

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).

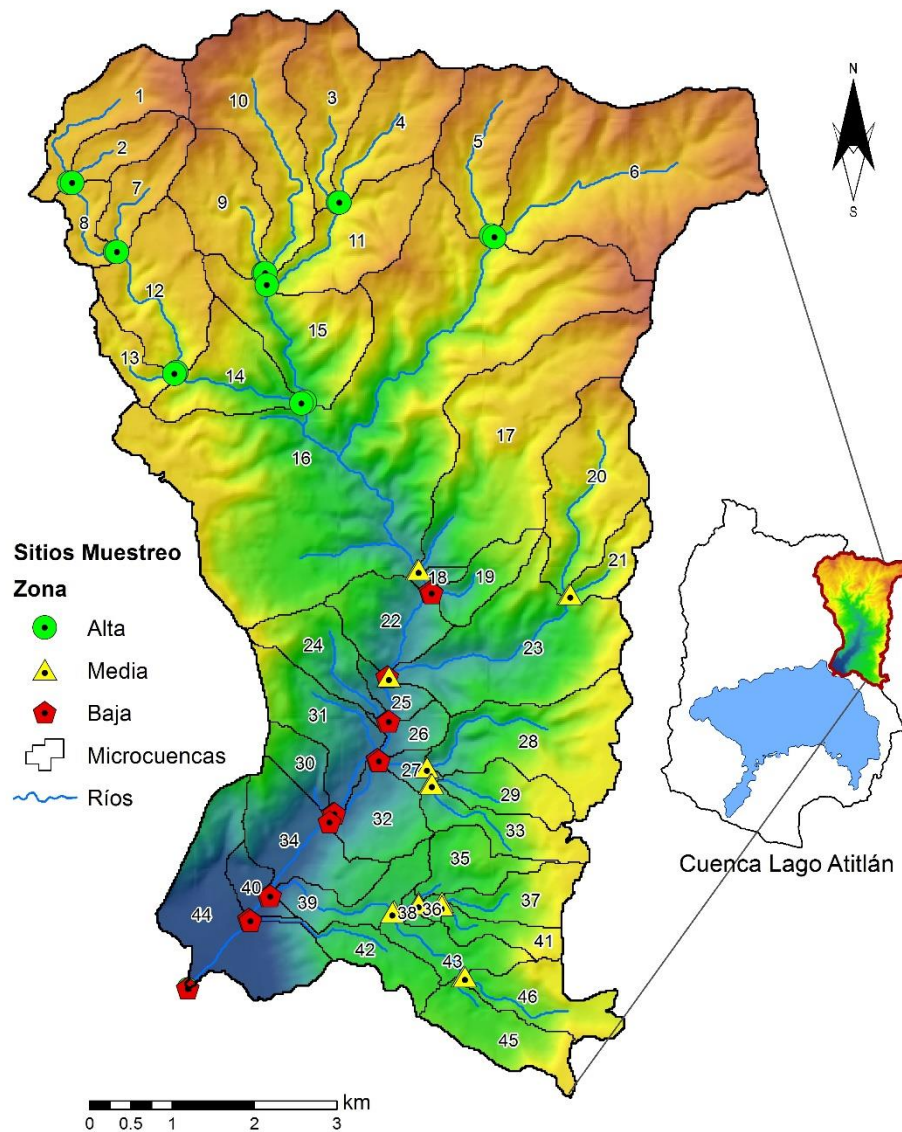


Figura 14. Sitios de muestreo subcuenca del río San Francisco, lago Atitlán, Guatemala

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 propiciando 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.

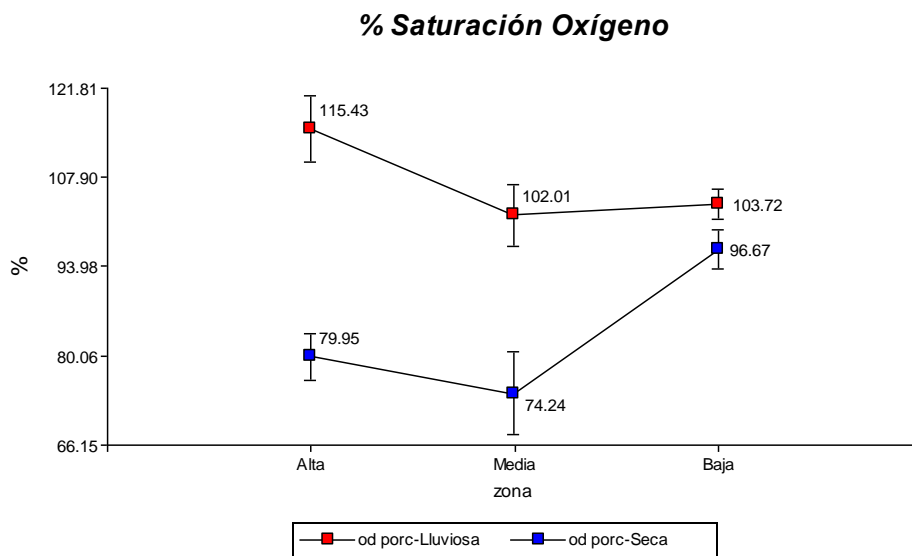


Figura 15. Variación temporal y espacial de la saturación del oxígeno disuelto en la subcuenca del río San Francisco, lago Atitlán, Guatemala.

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.

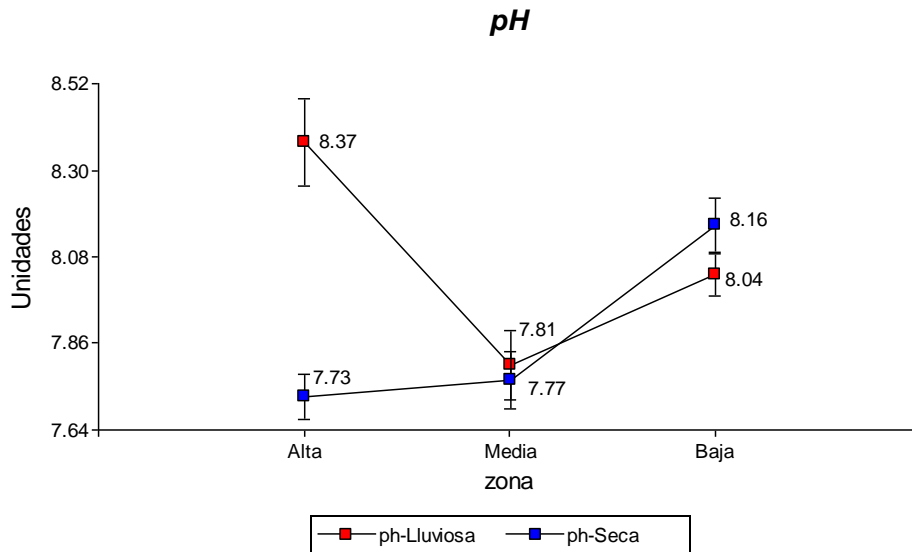


Figura 16. Variación temporal y espacial del pH en la subcuenca del río San Francisco, lago Atitlán, Guatemala

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.

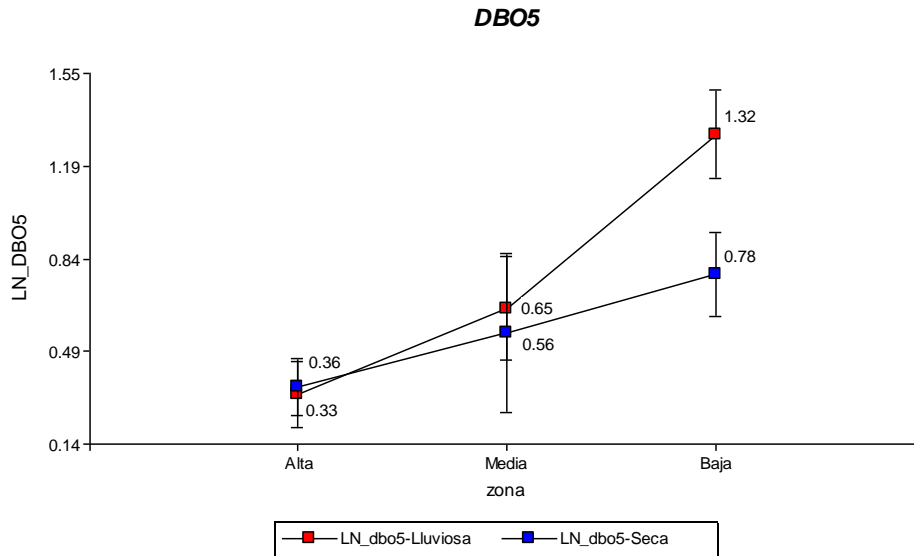


Figura 17. Variación temporal y espacial de DBO₅ en la subcuenca del río San Francisco, lago Atitlán, Guatemala

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).

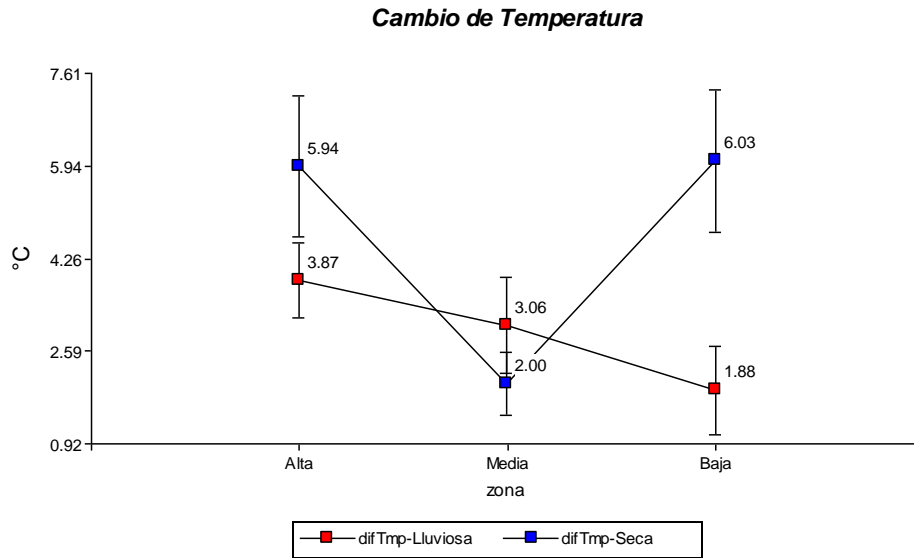


Figura 18. Variación temporal y espacial del cambio de temperatura en la subcuenca del río San Francisco, lago Atitlán, Guatemala

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).

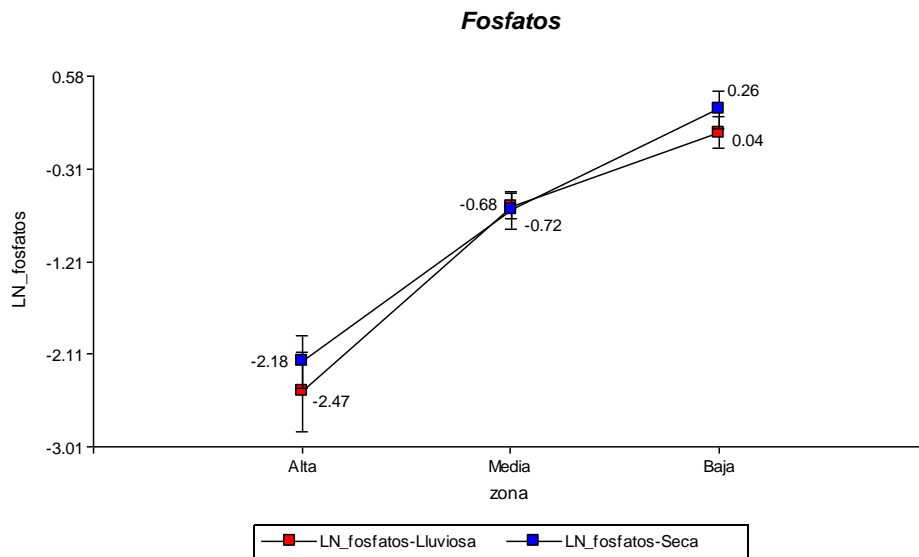


Figura 19. Variación temporal y espacial de fosfatos en la subcuenca del río San Francisco, lago Atitlán, Guatemala

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 $136.8 \text{ kg día}^{-1}$.

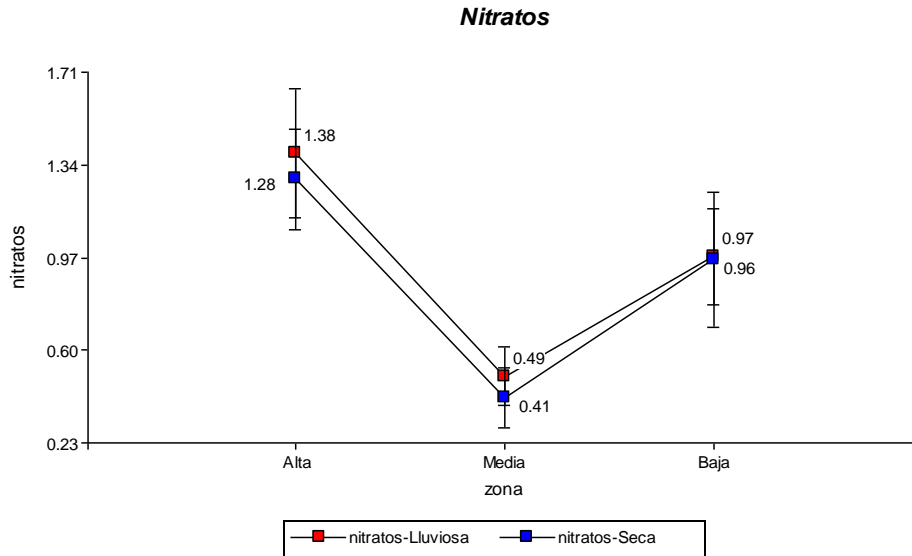


Figura 20. Variación temporal y espacial de nitratos en la subcuenca del río San Francisco, lago Atitlán, Guatemala

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.

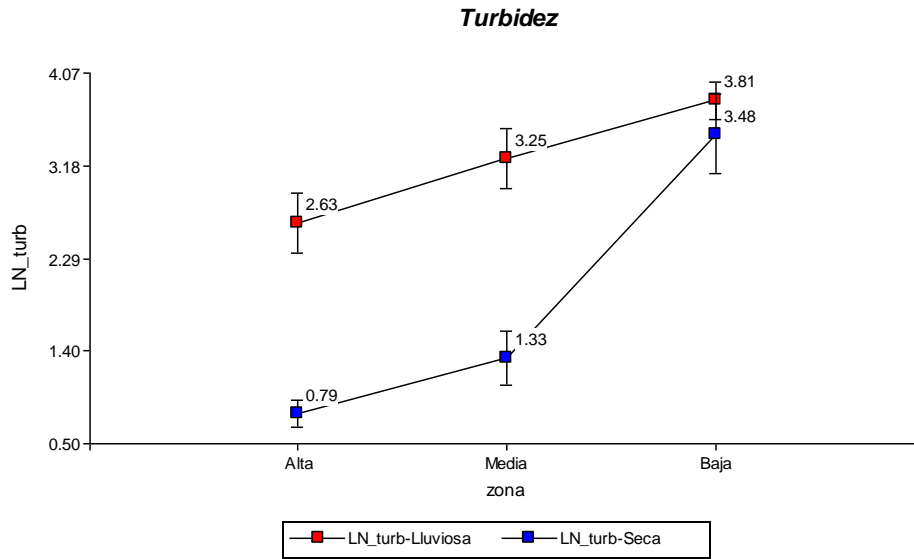


Figura 21. Variación temporal y espacial de la turbidez en la subcuenca del río San Francisco, lago Atitlán, Guatemala

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.

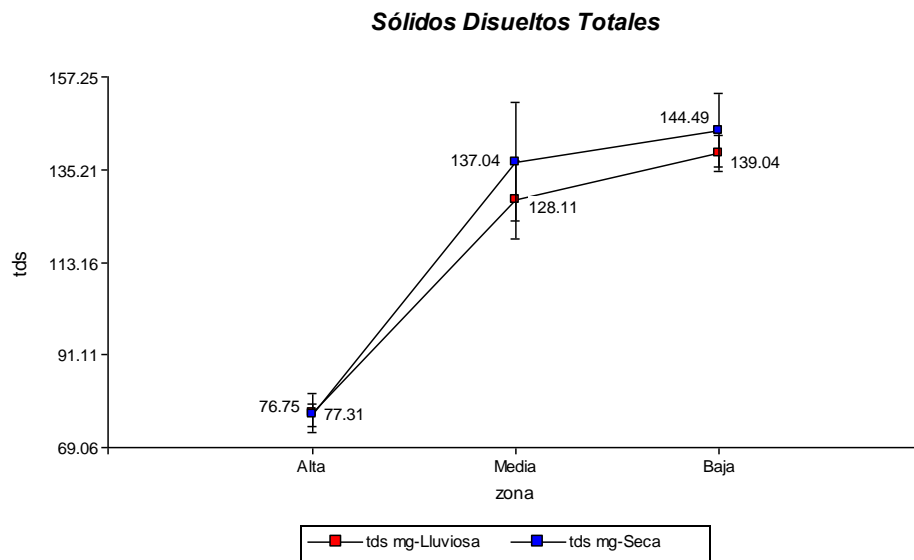


Figura 22. Variación temporal y espacial de la turbidez en la subcuenca del río San Francisco, lago Atitlán, Guatemala

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.

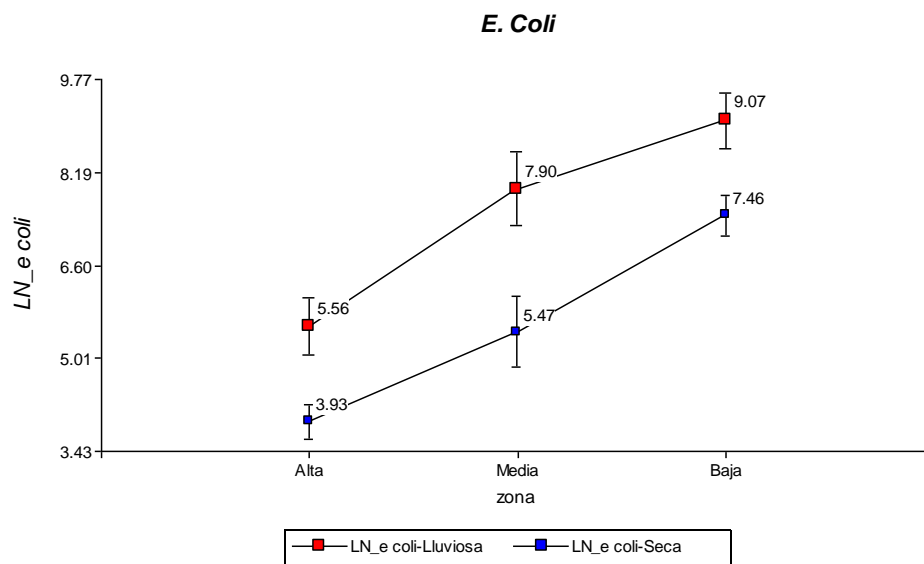


Figura 23. Variación temporal y espacial de *E. coli* en la subcuenca del río San Francisco, lago Atitlán, Guatemala

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).

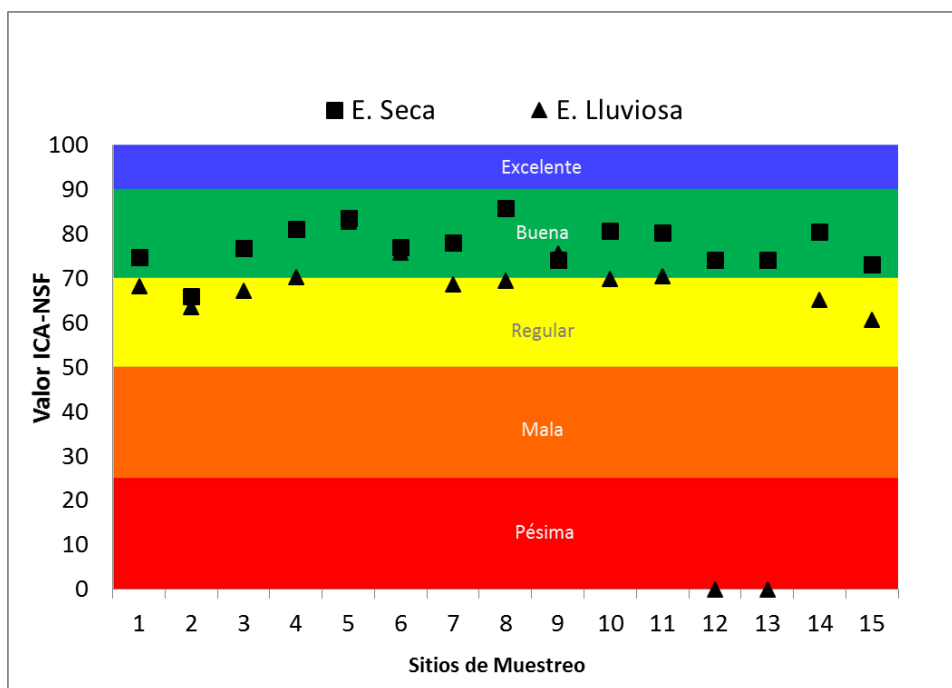


Figura 24. Índice de Calidad de Agua zona alta de la subcuenca del río San Francisco, lago Atitlán, Guatemala

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).

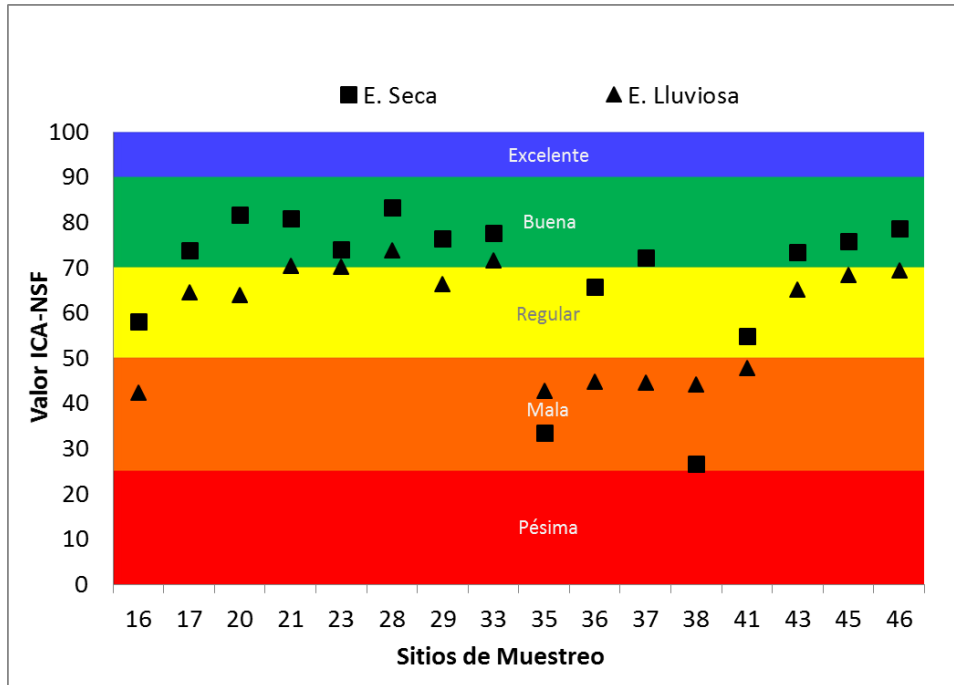


Figura 25. Índice de calidad de agua zona media de la subcuenca del río San Francisco, lago Atitlán, Guatemala

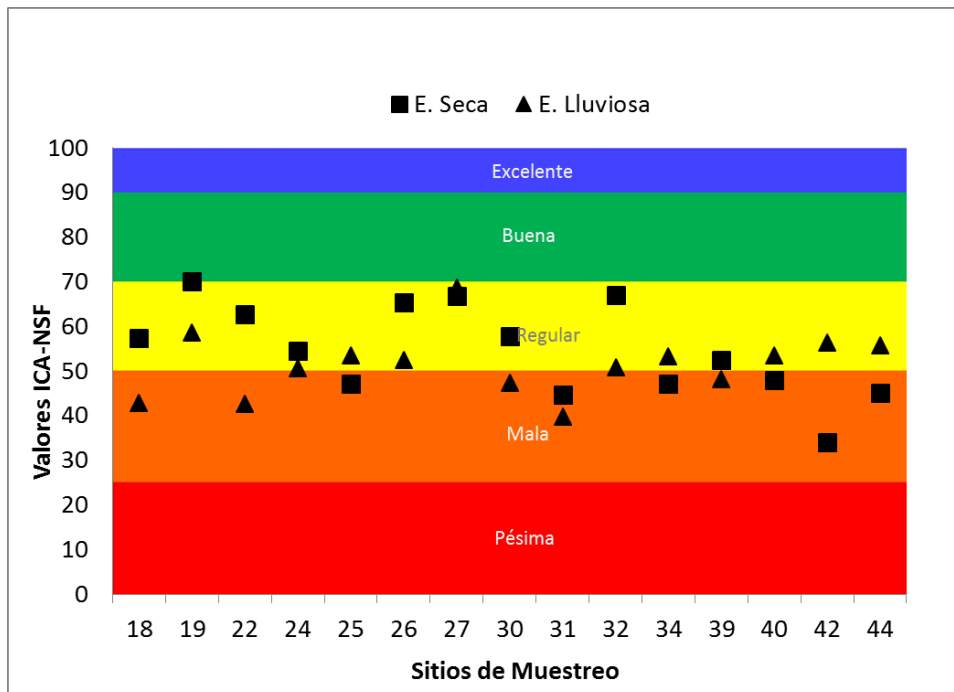


Figura 26. Índice de Calidad de Agua zona media de la subcuenca del río San Francisco, lago Atitlán, Guatemala

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).

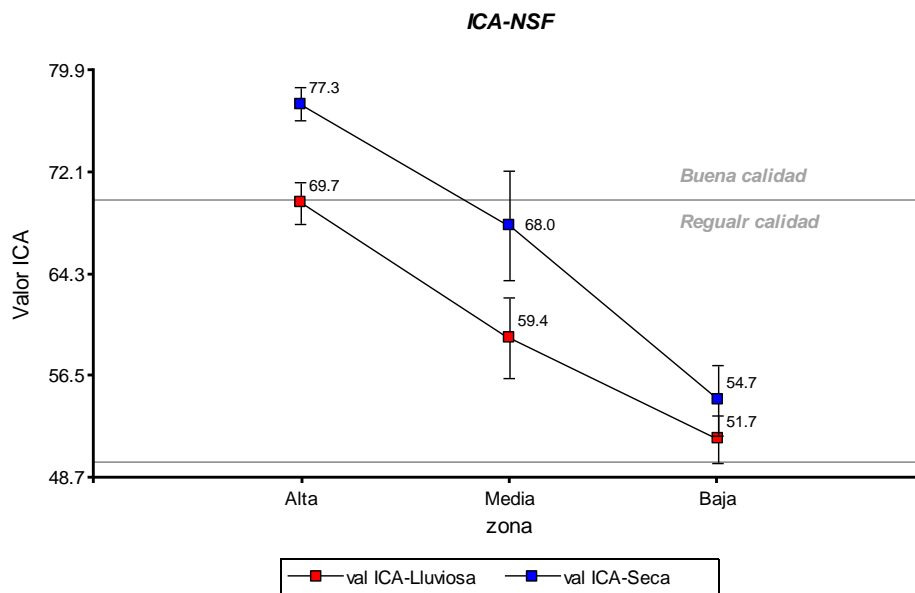


Figura 27. Medias del valor ICA-NSF por efecto temporal y espacial en la subcuenca del río San Francisco, lago Atitlán, Guatemala

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.

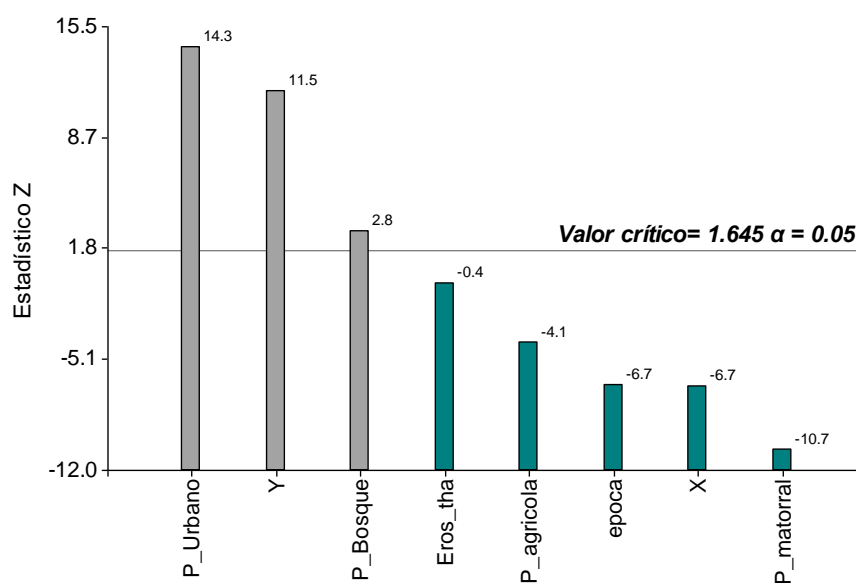


Figura 28. Variables importantes y significativas en el modelo *Random Forest*

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.

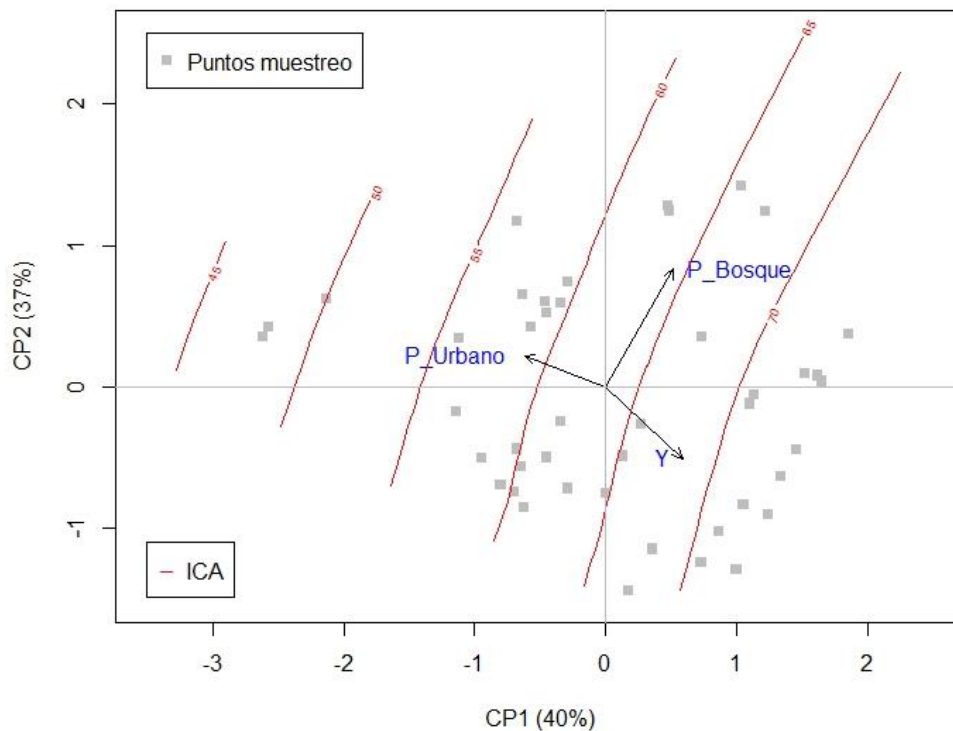


Figura 29. Componentes principales uso de la tierra y calidad de agua

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_Ngoeye/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