

de regresión considerado, tomando en cuenta que el valor calculado está entre el rango de valores >0.1 y <10 (Vega-Vilca y Guzmán 2011).

4.3.4 Erosión, uso de la tierra y calidad del agua

El análisis realizado con el algoritmo *Random Forest* permitió, a partir de 1500 permutaciones y 500 árboles de decisión, generar el mejor modelo con el que se obtuvo el 76.7% de la varianza explicada (Cuadro 19) y un coeficiente de correlación entre el modelo de regresión *Random Forest* y la base de datos de 84%. El modelo integró variables SIG calculadas como: niveles de erosión-sedimentos, porcentaje de uso de la tierra: bosque (mixto, latifoliado y coníferas), matorral, agrícola (maíz y hortalizas), uso urbano y variables espaciales (coordenadas X e Y).

Cuadro 13. Resultados de las permutaciones *Random Forest*

Type of random forest:	Regression
Number of trees:	500
No. of variables tried at each split:	2
Mean of squared residuals:	47.8
% Var explained:	76.7

La Figura 28 muestra las variables de mayor importancia y significativas en el modelo ($z = > 1.645$; $p < 0.05$), los cuales son: uso urbano, variable espacial "Y", y el uso bosque.

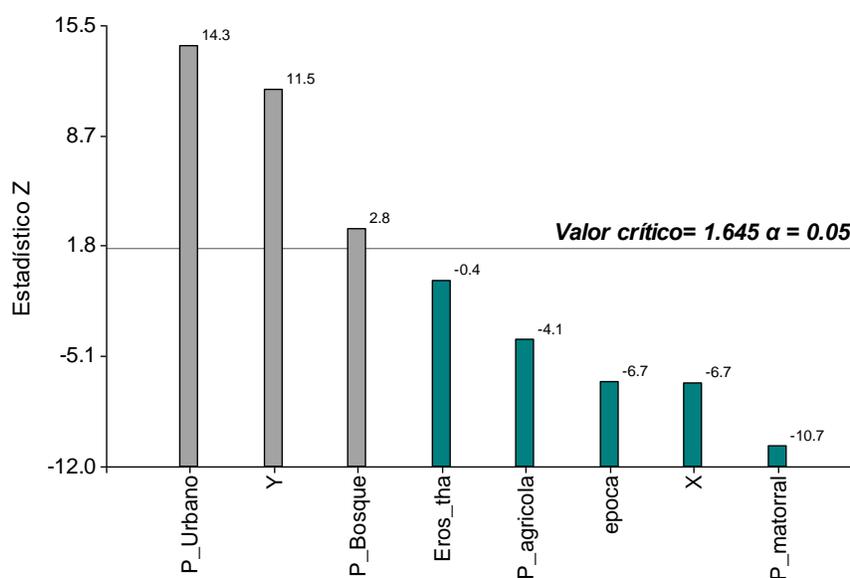


Figura 28. Variables importantes y significativas en el modelo *Random Forest*

Cuadro 14. Variables significativas en el modelo

Variables	z	p
P_Urbano	14.3	<0.0001
Y	11.1	<0.0001
P_Bosque	3.2	<0.0001
P_agricola	-1.0	<0.0001
Erosión tha	-3.4	<0.0001
X	-4.4	<0.0001
P_matorral	-8.9	<0.0001
Época	-10.9	<0.0001

Mediante análisis de coordenadas principales y componentes principales, se presenta la relación entre el uso actual de la tierra y la variación de la calidad del agua a través de valores del Índice de Calidad de Agua ICA-NSF en los 46 sitios de muestreo de la subcuenca del río San Francisco (Figura 29). El análisis muestra que los dos componentes seleccionados explican el 76.6% de la variabilidad de los datos utilizados.

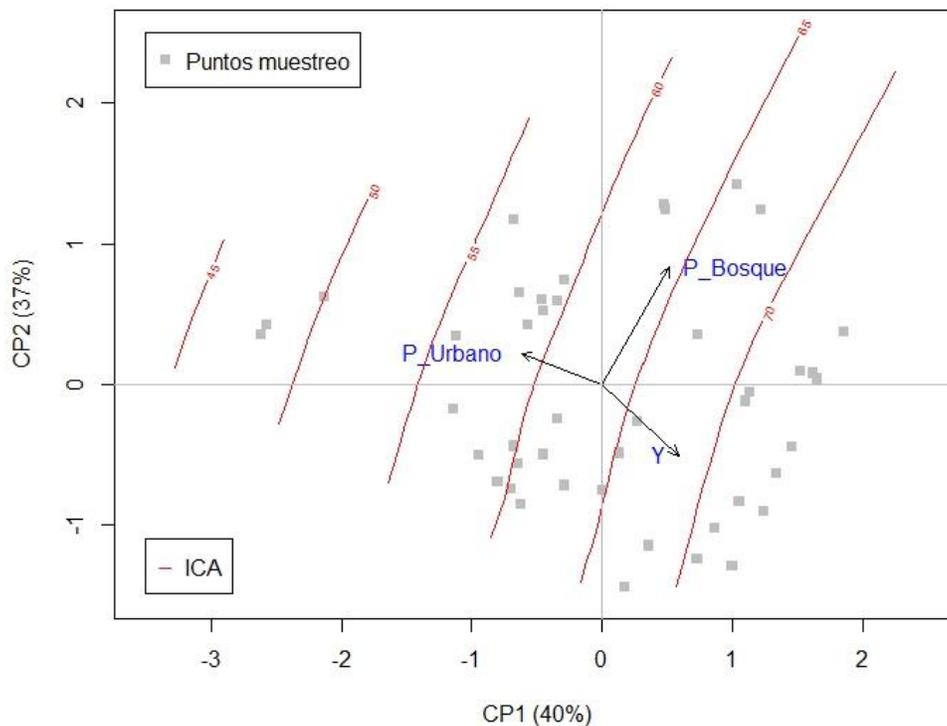


Figura 29. Componentes principales uso de la tierra y calidad de agua

El Cuadro 15 muestra cada una de las variables y su grado de relación en cada componente.

Cuadro 15. Pesos de los componentes

Variable	Comp.1	Comp.2
Y	0.5891997	-0.5029271
P_Urbano	-0.6181061	0.2235072
P_Bosque	0.5203735	0.8349305

El componente principal 1 (Eje 1) explica 40% de la variabilidad de los datos, en el que se puede observar que la variable porcentaje de uso urbano "P_Urbano" recibió el peso negativo más alto (-0.6181061) y la variable espacial "Y" el peso positivo más alto (0.5891997), lo que indica que en el componente 1 la variable espacial "Y" está totalmente opuesto a la variable "P_Urbano", siendo los valores de calidad de agua menores cuando el uso de la tierra es urbano y estos valores incrementan en dirección de la variable "Y", es decir, mientras más se acerca a la latitud norte. Con la información nueva que provee el componente 2, se explica el 37% de la variabilidad de los datos, en el que resalta la variable "P_Bosque" el cual obtuvo el peso con coeficiente positivo alto (0.8349), esto explica la variabilidad no explicada por el componente 1.

La calidad del agua, como se observa en el componente 1, tiene la tendencia de disminuir a medida en que se acerca a las zonas urbanas, tomando en cuenta que en la subcuenca las zonas urbanas densas se concentran en su totalidad en la parte media y baja (Concepción, San Andrés Semetabaj y Panajachel) (Anexo 7), contrario a la zona alta (variable espacial "Y") al norte de la subcuenca, donde se ubican las zonas rurales dispersas de Sololá, donde más del 60% de hogares utiliza letrinas o pozos ciegos como mecanismo para la disposición de excretas (MISPAS s.f.) factor que puede influir y evitar que las aguas residuales corran directamente a los ríos o quebradas alterando su calidad.

En el componente 2, se evidencia la asociación que existe entre la cobertura forestal y la calidad de agua, puesto que es en la zona alta donde se concentra el mayor porcentaje de cobertura forestal, 44% del total, en la zona media 40% y tan solo el 16% en la zona baja (Artículo 1). Estos resultados concuerdan con los obtenidos por Sun *et al.* (2011) y Morales *et al.* (2014) en estudios similares sobre los efectos del uso de la tierra en la calidad de agua en ríos, en donde la proporción y el patrón de uso de la tierra ejercieron grandes efectos sobre la calidad del agua, encontrando asociaciones positivas entre el uso urbano y el deterioro de la calidad del agua; mientras que estas relaciones fueron negativas para el uso bosque.

Por su lado, Hubacíková *et al.* (2014), Chattopadhyay *et al.* (2005); Auquilla-Cisneros *et al.* (2006) Ayeni *et al.* (2005) Bolstad y Swank (1997), Uriarte *et al.* (2011), en estudios

similares en cuencas diferentes encontraron que la calidad del agua es impactada negativamente por los asentamientos urbanos debido a la conexión incompleta de hogares a alcantarillado público, falta de eficiencia de plantas de tratamiento de aguas residuales o error humano en los procesos de tratamiento de aguas residuales. Además, encontraron que durante la época seca (flujo base), la calidad de agua fue alta y muy asociada a áreas boscosas, notándose una reducción de la calidad del agua en época lluviosa; asimismo, los parámetros de calidad presentaron una dinámica muy parecida al comportamiento de los parámetros evaluados en este estudio, los cuales aumentaron aguas abajo.

En este contexto, visualizando la calidad de agua por cada microcuenca se logró determinar que las microcuencas que obtuvieron puntajes de entre el rango de 26-50 (agua de mala calidad) en la zona media y baja en épocas seca y lluviosa fueron dominadas por el uso de la tierra "urbano", es decir, coincidieron con las zonas pobladas densas o cascos urbanos, que en su mayoría, vierten sus aguas residuales directamente a las quebradas sin tratamiento como se evidenció en campo, pese a las prohibiciones según Artículo 97 del Código de Salud.

No obstante, municipios como San Andrés Semetabaj y Panajachel poseen plantas de tratamiento de aguas residuales, los cuales no tratan la totalidad de aguas residuales producidas y, además, no cuentan con la tecnología necesaria para la desinfección microbiológica debido a sus cortos períodos de retención hidráulica, descargando así a los afluentes del río San Francisco aguas con altas concentraciones de coliformes fecales y nutrientes que contribuyen al proceso de eutrofización del lago (Roldan y Ramírez 2008), tomando en cuenta que las aguas residuales constituyen la segunda fuente de aporte de fosfatos más importantes para el lago de Atitlán (Romero 2013). Esto concuerda con los resultados de la regresión realizada con los parámetros que componen el Índice de Calidad de Agua, donde los coliformes fecales, la demanda bioquímica de oxígeno y la turbidez resultaron significativas para explicar la variabilidad en el Índice de Calidad de Agua.

Evidentemente, la variable "erosión-sedimentos", covariando con el resto de variables, tuvo una importancia baja y no fue significativa en el modelo; sus efectos en la calidad del agua del río San Francisco pueden ser muy bajos y poco sensibles, por ser este un sistema lótico cuyas aguas fluyen constante y velozmente aguas abajo, tomando en cuenta su tiempo de concentración que es de 1.7 horas; los sedimentos producidos en la parte alta y media son transportados aguas abajo durante un período, mientras el río posea la capacidad de transporte necesaria, caso contrario, las partículas son depositadas inmediatamente en el fondo del cauce (Brea y Bach 2010).

En tal sentido, los sedimentos fluyen en el cauce únicamente cuando hay eventos fuertes de precipitación y caudales altos (época lluviosa); lo cual hace difícil identificar su efecto sobre la calidad del agua; mientras otros contaminantes, como los coliformes, fluyen

constantemente en época seca y lluviosa (caudales bajos y altos) en concentraciones altas y sus efectos son observables de forma permanente.

Para Potasznik y Szymczyk (2016), los ríos desempeñan dos funciones fundamentales en la naturaleza: el transporte y la acumulación de materia orgánica y nutrientes en el complejo sistema fluvial-lacustre. De esta manera, la importancia de la producción de sedimentos en el río San Francisco radica en sus efectos, no considerados en este estudio, en la ecología y la dinámica físico-química del lago de Atitlán; principalmente, por el aporte de nutrientes (nitratos y fosfatos); según Wetzel (2001), estos dos elementos constituyen nutrientes muy importantes para las plantas acuáticas y organismos del plancton. Además, para Zhang *et al.* (2011), el fósforo constituye un elemento extremadamente importante que controla el estado trófico de muchos lagos y para estudiar su dinámica es fundamental tomar en cuenta los sedimentos, los cuales representan el principal sumidero de este nutriente (Niño y Guillot 2004).

4.4 CONCLUSIONES

Luego de los resultados obtenidos y bajo las condiciones en que se realizó el estudio en la subcuenca del río San Francisco, lago Atitlán, Guatemala, se generó las siguientes conclusiones:

- No se logró comprobar la hipótesis de trabajo planteada: "La erosión hídrica y producción de sedimentos en diferentes usos de la tierra en la subcuenca del río San Francisco son factores que deterioran de la calidad del agua del río", las evidencias (%ECM= 18.7; $z=14.16$; $p<0.0001$) muestran que el uso urbano, a través del vertido de aguas residuales, es el principal factor que deteriora la calidad del agua en los efluentes del río.
- La calidad del agua en la subcuenca mostró una tendencia decreciente en ambas épocas, en términos generales, en la zona media y baja se catalogan como aguas de regular calidad (ICA= 63.7 y 53.2); y en la zona alta como aguas de buena calidad (ICA= 73.5).
- A nivel de microcuencas, los valores del Índice de Calidad de Agua ICA-NSF dentro de la categoría de aguas de mala calidad coincidieron con las microcuencas dominadas por uso urbano, asimismo en las microcuencas que forman parte del cauce principal, evidenciando un efecto acumulativo hasta la desembocadura.
- La buena calidad del agua estuvo altamente asociado al bosque (mixto, latifoliado y coníferas) ($z=3.20$, $p<0.0001$), principalmente, en la zona alta de la subcuenca

donde se concentra la mayor proporción de cobertura forestal (44%) y donde los asentamientos humanos son poco densos.

- Los resultados del estudio evidencian la importancia de generar y ejecutar el plan de manejo y gestión integrada de la subcuenca del río San Francisco que oriente las acciones encaminadas a la gestión del recurso hídrico, la conservación de los bosques y los suelos, y el tratamiento de aguas residuales; y con ello mejorar la calidad del agua y reducir sus efectos sobre el ecosistema del lago de Atitlán.

4.5 RECOMENDACIONES

- A la Autoridad para el Manejo Sustentable de la Cuenca del Lago de Atitlán y su Entorno –AMSCLAE- a través de su Departamento Agrícola Forestal, en coordinación con las autoridades indígenas locales; fortalecer las actividades que contribuyan al incremento de la cobertura forestal, restauración y conservación de los bosques riparios en la subcuenca del río San Francisco.
- A las autoridades municipales que conforman la subcuenca del río San Francisco, con carácter urgente, tomar acciones encaminadas al tratamiento adecuado de las aguas residuales que incluyan procesos de desinfección microbiológica previo a descargarlos a los cuerpos receptores.
- A la AMSCLAE, en coordinación con instituciones ambientales y actores clave de la subcuenca, generar y ejecutar de manera urgente un plan de manejo y gestión integrada de la subcuenca del río San Francisco que oriente las acciones encaminadas a la gestión del recurso hídrico, la conservación de los bosques y suelos, tratamiento de aguas residuales, etc., y con ello mejorar la calidad del agua y reducir sus efectos sobre el ecosistema del lago de Atitlán.

4.6 LITERATURA CITADA

- Alcalá de Jesús, M; Hidalgo Moreno, C; Castoreña, G; del Carmen, M. 2009. Mineralogía y retención de fosfatos en Andisoles. (En línea). Terra Latinoamericana 274:275-286. Consultado 06 Oct. 2016. Disponible en <http://www.scielo.org.mx/pdf/tl/v27n4/v27n4a1.pdf>
- APHA-AWWA-WPCF. 1992. Standard methods for the examination of water and wastewater. Eds. L S.; E Arnold; R T. Trad. D S.A. Madrid ES, Díaz de Santos. 1816 p. Consultado 15 feb. 2016.
- Arriola, A. 2014. Calidad de Agua en los ríos Tzalá y Tzununá. (En línea). Licenciada en Acuicultura. Guatemala, Universidad de San Carlos de Guatemala, Centro de Estudios del Mar y Acuicultura. 44 p. Consultado 15 oct. 2016.
- Aquilla-Cisneros, R; Astorga-Espeleta, Y; Jiménez-Otárola, F. 2006. Influencia del uso del suelo en la calidad del agua en la subcuenca del río Jabonal, Costa Rica. Influence of the land use in the quality of the water in the subwatershed of the river Jabonal, Costa Rica. (En línea). Recursos Naturales y Ambiente. 48:81-92. Consultado 12 nov. 2015. Disponible en <http://orton.catie.ac.cr/repdoc/A3158E/A3158E.PDF>
- Ayeni, A; Balogun, I; Adeaga, O. 2005. Impact of selected landuse types on surface water quality downstream of Asa Dam in Kwara State, Nigeria. (En línea). Journal of Environmental Systems 323:221. Consultado 13 Oct. 2016. Disponible en https://triggered.clockss.org/ServeContent?url=http://baywood.stanford.clockss.org%2FBWES%2FBAWOOD_BWES_32_3%2FD77U4028UKT2612T.pdf
- Bocanegra, K. 2013. Bioensayo para la medición de los efectos de los ríos San Francisco y Quiscab en la productividad primaria en el lago de Atitlán, Sololá. (En línea). Ingeniera Ambiental. Guatemala, Universidad Rafael Landívar. 116 p. Consultado 15 oct. 2016.
- Bocel, J. 2013. Plan de Acción para la reducción del uso de Fertilizantes y Detergentes fosfatados en la subcuenca del río San Francisco, cuenca del lago de Atitlán. Licenciado en Ciencias Naturales y del Ambiente. Guatemala, Universidad Rural de Guatemala. 89 p. Consultado 10 Oct. 2016.
- Bolstad, PV; Swank, WT. 1997. Cumulative impacts of landuse on water quality in a southern appalachian watershed1. (En línea). Journal of the American Water Resources Association 333:519-533. Consultado 13 Oct. 2016. Disponible en http://www.srs.fs.usda.gov/pubs/ja/ja_bolstad003.pdf
- Bonilla de Torres, B; Carranza Estrada, FA; Tensos, F; Milton, J; González, CdIA; Arias de Linares, A; Chávez Sifontes, JM; Springer, M; Sermeño-Chicas, J. 2010. Metodología analítica para la determinación del Índice de Calidad del Agua (ICA) (En Línea). San Salvador, El Salvador, Editorial Universitaria. Consultado mayo 2016.
- Brea, D; Bach, C. 2010. Procesos de erosión y sedimentación en cauces y cuencas (En línea). Talaca, CL, Documento. Consultado 20 Oct. 2016. Disponible en http://eias.atalca.cl/isi/publicaciones/erosion_y_sedimentacion_vol1.pdf.

- Breiman, L. 1996. Bagging predictors. (En línea). Machine learning 242:123-140. Consultado 03 Oct. 2016. Disponible en <http://www.machine-learning.martinsewell.com/ensembles/bagging/Breiman1996.pdf>
- _____. 2001. Random forests. (En línea). Machine learning 451:5-32. Consultado 12 jul. 2016. Disponible en <https://www.stat.berkeley.edu/~breiman/randomforest2001.pdf>
- Chattopadhyay, S; Rani, LA; Sangeetha, P. 2005. Water quality variations as linked to landuse pattern: a case study in Chalakudy river basin, Kerala. (En línea). Current Science 8912:2163-2189. Consultado 13 Oct. 2016. Disponible en <http://www.iisc.ernet.in/currsci/dec252005/2163.pdf>
- COGUANOR, (Comisión Guatemalteca de Normas). 2013. COGUANOR NTG 29001 (En línea). Guatemala, Consultado 15 Set. 2016. Disponible en <http://www.ecosistemas.com.gt/wp-content/uploads/2015/07/04-COGUANOR-NTG-29-001-1a-Revision.pdf>. (Agua para Consumo Humano (Agua Potable) Especificaciones)
- Coto, JM; Salgado, V; Leandro, H. 2010. Calidad del agua de los ríos de la microcuenca IV del río Virilla. Uniciencia 241:69-74. Consultado 08 Oct. 2016. Disponible en <http://revistas.una.ac.cr/index.php/uniciencia/article/viewFile/372/318>
- Dunnette, D. 1979. A geographically variable water quality index used in Oregon. (En línea). Journal (Water Pollution Control Federation) 511:53-61.
- Eaton, A; Clesceri, L; Rice, E; Greenberg, A. 2005. Standard methods for the estimation of water and wastewater. APHA, Washington:
- FAO, (Food and Agriculture Organization of the United Nations). 1997. Lucha Contra la Contaminación Agrícola de los Recursos Hídricos (En línea). Roma, IT, Consultado 25 set. 2016. Disponible en <http://www.fao.org/docrep/W2598S/W2598S00.htm>. (Contaminación provocada por los sedimentos)
- Fisher-Scientific. 2010. Instruction Manual (En línea). Consultado 03 feb. 2016. Disponible en <http://www.4oakton.com/SellSheets/2700%20series.pdf>.
- Freire, N. s.f. Demanda Bioquímica de Oxígeno (Diapositivas). s.l.,
- Garay-Tinoco, J; Ramírez, G; Betancourt, J; Marín, B; Cadavid, B; Panizzo, L; Lesmes, L; Sánchez, J; Lozano, H; Franco, A. 2003. Manual de técnicas analíticas para la determinación de parámetros fisicoquímicos y contaminantes marinos: aguas, sedimentos y organismos (En línea). Consultado 31 ene. 2016. Disponible en <http://www.invemar.org.co/redcostera1/invemar/docs/7010manualTecnicasanaliticas.pdf>. (Serie Documentos Generales)
- Gower, JC. 1966. Some distance properties of latent root and vector methods used in multivariate analysis. (En línea). Biometrika 533-4:325-338. Consultado 17 jul. 2016. Disponible en <http://hsta559s12.pbworks.com/w/file/fetch/53338762/gower1966.pdf>
- Granados-Sánchez, D; Hernández-García, M; López-Ríos, G. 2006. Ecología de las zonas ribereñas. (En línea). Chapingo (Ciencias Forestales y del Ambiente) 121:55-69.

- Consultado 5 Oct. 2016. Disponible en
file:///D:/Usuario/Downloads/rchscfaXII450.pdf
- Huang, J; Zhan, J; Yan, H; Wu, F; Deng, X. 2013. Evaluation of the impacts of land use on water quality: a case study in the Chaohu Lake basin. (En línea). The Scientific World Journal 2013:1-7. Consultado 20 Oct. 2016. Disponible en
file:///D:/Usuario/Downloads/329187.pdf
- Hubacíková, V; Opletová, P; Zákoutská, K; Petráková, V. 2014. EVALUATION OF POLLUTING SOURCES AND SELF-CLEANING ABILITY OF WATER FLOW IN RELATION TO LANDUSE. (En línea). Poljoprivreda i Sumarstvo 604:67. Consultado 12 Oct. 2016. Disponible en <http://www.agricultforest.ac.me/data/20141212-009%20Hubacikova%20et%20al.pdf>
- Kamphake, L; Hannah, S; Cohen, J. 1967. Automated analysis for nitrate by hydrazine reduction. (En línea). Water Res 13:205-216.
- Kiersch, B. 2002. Documento de debate 1 Impactos del uso de la tierra sobre los recursos hídricos: una revisión bibliográfica. Boletín de Tierras y Aguas de la FAO 9: Disponible en <ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/005/y3618s/y3618s00.pdf>
- Lavie, E; Morábito, JA; Salatino, SE; Bermejillo, AI; Filippini, MF. 2010. Contaminación por fosfatos en el oasis bajo riego del río Mendoza. Phosphate pollution in the oasis irrigated by the Mendoza River. (En línea). Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias. 1:169-184. Consultado 06 Oct. 2016. Disponible en http://bdigital.uncu.edu.ar/objetos_digitales/3553/t42-1-12-lavie.pdf
- MAGA, (Ministerio de Agricultura y Alimentación). 2013. Estudio Semidetallado de los Suelos del Departamento de Sololá, Guatemala (En línea). Guatemala GT, Don Quijote. Consultado 10 ago. 2015. Disponible en <http://bvc.cea-atitlan.org.gt/139/>.
- MISPAS, (Ministerio de Salud Pública y Asistencia Social). s.f. Política Nacional del Sector Agua Potable y Saneamiento (En línea). Guatemala, Consultado 15 Oct. 2016. Disponible en http://www.segeplan.gob.gt/downloads/clearinghouse/politicas_publicas/Salud/Politica_Nacional_del_Sector_de_Agua_Potable_y_Saneamient.pdf.
- Morales, M; Vanegas, E; García, N. 2014. Uso de la tierra y calidad del agua superficial en la cuenca periurbana río Platanitos, Guatemala. (En línea). Ingeniería Agrícola 44:19-23. Consultado 12 Oct. 2016. Disponible en http://dima.chapingo.mx/revista/Vol_4_n_4_2014/pdf/IA04414.pdf
- Murphy, J; Riley, JP. 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. (En línea). Analytica chimica acta 27:31-36. Consultado 09 feb. 2016. Disponible en <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0003267000884445>
- Mutanga, O; Adam, E; Cho, MA. 2012. High density biomass estimation for wetland vegetation using WorldView-2 imagery and random forest regression algorithm. (En línea). International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation 18:399-406. Consultado 15 Oct. 2016. Disponible en https://www.researchgate.net/profile/Elhadi_Adam/publication/271485098_Estimat

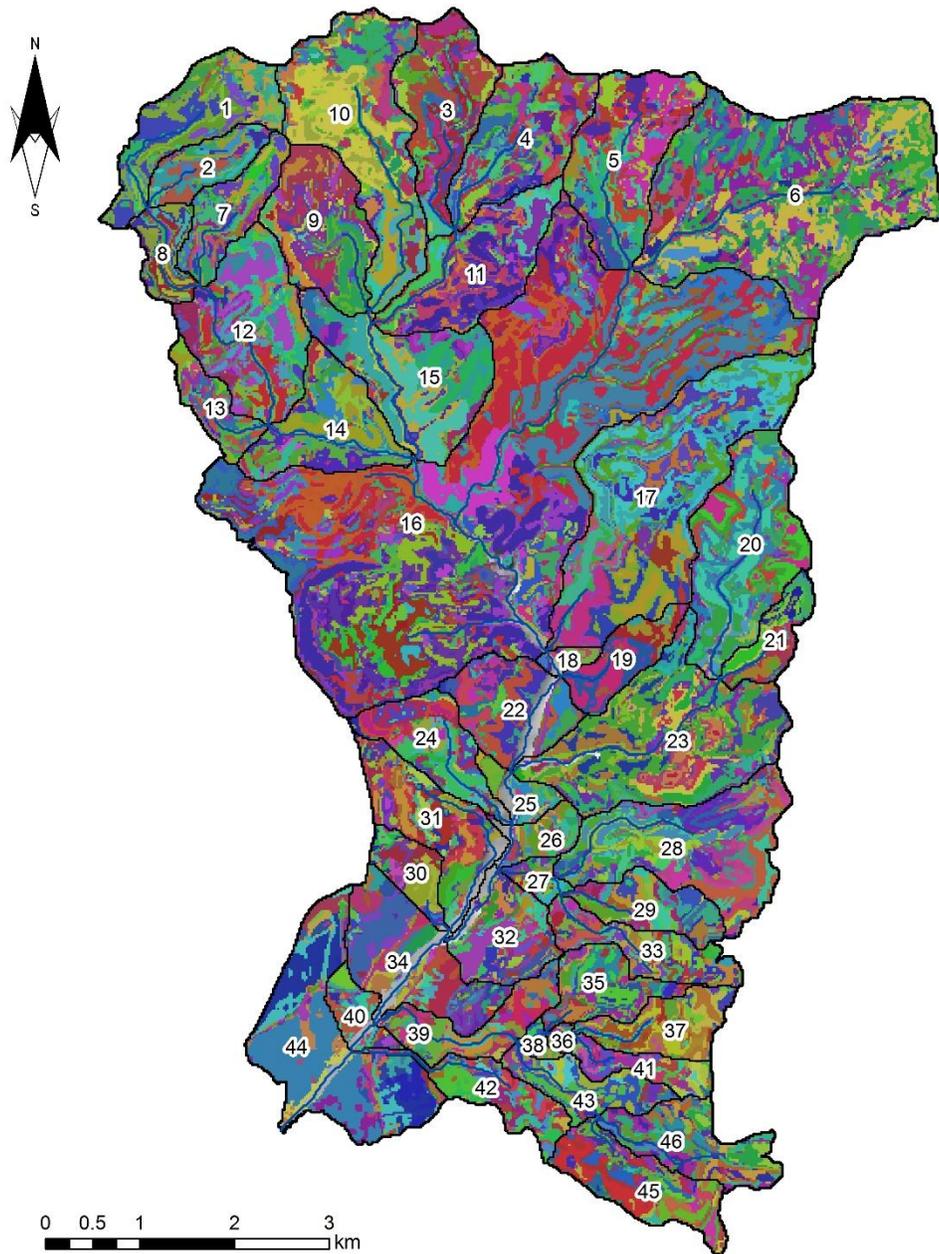
- [ion of high density wetland biomass Combining regression model with vegetation index developed from Worldview-2 imagery/links/55f6603f08ae1d98039762d7.pdf](#)
- Ngoye, E; Machiwa, JF. 2004. The influence of land-use patterns in the Ruvu river watershed on water quality in the river system. (En línea). *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C* 2915:1161-1166. Consultado 20 Oct. 2016. Disponible en https://www.researchgate.net/profile/Elizabeth_Ngoye/publication/229093827_The_influence_of_land_use_patterns_in_the_Ruvu_river_watershed_on_water_quality_in_the_river_system_Phys_Chem_Earth/links/57075e8608aeda83af538475.pdf
- Niño, J; Guillot, G. 2004. Variación espacio-temporal de las tasas de sedimentación del nitrógeno y fósforo en el seston del embalse del Neusa, Colombia. (En línea). *Actual Biol* 2680:39-49. Consultado 20 Oct. 2016. Disponible en <http://matematicas.udea.edu.co/~actubiol/actualidadesbiologicas/raba2004v26n80art6.pdf>
- Oksanen, J; Blanchet, FG; Kindt, R; Legendre, P; Minchin, PR; O'Hara, R; Simpson, GL; Solymos, P; Stevens, MHH; Wagner, H. 2013. Package 'vegan' (En línea). Consultado 12 Oct. 2016. Disponible en <https://cran.r-project.org/web/packages/vegan/vegan.pdf>. (Community ecology package, version)
- OMS, (Organización Mundial de la Salud). 1978. *Water Quality Surveys* (En línea). París FR, Consultado 21 Oct. 2016. Disponible en http://hydrologie.org/BIB/Publ_UNESCO/SR_023_1978.pdf.
- Pasquini, AI; Lecomte, KL; Depetris, PJ. 2004. Geoquímica de ríos de montaña en las Sierras Pampeanas: II. El río Los Reartes, sierra de Comechingones, Provincia de Córdoba. (En línea). *Revista de la Asociación Geológica Argentina* 591:129-140. Consultado 01 Oct. 2016. Disponible en <http://www.scielo.org.ar/pdf/raga/v59n1/v59n1a13.pdf>
- Porras, J; Nieto López-Guerrero, P; Álvarez-Fernández, C; Fernández Uría, A; Gimeno, M. 1985. *Calidad y Contaminación de las aguas subterráneas en España* (En línea). España, Instituto Geológico y Minero de España (IGME). Consultado 28 Set. 2016. Disponible en http://aguas.igme.es/igme/publica/libro43/pdf/lib43/1_1.pdf.
- Potasznik, A; Szymczyk, S. 2016. Does inflow of water river shape the nutrient content of lake sediments? (En línea). *Journal of Elementology* 212:471-484. Consultado 20 Oct. 2016. Disponible en <https://www.cabdirect.org/cabdirect/FullTextPDF/2016/20163164973.pdf>
- R-Core-Team. 2016. *R: A language and environment for statistical computing* (En línea). Vienna AT, R Foundation for Statistical Computing. Consultado 12 Set. 2016. Disponible en <https://www.r-project.org/>.
- Ramírez-Correa, JA; Zapata-Duque, CM; León-Peláez, JD; González-Hernández, MI. 2007. Caída de hojarasca y retorno de nutrientes en bosques montanos andinos de Piedras Blancas, Antioquia, Colombia. (En línea). *Interciencia* 325:303-311. Consultado 20 Oct. 2016. Disponible en http://www.scielo.org.ve/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0378-18442007000500005

- Rojas, C. 2015. Interpretación de la disponibilidad de fósforo en los suelos de Chile (En línea). Recuperado. Consultado 06 Oct. 2016. Disponible en <http://www2.inia.cl/medios/biblioteca/serieactas/NR33852.pdf>.
- Roldan, G; Ramírez, J. 2008. Fundamentos de limnología neotropical. (En línea). 2 ed. ed. Universidad de Antioquia. Consultado 02 nov. 2015.
- Romero, MA. 2009. Valoración económica del lago de Atitlán, Sololá, Guatemala. (En línea). Maestro en Ciencias. Guatemala, Universidad de San Carlos de Guatemala. 299 p. Consultado 30 jun. 2015. Disponible en http://www.academia.edu/12585222/Valoraci%C3%B3n_Econ%C3%B3mica_del_Lago_de_Atiti%C3%A1n_Solol%C3%A1_Guatemala
- _____. 2013. Caracterización de las aguas residuales generadas en la cuenca del lago de Atitlán y su impacto. (En línea). Máster en Ciencias. Valladolid ES, Universidad Europea Miguel de Cervantes. 126 p. Consultado 30 jun. 2015. Disponible en http://www.academia.edu/12585377/Caracterizaci%C3%B3n_de_las_aguas_residuales_generadas_en_la_cuenca_del_lago_de_Atiti%C3%A1n_y_su_impacto
- Samboni Ruiz, NE; Carvajal Escobar, Y; Escobar, JC. 2007. Revisión de parámetros fisicoquímicos como indicadores de calidad y contaminación del agua. (En línea). Ingeniería e Investigación 273:172-181. Consultado 20 Oct. 2016. Disponible en file:///D:/Usuario/Downloads/Revisi%C3%B3n%20de%20par%C3%A1metros%20fisicoqu%C3%ADmicos%20como%20indicadores%20de%20calidad%20y%20contaminaci%C3%B3n%20del%20agua.pdf
- Shapiro, SS; Wilk, MB. 1965. An analysis of variance test for normality (complete samples). (En línea). Biometrika 523/4:591-611. Consultado 06 Oct. 2016. Disponible en <http://sci2s.ugr.es/keel/pdf/algorithm/articulo/shapiro1965.pdf>
- Spectroquant. 2003. Métodos de Análisis (En línea). Consultado 10 feb. 2016. Disponible en http://www.amco-instruments.com/index_files/pdf/amnova.pdf.
- Sun, J; Cao, X; Huang, Y. 2011. Effect of land use on inflow rivers water quality in lake Dianchi watershed. (En línea). China Environmental Science 3112:2052-2057. Consultado 15 Oct. 2016.
- Tong, ST; Chen, W. 2002. Modeling the relationship between land use and surface water quality. (En línea). Journal of environmental management 664:377-393. Consultado 20 Oct. 2016. Disponible en https://www.researchgate.net/profile/Susanna_Tong/publication/10971217_Modeling_the_Relationship_Between_Land_Use_and_Surface_Water_Quality/links/54b65c820cf24eb34f6d102e.pdf
- Undurraga, P. s.f. Conceptos de Fertilidad Fosfatada en Suelos Volcánicos (En línea). Centro Regional de Investigación Remehue, Instituto de Investigaciones Agropecuarias INIA (Serie Actas No. 2): Consultado 07 Oct. 2016. Disponible en <http://www2.inia.cl/medios/biblioteca/serieactas/NR25013.pdf>
- Uriarte, M; Yackulic, CB; Lim, Y; Arce-Nazario, JA. 2011. Influence of land use on water quality in a tropical landscape: a multi-scale analysis. (En línea). Landscape Ecology

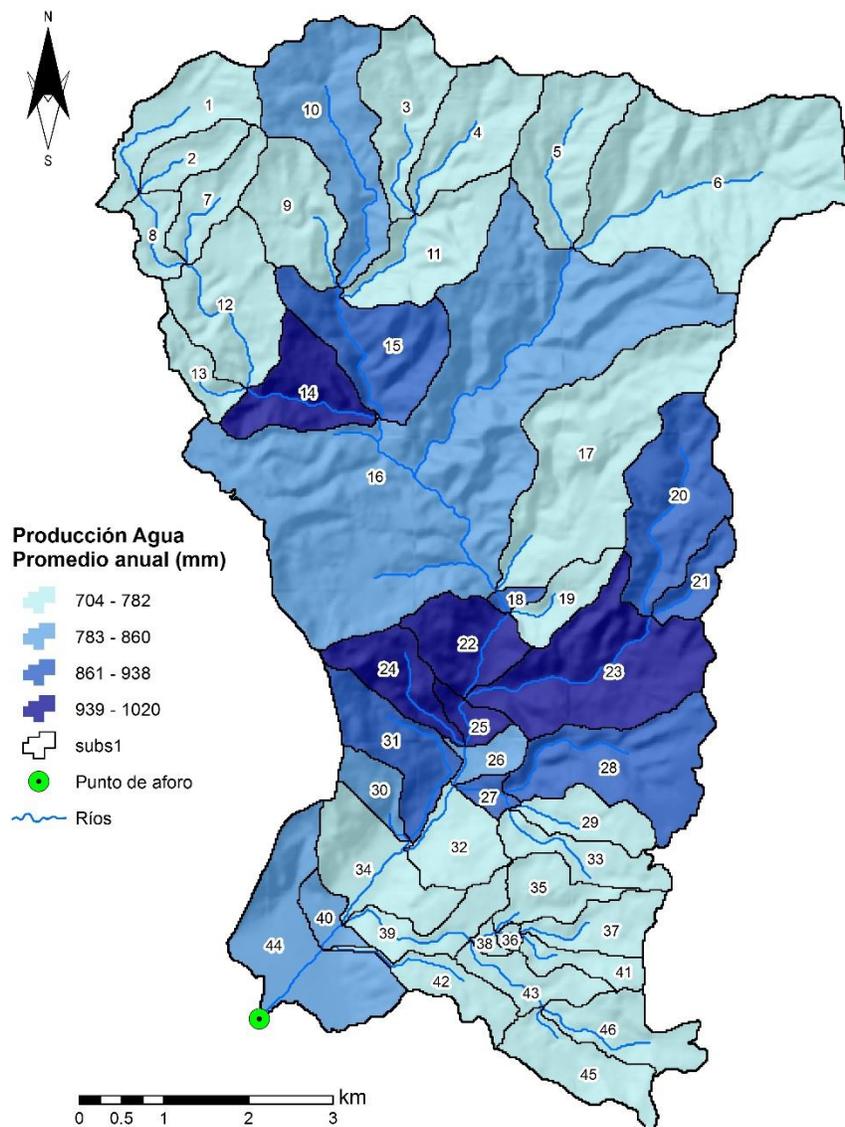
- 268:1151-1164. Consultado 02 nov. 2015. Disponible en <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC4486490/>
- USGS, (United State Geological Survey, US). 2015. La Ciencia del Agua para escuelas (En línea). US, Consultado 11 Set. 2016. Disponible en <http://water.usgs.gov/gotita/characteristics.html#DO>. (Oxígeno Disuelto)
- Vega-Vilca, JC; Guzmán, J. 2011. Regresión PLS y PCA como solución al problema de multicolinealidad en regresión múltiple. (En línea). Revista de Matemática Teoría y Aplicaciones 181:09-20. Consultado 15 Oct. 2016. Disponible en <http://www.scielo.sa.cr/pdf/rmta/v18n1/a02v18n1.pdf>
- Villamarín, C; Prat, N; Rieradevall, M. 2014. Caracterización física, química e hidromorfológica de los ríos altoandinos tropicales de Ecuador y Perú. (En línea). Latin american journal of aquatic research 425:1072-1086. Consultado 08 Oct. 2016. Disponible en <http://www.scielo.cl/pdf/lajar/v42n5/art12.pdf>
- Vision, W. s.f. Manual Manejo de Cuencas (En línea). s.l, 104 p. Consultado 11 abr. 2015. Disponible en <http://biblioteca.catie.ac.cr/cursocuencas/documentos/Manual de Manejo de Cuencas Vision Mundial mod.pdf>
- Weiss, C. 1971. Water Quality Investigations Lake Atitlán (En línea). Carolina del Norte, US, Consultado 05 Octubre 2016.
- Wetzel, RG. 2001. Limnology: lake and river ecosystems. (En línea). Third ed. San Diego, US, Gulf Professional Publishing. Consultado 20 Oct. 2016.
- WTW. 2002. Handheld meter Oxi 330i/340i (En línea). Weilheim Consultado 02 feb. 2016. Disponible en https://www.uvm.edu/bwrl/lab_docs/manuals/WTW_340i_oxygen.pdf.
- _____. 2008. Operating Manual Cond 3110 (En línea). Weilheim Consultado 02 feb. 2016. Disponible en <http://www.globalw.com/downloads/WQ/cond3110.pdf>.
- Zhang, Z; Wang, Z; Wang, Y; Chen, X; Wang, H; Xu, X; XianYong, L; Czapar, GF. 2011. Properties of phosphorus retention in sediments under different hydrological regimes: A laboratory-scale simulation study. (En línea). Journal of hydrology 4043:109-116. Consultado 20 Oct. Disponible en https://www.researchgate.net/profile/Hang_Wang18/publication/229414711_Properties_of_phosphorus_retention_in_sediments_under_different_hydrological_regimes_a_laboratory-scale_simulation_study_Journal_of_Hydrology_4043-4_109-116/links/560aaa2a08ae840a08d6505c.pdf

ANEXOS

Anexo 1. Mapa de Unidades de Respuesta Hidrológica (HRU) de la subcuenca del río San Francisco, Atitlán, Guatemala.



Anexo 2. Mapa de producción de Agua en la subcuenca del río San Francisco, Atitlán, Guatemala.



Anexo 3. Sitios de muestreo y comunidades por microcuenca en la subcuenca del río San Francisco, Atitlán, Guatemala.

No. Microcuenca	Coordenadas (GTM)		Poblado	Municipio
	X	Y		
1	427707	1639221	Vasconcelos	Sololá
2	427747	1639221	Vasconcelos	Sololá
3	430967	1638981	La Esperanza	Sololá
4	430987	1638981	La Esperanza	Sololá
5	432827	1638581	Adelanto	Sololá
6	432867	1638561	Churuneles-Adelanto	Sololá
7	428287	1638381	Vasconcelos	Sololá
8	428267	1638381	Vasconcelos	Sololá
9	430067	1638121	Tzaput Chuacruz	Sololá
10	430087	1638121	Pujujilito	Sololá
11	430107	1637981	Pujujilito	Sololá
12	429007	1636921	Maya Kaqchikel	Sololá
13	428987	1636901	Maya Kaqchikel	Sololá
14	430527	1636541	Potrero	Sololá
15	430567	1636561	Potrero	Sololá
16	431927	1634521	Concepción	Concepción
17	431947	1634521	Patzutzún-Chuisolís	Concepción
18	432087	1634261	Cauce Principal	Concepción
19	432107	1634241	Panucá	Concepción
20	433767	1634221	Panucá	Concepción
21	433787	1634221	Panucá	Concepción
22	431567	1633221	Cauce Principal	Concepción
23	431587	1633221	Panasacar	Concepción
24	431567	1632681	Pachicoj	Concepción
25	431587	1632681	Cauce Principal	Concepción
26	431447	1632221	Cauce Principal	Panajachel
27	431467	1632201	Patanatic	Panajachel
28	432047	1632121	Chuitinamit	San Andrés Semetabaj
29	432107	1631921	Chutiestancia	San Andrés Semetabaj
30	430907	1631561	Natividad	Sololá
31	430927	1631561	Sacsiguán	Sololá
32	430867	1631461	Cauce Principal	Panajachel
33	432087	1631921	Pamuch	San Andrés Semetabaj
34	430127	1630561	Cauce Principal	Panajachel
35	431947	1630481	Pachib	San Andrés Semetabaj
36	431947	1630461	Xejuyú I y II	San Andrés Semetabaj
37	432227	1630481	Xejuyú II	San Andrés Semetabaj
38	431647	1630381	Sn Andrés Centro	San Andrés Semetabaj
39	430147	1630561	Tzalá	San Andrés Semetabaj
40	429887	1630281	Cauce Principal	Panajachel
41	432227	1630441	Xejuyú I	San Andrés Semetabaj
42	429907	1630261	San Andrés	San Andrés Semetabaj
43	431627	1630361	Sn Andrés Centro	San Andrés Semetabaj
44	429147	1629441	Desembocadura	Panajachel
45	432487	1629581	Chuiyá	San Andrés Semetabaj
46	432507	1629581	Las Cruces	San Andrés Semetabaj

Anexo 4. Valores del Índice de Calidad de Agua por microcuencas, zonas y épocas.

Zona alta

Parámetro	Wi	Época Seca															Época Lluviosa														
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
pH	0.12	92	93	84	91	88	89	92	92	86	89	91	91	84	87	92	88	56	57	63	66	73	80	78	50	57	ND	ND	73	80	
Δ Temperatura	0.10	82	68	35	61	87	91	92	91	32	66	77	44	34	73	65	81	82	83	63	85	87	77	78	86	70	44	ND	ND	81	79
Oxígeno %	0.17	88	23	87	89	89	92	96	97	85	90	95	82	95	79	83	98	72	90	50	98	91	92	94	91	79	86	ND	ND	91	89
DBO	0.10	92	61	94	87	94	86	92	90	95	92	66	92	90	96	95	92	69	95	90	92	96	94	87	96	95	92	ND	ND	88	60
Turbidez	0.08	96	93	91	93	92	93	96	96	93	90	90	90	84	90	82	61	33	86	86	50	69	80	90	43	86	ND	ND	58	33	
TDS	0.08	84	84	86	85	87	86	86	86	85	85	85	85	86	85	84	84	83	85	85	87	86	86	85	85	85	85	ND	ND	85	85
Fosfatos	0.10	47	96	99	95	99	98	93	88	94	96	96	92	94	92	95	39	97	98	97	100	100	91	84	94	97	99	ND	ND	85	95
Nitratos	0.10	93	95	96	94	97	96	93	95	94	96	96	96	97	97	96	91	96	97	95	97	97	94	94	92	96	96	ND	ND	96	95
Col.Fec. NMP	0.15	42	76	57	57	50	29	29	57	50	50	50	42	42	57	29	25	17	30	59	59	44	21	21	30	49	40	ND	ND	17	17
WQI (Sub. ^m)		75	66	77	81	83	77	78	86	74	81	80	74	74	80	73	68	63	67	70	83	76	69	69	75	70	70	ND	ND	65	61
Calidad del Agua		Buena	Regular	Buena	Regular	Regular	Regular	Regular	Buena	Buena	Regular	Regular	Buena	Regular	Regular	ND	ND	Regular	Regular												

Zona media

Parámetro	Wi	Época Seca																Época Lluviosa															
		16	17	20	21	23	28	29	33	35	36	37	38	41	43	45	46	16	17	20	21	23	28	29	33	35	36	37	38	41	43	45	46
pH	0.12	88	79	86	82	85	86	89	78	92	93	92	93	93	88	91	87	89	83	84	86	74	86	91	75	93	93	93	91	93	78	82	85
Δ Temperatura	0.10	82	83	87	92	81	93	69	83	70	74	92	86	76	93	88	92	75	84	90	88	91	90	90	89	87	88	64	86	52	61	54	59
Oxígeno %	0.17	98	99	86	87	99	92	89	95	3	58	85	40	23	93	87	94	97	98	98	94	99	91	98	99	27	94	95	99	92	93	97	93
DBO	0.10	46	81	95	96	91	98	96	94	25	92	92	5	91	83	97	97	45	95	93	93	96	96	94	96	73	51	49	62	59	82	92	93
Turbidez	0.08	78	86	88	62	93	93	96	94	76	93	82	49	88	96	95	90	57	24	19	43	51	91	48	84	79	5	5	50	52	57	75	85
TDS	0.08	82	84	85	86	80	82	79	74	61	82	83	69	80	81	82	82	81	82	86	86	83	81	79	79	69	82	83	76	81	81	80	82
Fosfatos	0.10	33	92	90	57	73	66	52	59	89	64	75	19	51	64	85	65	46	93	55	69	70	70	53	57	38	65	83	48	36	64	76	71
Nitratos	0.10	96	97	97	96	97	97	97	97	97	96	97	97	97	96	96	96	95	97	97	96	97	97	97	97	97	96	96	97	97	96	96	97
Col.Fec. NMP	0.15	16	27	50	76	28	61	50	50	21	25	25	2	25	29	29	42	2	19	27	30	27	28	21	28	6	7	7	2	6	25	25	25
WQI (Sub. ^m)		58	74	82	81	74	83	76	78	34	66	72	27	55	73	76	79	42	65	64	70	70	74	66	72	43	45	45	44	48	65	68	69
Calidad del Agua		Regular	Buena	Mala	Regular	Buena	Mala	Regular	Buena	Buena	Buena	Mala	Regular	Regular	Regular	Regular	Buena	Regular	Buena	Mala	Mala	Mala	Mala	Mala	Regular	Regular	Regular						

Zona baja

Parámetro	Wi	Época Seca																Época Lluviosa															
		18	19	22	24	25	26	27	30	31	32	34	39	40	42	44	18	19	22	24	25	26	27	30	31	32	34	39	40	42	44		
pH	0.12	79	85	89	79	73	71	73	92	79	67	68	70	75	70	91	92	80	91	83	83	82	77	72	74	79	85	78	84	90	82		
Δ Temperatura	0.10	83	83	83	50	36	77	88	54	81	89	45	76	40	30	57	87	71	93	91	88	79	76	91	83	92	73	77	84	60	79		
Oxígeno %	0.17	99	97	98	99	99	98	98	53	99	99	95	98	99	99	99	99	99	97	99	92	97	97	84	97	97	99	97	97	97	99		
DBO	0.10	58	95	76	67	93	92	93	92	60	88	87	70	85	45	56	45	95	47	53	58	60	96	57	47	64	68	54	67	52	68		
Turbidez	0.08	84	88	84	49	5	42	82	43	5	58	5	83	5	5	55	54	72	44	42	43	53	60	5	5	32	33	61	35	41	21		
TDS	0.08	82	80	82	82	82	82	75	79	81	81	80	77	80	71	71	81	80	81	81	81	81	78	81	80	81	80	76	80	75	80		
Fosfatos	0.10	33	43	39	32	49	52	52	45	26	52	50	16	38	16	15	42	18	46	49	48	49	60	45	28	45	53	23	48	26	48		
Nitratos	0.10	96	97	96	96	97	97	97	95	97	97	90	96	80	96	96	97	96	96	96	96	96	96	96	96	97	96	96	97	96	88	96	
Col.Fec. NMP	0.15	13	28	16	16	16	28	21	28	13	27	16	13	21	9	7	2	19	2	6	9	7	28	16	7	7	9	7	9	27	16		
WQI (Sub. ^m)		57	70	63	55	47	65	67	58	45	67	47	52	48	34	45	43	59	43	51	53	52	69	47	40	51	53	48	54	56	56		
Calidad del Agua		Regular	Regular	Regular	Regular	Mala	Regular	Regular	Regular	Mala	Regular	Mala	Regular	Mala	Mala	Mala	Mala	Regular	Mala	Mala	Regular	Regular	Regular	Mala	Mala	Mala	Regular	Mala	Regular	Regular	Regular		

Anexo 5. Resultados de los análisis estadísticos (ANOVA y regresiones)

Análisis de regresión lineal erosión total anual

Variable	N	R ²	R ² Aj	ECMP	AIC	BIC
Erosión total	19	0.85	0.84	3809664120.28	474.21	476.10

Coefficientes de regresión y estadísticos asociados

Coef	Est.	E.E.	LI(95%)	LS(95%)	T	p-valor	CpMallows	VIF
PPT	91.70	9.19	72.39	111.02	9.97	<0.0001	94.31	1.00

Cuadro de análisis de la varianza (SC tipo III)

F.V.	SC	gl	CM	F	p-valor
Modelo.	344032504786.22	1	344032504786.22	99.50	<0.0001
PPT	344032504786.22	1	344032504786.22	99.50	<0.0001
Error	62239970193.85	18	3457776121.88		
Total	406272474980.07	19			

Análisis de regresión lineal erosión media anual

Variable	N	R ²	R ² Aj	ECMP	AIC	BIC
Erosión media	19	0.85	0.84	82.98	139.00	140.89

Coefficientes de regresión y estadísticos asociados

Coef	Est.	E.E.	LI(95%)	LS(95%)	T	p-valor	CpMallows	VIF
PPT	0.01	1.4E-03	0.01	0.02	9.97	<0.0001	94.31	1.00

Cuadro de análisis de la varianza (SC tipo III)

F.V.	SC	gl	CM	F	p-valor
Modelo.	7493.74	1	7493.74	99.50	<0.0001
PPT	7493.74	1	7493.74	99.50	<0.0001
Error	1355.72	18	75.32		
Total	8849.46	19			

Análisis de regresión lineal SEDIMENTOS

Variable	N	R ²	R ² Aj	ECMP	AIC	BIC
Sedimentos	19	0.97	0.96	7611002.87	355.32	357.21

Coefficientes de regresión y estadísticos asociados

Coef	Est.	E.E.	LI(95%)	LS(95%)	T	p-valor	CpMallows	VIF
PPT	9.11	0.40	8.26	9.95	22.63	<0.0001	485.08	1.00

Cuadro de Análisis de la Varianza (SC tipo III)

F.V.	SC	gl	CM	F	p-valor
Modelo.	3393009487.32	1	3393009487.32	511.97	<0.0001
PPT	3393009487.32	1	3393009487.32	511.97	<0.0001
Error	119291790.31	18	6627321.68		
Total	3512301277.63	19			

Análisis de varianza (ANOVA) ICA por zonas y épocas

Pruebas de hipótesis marginales (SC tipo III)

	numDF	F-value	p-value
(Intercept)	1	3229.32	<0.0001
Época	1	8.21	0.0052
Zona	2	26.74	<0.0001
Época: zona	2	0.61	0.5465

val.ICA - Medias ajustadas y errores estándares para época

LSD Fisher (Alfa=0.05)

época	Medias	E.E.	
Seca	66.64	1.56	A
Lluviosa	60.24	1.60	B

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0.05$)

val.ICA - Medias ajustadas y errores estándares para zona

LSD Fisher (Alfa=0.05)

zona	Medias	E.E.	
Alta	73.48	2.00	A
Media	63.69	1.87	B
Baja	53.17	1.93	C

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0.05$)

Regresión lineal ICA y sus parámetros

Análisis de regresión lineal múltiple

Variable	N	R ²	R ² Aj	ECMP	AIC	BIC
Val-ICA	90	0.94	0.94	13.75	480.29	500.28

Selección Stepwise.

Máximo p-valor para entrar: 0.05

Máximo p-valor para retener: 0.05

Número original de regresoras: 9, regresoras retenidas en el modelo 6

Coefficientes de regresión y estadísticos asociados

Coef	Est.	E.E.	LI(95%)	LS(95%)	T	p-valor	Cp	Mallows	VIF
Const	89.64	2.34	84.98	94.29	38.31	<0.0001			
LN_e coli	-2.27	0.24	-2.75	-1.78	-9.35	<0.0001	92.33	3.10	
LN_dbo5	-4.38	0.68	-5.72	-3.03	-6.47	<0.0001	47.35	2.36	
LN_turb	-2.95	0.31	-3.58	-2.33	-9.41	<0.0001	93.58	1.83	
Tds	-0.06	0.01	-0.08	-0.04	-5.35	<0.0001	34.34	1.73	
DifTmp	-0.45	0.09	-0.63	-0.27	-4.91	<0.0001	29.84	1.05	
%OD	0.08	0.02	0.04	0.12	3.96	0.0002	21.50	1.59	

Error cuadrático medio: 11.043286

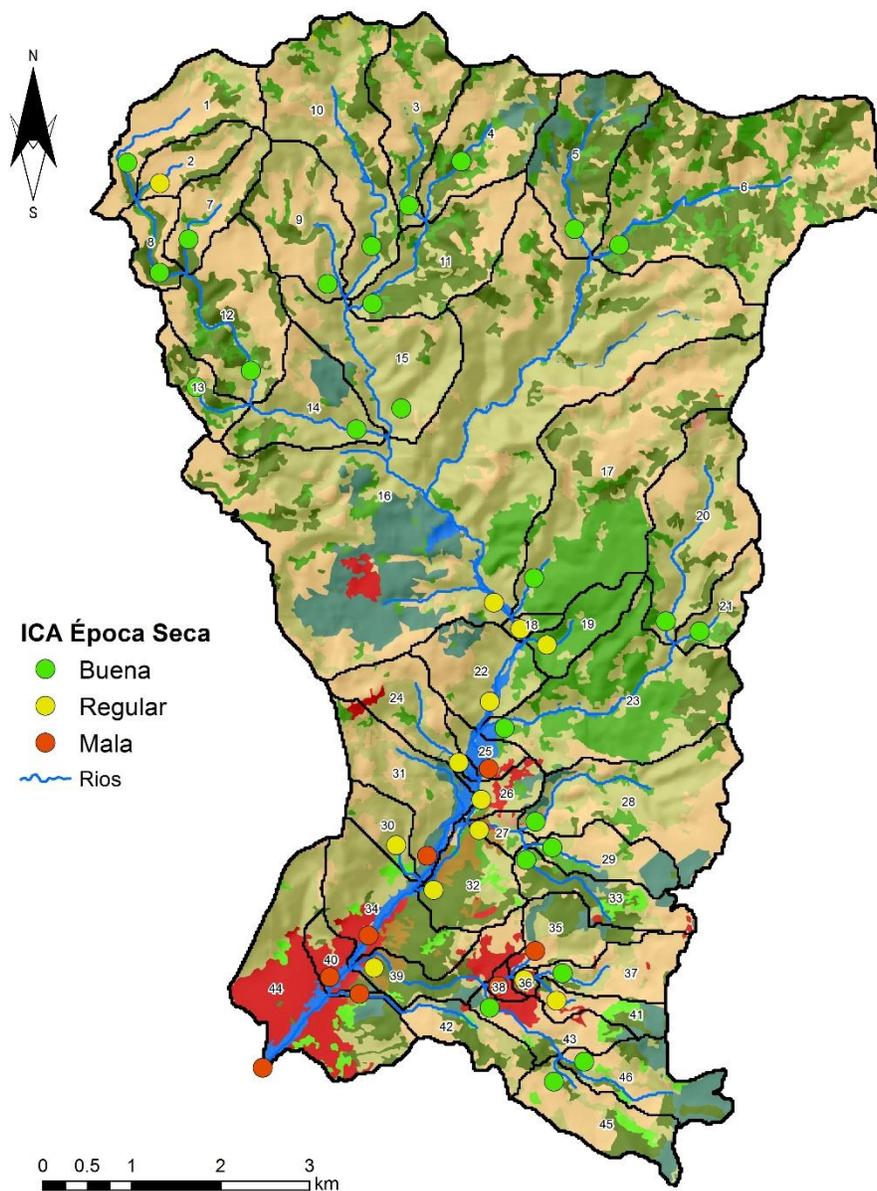
Anexo 6. Script en R, algoritmo *Random Forest* para variables SIG y calidad de agua.

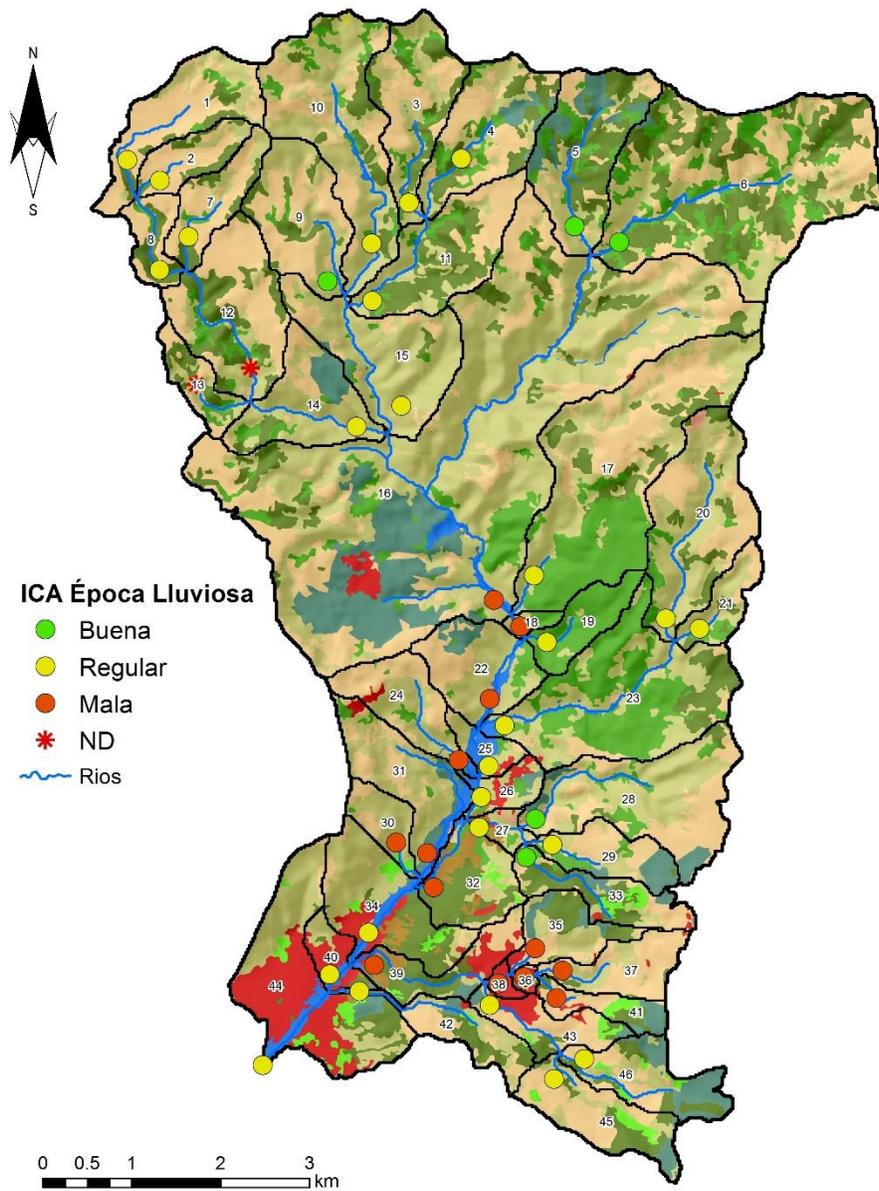
```

library(randomForest)
library(vegan)
MOD<-list()
for (i in 1:1500)
{
m<-randomForest(Total_ICA~epoca+X+Y+Eros_tha+P_Bosque+P_agricola+P_Urbano+P_matorral, proximity=TRUE,
importance=TRUE, data=BD_Tesis2[sample(c(1:90), 70, replace = TRUE),])
MOD[[i]]<-m
}
rf.all <-do.call(combine, MOD)
str(rf.all)
cor(predict(rf.all, BD_Tesis2), BD_Tesis2$Total_ICA)^2
importance(rf.all)
Z=((importance(rf.all)[,1])-mean(importance(rf.all)[,1]))/(sd(importance(rf.all)[,1])/sqrt(81))
P= dnorm(importance(rf.all)[,1], mean=mean(importance(rf.all)[,1]), sd=sd(importance(rf.all)[,1])/sqrt(81))
sig<-data.frame(VAR=names(Z), Z, P)
m<-randomForest(Total_ICA~epoca+X+Y+Eros_tha+P_Bosque+P_agricola+P_Urbano+P_matorral, proximity=TRUE,
importance=TRUE, data=BD_Tesis2[sample(c(1:90), 70, replace = TRUE),])
x<-c("Y", "P_Bosque", "P_Urbano ")
names(BD_Tesis2)
xxx<-BD_Tesis2[,c(5,8,10)]
summary (xxx)
dim(cmdscale(1-rf.all$proximity))
summary(sal)
sal<-cmdscale(dist(scale(predict(rf.all, BD_Tesis2))))
pc<-pc1$ scores[,1:2]
pc1<-princomp(scale(xxx))
pc2<-(pc1$loading[1:3,1:2])
str(pc1)
plot (sal, col="blue", salh=15, ylim=c(-1.5,2.5), xlim=c(-3.5,2.5)
x0<-0
y0<-0
dim(sal)
plot(pc,col="grey",pch=15,
ylim=c(-1.5,2.5), xlim=c(-3.5,2.5), xlab=c('CP1(40%)'), ylab=c('CP2(37%)'), cex=1)
x0<-0
y0<-0
for(i in 1:3){
xx1<-pc2[i,1]
yy1<-pc2[i,2]
arrows(x0,y0, x1=xx1, y1=yy1,length=0.08,angle=25,code=2,lwd=1.5,col="black",lty=1)
}
EJEEE=cmdscale(1-m$proximity)
c(sd(EJEEE[,1]),sd(EJEEE[,2]))/(sd(EJEEE[,1])+sd(EJEEE[,2]))
# el producto de este valor por la varianza total explicada es el % por cada eje.
text(pc2[c(1,3),1], pc2[c(1,3),2], labels = c( "Y", "P_Urbano "), cex = 1, col = "blue", adj=1, pos=2)
text(pc2[2,1], pc2[2,2], label = c("P_Bosque"), cex = 1, col = "blue", adj=1, pos=4)
ordisurf(x=pc, BD_Tesis2[, 'Total_ICA'], add=TRUE, col="red", isotropic = TRUE, knots = 45)
legend(-3.5,2.5, legend=c('Puntos muestreo'), col=c("grey"),pch=15)
legend(-3.5,-1.1, legend='ICA', col="red",pch='_', cex=1)
abline(h=0, col=c("grey"))
abline(v=0, col=c("grey"))

```

Anexo 7. Mapas de calidad de agua por épocas (seca y lluviosa).





Anexo 8. Fotografías del trabajo de campo y de laboratorio.



Coordinación con autoridades locales, Municipalidad Indígena de Sololá



Toma de muestras en la zona alta de la subcuenca del río San Francisco



Medición de parámetros fisicoquímicos en desembocadura del río San Francisco



Medición de turbidez en Laboratorio de Aguas –AMSCLAE–