

Evaluación nutricional de cinco tributarios del Río Grande de Arecibo

Por

Yamilis Ocasio Rodríguez

Tesis sometida en cumplimiento parcial de los requisitos para el grado de

Maestro en Ciencias

en

Suelos

UNIVERSIDAD DE PUERTO RICO
RECINTO UNIVERSITARIO DE MAYAGÜEZ

Junio, 2006

Aprobado por:

Gustavo A. Martínez Rodríguez, Ph.D.
Presidente, Comité Graduado

Fecha

David Sotomayor-Ramírez, Ph.D.
Miembro, Comité Graduado

Fecha

Luis R. Pérez-Alegría, Ph.D.
Miembro, Comité Graduado

Fecha

Miguel A. Muñoz Muñoz, Ph.D.
Miembro, Comité Graduado

Fecha

Abner Rodríguez Carías, Ph.D.
Representante Estudios Graduados

Fecha

Miguel A. Muñoz Muñoz, Ph.D.
Director del Departamento

Fecha

ABSTRACT

The nutrient state of the surface water is a very important issue. The objective of this study was to evaluate the nutrient state of the surface water of five rivers in the Río Grande de Arecibo Watershed and the impact of possible pollutants sources of total phosphorus (TP). Thirty three stations operated by the United States Geological Survey (USGS) were evaluated, 9 of them showed TP values over 0.1 mg/L, the suggested level to indicate pollution in rivers. Five small watersheds located in areas with high levels of TP were monitored for 6 months. Measured parameters were TP, total Kjeldahl nitrogen (TKN), dissolved reactive phosphorus (DRP), suspended sediments (SS), pH, conductivity, total coliforms (TC) and chlorophyll *a* (Chl-*a*). Using the water quality data, water discharge (Q) and the contributing area, TP export coefficients were calculated for each small watershed studied. The results showed mean concentrations of TP, DRP, TKN y TC higher in watersheds with animal production landuse and high percentage of urban landuse. Highly significant correlations between TP and SS and TC were observed, which suggested that the movement of these pollutants occurred by similar transport mechanisms. The concentration of TP correlated significantly with Q showing the relevance of non point sources on the watersheds studied. The export coefficients estimated were 1.84 and 1.45 kgTP/ha/yr exported for subbasins with animal production landuse, and 0.68, 0.70 and 0.28 kgTP/ha/yr for areas with small sections of urban landuse. Areas with high concentration of animals represent a significant P source to surrounding waters.

RESUMEN

El estado nutricional de las aguas superficiales es un asunto de gran importancia. Este estudio tuvo como objetivo evaluar el estado nutricional de las aguas superficiales de cinco ríos en la cuenca del Río Grande de Arecibo y el impacto de posibles fuentes de contaminación con la cuantificación del exporte de fósforo total (TP). Se evaluaron 33 estaciones operadas por el Servicio Geológico de los Estados Unidos (USGS), de las cuales 9 presentaron valores de TP mayores de 0.1 mg/L, nivel sugerido para indicar contaminación en ríos. Se seleccionaron 5 microcuencas en las áreas con alto nivel de TP y se monitorearon durante 6 meses para TP, nitrógeno total Kjeldahl (TKN), fósforo reactivo disuelto (DRP), sedimentos suspendidos (SS), pH, conductividad, coliformes totales (TC) y clorofila *a* (Chl-*a*). Utilizando los datos de calidad de agua, descarga de agua (*Q*) y área contributiva, se calculó el coeficiente de exportación de TP de cada microcuenca. Los resultados muestran concentraciones promedio de TP, DRP, TKN y TC más altas en microcuencas con usos del terreno dedicados a la producción animal y con mayor porcentaje de área urbana. Las correlaciones significativas de TP con SS y TC infieren que el movimiento de estos contaminantes ocurre mediante mecanismos de transporte similares. La concentración de TP correlacionó significativamente con *Q* mostrando la relevancia de fuentes dispersas de contaminación con P en las microcuencas estudiadas. Se estimaron exportes de 1.84 y 1.45 kgTP/ha/año para áreas con producción animal, y 0.68, 0.70 y 0.28 kgTP/ha/año para áreas donde predomina la zona boscosa con pequeñas zonas sub-urbanas. Las zonas de mayor concentración de animales pueden ser grandes contribuyentes de P a los cuerpos de agua superficial.

AGRADECIMIENTOS

A Dios

Mi familia: mi esposo Rubén Quiñones, mis hijos Paola Andrea, Liam Max Enricco y Emma Yalied, mis padres Alicia Rodríguez y Miguel Ocasio, mis hermanas Alice y Vivian y otros

Comité graduado: Dr. Gustavo Martínez, Dr. David Sotomayor, Dr. Luis Pérez, Dr. Miguel Muñoz

Equipo GIS y Personal Administrativo (Jessenia Ortiz), Departamento de Ingeniería Agrícola y Biosistemas

Dr. Corredor y Laboratorio del Departamento de Ciencias Marinas, Isla Magueyes

Dr. Raúl Machiavelli

Sr. Javier Medina, Utuado USDA Service Center

Sr. Lionel Cruz y Prof. Luis Olivieri

Prof. Myrna Alameda, Laboratorio de Agronomía y Suelos, Finca Alzamora

Laboratorio de Suelos y Aguas: Sr. José Luis Guzmán, Sra. Onilda Santana

Personal de apoyo, Departamento de Agronomía y Suelos: Sr. Vidal Santiago y Sr. Ramón Aponte

Laboratorio Central Analítico y de Plaguicidas: Lic. Nilsa Acín, Dr. José Dumas, Prof. Rafael Montalvo, Sra. Zidnia Nieto, Sr. Esteban Rivera, Sra. Norma Corchado, Sra. Rosa Guadalupe

Centro de Cómputos, Facultad de Ciencias Agrícolas: Sr. David Ujaque

Personal Administrativo, Departamento de Agronomía y Suelos: Sra. Evelyn Roselló y Sra. Gloria Aguilar.

Prof. Liz Pagán, Bibliotecaria de la Estación Experimental Agrícola.

Personal de mantenimiento, Facultad de Ciencias Agrícolas: Blanca, Sammy, Bracero

Todo aquel que contribuyó significativamente al desarrollo de la investigación y al cumplimiento de los requisitos necesarios para que esta meta se lograra.

TABLA DE CONTENIDO

LISTA DE CUADROS.....	Página Viii
LISTA DE FIGURAS.....	X
LISTA DE SÍMBOLOS O ABREVIATURAS.....	Xii
LISTA DE APÉNDICES.....	Xiii
1. INTRODUCCIÓN.....	1
2. REVISIÓN DE LITERATURA.....	3
3. OBJETIVOS.....	11
4. MATERIALES Y MÉTODOS.....	12
4.1. Descripción de la cuenca estudiada.....	12
4.2. Identificación del área de estudio.....	13
4.2.1. Evaluación de datos para calidad de agua en estaciones operadas por USGS.....	13
4.2.2. Selección del área de estudio.....	14
4.3. Monitoreo del área de estudio.....	17
4.3.1. Descripción del monitoreo.....	17
4.3.2. Descripción del muestreo.....	18
4.3.3. Determinación de la descarga del agua.....	19
4.4. Análisis de agua.....	20
4.4.1. Fósforo total.....	20
4.4.2. Sedimentos suspendidos.....	21

TABLA DE CONTENIDO (CONT.)

	Página
4.4.3. Fósforo reactivo disuelto.....	21
4.4.4. Nitrógeno total Kjeldahl.....	22
4.4.5. Clorofila – a.....	22
4.5. Análisis bacteriológico de agua.....	23
4.6. Análisis de suelo.....	24
4.6.1. Fósforo disponible.....	24
4.6.2. Calcio, magnesio, y potasio intercambiables.....	24
4.7. Determinación de coeficiente de exportación de fósforo total.....	25
4.8. Índice de fósforo.....	26
4.8.1. Descripción de las fincas muestreadas.....	26
4.8.2. Determinación del índice de fósforo.....	27
4.9. Análisis estadístico.....	28
5. RESULTADOS.....	29
5.1. Evaluación de datos de calidad de agua en estaciones operadas por USGS.....	29
5.2. Usos del terreno en las áreas estudiadas.....	32
5.3. Análisis de agua.....	39
5.3.1. Fósforo total.....	39
5.3.2. Fósforo reactivo disuelto.....	46
5.3.3. Nitrógeno total Kjeldahl.....	48
5.3.4. Sedimentos suspendidos.....	50

TABLA DE CONTENIDO (CONT.)

	Página
5.3.5. Clorofila – a.....	52
5.3.6. Coliformes totales.....	54
5.4. Determinación del coeficiente de exportación de fósforo total.....	57
5.5. Índice de fósforo.....	59
6. DISCUSIÓN.....	66
7. CONCLUSIONES.....	72
8. LITERATURA CITADA.....	74
9. APÉNDICES.....	77

LISTA DE CUADROS

	Página
Cuadro 1: Estándares establecidos por la Junta de Calidad Ambiental utilizados para la caracterización de muestras de agua (JCA, 2004).....	14
Cuadro 2: Área de microcuencas de ríos y quebradas utilizados en el estudio.....	16
Cuadro 3: Correlaciones de fósforo total (TP) con algunos de los parámetros medidos por USGS en las estaciones con alto TP para los meses de octubre 2000 y marzo 2001.....	31
Cuadro 4: Usos predominantes del terreno en las microcuencas estudiadas.....	33
Cuadro 5: Valores de promedio y mediana de TP para las 5 estaciones.....	39
Cuadro 6: Correlaciones entre parámetros para la estación 1.....	43
Cuadro 7: Correlaciones entre parámetros para la estación 2.....	44
Cuadro 8: Correlaciones entre parámetros para la estación 3.....	44
Cuadro 9: Correlaciones entre parámetros para la estación 4.....	45
Cuadro 10: Correlaciones entre parámetros para la estación 5.....	45
Cuadro 11: Valores de promedio y mediana de DRP para las 5 estaciones.....	47
Cuadro 12: Valores de promedio y mediana de TKN para las 5 estaciones.....	50
Cuadro 13: Valores de promedio y mediana de SS para las 5 estaciones.....	52
Cuadro 14: Valores de promedio y mediana de Chl-a para las 5 estaciones.....	53
Cuadro 15: Valores de promedio y media geométrica de TC para las 5 estación...	55
Cuadro 16: Coeficientes de exportación de fósforo total (CEP) calculados en base a los datos en el estudio y los obtenidos utilizando coeficientes de exporte tomados de la literatura.....	58
Cuadro 17: Caracterización básica de parámetros necesarios para la determinación del Índice de Fósforo (PI) y la interpretación del valor numérico de PI para la finca #1 (vaquería).....	60

LISTA DE CUADROS (CONT.)

	Página
Cuadro 18: Caracterización básica de parámetros necesarios para la determinación del Índice de Fósforo (PI) y la interpretación del valor numérico de PI para la finca #2 (avícola).....	61
Cuadro 19: Caracterización básica de parámetros necesarios para la determinación del Índice de Fósforo (PI) y la interpretación del valor numérico de PI para la finca #3 (café).....	62
Cuadro 20: Resultados del estudio realizado por Ortega (2005) sobre el índice de fósforo y el contenido de TP en el agua de escorrentía para suelos con aplicación de desecho orgánico (DOA).....	69

LISTA DE FIGURAS

	Página
Figura 1: Cuenca del Río Grande de Arecibo incluyendo las delineaciones de las microcuencas seleccionadas.....	16
Figura 2: División del canal de agua en secciones para la toma de muestras en donde Li es la longitud de la sección, Vi es la velocidad del agua en la sección y Pi es la profundidad de la sección.....	18
Figura 3: Concentración de fósforo total (TP) de las estaciones USGS evaluadas para los meses de octubre de 2000 y febrero de 2001.....	29
Figura 4: Cuenca de Río Grande de Arecibo, incluyendo los puntos de muestreo del estudio, las estaciones USGS con alto TP y las estaciones USGS evaluadas para calidad de agua.....	30
Figura 5: Usos del terreno de la microcuenca de Quebrada Sábana Grande.....	34
Figura 6: Usos del terreno de la microcuenca de Quebrada Juá.....	35
Figura 7: Usos del terreno de la microcuenca de Río Caonillas.....	36
Figura 8: Usos del terreno de la microcuenca de Río Jaucas.....	37
Figura 9: Usos del terreno de la microcuenca de Río Saliente.....	38
Figura 10: Concentración de fósforo total (TP) con respecto a la fecha de muestreo.....	41
Figura 11: Relación de fósforo asociado a los sedimentos con sedimentos suspendidos.....	42
Figura 12: Contenido promedio de fósforo total (TP) y fósforo reactivo disuelto (DRP).....	43
Figura 13: Concentración de fósforo reactivo disuelto (DRP) con respecto a la fecha de muestreo.....	46
Figura 14: Relación de clorofila a (Chl-a) con fósforo reactivo disuelto (DRP) para las estaciones 4 y 5.....	48
Figura 15: Concentración de nitrógeno total Kjeldahl (TKN) con respecto a la fecha de muestreo.....	49

LISTA DE FIGURAS (CONT.)

	Página
Figura 16: Concentración de sedimentos suspendidos (SS) con respecto a la fecha de muestreo.....	51
Figura 17: Concentración de clorofila a (Chl-a) con respecto a la fecha de muestreo.....	54
Figura 18: Concentración de coliformes totales (TC) con respecto a la fecha de muestreo.....	56
Figura 19: Vaquería muestreada para aplicar el índice de fósforo. Los predios 1, 2 y 3 están delineados de color verde fluorescente.....	65

LISTA DE SÍMBOLOS O ABREVIATURAS

RGA $\equiv$ Río Grande de Arecibo

USGS $\equiv$ Servicio Geológico de los Estados Unidos

P $\equiv$ Fósforo

TP $\equiv$ Fósforo Total

DRP $\equiv$ Fósforo Reactivo Disuelto

TKN $\equiv$ Nitrógeno Total Kjeldahl

SS $\equiv$ Sedimentos Suspendidos

TC $\equiv$ Coliformes Totales

Chl-a $\equiv$ Clorofila a

Q $\equiv$ Descarga de agua

JCA $\equiv$ Junta de Calidad Ambiental de Puerto Rico

USEPA $\equiv$ Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos

L $\equiv$ Litro

s $\equiv$ segundo

mg $\equiv$ miligramo

kg $\equiv$ kilogramo

ha $\equiv$ hectárea

CEP $\equiv$ Coeficiente de Exporte de Fósforo Total

PI $\equiv$ Índice de fósforo

DOA $\equiv$ Desecho orgánico aplicado

Nota: Las abreviaturas antes definidas se identifican con sus siglas en inglés para mantener consistencia con las abreviaturas en la literatura citada y otros documentos internacionales.

LISTA DE APÉNDICES

	Página
Apéndice A: Procedimientos de análisis de agua.....	78
Apéndice B: Procedimientos de análisis de suelo.....	84
Apéndice C: Caracterización de estaciones USGS para algunos de los parámetros	86
Apéndice D: Resultados de los análisis para Q, SS, DRP, TP y TKN por fecha de muestreo.....	88
Apéndice E: Datos para la determinación de la descarga de agua para las estaciones monitoreadas.....	90
Apéndice F: Resultados de los análisis de TC por fecha de muestreo.....	92
Apéndice G: Resultados del análisis de Chl-a por fecha de muestreo.....	93
Apéndice H: Resultados del análisis estadístico.....	94

INTRODUCCIÓN

El estado nutricional de las aguas superficiales en Puerto Rico es un asunto de importancia para la salud y calidad de vida. El sobre enriquecimiento de los cuerpos de agua con nutrientes y la contaminación con organismos patógenos afecta adversamente su uso para el consumo público, industrial y agrícola, o como hábitat para la vida silvestre (USEPA 2005). Las fuentes potenciales de contaminación con nutrientes están relacionadas con escorrentías de áreas en cultivos agrícolas, aguas residuales o de escorrentía provenientes de zonas urbanas, fincas productoras de animales, y descargas indebidas realizadas por sistemas de alcantarillado, pozos sépticos y zonas industriales (Hubbard, et al., 2003).

Los nutrientes han sido identificados por la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (USEPA por sus siglas en inglés, 2002a) como la causa principal de contaminación de lagos y ríos, y la segunda causa del deterioro de los cuerpos de agua superficial en Estados Unidos. En Puerto Rico, Martínez (2002) evaluó los niveles de nutrientes en diferentes embalses, indicando que más del 50% presentaban niveles de fósforo sobre lo establecido para mantener la integridad biológica de los embalses. Sotomayor-Ramírez et al. (2001), resumió la tendencia histórica de concentraciones de fósforo (P) para 22 estaciones de monitoreo de 11 ríos durante 1989 – 1997. Cuatro de los once ríos estudiados tenían una mediana para TP por encima de 0.1 mg/L (nivel sugerido como límite de calidad para ríos), mientras que en el resto de los ríos se detectaron niveles de TP que sobrepasaron esta concentración en 25% de los muestreos.

Este y otros estudios realizados reflejan la necesidad de establecer un análisis más detallado de la calidad de las aguas superficiales en Puerto Rico (Ramos-Ginés, 1997).

Puerto Rico cuenta con 8,681 kilómetros de ríos y quebradas (USEPA, 2002a). La mayoría de los cuerpos de agua superficial son utilizados para la recreación pública, desde pasadías familiares hasta la práctica de deportes. Otros cuerpos de agua son conservados para el desarrollo de vida silvestre. Los embalses son utilizados mayormente como reservas de agua potable que suplen áreas residenciales, comerciales, industriales y agrícolas. La cuenca del Río Grande de Arecibo (RGA) es una de las más extensas de la isla. Su extensión territorial es de aproximadamente 769 kilómetros cuadrados (Ramos-Ginés, 1997) y está localizada en la parte norte central de Puerto Rico. La cuenca de RGA ha sido clasificada categoría I en el Inventario de Cuencas Hidrográficas realizado (USDA-NRCS, 1998). Esta clasificación significa que los estándares de calidad de agua establecidos han sido excedidos para algunos parámetros en términos de magnitud y frecuencia, por lo que necesita restauración inmediata.

Este estudio tiene como propósito principal evaluar el estado nutricional del agua superficial en la cuenca de RGA. La evaluación busca cuantificar el impacto de diversas fuentes de contaminación en el estado nutricional de varios cuerpos de agua en la cuenca.

REVISIÓN DE LITERATURA

El agua es un recurso vital para el ser humano y su medio ambiente, y de su calidad depende el buen funcionamiento de todos los sistemas de un organismo viviente. La Ley de Agua Limpia (CWA, por sus siglas en inglés) establece que la calidad del agua debe ser evaluada y mantenida de acuerdo al uso establecido (USEPA, 2002b). Aportaciones excesivas de nutrimentos a un cuerpo de agua superficial disminuyen la calidad del agua y puede llevarlo a un estado eutrófico. La eutroficación es una condición en un ecosistema acuático en el que altas concentraciones de nutrimentos provoca el crecimiento desmedido de algas (USEPA, 2005). Además de reducir el oxígeno disuelto en el agua, el estado eutrófico promueve la formación de sustancias tóxicas, emanación de malos olores, aspecto desagradable y, potencialmente, la degradación del cuerpo de agua.

La contaminación de los cuerpos de agua puede ocurrir por fuentes precisas y fuentes dispersas. Las descargas industriales y las plantas de tratamiento de aguas son ejemplos de fuentes precisas de contaminación, que pueden ser detectadas y evaluadas en caso de que se requiera algún tratamiento previo al descargue. Una fuente de contaminación dispersa ocurre cuando el agua de lluvia o de irrigación fluye sobre el suelo o a través de éste, tomando contaminantes y depositándolos en ríos, lagos y aguas costeras, o al agua subterránea (USEPA, 1996). Las fuentes dispersas poseen una procedencia incierta (USEPA, 1994), lo que requiere un análisis más intenso de las áreas contaminadas para que la evaluación e identificación de las posibles fuentes de

contaminación permitan aplicar algún tratamiento antes de que llegue al cuerpo de agua. Las prácticas agrícolas mal aplicadas como son la sobre fertilización y la aplicación excesiva de desechos de animales, las prácticas relacionadas a la industria de la construcción y descargas indebidas de comunidades aledañas al cuerpo de agua son propulsoras de fuentes dispersas de contaminación.

Actualmente las fuentes precisas de contaminación en Estados Unidos y sus territorios son monitoreadas y reguladas por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (USEPA). El CWA (sección 402) describe el programa para regular los sistemas de descarga de contaminantes (NPDES, por sus siglas en inglés). Esta sección establece las medidas a seguir para manejar las descargas de contaminantes a partir de fincas productoras de animales, y facilidades concentradas en acuicultura y silvicultura, de manera que minimicen su participación en el deterioro de los cuerpos de agua superficial. El Inventario Nacional de Calidad de Agua publica cada dos años, bajo la sección 305 (b) de la Ley CWA, los reportes de los Estados en cuanto a la contaminación de sus cuerpos de agua y las posibles fuentes de contaminación. El inventario del 2000 indica que los contaminantes transportados por precipitación y escorrentía desde zonas agrícolas y urbanas son la fuente principal de contaminación de los cuerpos de agua superficial (USEPA, 2002a). El documento señala a los nutrientes como la causa principal de contaminación y la segunda en deterioro de lagos y ríos en Estados Unidos. En Puerto Rico, la escorrentía desde las zonas urbanas y las descargas indebidas del sistema de alcantarillado son la fuente principal de contaminación de agua superficial (USEPA, 2002a). Según lo establece la sección 305 (b) en el informe del año 2000, la

mayoría de los ríos y quebradas de la isla están contaminados, 68% de éstos incumplen con los estándares de vida acuática y el 77% incumplen con los estándares de contacto público (USEPA, 2002a).

Martínez (2002), evaluó los niveles de nutrimentos en diferentes embalses (sistemas lénticos) para calcular un criterio numérico para nitrógeno y fósforo que se utilizaría como base para preservar la integridad química e hidrológica de los embalses. En el estudio se indicó que más del 50% de los embalses evaluados presentaban niveles de fósforo sobre lo establecido para mantener su integridad biológica. Los efectos de la contaminación con nutrimentos en sistemas lóticos (fluyentes) no se ve con tanta definición como en sistemas lénticos (Kalff, 2002), sin embargo se debe considerar que la acumulación de nutrimentos en los embalses tiene su origen en los tributarios. Sotomayor-Ramírez et al. (2001), resumió la tendencia histórica de concentraciones de fósforo total (TP) para 22 estaciones de monitoreo de 11 ríos durante 1989 – 1997. Cuatro de los 11 ríos estudiados tenían una mediana para TP por encima de 0.1 mg/L, mientras que para el resto de los ríos, se detectaron niveles de TP sobrepasando esta concentración en 25% de los muestreos. Estos estudios reflejan la necesidad de establecer un monitoreo intensivo para conocer y propulsar el mantenimiento de su estado nutricional.

El fósforo (P) es considerado como el nutrimento más relevante en la contaminación de cuerpos de agua superficial. Ha sido identificado como el factor limitante para el crecimiento acelerado de algas y vegetación acuática (Kalff, 2002). El P

es un elemento obtenido por las plantas en forma de H_2PO_4^- y HPO_4^{2-} y es necesario para la fotosíntesis y la síntesis de proteínas (Johnston et al., 1997). En suelos, el P existe en forma orgánica, como fosfolípidos en ácidos húmicos y fúlvicos, y en forma inorgánica, dominada por sesquióxidos de hierro y aluminio en suelos ácidos y compuestos de calcio y magnesio en suelos alcalinos (Sharpley, 1995). Existen varios mecanismos de transporte de fósforo a los cuerpos de agua, como el movimiento en su forma soluble y el desplazamiento asociado a particulado, adsorbido a la superficie coloidal ya sea de los sedimentos o materiales erosionados. El fósforo asociado a los sedimentos constituye la mayor parte (75-90%) del P transportado al agua a partir de suelos cultivados (Sharpley, 1995), y aunque no está inmediatamente disponible para las algas, es una fuente potencial de fósforo disuelto.

Actualmente, el límite de la concentración de TP en cuerpos de agua superficial de la isla es de 1000 $\mu\text{g/L}$ (JCA, 2004). En los Estados Unidos, la USEPA desarrolla y publica los estándares de calidad de agua y otra información relevante para ayudar a los Estados a proteger la vida acuática y silvestre en los cuerpos de agua, así como también proteger las áreas designadas para la recreación (USEPA, 2002a). Los estándares establecidos por la USEPA fluctúan entre 10 y 80 $\mu\text{gTP/L}$ para ríos y quebradas en 14 Eco-regiones (USEPA, 2002b). USEPA (1986) recomienda que no se sobrepase la concentración de 50 $\mu\text{gTP/L}$ en ríos que entran en lagos y 100 $\mu\text{gTP/L}$ en cuerpos de agua fluyentes para minimizar el impacto en cuerpos de agua dulce. Acorde con esta recomendación, en este estudio se utilizó este valor para identificar zonas impactadas.

El nitrógeno (N) es otro nutrimento relevante en la contaminación del agua. Es un elemento esencial para todos los organismos en los procesos básicos como en la síntesis de proteínas (Kramer, 2004). El nitrógeno se obtiene de la atmósfera mediante el proceso de fijación, en el que el nitrógeno gaseoso es convertido en amonio por una variedad de organismos como las algas azul-verdosas, las bacterias *Azobacter*, y las bacterias asociadas a las plantas leguminosas (Follett, 1995). El nitrógeno se transporta mayormente en forma disuelta, por la alta solubilidad del nitrato. El amonio en la solución del suelo o adherido a la superficie de las partículas, puede convertirse fácilmente en nitrato y nitrito, lo que representa una preocupación para la salud de los seres humanos. Altas concentraciones de nitrato en el agua consumida por los seres humanos aumentan el riesgo de ocasionar methemoglobinemia (síndrome del bebé azul), enfermedad que resulta de la oxidación del hierro por el nitrato, reduciendo la capacidad de la molécula de la hemoglobina para transportar oxígeno; mientras que el nitrito es considerado un compuesto carcinógeno (Hubbard et al, 2003). Los desechos humanos son contribuyentes de nitrato y amonio al agua, así como también los fertilizantes aplicados de manera excesiva y las descargas industriales (Follet, 1995).

El movimiento de sedimentos por escorrentía a partir de terrenos que han sido contaminados y tienen poca o ninguna cubierta vegetal, aumentan la posibilidad de contaminación con nutrimentos (Russell et al., 1998, Hubbard et al., 2003). Esto promueve un aumento en la concentración de TP, por la cantidad de fosfatos adheridos a los sedimentos. En sistemas lénticos, los sedimentos se asientan en el fondo, sin embargo en sistemas lóticos, parte de los sedimentos se mantienen suspendidos en la parte

superficial de la columna de agua, convirtiéndolos en grandes propulsores de contaminación con P. Esto es porque al ser arrastrado por escorrentía entra directamente en la zona fótica o superficial del sistema, liberando el P adherido e induciendo una mayor producción de algas.

La cantidad de algas existentes en la zona fótica, que es la de mayor productividad desde el punto de vista biológico, va a depender de la cantidad de nutrientes que pueda obtener de esa zona (Kalff, 2002). El crecimiento excesivo de algas en la superficie del cuerpo de agua es un indicativo de contaminación, por lo que la concentración de *clorofila a* en el agua se utiliza como parámetro para medir contaminación. La *clorofila a* (Chl-a) es un fotoreceptor que se encuentra en los cloroplastos de las plantas, parecido a la hemoglobina de los seres humanos. Las algas utilizan la clorofila, al igual que otras plantas, para convertir la luz solar en compuestos orgánicos en el proceso de fotosíntesis. Al ser un fotoreceptor característico de todas las plantas y, en este caso, de las algas, es utilizado como indicador de la existencia de algas en la zona fótica del cuerpo de agua. Una cantidad alta en Chl-a implica que hay una cantidad alta de algas en el cuerpo de agua (Kalff, 2002), la cual pudiera estar relacionado a un aumento en la concentración de nutrientes en el agua.

La contaminación con nutrientes también está relacionada a los desechos humanos y de animales que no son manejados adecuadamente (Victor, et al., 2002). Las heces fecales son portadoras de organismos patógenos, virus y bacterias, que son responsables de la mayoría de los problemas intestinales como gastroenteritis, hepatitis A

y la fiebre tifoidea. Los coliformes fecales y enterococos son grupos de bacterias que se encuentran comúnmente en los intestinos de seres humanos y de animales de sangre caliente (USEPA, 2003). Su función en el cuerpo animal es hacer parte de la digestión de los alimentos, por lo que son encontradas en las heces fecales y su presencia está relacionada con posibles patógenos. La concentración de coliformes totales en el agua ha sido utilizada como medida indicativa de contaminación, por lo que se utiliza para identificar si el agua puede ser utilizada para consumo humano.

El Índice de Fósforo (PI) es una herramienta utilizada para la identificación de suelos con alto potencial de transporte de fósforo hacia los cuerpos de agua superficial (USDA-NRCS, 1994, Martínez et al., 2002). Inicialmente, fue desarrollado por el Departamento de Agricultura de los Estados Unidos (USDA, por sus siglas en inglés), sin embargo, dadas las diferentes condiciones entre esta región y la del Caribe, fue modificado para hacerlo más aplicable a las condiciones del Caribe (Martínez et al., 2002). La adaptación realizada evalúa por separado los factores de transporte y características de la fuente de fósforo para luego combinarlas de forma multiplicativa. Los criterios de evaluación que corresponden al transporte toman en cuenta la erosión del suelo, el tipo de escorrentía y la distancia de la fuente al cuerpo de agua. La fuente de contaminación evalúa aspectos como la concentración de P en el suelo, la razón de aplicación de fertilizantes con P-inorgánicos, el método de aplicación de dichos fertilizantes, la razón de aplicación de fuentes de P-orgánico y el método de aplicación utilizado. El PI tiene como propósito proveer la información necesaria para asesorar y

planificar el uso adecuado al terreno, de manera que se puedan aplicar prácticas de manejo que minimicen el potencial de movimiento de P a los cuerpos de agua superficial.

El efecto contraproducente que tienen los usos del terreno en la calidad del agua superficial es atribuido a las diferentes fuentes de nutrimentos y sedimentos (Payraudeau et al, 2001, Quinn y Stroud, 2002). Estudios en Estados Unidos indican que la agricultura es una de las causas mayores del deterioro de los cuerpos de agua superficial. En Puerto Rico, se han realizado estudios que sugieren que las fuentes dispersas como prácticas agrícolas y descargas de desechos humanos, son donde recae el mayor deterioro de la calidad del agua superficial en la isla (Martínez, 2002, Sotomayor et al., 2001, Ramos-Ginés, 1997). Entre los diferentes usos del terreno, la zona boscosa cubre la mayor parte de la isla, sin embargo las áreas agrícolas y urbanas son las de mayor preocupación (Helmer et al., 2002), puesto que es posible que el deterioro de los cuerpos de agua superficial esté en aumento debido a los usos del terreno asociados a las actividades humanas. El impacto de los diferentes usos del terreno en el agua superficial puede ser medido de acuerdo a las cantidades de nutrimentos exportadas de cada zona. La determinación de la exportación de nutrimentos del terreno dentro de una cuenca, permite conocer el nivel de contaminación de un cuerpo de agua y comparar el estado nutricional de diferentes cuencas según sean afectadas por sus usos del terreno. El coeficiente de exportación se utiliza para estimar el contenido de nutrimentos de una cuenca (Reckhow et al., 1980) y para predecir los cambios en la calidad del agua (Johnes, 1996). Estos parámetros son utilizados para la implementación de estrategias para controlar la contaminación de un cuerpo de agua.

OBJETIVOS

- Evaluar el estado nutricional del agua superficial en cinco microcuencas de la cuenca del Río Grande de Arecibo (RGA).
- Observar las relaciones de TP con otros parámetros relacionados con la contaminación de las aguas superficiales.
- Cuantificar la exportación de TP de las microcuencas estudiadas a los cuerpos de agua superficial.
- Evaluar el impacto potencial con TP de diferentes usos del terreno a los cuerpos de agua superficial.

MATERIALES Y MÉTODOS

4.1 Descripción de la cuenca estudiada

La cuenca del Río Grande de Arecibo (RGA, Figura 1) tiene una extensión territorial de aproximadamente 769 kilómetros cuadrados (Ramos-Ginés, 1997) y está localizada en la parte norte central de Puerto Rico. Se extiende desde Adjuntas hasta la desembocadura del río en la costa de Arecibo, incluyendo los municipios de Ciales, Jayuya y Utuado. El norte de la cuenca de RGA es parte de la zona cárstica de la isla, y el centro y sur de la cuenca es parte de la cordillera central. Los tributarios principales son Río Maguana, Río Caonillas, Río Cidra, Río Guánica, Río Jaucas, Río Limón, Río Pellejas, Río Tanamá, Río Vacas y Río Viví. La cuenca contiene las reservas de agua Lago Caonillas, Lago Dos Bocas y Lago Garzas. RGA ha sido clasificada categoría I en el Inventario de Cuencas Hidrográficas realizado por el Departamento de Agricultura de los Estados Unidos (USDA-NRCS, 1998), lo que significa que los estándares de calidad de agua han sido excedidos para algunos parámetros en términos de magnitud y frecuencia, por lo que necesita restauración inmediata. Es necesario evaluar con detalle el estado nutricional de las aguas superficiales en la cuenca del Río Grande de Arecibo para reconocer e identificar las posibles fuentes de contaminación que pudieran estar contribuyendo al deterioro de la calidad del agua.

4.2 Identificación del área de estudio

4.2.1. Evaluación de datos de calidad de agua en estaciones operadas por USGS

El estado nutricional de varios tributarios al RGA fue evaluado a partir de un análisis de calidad de agua realizado en 33 estaciones de monitoreo operadas por el Servicio Geológico de los Estados Unidos (USGS, por sus siglas en inglés) en los meses de octubre de 2000 y marzo de 2001. Los datos de ambos eventos de muestreos fueron obtenidos del Sistema de Información de Aguas Nacionales en la página de Internet de USGS (<http://nwis.waterdata.usgs.gov/pr/nwis/measurements>). Los archivos contenían datos de diferentes parámetros que miden la calidad del agua (Apéndice C). Estos datos fueron comparados con los valores estándares establecidos por la Junta de Calidad Ambiental (JCA, Cuadro 1). Para efectos de este estudio, se utilizó el valor de 0.1 mgTP/L para identificar áreas de impacto con fósforo total, según lo recomienda la USEPA (1986). Los datos de las estaciones USGS impactadas con TP se compararon mediante correlaciones con otros parámetros que han sido señalados como promotores de contaminación de los cuerpos de agua superficial para evaluar posibles asociaciones entre los mismos.

Cuadro 1: Estándares establecidos por la Junta de Calidad Ambiental utilizados para la caracterización de muestras de agua (JCA, 2004).

Parámetro	Estándar
Turbiedad (ntu)	50
Oxígeno disuelto (mg/L)	5
Coliformes totales (cols/100mL)	10,000*
Fósforo total (mg/L)	1.0
Sólido disuelto total (mg/L)	500

* Valor que no debe ser excedido por la media geométrica de una serie de muestras.

4.2.2. Selección del área de estudio

El análisis de los eventos de muestreo realizados por USGS se utilizó para identificar las zonas críticas de contaminación con P dentro de la cuenca de RGA. A partir de estas zonas se identificaron 5 microcuencas de ríos y quebradas con usos de terreno contrastantes como áreas de estudio. Los puntos de muestreo fueron determinados tomando en cuenta los siguientes criterios.

1. Concentración de TP: Las estaciones de monitoreo se ubicaron considerando aquellas zonas que mostraron alta concentración de TP, según el análisis realizado en las estaciones USGS.

2. Usos del terreno: Los usos del terreno de cada microcuenca fueron definidos y contrastan entre las microcuencas.
3. Accesibilidad del punto de muestreo: Los puntos de muestreo estuvieron ubicados en áreas accesibles, de manera que no se afectara el equipo ni las muestras luego de ser tomadas.

Las microcuencas de las quebradas Sábana Grande y Juá, ubicadas en el municipio de Utuado, fueron seleccionadas por ser áreas donde predominan las fincas productoras de animales. Por otro lado, las microcuencas de los ríos Caonillas, Jaucas y Saliente, ubicados en el municipio de Jayuya, fueron escogidas en base a la predominancia del área boscosa, aunque varían en los usos del terreno de menor área, ocupadas por la agricultura y las zonas urbanas. En cada lugar, se tomó el punto de cierre de la microcuenca como el punto de muestreo (Cuadro 2, Figura 1). La delineación de los usos del terreno de cada microcuenca fue realizada por el equipo de trabajo GIS en el Departamento de Ingeniería Agrícola y Biosistemas del Recinto Universitario de Mayagüez. En la delineación se utilizaron imágenes del satélite Landsat 2000 y fue validada mediante visitas de campo al área en estudio (Cruz-Rodríguez, 2004). Los usos del terreno se clasificaron como **pasto**, que corresponde a pastos que reciben aplicación de residuos orgánicos (desechos de animales), **agricultura (cosechas)**, que son áreas cultivadas, **urbano**, que incluye las áreas urbanas y sub urbanas, **bosque** y los **pasto no mejorado**. Este último son áreas baldías con cubierta vegetativa que no incluye árboles frondosos. La descripción de los usos del terreno de cada microcuenca se incluye en la sección 5.2.

Cuadro 2: Área de microcuencas de ríos y quebradas utilizados en el estudio.

Estación	Río o quebrada	Área microcuenca (ha)
1	Quebrada Sábana Grande	152
2	Quebrada Juá	329
3	Río Caonillas	9,917
4	Río Jaucas	1,776
5	Río Saliente	2,473

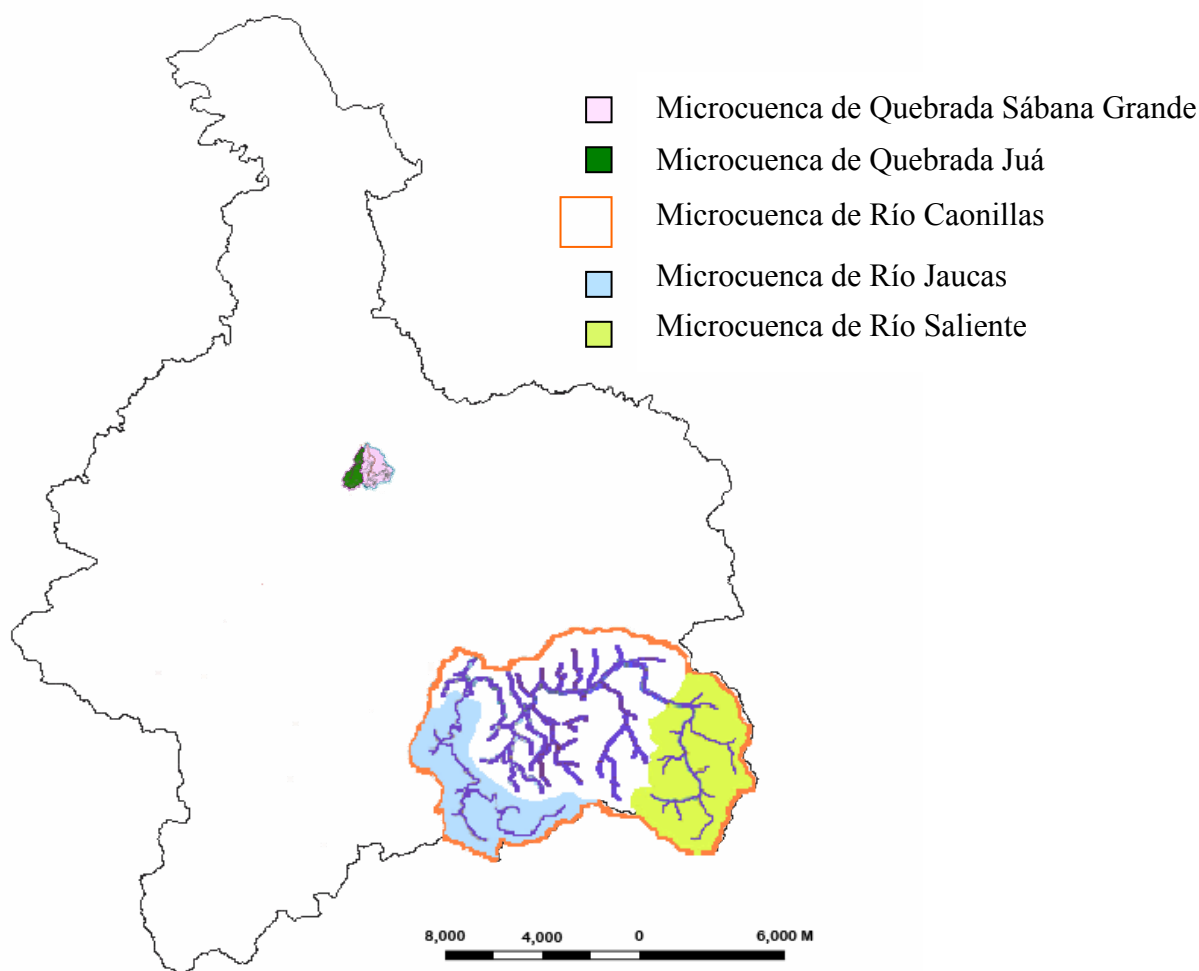


Figura 1: Cuenca del Río Grande de Arecibo, incluyendo las delineaciones de las microcuencas seleccionadas.

4.3. Monitoreo del área de estudio

4.3.1. Descripción del monitoreo

El monitoreo consistió en la toma de muestras de agua superficial en el punto de cierre de las cinco microcuencas seleccionadas de 5 tributarios al Río Grande de Arecibo. El muestreo se efectuó cada dos semanas por un periodo aproximado de 6 meses, comenzando el 30 de mayo y culminando el 12 de noviembre de 2002, por personal de apoyo de la Estación Experimental Agrícola. Las muestras se tomaron de los primeros 15 centímetros de profundidad a partir de la superficie del agua. Se utilizaron bolsas plásticas estériles (Whirl-Pak®) de 250 mL para almacenar el agua. Las bolsas se identificaron con la fecha, el número de estación que identifica al tributario y una letra que identificaba el análisis a realizarse. La bolsa identificada con la letra A fue utilizada para análisis bacteriológico (coliformes totales). La bolsa con la letra D fue analizada para clorofila a. Las bolsas con las letras B, C y E, se utilizaron para los análisis de pH, conductividad eléctrica, nitrógeno total Kjeldhal y fósforo total. El procedimiento utilizado para muestrear agua superficial fue basado en el método de USGS, “Clean hands / dirty hands technique” (Wilde, et al., 1999). Este método establece que el muestreo debe hacerse con al menos dos personas, una limpia el equipo y coloca la bolsa (*clean hand*), mientras que la otra persona toma la muestra (*dirty hand*).

4.3.2. Descripción del muestreo

Los puntos de muestreo se establecieron en áreas donde el agua fluyera de forma uniforme y que no hubiese la presencia de rocas grandes que afectaran el flujo efectivo del agua. Antes de cada muestreo se hacía una limpieza del equipo con una solución al 5% HCl seguido de un enjuague con agua deionizada. Luego, se colocó la bolsa previamente identificada y se ajustó al equipo para evitar que se soltara con la presión del agua. Para tomar una muestra representativa del canal, éste fue dividido en secciones (Figura 2). El canal fue muestreado en cada sección hasta completar la bolsa de agua.

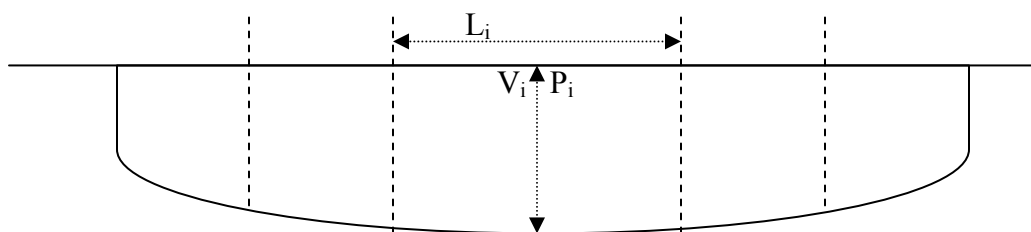


Figura 2: División del canal de agua en secciones para la toma de muestras en donde L_i es la longitud de la sección, V_i es la velocidad del agua en la sección y P_i es la profundidad de la sección.

4.3.3. Determinación de la descarga del agua

La descarga de agua es una medida que determina el volumen de agua por unidad de tiempo que pasa por el canal del río en el momento del muestreo. Esta medida fue calculada mediante el uso de un metro de flujo digital con el que se midió la velocidad del agua en el centro de cada sección (Figura 2), a 50% de profundidad total a partir de la superficie del agua. También se midió la profundidad de cada sección y la longitud del canal, tomando en cuenta flujo efectivo en los límites del río. La descarga de agua fue determinada utilizando la siguiente ecuación.

$$Q \text{ (m}^3\text{/s)} = \sum_{i=1}^{x=n} (V_i P_i L_i) \quad (1)$$

En donde:

- Q: Descarga de agua del tributario (m³/s)
- V_i: Velocidad del agua del sección i (m/s)
- P_i: Profundidad del agua en la sección i (m)
- L_i: Longitud del sección i (m)
- n : Número de secciones en que se divide el canal.

4.4. Análisis de agua

Las muestras de agua fueron analizadas para los siguientes parámetros: pH, conductividad eléctrica, sedimentos suspendidos, fósforo total, fósforo reactivo disuelto, nitrógeno total Kjeldahl, clorofila a, coliformes totales.

4.4.1. Fósforo total

La concentración de fósforo total (TP) se determinó por el método EPA-365.2. La muestra se digirió en ácido sulfúrico y persulfato de potasio hasta que se redujo a 10% del volumen de muestra analizado. La digestión ocurre en un medio ácido donde el fósforo insoluble es convertido en ortofosfato y reacciona con molibdato de amonio y tartrato de potasio antimonio para formar el complejo de molibdato-fosfo-antimonio. Este complejo es reducido por ácido ascórbico, generando un color azul que se intensifica con el aumento en la concentración de fósforo en la muestra. La concentración de TP se cuantificó a un largo de onda de 660 nm utilizando un espectrofotómetro de luz ultravioleta y visible (UV-Vis) ubicado en el Laboratorio Central Analítico y de Plaguicidas (LCAP) de la Estación Experimental Agrícola (EEA), San Juan. Ver Apéndice A para el procedimiento completo.

4.4.2. Sólidos suspendidos

Los sólidos suspendidos (SS) se determinaron por el método EPA-160.2. La muestra se filtró a través de filtro de fibra de vidrio previamente seco y pesado. El filtro se secó a 105°C por 1 hora para luego pesarlo nuevamente. El contenido de sólidos suspendidos se determinó calculando la pesada por diferencia del papel de filtro. Ver Apéndice A para el procedimiento completo. De aquí en adelante los sólidos suspendidos se nombran como sedimentos suspendidos

4.4.3. Fósforo reactivo disuelto

El fósforo reactivo disuelto (DRP) se determinó por el método EPA 365.2. La muestra se filtró a través de un filtro de 0.45 μm y analizada por colorimetría en un espectrofotómetro UV-VIS, ubicado en el LCAP, EEA. Al igual que en el procedimiento de TP, el color azul generado es producto de la reacción molibdato de amonio y tartrato de potasio antimonio en medio ácido formando el complejo de molibdato-fosfo-antimonio. Este complejo es reducido por ácido ascórbico y cuantificado a un largo de onda de 660 nm. Ver Apéndice A para procedimiento completo.

4.4.4. Nitrógeno total Kjeldahl

El nitrógeno total Kjeldahl (TKN) se determinó por el método EPA-51.2. La muestra se calentó en presencia de sulfato de potasio y ácido sulfúrico durante 3.5 horas para convertir el amonio y el nitrógeno orgánico en sulfato de amonio. El extracto se diluyó con agua desionizada y se analizó por colorimetría a un largo de onda de 660 nm en un auto analizador (AAIII), ubicado en el LCAP, EEA. El color verde esmeralda generado es producto de la reacción de amoniaco con salicilato de sodio, nitroferrocianide de sodio e hipoclorito de sodio en un medio alcalino. Ver Apéndice A para procedimiento completo.

4.4.5. Clorofila a

La clorofila *a* (Chl-*a*) se analizó por el método EPA-445.0. La muestra se preservó a cuatro grados centígrados hasta llegar al laboratorio, donde se filtró con filtro de fibra de vidrio, el cual se congeló hasta el momento de la extracción. La Chl-*a* se extrajo con una solución al 90% acetona y se cuantificó 12 a 24 horas luego de la extracción con un fluorímetro ubicado en el Laboratorio del Dr. J. Corredor en Isla Magueyes, Lajas. Ver Apéndice A para procedimiento completo.

4.5. Análisis bacteriológico de agua

Las muestras de agua fueron analizadas para coliformes totales y enterococos. Las muestras se conservaron a 4°C hasta el análisis en las primeras 36 horas del muestreo. El análisis de bacterias lo realizó la profesora Myrna Alameda en el laboratorio de Agronomía y Suelos ubicado en la Finca Alzamora del Recinto Universitario de Mayagüez.

Los coliformes totales se contabilizaron mediante la suma de las colonias de coniformes y *E. coli*. El contenido de coliformes y *E. coli* se analizaron utilizando el método desarrollado en *Micrology Laboratories* para determinar las colonias por referencia de color utilizando el medio de cultivo especializado Coliscan Easygel ® (Micrology Laboratories, LLC, IN, USA). Se utilizaron 1 y 2 mL de muestras de agua sin filtrar para cultivar las bacterias y contabilizar las colonias luego de 48 horas de incubación a 35°C. Las bacterias *E. coli* se distinguieron de las demás coliformes por el desarrollo de color azul/púrpura. Se contabilizaron las colonias utilizando Quantity One® Quantitation Software and Gel Doc hardware de BIO-RAD® (versión 4.2, 2000). Ver Apéndice A para procedimiento completo.

4.6. Análisis de suelos

Las muestras de suelo fueron analizadas para los parámetros de pH, salinidad, fósforo disponible por el método de Olsen, y calcio, magnesio y potasio intercambiables. Los análisis de suelos se realizaron por la señora Onilda Santana en el Laboratorio de Suelos y Aguas (LSA) de la EEA, San Juan.

4.6.1 Fósforo disponible

EL fósforo disponible se determinó por el método Olsen (P-Olsen). El fósforo se extrajo utilizando una solución de bicarbonato de sodio con pH ajustado a 8.5. Este reaccionó con molibdato de amonio y tartrato de potasio antimonio para formar el complejo de molibdato-fosfo-antimonio, que se redujo con ácido ascórbico para desarrollar el color azul. La concentración de P-Olsen se contabilizó por colorimetría con un espectrofotómetro UV-Vis, ubicado en el LSA, EEA. Ver Apéndice B para procedimiento completo.

4.6.2. Calcio magnesio y potasio intercambiables

Los cationes calcio (Ca), magnesio (Mg) y potasio (K) intercambiables se extrajeron con una solución 1 N de acetato de amonio y se cuantificó la concentración con un espectrómetro de absorción atómica modelo SOLAAR 969, ubicado en el LCAP, EEA, San Juan. Ver Apéndice B para procedimiento completo.

4.7. Determinación del coeficiente de exportación de fósforo total

Los modelos de coeficiente de exportación de nutrientes han sido utilizados para predecir el exporte de nutrientes a escala de cuenca hidrográfica (Johnes, 1996, Reckhow et al., 1980). El coeficiente de exportación de fósforo total (CEP) es la pérdida anual de TP por unidad de área de la cuenca en estudio (kg/ha/año). El cálculo del CEP se basó en la integración del producto de la concentración de TP y Q para muestreos consecutivos, tomando en cuenta el intervalo de tiempo entre muestreos. El resultado de la integración fue dividido por el área ocupada por la microcuenca y por el tiempo de duración del monitoreo.

$$\text{CEP (kg/ha/año)} = \frac{\int C \, dt}{T A_i} \quad (2)$$

En donde:

- C: Producto de TP y Q (kg/s)
- TP: Concentración de fósforo total (kg/L)
- Q: Descarga del agua por fecha de muestreo (L/s)
- dt: Tiempo entre muestreos (s)
- T: Tiempo de duración del monitoreo (año, 0.45)
- A_i: Área de microcuenca i (ha)

La determinación del CEP mediante este procedimiento tiene las siguientes limitaciones:

1. Al utilizar el flujo instantáneo para calcular carga no se consideran las variaciones del flujo entre eventos de muestreo.
2. El monitoreo se realizó durante el periodo de mayo a noviembre, sin considerar fluctuaciones en TP y Q durante la época seca del año agua.
3. No se consideran eventos extremos de escorrentía (tormenta) que algunos estudios han identificado como los principales responsables de la descarga de contaminantes al cuerpo de agua.

4.8. Índice de fósforo

4.8.1. Descripción de las fincas muestreadas

El potencial de contaminación con fósforo de los predios agrícolas dentro de la cuenca del RGA fue determinado aplicando el índice de fósforo (PI). Se seleccionaron tres fincas que representaban diferentes empresas agrícolas: ganado lechero, gallinas ponedoras y café. La finca #1 es una vaquería ubicada en la microcuenca de la quebrada Sábana Grande y cuenta con 81 hectáreas y 150 cabezas de ganado al año. En esta finca se tomaron muestras de 3 predios con diferentes niveles de aplicación de desecho orgánico (DOA). Se tomó como alto nivel de aplicación aquel predio con aplicación continua ya que era donde el ganado estaba la mayor parte del tiempo y se consideró como nivel moderado de aplicación cuando ésta no era continua, sino por periodos. La finca #2 es una empresa avícola que, aunque no forma parte de ninguna de las microcuencas estudiadas, es un tipo de agricultura de gran importancia en la cuenca del RGA y en Puerto Rico. Esta finca tiene un área de 40 hectáreas y cuenta con una población anual de 45,000 gallinas ponedoras. En esta finca (#2) se muestrearon 4 predios con diferentes niveles de aplicación de gallinaza (desecho orgánico, DOA). La finca #3 es una siembra de café ubicada en la microcuenca del río Jaucas. Esta finca tiene un área de 30 hectáreas y se muestreó en el predio bajo producción de café y en un predio en descanso. Para las tres fincas se tomaron datos de las características topográficas y de manejo necesarios en la evaluación de PI (Cuadros 18 al 20). La

determinación del PI en estas fincas pudiera confirmar la importancia de estos usos del terreno en la exportación de TP a los cuerpos de agua superficial.

4.8.2. Determinación del índice de fósforo

El Índice de Fósforo (PI) se determinó evaluando los factores de transporte y las características de la fuente. El transporte de P mide las características que van dirigidas al movimiento del suelo hacia el cuerpo de agua, como la erosión, la clasificación de escorrentía y la distancia al cuerpo de agua. Las características relacionadas a la fuente de P son el nivel de P en el suelo, el nivel de fertilización y su adición de material orgánico e inorgánico.

$$PI = ((SE \times C1) \times (RC \times C2) \times (PSW \times C3)) \times \Sigma(SCR \times C_i) \quad (3)$$

En donde

- SE: Erosión del suelo.
- C1: Coeficiente para erosión del suelo.
- RC: Clasificación de escorrentía.
- C2: Coeficiente para clasificación de escorrentía.
- PSW: Distancia de la fuente a la superficie.
- C3: Coeficiente de distancia de la fuente a la superficie.
- SCR: Rango de características de la fuente.
- C_i: Coeficiente para cada características de la fuente.

4.9. Análisis estadístico

El estudio realizado es uno observacional, cuyas unidades observacionales fueron las estaciones ubicadas en las microcuencas evaluadas y las repeticiones son los eventos de muestreo. Los datos obtenidos en el estudio se transformaron a logaritmo (Q, SS, TKN, TC, Chl-a), raíz cuadrada (TP), o se dejaron originales (DRP) para obtener una distribución normal y se verificó la homogeneidad de varianzas con la prueba de Levene. Los valores de promedio y media se obtuvieron de los datos normalizados que luego fueron transformados para ser expresados. Se usó un modelo que incluyó un efecto de estaciones (análisis de varianza) donde las repeticiones fueron los eventos de muestreo, para saber si había diferencia significativa entre las estaciones. Se aplicó las pruebas de Fisher de diferencia mínima significativa (DMS, LSD, por sus siglas en inglés) para determinar el orden de sucesión de las estaciones de acuerdo a las diferencias entre ellas. Se utilizó el programa de computadoras SAS System, versión 8, para realizar los análisis estadísticos. Se estudió las correlaciones de los parámetros transformados para cada una de las microcuencas.

RESULTADOS

5.1. Evaluación de datos de calidad de agua en estaciones operadas por USGS

Los análisis realizados por USGS en octubre 2000 y marzo 2001 en 33 estaciones de monitoreo fueron evaluados para identificar las áreas potenciales de contaminación con fósforo en la cuenca del Río Grande de Arecibo (RGA). Nueve (27%) de las 33 estaciones monitoreadas por USGS presentaron concentraciones de TP mayores de 0.1 mg/L, nivel sugerido para indicar contaminación en ríos (USEPA, 1986), en al menos uno de los muestreos. Siete de las estaciones presentaron altos valores de TP en el muestreo de marzo de 2001, 4 en el muestreo de octubre de 2000 y 2 estaciones presentaron altas concentraciones de TP en ambos muestreos (Figura 3).

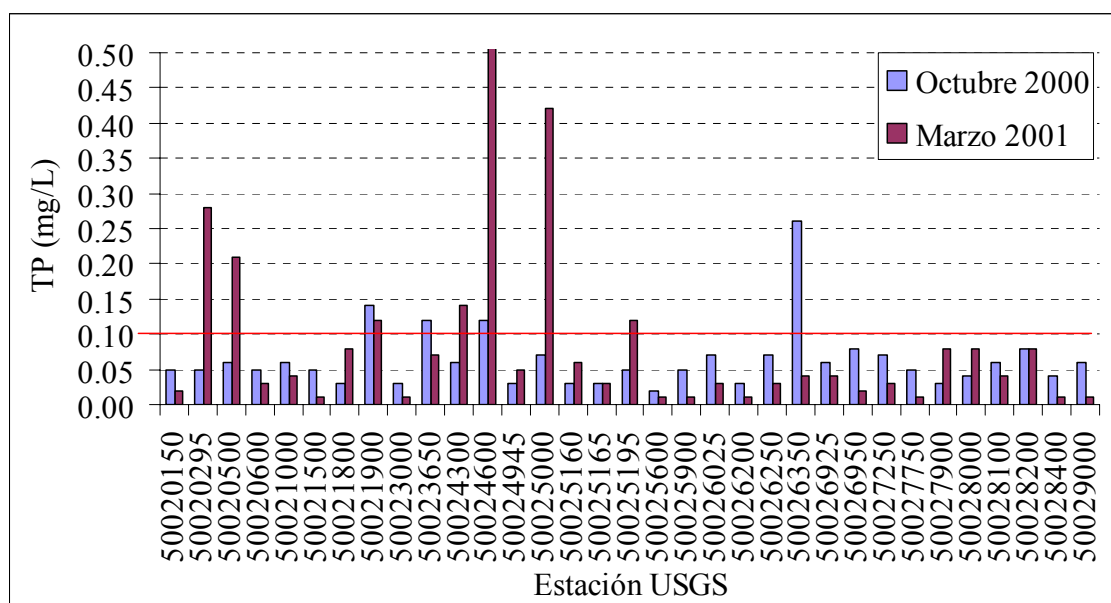


Figura 3: Concentración de fósforo total (TP) de las estaciones USGS evaluadas para los meses de octubre 2000 y marzo 2001.

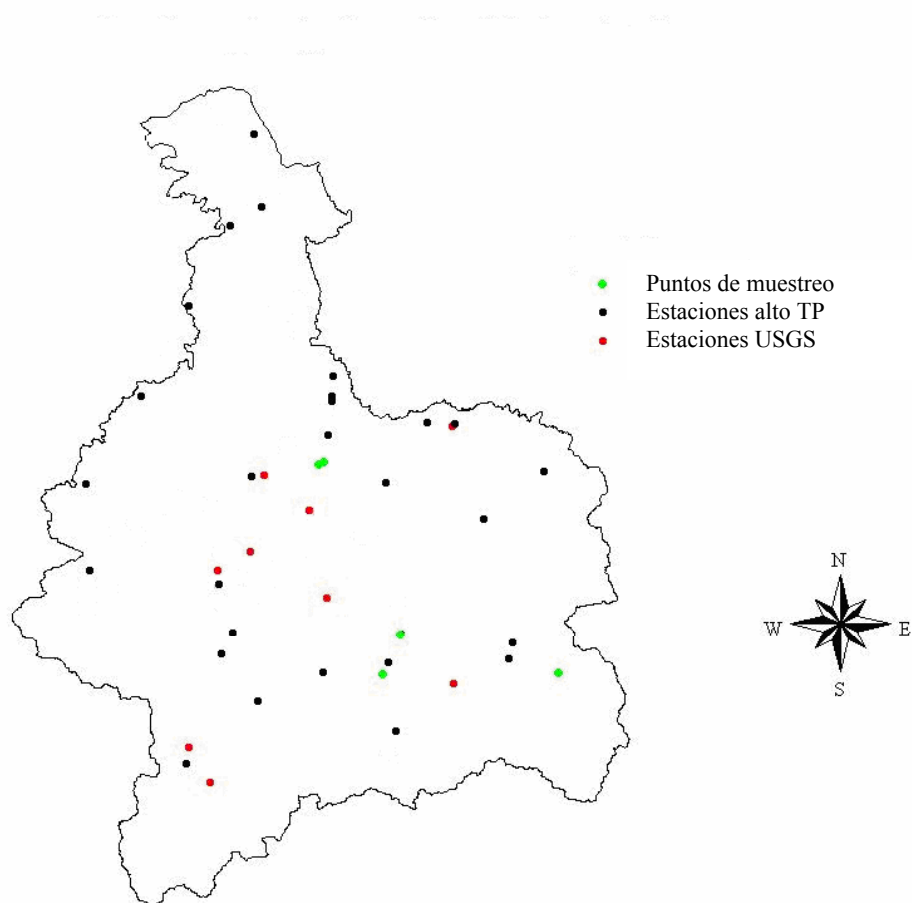


Figura 4: Cuenca de Río Grande de Arecibo, incluyendo los puntos de muestreo del estudio, las estaciones USGS con alto TP y las estaciones USGS evaluadas para calidad de agua.

Las estaciones USGS con alto TP fueron comparadas mediante correlaciones con otros parámetros relacionados a la contaminación de los cuerpos de agua superficial. Se observó que TP mostró una correlación significativa con sedimentos suspendidos y turbiedad para ambos eventos de muestreo (Cuadro 3). Esto sugiere que gran parte del movimiento de P a los ríos está asociada con el transporte de sedimentos. En el evento de muestreo de marzo 2001, se observó que TP correlacionó significativamente con

coliformes fecales (Cuadro 3), lo que sugiere que ambos parámetros fueron transportados mediante mecanismos similares.

Cuadro 3: Correlaciones de fósforo total (TP) con algunos de los parámetros medidos por USGS en las estaciones con alto TP para los meses de octubre 2000 y marzo 2001.

Parámetro	Octubre 2000	Marzo 2001
Sedimentos suspendidos (mg/L)	0.96 (n=9)	0.97 (n=9)
Streptococci (cols/100mL)	0.87 (n=9)	0.46 (n=9)
Coliformes fecales (cols/100mL)	0.43 (n=8)	0.94 (n=9)
Turbiedad (ntu)	0.93 (n=9)	0.74 (n=9)

Valores **ennegrecidos** son significativos al 95% de confiabilidad.

Las zonas críticas de contaminación con TP, identificadas a base de los muestreos realizados por USGS, fueron evaluadas en cuanto a hidrología y usos del terreno para seleccionar las microcuencas a ser estudiadas. Las estaciones USGS ubicadas en la parte norte de la cuenca del RGA fueron descartadas por ser parte de la zona cárstica de la isla, donde se encuentra el sistema de acuíferos más grande de Puerto Rico y la mayoría de los cuerpos de agua superficial pierden definición al entrar en el sistema subterráneo. La parte central de la cuenca del RGA contiene el mayor número de estaciones USGS con alto TP, por lo que se seleccionaron en esa área 2 microcuencas de tributarios al RGA con usos de terreno definidos. Ambos tributarios, quebrada Sábana Grande y quebrada

Juá se encuentran en el sector Sábana Grande de Utuado, y corresponden a las estaciones de muestreo 1 y 2, respectivamente. El sur de la cuenca de RGA se puede dividir en 2 regiones de alto TP, por lo que se seleccionó la región con mayor definición en los usos del terreno. Se identificaron tres de las áreas de estudio en Jayuya. Al Río Caonillas en el sector Paso Palma se identificó como la estación de muestreo 3, el Río Juacas en el sector Jaucas como la estación de muestreo 4 y el Río Saliente en el sector Coabey como la estación de muestreo 5.

5.2. Usos del terreno en las áreas estudiadas

Los usos del terreno delineados para las cinco áreas estudiadas se resumen en la Cuadro 4 y están representadas en las figuras 5-9. Estos identifican las áreas de bosque, agricultura, pasto, pasto no mejorado y urbano, los cuales fueron descritos anteriormente. Los usos predominantes de la microcuenca de quebrada Sábana Grande (Estación 1, Figura 5) fueron pasto, en la parte sur, y bosque en la parte norte. En la microcuenca de quebrada Jua (Estación 2, Figura 6) predomina el área boscosa, sin embargo cuenta con 6.8% de pasto al suroeste. La microcuenca del Río Caonillas (Estación 3, Figura 7) tiene el mayor porcentaje (5.6%) de área urbana entre las cuencas estudiadas. Parte de esta población se encuentra a menos de 50 pies del río. Esta cuenca contiene las microcuencas de Río Jaucas y Río Saliente. La microcuenca del Río Jaucas (Estación 4, Figura 8) cuenta con un área boscosa extensa, sin embargo, 5.6% del área está ocupada por agricultura representada por una siembra de café y 1% del área ocupada por una

comunidad sub-urbana cerca al punto de muestreo. La microcuenca del Río Saliente (Estación 5, Figura 9) tiene un porcentaje de área boscosa de 85% (Cuadro 4).

Cuadro 4: Usos predominantes del terreno en las microcuencas estudiadas.

Estación	Microcuenca	Usos del Terreno (%)				
		Bosque	Agricultura	Pasto	Pasto no mejorado	Urbano
1	Que. Sábana Grande	33.2	0.0	59.1	3.6	4.1
2	Que. Juá	76.5	0.9	6.8	14.4	1.4
3	Río Caonillas	66.4	6.9	0.1	21.0	5.6
4	Río Jaucas	70.3	5.6	0.0	23.1	1.0
5	Río Saliente	85.0	4.9	0.0	8.6	1.5

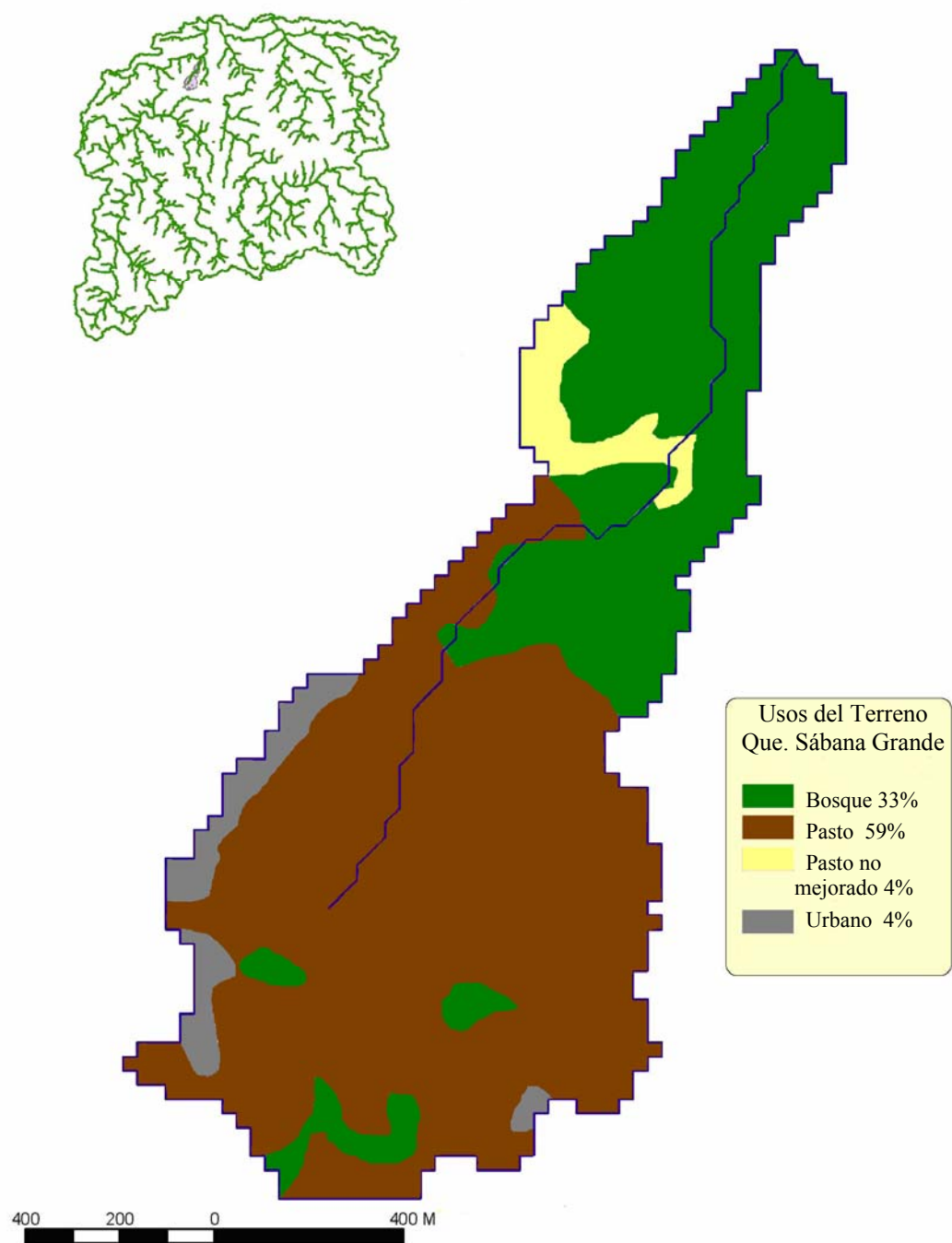


Figura 5: Usos del terreno de la microcuenca de Quebrada Sábana Grande.

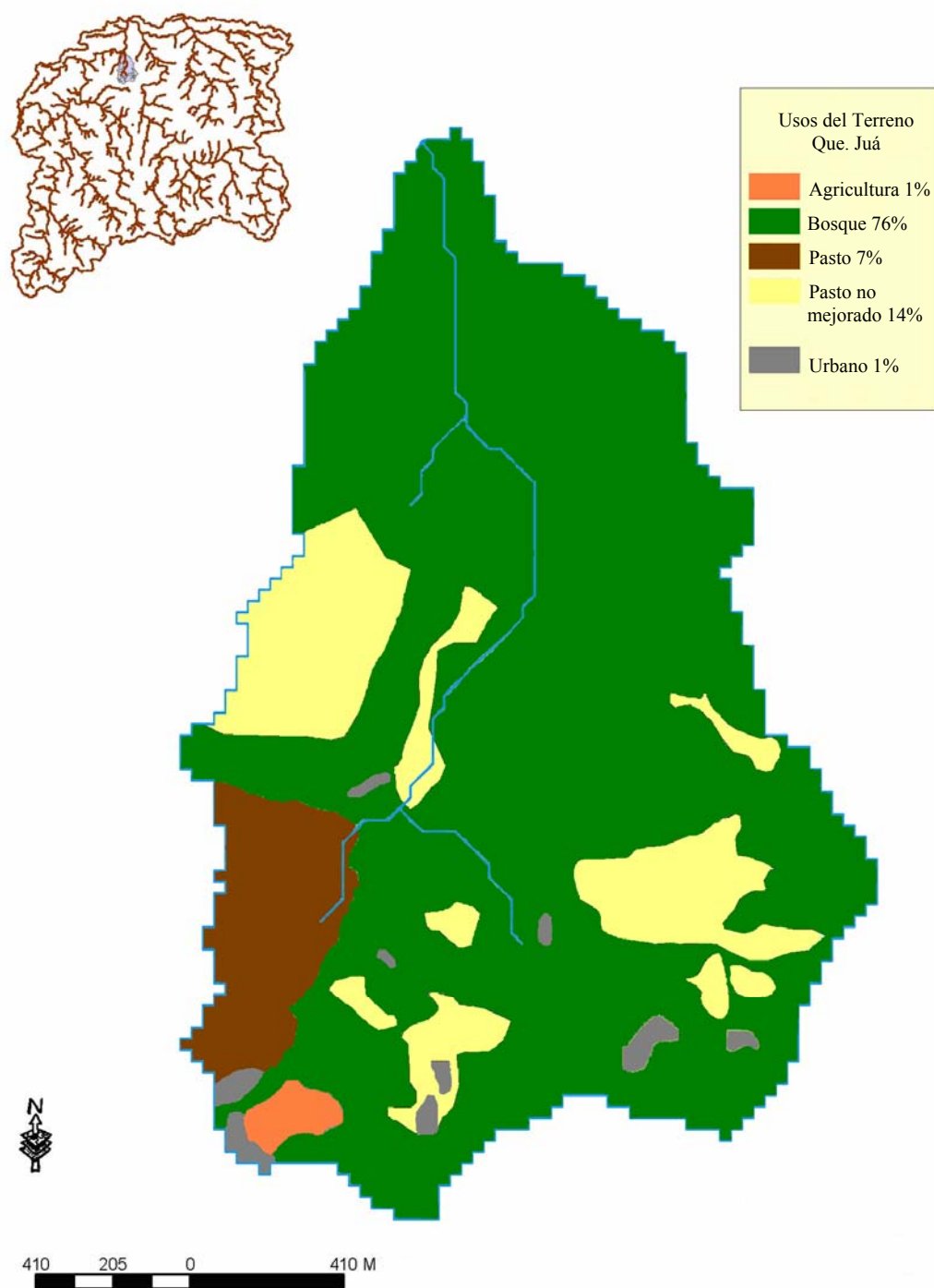


Figura 6: Usos del terreno de la microcuenca de Quebrada Juá.

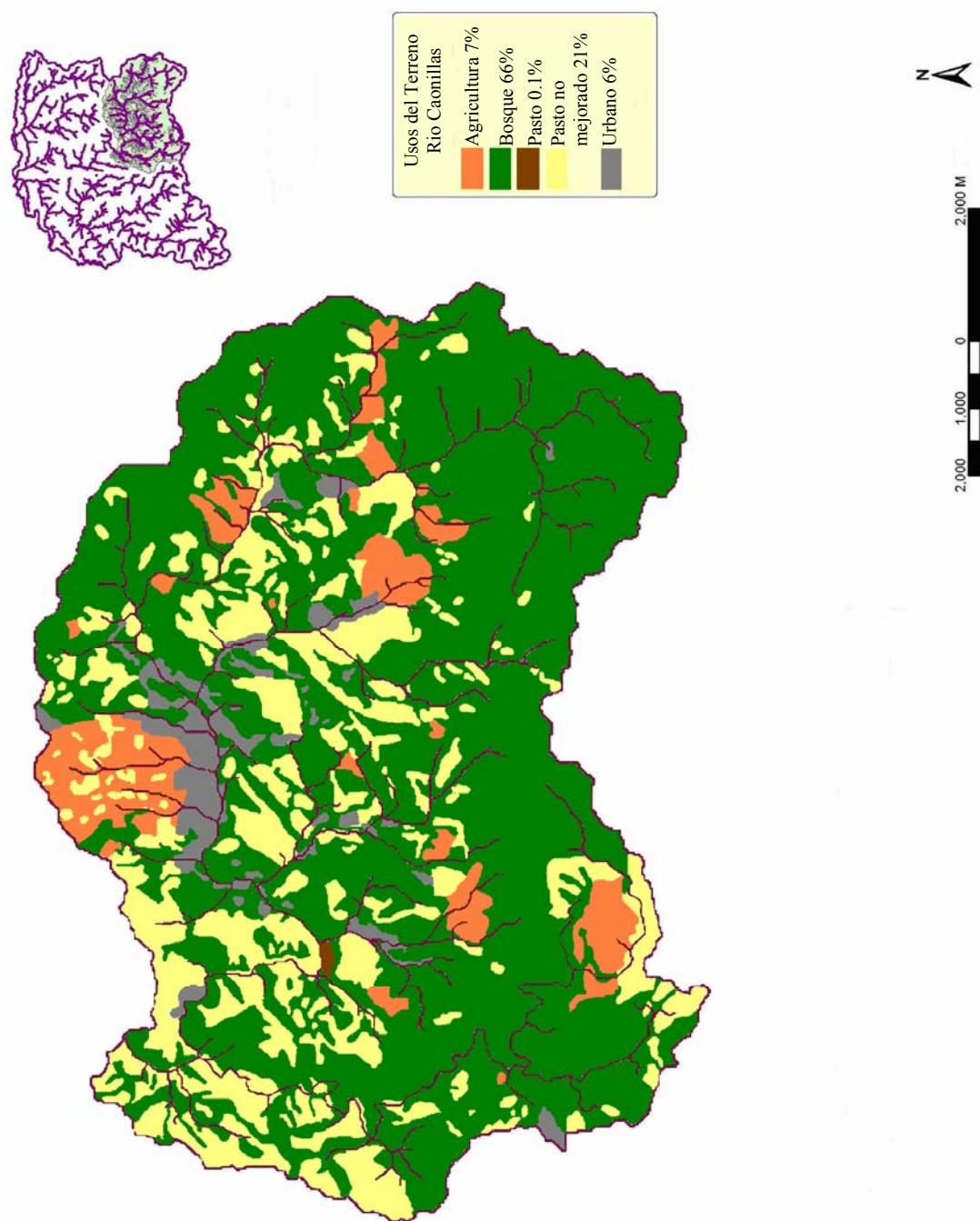


Figura 7: Usos del terreno de la microcuenca de Río Caonillas.

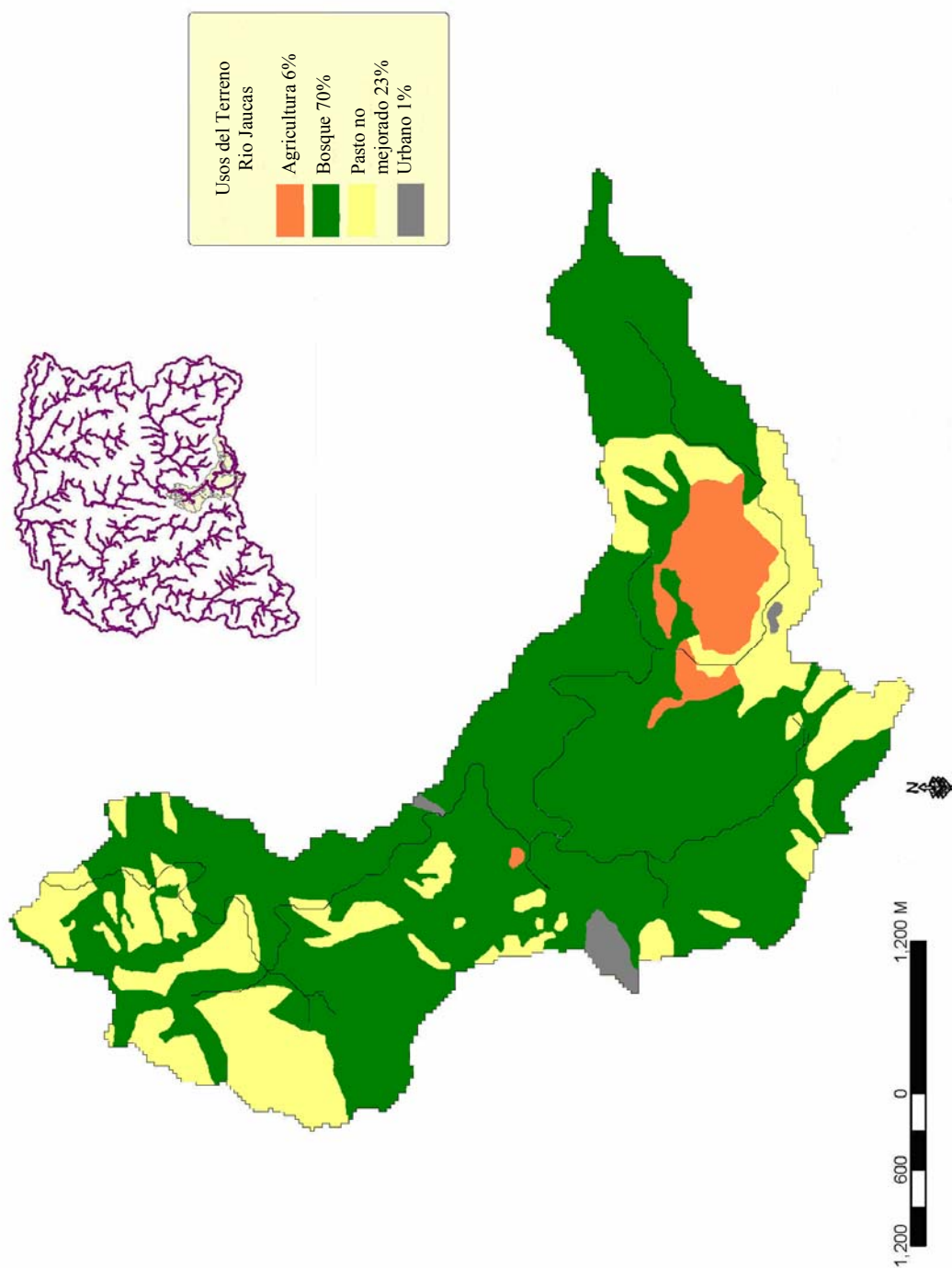


Figura 8: Usos del terreno de las microcuencas del Río Jaucas.

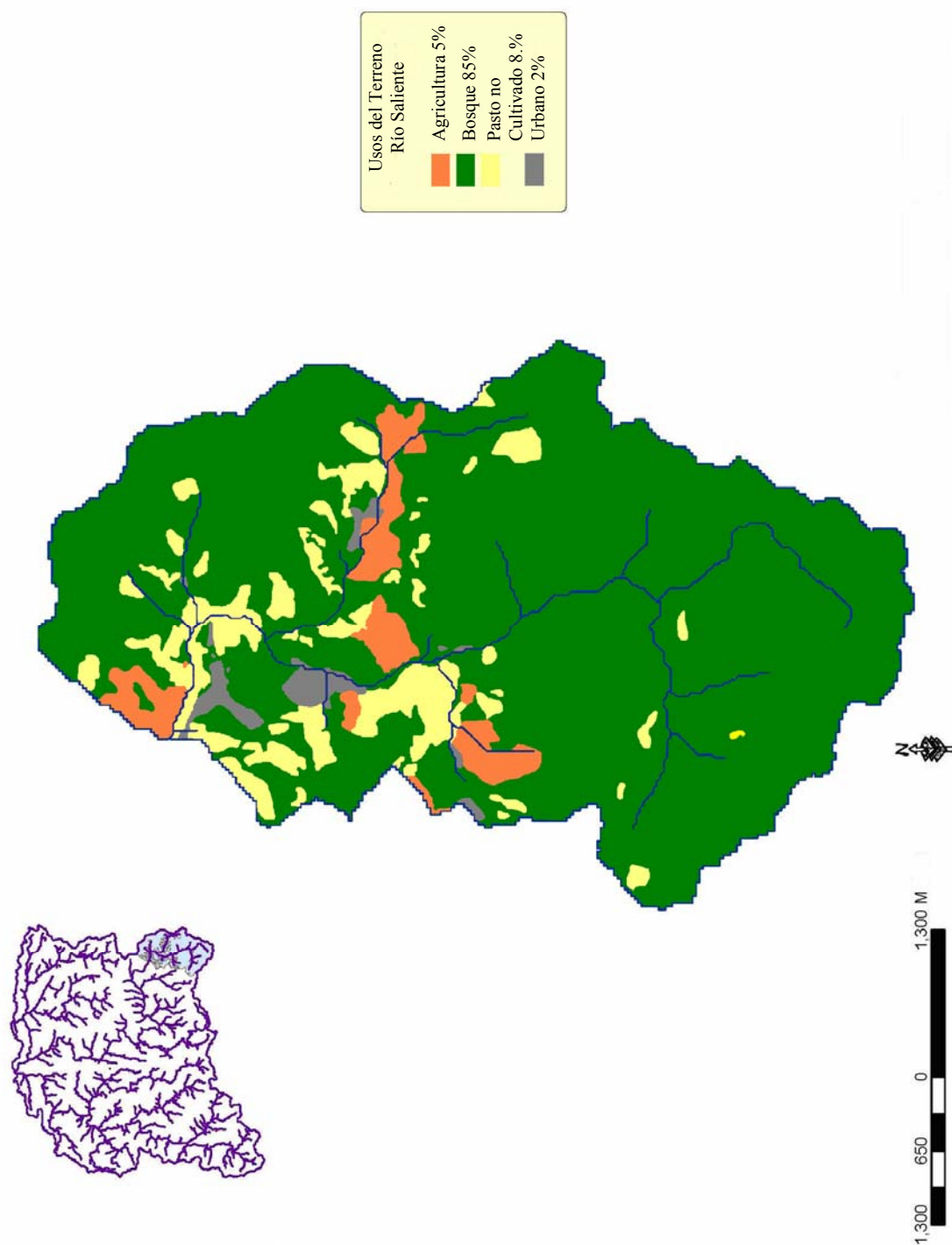


Figura 9: Usos del terreno de la microcuenca del Río Saliente.

5.3. Análisis de agua

5.3.1. Fósforo total

El análisis de fósforo total (TP), mostró que 4 de las 5 estaciones monitoreadas sobrepasaron 0.1 mg/L de TP en al menos uno de los muestreos (Figura 10). La concentración de TP fluctuó entre 0.011 y 0.243 mg/L (Apéndice D). En el análisis estadístico que compara las estaciones con respecto a la concentración de TP, se observó que las estaciones 1, 2 y 3 obtuvieron concentraciones de TP significativamente mayores a las estaciones 4 y 5 (Cuadro 5).

Cuadro 5: Valores promedio y mediana de TP para las 5 estaciones.

Estación	Mediana (mg/L)	Promedio* (mg/L)
1	0.101	0.104 a
2	0.080	0.083 a
3	0.076	0.084 a
4	0.040	0.049 b
5	0.037	0.040 b

*Promedios seguidos por la secuencia de letras representan las diferencias al 95% de confiabilidad por la prueba LSD (Apéndice H).

La estación 1 sobrepasó el límite de 0.1 mg/L de TP en 54% de los muestreos, ocurriendo en los meses de julio a septiembre. La concentración más alta reportada para esta estación fue de 0.211 mg/L y ocurre el mismo día (3 de septiembre) en que se observó la descarga de agua (Q) más alta para la misma estación. La estación 2 sobrepasó el límite (0.1 mg/L) en 23% de los muestreos. La concentración más alta reportada por la estación 2 fue de 0.137 mg/L el 3 de septiembre, fecha en que ocurre la Q más alta para la misma estación. La estación 3 sobrepasó el límite de 0.1 mg/L de TP en 23% de los muestreos, la mayoría de éstos durante los meses de agosto y septiembre. La concentración más alta reportada para esta estación fue de 0.213 mg/L de TP. La estación 4 sobrepasó el límite de 0.1 mg/L de TP en 15% (2 ocasiones) de los muestreos, durante el mes de septiembre. La concentración más alta obtenida en esta estación fue de 0.256 mg/L de TP, la más alta reportada para todas las estaciones. Esta alta concentración fue 6 veces mayor que la mediana de la concentración de TP para esta estación y ocurrió el 16 de septiembre, fecha en que se observó la Q (123 L/s) y la concentración de SS (95 mg/L) más altas. La estación 5 obtuvo la menor concentración promedio de todas las estaciones (0.04 mg/L). Esta estación no sobrepasó el límite de 0.1 mg/L de TP en ninguno de los muestreos.

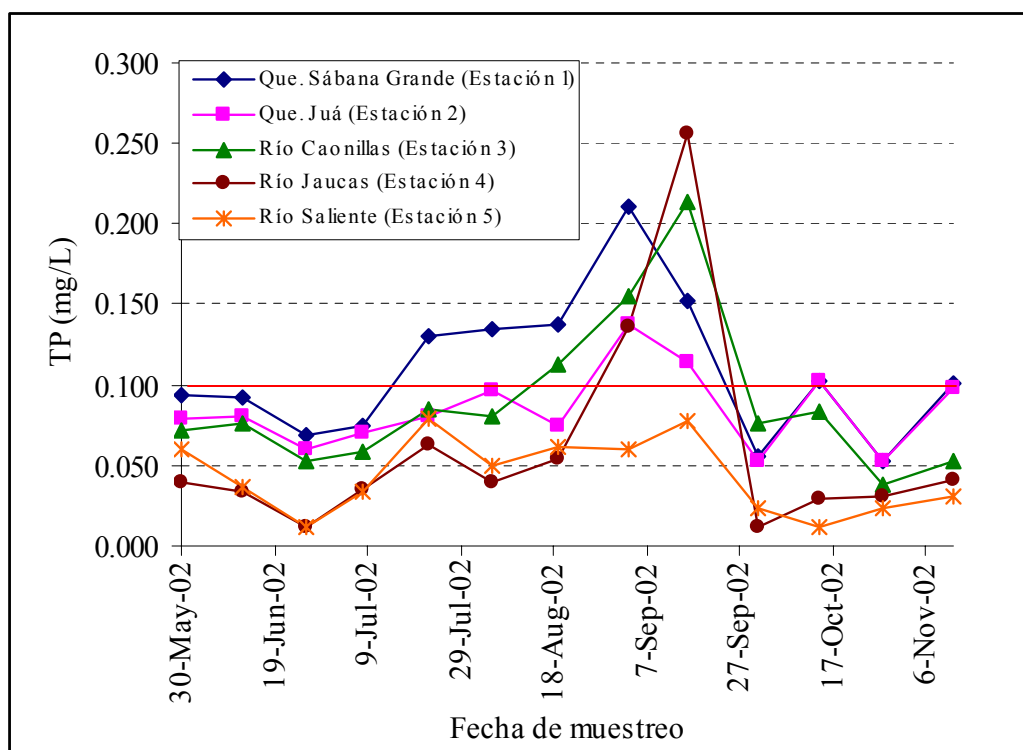


Figura 10: Concentración de fósforo total (TP) con respecto a la fecha de muestreo.

En las comparaciones realizadas entre la concentración de fósforo total (TP) con el resto de los parámetros medidos en este estudio, se observó que TP mostró una correlación significativa con Q para las estaciones 2, 3 y 4, con coeficientes de correlación de 0.50, 0.71 y 0.60, respectivamente (Cuadros 6 al 10). Esta correlación significativa ha sido observada en otros estudios (Ramos-Ginés, 1997, Scanlon, et al., 2004).

Por otra parte, TP mostró una correlación significativa con SS para las todas las estaciones con coeficientes de correlaciones entre 0.58 y 0.79 (Cuadros 6 al 10). La

fracción de P particulado (dada por la diferencia entre TP y DRP) mostró una correlación significativa con SS para las estaciones 1, 3, 4 y 5, con coeficientes de correlación de 0.74, 0.63, 0.81 y 0.74, respectivamente; al igual que TP (Figura 11). TP mostró una correlación significativa con DRP para todas las estaciones (Cuadros 6 al 10), lo cual era esperado ya que, en promedio, más del 50% del TP en todas las estaciones se puede atribuir a DRP (Figura 12). TP correlacionó significativamente con Chl-a para las estaciones 3 y 5, con coeficientes de 0.84 y 0.87, respectivamente (Cuadros 8 y 10). Además, se observó una correlación significativa de TP con TC para todas las estaciones (Cuadros 6 al 10).

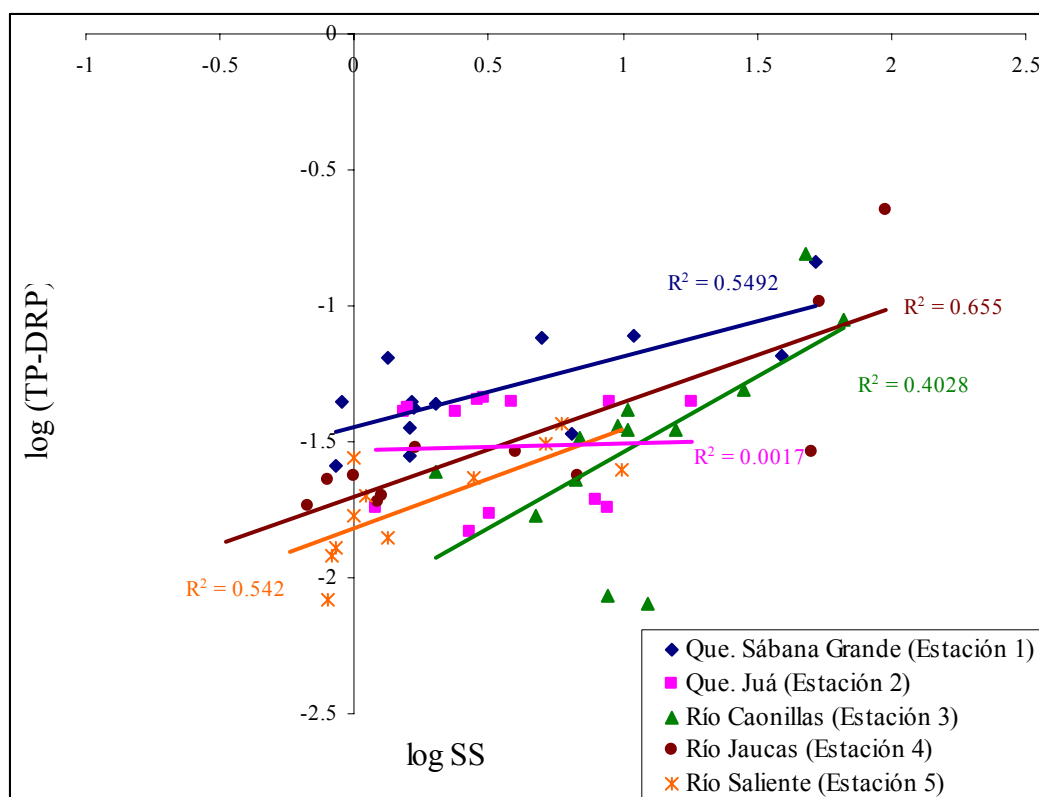


Figura 11: Relación del fósforo asociado a los sedimentos con sedimentos suspendidos.

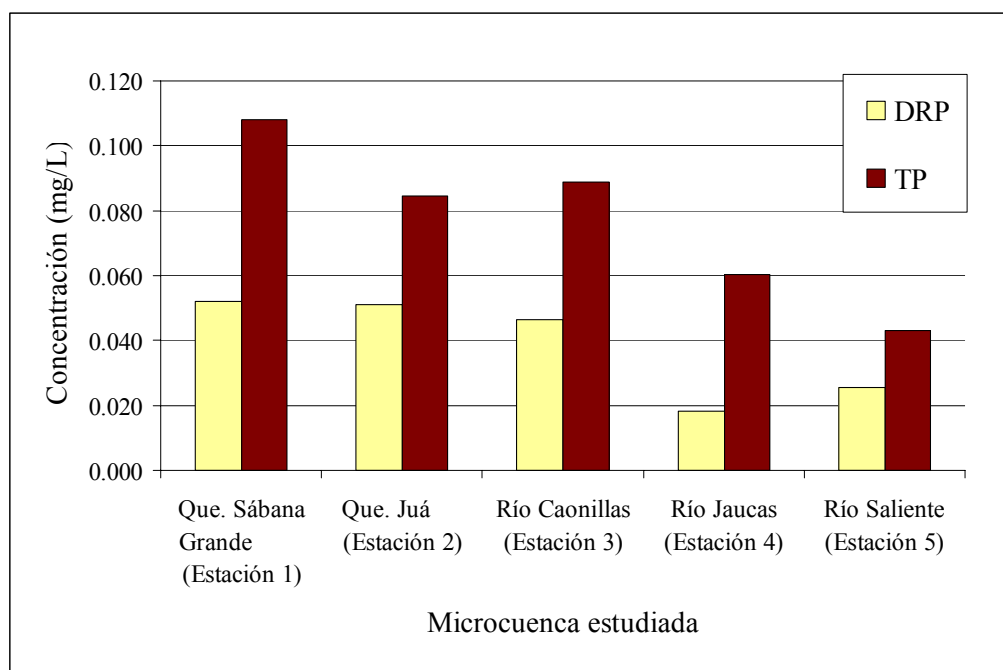


Figura 12: Contenido promedio de fósforo total (TP) y fósforo reactivo disuelto (DRP).

Cuadro 6: Correlaciones entre parámetros para la estación 1.

Parámetro	Q	SS	TP	DRP	TKN	Chl-a
SS	0.22					
TP	0.43	0.79				
DRP	0.33	0.54	0.76			
TKN	0.37	0.23	-0.15	-0.08		
Chl-a	-0.47	-0.31	-0.07	0.17	-0.35	
TC	0.23	0.71	0.72	0.48	-0.02	-0.44

Valores **ennegrecidos** son significativos al 90% de confiabilidad.

Cuadro 7: Correlaciones entre parámetros para la estación 2.

Parámetro	Q	SS	TP	DRP	TKN	Chl-a
SS	0.18					
TP	0.50	0.60				
DRP	0.09	0.58	0.79			
TKN	-0.10	-0.05	-0.38	-0.23		
Chl-a	-0.15	0.29	-0.17	-0.06	0.51	
TC	0.46	0.47	0.75	0.54	-0.11	0.13

Cuadro 8: Correlaciones entre parámetros para la estación 3.

Parámetro	Q	SS	TP	DRP	TKN	Chl-a
SS	0.79					
TP	0.71	0.63				
DRP	0.23	0.09	0.60			
TKN	-0.20	0.13	0.20	0.29		
Chl-a	0.69	0.84	0.84	0.49	0.24	
TC	0.55	0.78	0.52	0.26	0.34	0.66

Valores **ennegrecidos** son significativos al 90% de confiabilidad.

Cuadro 9: Correlaciones entre parámetros para la estación 4.

Parámetro	Q	SS	TP	DRP	TKN	Chl-a
SS	0.50					
TP	0.60	0.76				
DRP	0.16	0.26	0.69			
TKN	-0.33	-0.18	-0.25	0.10		
Chl-a	0.25	0.49	0.61	0.69	-0.56	
TC	0.55	0.50	0.76	0.52	-0.08	0.36

Cuadro 10: Correlaciones entre parámetros para la estación 5.

Parámetro	Q	SS	TP	DRP	TKN	Chl-a
SS	0.38					
TP	0.10	0.58				
DRP	0.09	0.41	0.90			
TKN	0.05	0.10	0.08	-0.12		
Chl-a	-0.01	0.50	0.87	0.88	0.04	
TC	-0.07	0.59	0.66	0.58	-0.39	0.79

Valores **ennegrecidos** son significativos al 90% de confiabilidad.

5.3.2. Fósforo reactivo disuelto

El fósforo reactivo disuelto (DRP) no mostró aumentos marcados en la concentración que sobrepasara el 0.1 mg/L en ninguna de las estaciones (Figura 13). La concentración de DRP fluctuó entre 0.011 y 0.080 mg/L (Apéndice D). En el análisis estadístico que compara las estaciones con respecto a la concentración promedio de DRP, se observó que las estaciones 1, 2 y 3 son estadísticamente parecidas y significativamente mayores a las estaciones 4 y 5 (Cuadro 11, Apéndice H).

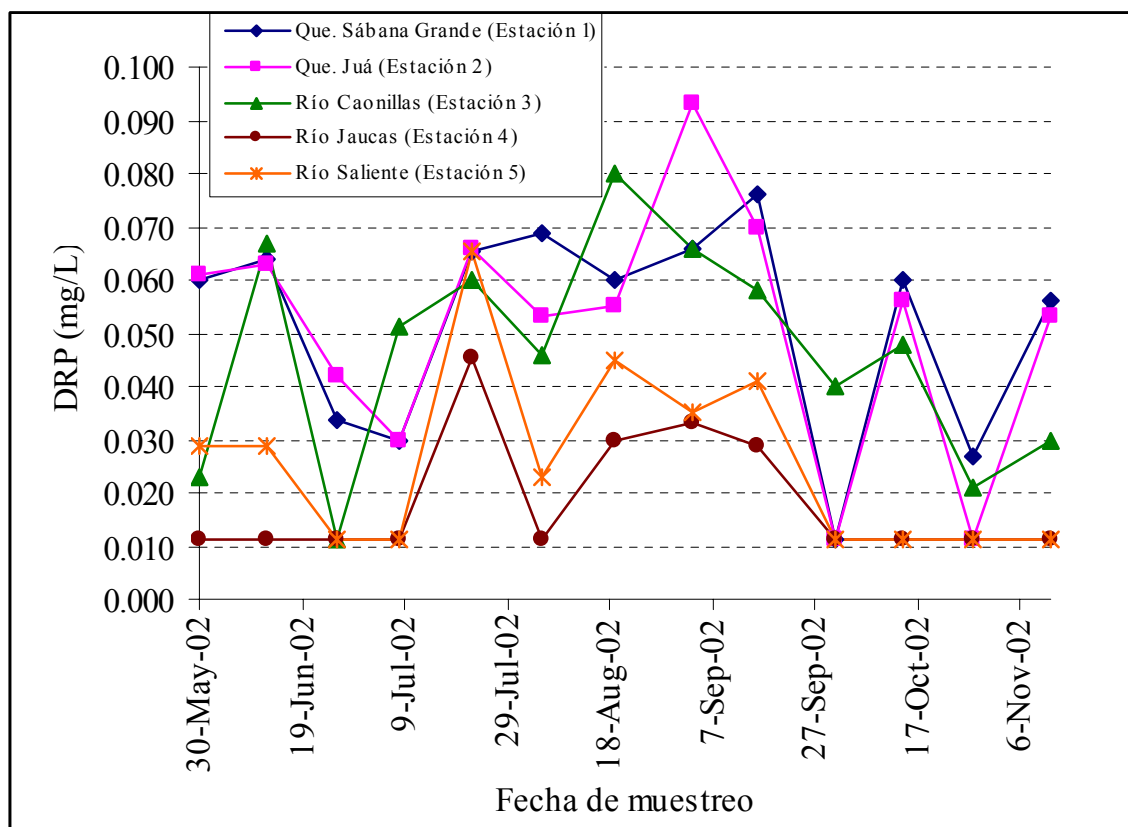


Figura 13: Concentración de fósforo reactivo disuelto (DRP) con respecto a la fecha de muestreo.

Cuadro 11: Valores de promedio y mediana de DRP para las 5 estaciones.

Estación	Mediana mg/L	Promedio mg/L
1	0.060	0.052 a
2	0.055	0.051 a
3	0.048	0.046 a
4	0.011	0.018 b
5	0.023	0.026 b

*Promedios seguidos por la secuencia de letras representan las diferencias al 95% de confiabilidad por la prueba LSD (Apéndice H).

La concentración de DRP más alta reportada para la estación 1 fue de 0.076 mg/L ocurrida el 16 de septiembre. La concentración más alta reportada en la estación 2 fue de 0.093 mg/L, ocurrida el 3 de septiembre en la estación 2, fecha en que también se reporta la concentración de TP y la descarga de agua más altas. Al comparar la concentración del fósforo reactivo disuelto (DRP) con los otros parámetros, se observó que DRP mostró una correlación significativa con Chl-a para las estaciones 4 y 5 (Figura 14, Cuadros 9 y 10). DRP también correlacionó significativamente con TC para las estaciones 4 y 5 (Cuadros 9 y 10).

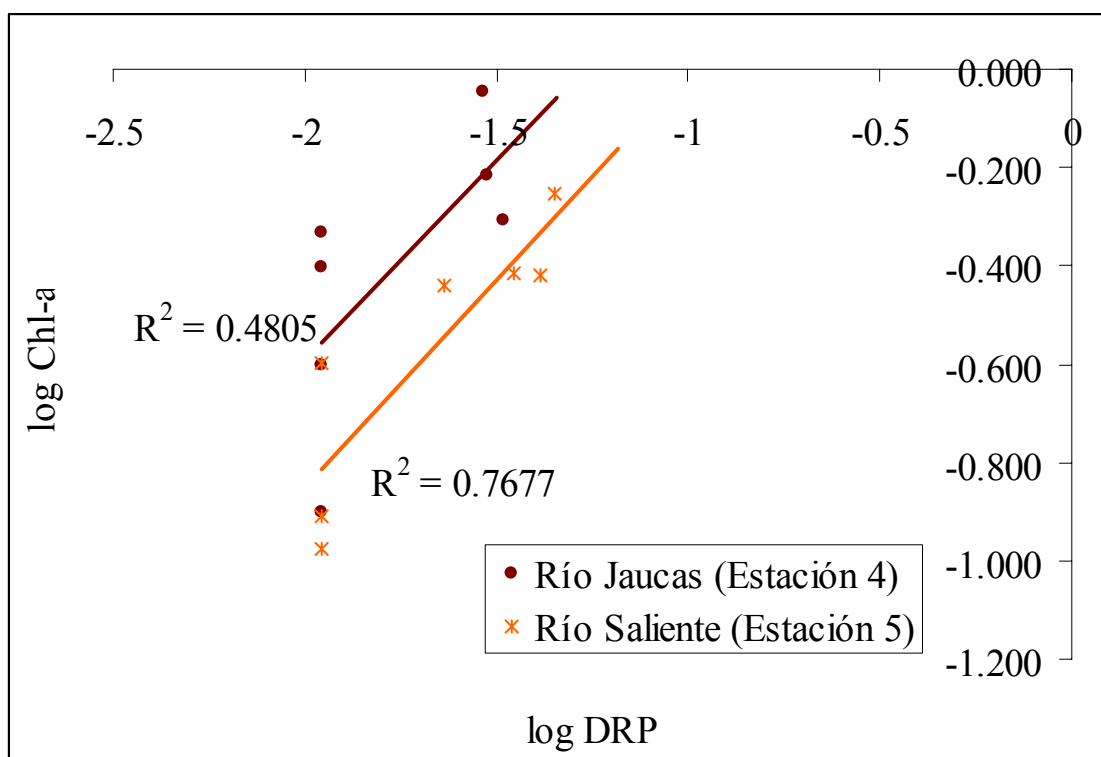


Figura 14: Relación de clorofila a (Chl-a) con fósforo reactivo disuelto (DRP) para las estaciones 4 y 5.

5.3.3. Nitrógeno total Kjeldhal

La concentración de nitrógeno total Kjeldahl (TKN) fluctuó entre 0.0343 y 1.265 mg/L (Apéndice D). En el análisis estadístico que compara las estaciones con respecto a la concentración promedio de TKN, se observó que, al igual que ocurre con TP y DRP, las concentraciones promedio de las estaciones 1 y 2 fueron más altas que las observadas en las estaciones 3 y 5, y significativamente mayores a la estación 4 (Cuadro 12).

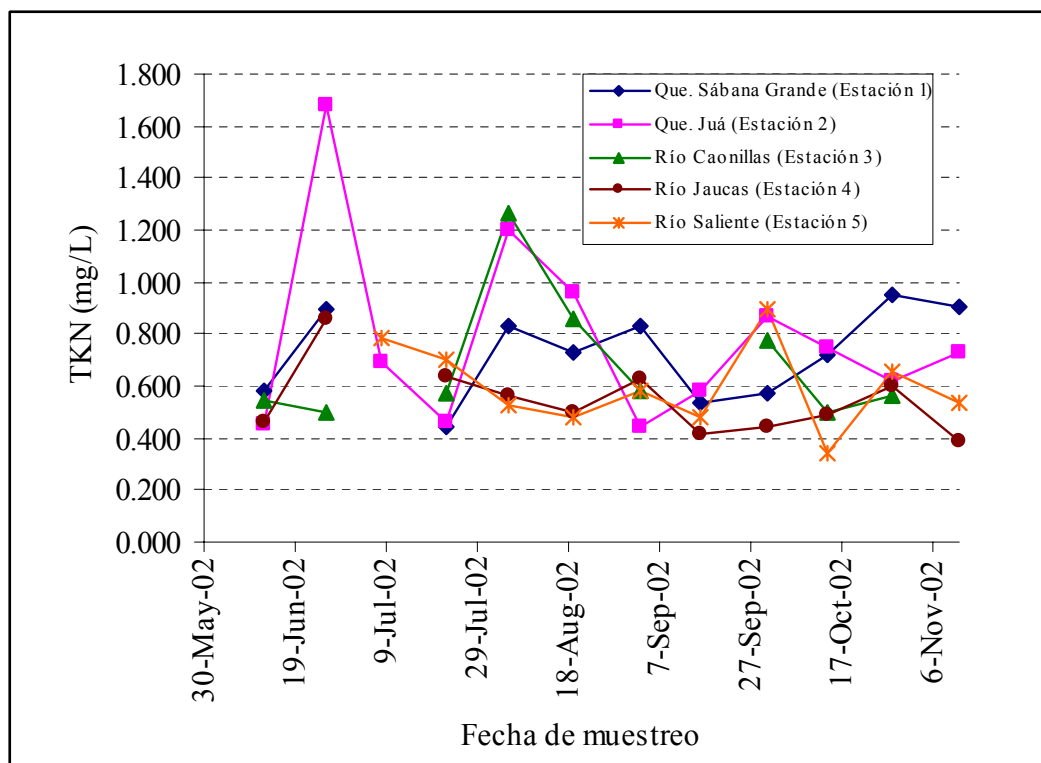


Figura 15: Concentración de nitrógeno total Kjeldahl (TKN) con respecto a la fecha de muestreo.

La concentración más alta reportada de TKN fue de 1.682 mg/L, ocurrida el 26 de junio en la estación 2, fecha en que también se reportó la concentración de SS más bajo en esa estación. En las comparaciones realizadas a la concentración de TKN con el resto de los parámetros medidos en este estudio, TKN no mostró correlaciones significativas con ninguno de los parámetros.

Cuadro 12: Valores de promedio y mediana de TKN para las 5 estaciones.

Estación	Mediana mg/L	Promedio mg/L
1	0.73	0.71 a
2	0.71	0.72 a b
3	0.57	0.65 a b
4	0.50	0.53 a b
5	0.56	0.58 b

*Promedios seguidos por la secuencia de letras representan las diferencias al 95% de confiabilidad por la prueba LSD (Apéndice H).

5.3.4. Sedimentos suspendidos

La concentración de sedimentos suspendidos (SS) fluctuó entre 0.33 y 94.59 mg/L (Apéndice D). En la figura 16 se observa un aumento marcado en la concentración de SS durante el mes de septiembre. Según el análisis estadístico que compara la concentración de SS para las cinco estaciones, la concentración promedio de la estación 3 fue significativamente mayor a las estaciones 1, 2, 4 y 5 (Cuadro 12). Este resultado es diferente al análisis estadístico para nutrientes (TP, DRP y TKN), donde se observaron las concentraciones más altas en las estaciones 1 y 2. La concentración más alta de SS

fue de 94.59 mg/L en la estación 4, ocurrida para la misma fecha es que esta estación reportó la concentración de TP y la Q más altas.

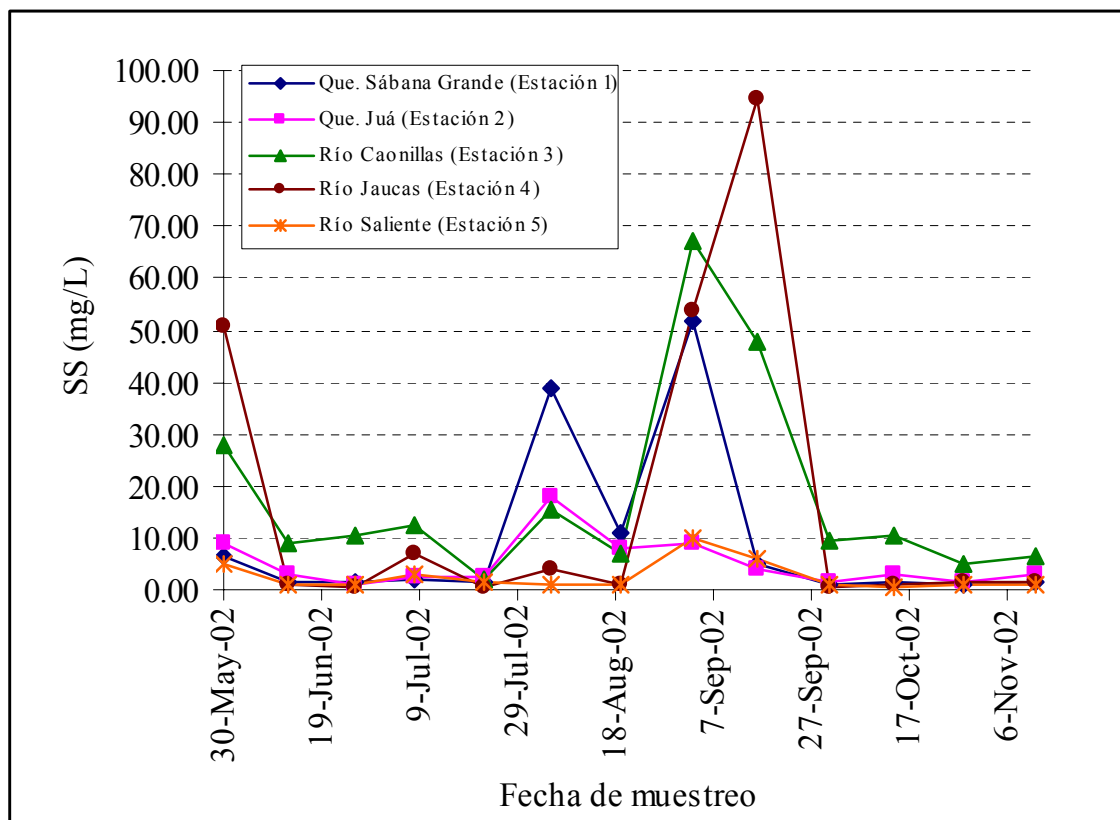


Figura 16: Concentración de sedimentos suspendidos (SS) con respecto a la fecha de muestreo.

Cuadro 13: Valores de promedio y mediana de SS para las 5 estaciones.

Estación	Mediana mg/L	Promedio mg/L
1	1.66	3.46 a
2	3.02	3.68 b
3	10.40	11.60 b
4	1.27	2.95 b
5	1.10	1.61 b

*Promedios seguidos por la secuencia de letras representan las diferencias al 95% de confiabilidad por la prueba LSD (Apéndice H).

La concentración de sedimentos suspendidos (SS) correlacionó significativamente con Q para las estaciones 3 y 4, y con Chl-a para la estación 3. SS correlacionó significativamente con TC para las estaciones 1, 3, 4 y 5, como también ocurrió para TP.

5.3.5. Clorofila – a

La concentración de clorofila a (Chl-a) fluctuó entre 0.060 a 0.898 $\mu\text{g/L}$ (Apéndice D). En la figura 17 se observa un aumento marcado en la concentración de Chl-a para las estaciones 3 y 4 durante el mes de septiembre, cuando ocurre un aumento marcado en la descarga de agua para todas las estaciones. En las estaciones 1 y 2 se

observó una disminución marcada de Chl-a en el muestreo siguiente a la descarga de agua más alta ocurrida en estas estaciones. En el análisis estadístico que compara la concentración de Chl-a para todas las estaciones (Cuadro 14, Apéndice H), no se observó diferencia significativa entre las estaciones monitoreadas. La concentración más alta reportada fue de 0.898 $\mu\text{g/L}$ ocurrida en la estación 4 el 16 de septiembre, fecha en que ocurren las concentraciones de TP y SS, y la descarga de agua más altas para esta estación.

Cuadro 14: Valores de promedio y mediana de Chl-a para las 5 estaciones.

Estación	Mediana $\mu\text{g/L}$	Promedio* $\mu\text{g/L}$
1	0.205	0.215 a
2	0.364	0.315 a
3	0.401	0.446 a
4	0.464	0.392 a
5	0.364	0.268 a

*Promedios seguidos por la secuencia de letras representan las diferencias al 95% de confiabilidad por la prueba LSD (Apéndice H).

Las estaciones 1 y 2 muestran una disminución marcada en la concentración de Chl-a en el mes de septiembre (Figura 17). Las concentraciones más altas de Chl-a para las estaciones 3 y 4 ocurrieron el 16 de septiembre, fecha en que se reportó la concentración más alta de TP para ambas estaciones. La clorofila a correlacionó

significativamente con TC para las estaciones 3 y 5. En ésta última, también se observó una correlación significativa de Chl-a con TP y DRP.

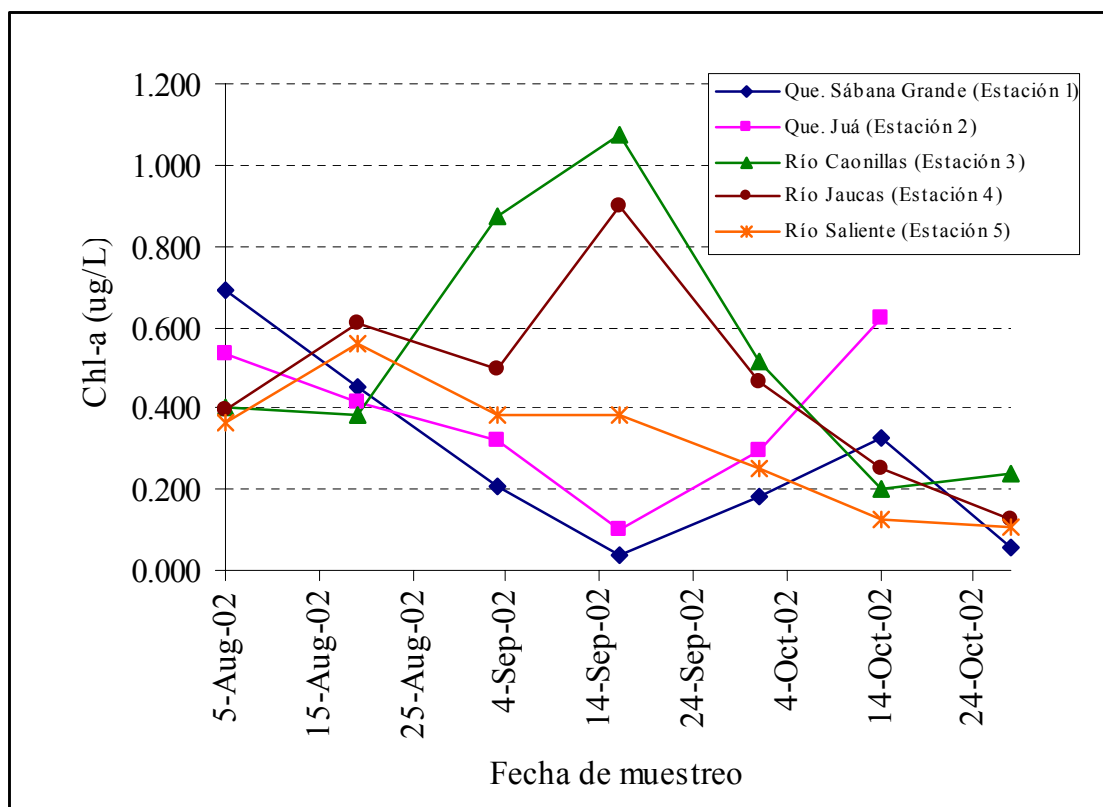


Figura 17: Concentración de clorofila a (Chl-a) con respecto a la fecha de muestreo.

5.3.6. Coliformes totales

La concentración de coliformes totales (TC) sobrepasó el estándar de calidad en todas las estaciones (Figura 18). La Junta de Calidad Ambiental (JCA) establece que la media geométrica de una serie representativa de muestras, (por lo menos 5 muestras) de las aguas tomadas secuencialmente no deberá exceder de 10,000 colonias/100 mL de

coliformes totales (JCA, 2004). La concentración de TC fluctuó entre 990 y 166,600 cols/100 mL (Apéndice D). La Cuadro 15 resume las concentraciones promedios de TC. En el análisis estadístico que compara la concentración de TC entre las estaciones, se observó que la estación 2 fue mayor que las estaciones 1, 3 y 4, y significativamente mayor a la estación 5. TC mostró una correlación significativa con Q para las estaciones 3 y 4. En estas estaciones también se observó una correlación significativa de Q con TP.

Cuadro 15: Valores de promedio y media geométrica de TC para las 5 estaciones.

Estación	Media geométrica cols/100mL	Promedio* cols/100mL
1	25,900	29,956 a
2	29,700	30,181 a b
3	24,300	19,076 a b
4	17,200	19,755 a b
5	10,500	11,955 b

*Promedios seguidos por la secuencia de letras representan las diferencias al 95% de confiabilidad por la prueba LSD (Apéndice H).

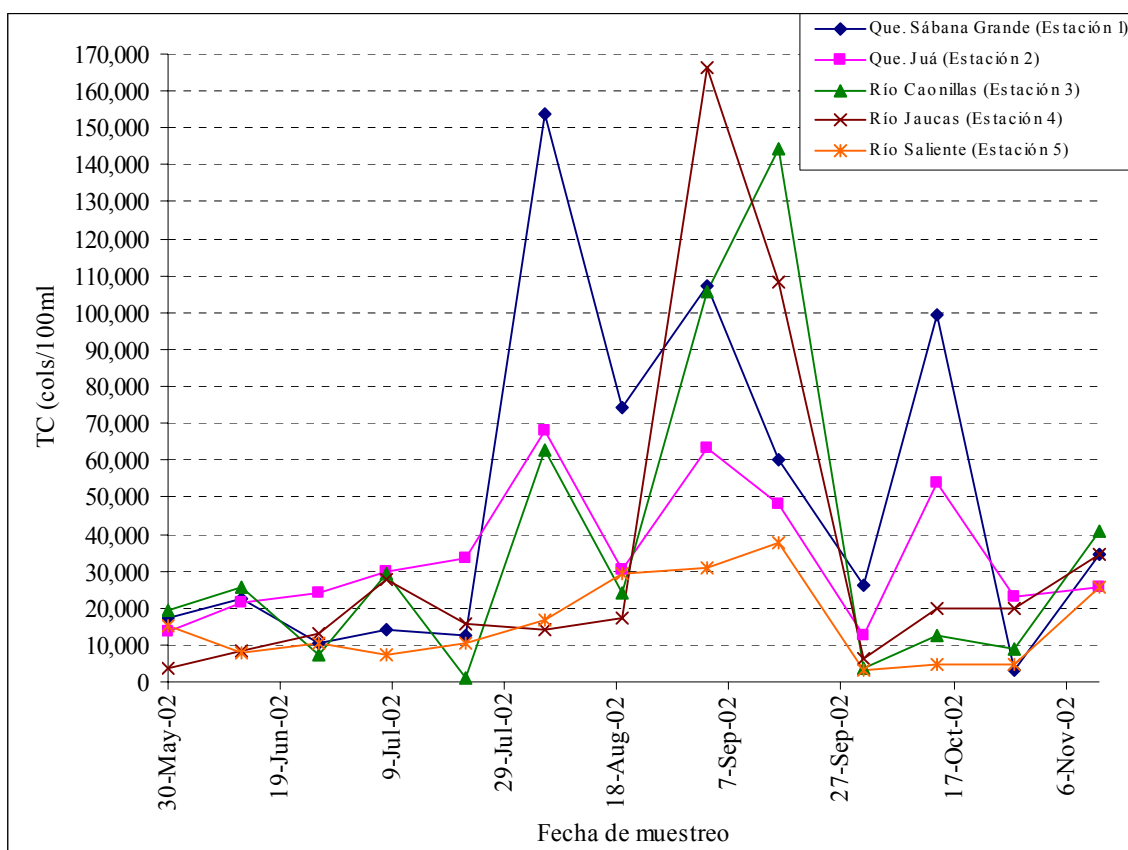


Figura 18: Concentración de coliformes totales (TC) con respecto a la fecha de muestreo.

5.4. Determinación del coeficiente de exportación de fósforo total

La determinación de coeficiente de exportación de TP (CEP) se obtuvo aplicando la ecuación 2, en la que se utilizan los datos de la descarga de agua, los resultados del análisis de TP, el tiempo entre muestreos, el tiempo de duración del monitoreo y el área de cada microcuenca. Como ejemplo de este cálculo, a continuación se muestra la determinación del CEP de la estación 1:

$$\begin{aligned}
 \text{CEP, kg/ha/año} &= \frac{\int C \, dt}{T \times A_i}, \quad C = \text{TP} \times Q \\
 &= \frac{\int (\text{TP} \times Q) \, dt}{T \times A_i}, \quad \text{kg/ha/año} \\
 &= (\text{TP}_1 Q_1)(t_2 - t_1) + \dots + (\text{TP}_{12} Q_{12})(t_{13} - t_{12}) \\
 &= \frac{126.16}{0.45 \times 152}, \quad \text{kg/ha/año} \\
 &= 1.84 \quad \text{kg/ha/año}
 \end{aligned}$$

La Cuadro 16 resume los resultados de los cálculos del CEP para cada microcuenca estudiada. Durante el tiempo de estudio, el máximo aporte en kilogramos por hectárea por año lo hizo la estación 1 (microcuenca de quebrada Sábana Grande, 1.84 kg/ha/año), seguida por la estación 2 (microcuenca de quebrada Jua), con un CEP de 1.45 kg/ha/año. Las estaciones 3 y 4 (microcuencas de los ríos Caonillas y Jaucas, respectivamente) obtuvieron CEP similares (0.68 y 0.70 kg/ha/año, respectivamente). La estación 5 (microcuenca del Río Saliente) obtuvo el coeficiente de exportación menor (0.28 kg/ha/año).

Los CEP obtenidos en este estudio se compararon con estimados de la literatura (Cuadro 16). El proceso consistió en utilizar valores de coeficientes de exportación para diferentes usos de tierra de la literatura y calcular el aporte global en la microcuenca basado en la distribución de usos del terreno específicos de cada microcuenca.

Cuadro 16: Coeficientes de exportación de fósforo total (CEP) calculados en base a los datos obtenidos en el estudio y los obtenidos utilizando coeficientes de exporte tomados de la literatura.

Estación	CEP, kg/ha/año ¹	Reckhow, 1980 ²	Ramos-Ginés, 1997 ²
1	1.84	1.05	1.60
2	1.45	0.35	0.58
3	0.68	0.39	0.82
4	0.70	0.30	0.50
5	0.28	0.30	0.53

1. Coeficientes de exportación calculados con datos obtenidos en el estudio.
2. Coeficientes de exportación calculados con datos tomados de la literatura.

La sumatoria del producto para todos los usos del terreno es el CEP_{Lit}. En el cálculo se tomó como bosque la suma de la zona boscosa y la de pastos no mejorados. Para efectos de esta comparación, se asume que otros factores que pudieran afectar el coeficiente de exporte, como tipo de suelo, geología, clima y la cercanía de la fuente al cuerpo de agua son constantes.

$$CEP_{Lit} = \sum (F_i/100)(CEP_i) \quad (4)$$

F_i : Porcentaje del uso de tierra estudiado

CEP_i : Coeficiente de exportación para el uso de tierra i .

En la comparación de los coeficientes de exportación de TP reportados en la Cuadro 16, se observó que los CEP fueron relativamente similares a los CEP_{LIT} obtenidos con los datos publicados por Ramos-Ginés.

5.5. Índice de fósforo

El impacto de algunos de los usos del terreno dedicados a la agricultura con P se evaluó mediante la aplicación del Índice de Fósforo (PI) en tres fincas representativas de los sectores agrícolas predominantes en la zona. Los resultados por predio del PI se resumen en las Cuadros 17-19. Se determinó el potencial de contaminación con P de diferentes predios en cada finca a los cuerpos de agua superficial. Los resultados de PI indican que algunos predios en las fincas dedicadas a la producción de animales representan un riesgo mayor en el movimiento de TP a los cuerpos de agua superficial que los predios en la finca dedicada al cultivo de café.

Ejemplo del cálculo de PI para el predio 1 A de la finca 1 (vaquería):

$$\begin{aligned}
 PI &= ((SE \times C1) \times (RC \times C2) \times (PSW \times C3)) \times \Sigma(SCR \times C_i) \\
 &= ((1.0 \times 1.0) \times (1.0 \times 0.9) \times (1.0 \times 0.6)) \times ((1.0 \times 0.1) + (0.50 \times 0) + (0.50 \times 0) + (0.75 \times 2) + (1.0 \times 8.0)) \\
 &= 3.36
 \end{aligned}$$

Cuadro 17: Caracterización básica de parámetros necesarios para la determinación del Índice de Fósforo (PI) y la interpretación del valor numérico obtenido de PI para la finca #1 (vaquería).

Predio	Serie Suelo	Pendiente (%)	DR (m)	Cobertura (%)	Nivel P en suelo (mg/kg)	Nivel FA	Método FA	Nivel DOA	Método DOA	PI	Interpretación
1A	Humatas	35	>30	100	14.2	--	--	M	ES	3.36	Moderado
1B	Humatas	35	>30	100	9.21	--	--	M	ES	3.36	Moderado
1C	Humatas	35	>30	100	8.25	--	--	M	ES	3.36	Moderado
2A	Lirios	35	<30	100	11.41	--	--	--	--	0.09	Bajo
2B	Lirios	35	<30	100	6.99	--	--	--	--	0.09	Bajo
2C	Lirios	35	<30	100	5.04	--	--	--	--	0.09	Bajo
3A	Lirios	>60	<30	100	489.76	--	--	MA	ES	16.20	Muy alto
3B	Lirios	>60	<30	100	68.79	--	--	MA	ES	10.80	Alto
3C	Lirios	>60	<30	100	8.64	--	--	MA	ES	9.09	Alto

A, B y C: parte superior, media e inferior de la pendiente, respectivamente DR:Distancia al cuerpo de agua FA:Fertilización aplicada DOA:Desecho orgánico aplicado M=Moderado MA=Muy alto ES:Esparcida en la superficie -- No hubo aplicación.

Cuadro 18: Caracterización básica de parámetros necesarios para la determinación del Índice de Fósforo (PI) y la interpretación del valor numérico obtenido de PI para la finca #2 (avícola).

Predio	Serie Suelo	Pendiente (%)	DR (m)	Cobertura (%)	Nivel P en suelo (mg/kg)	Nivel FA	Método FA	Nivel DOA	Método DOA	PI	Interpretación
1B	Alonso	>60	>30	80	16.31	--	--	--	--	0.07	Bajo
2B	Alonso	>60	>30	80	14.25	--	--	M	ES	3.92	Moderado
3A	Alonso	<12	>30	20	1132.4	--	--	MA	ES	14.58	Muy alto
4A	Alonso	12	>30	40	9.97	--	--	--	--	0.08	Bajo
4B	Alonso	12	>30	40	13.89	--	--	--	--	0.08	Bajo

A, B y C: parte superior, media e inferior de la pendiente, respectivamente DR:Distancia al cuerpo de agua FA:Fertilización aplicada DOA:Desecho orgánico aplicado M=Moderado MA=Muy alto ES:Esparcida en la superficie -- No hubo aplicación.

Cuadro 19: Caracterización básica de parámetros necesarios para la determinación del Índice de Fósforo (PI) y la interpretación del valor numérico obtenido de PI para la finca #3 (café).

Predio	Serie Suelo	Pendiente (%)	DR (m)	Cobertura (%)	Nivel P en suelo (mg/kg)	Nivel FA	Método FA	Nivel DOA	Método DOA	PI	Interpretación
1A	Pellejas	>60	<30	60	8.27	273 kg	PS	--	--	0.65	Bajo
1B	Pellejas	>60	<30	60	16.88	273 kg	PS	--	--	0.65	Bajo
1C	Pellejas	60	<30	80	17.96	273 kg	PS	--	--	0.65	Bajo
2A	Los Guineos	60	>30	100	18.2	--	--	--	--	0.06	Bajo
2B	Los Guineos	60	>30	100	25.01	--	--	--	--	0.60	Bajo

A, B y C: parte superior, media e inferior de la pendiente, respectivamente DR: Distancia al cuerpo de agua FA: Fertilización aplicada DOA: Desecho orgánico aplicado M= Moderado MA= Muy alto ES: Esparcida en la superficie -- No hubo aplicación.

La finca 1, dedicada a la producción de animales (vaquería, Figura 18), está ubicada en la parte sur de la microcuenca de la quebrada Sábana Grande. Esta finca obtuvo el PI más alto en el predio 3A, lo cual indica un potencial muy alto para el movimiento excesivo de P a cuerpos de agua cercanos. Según esta clasificación es necesario establecer prácticas de conservación de suelos, en adición a la implementación de un plan de manejo de P para evitar la degradación de la calidad del agua (Martínez et al., 2002). El contenido de P en los diferentes predios de esta finca fue variado y aumentaba a medida que se acercaba a la zona de mayor concentración de animales. La figura 19 muestra los predios que fueron muestreados en esta finca. El predio 1 que mide 1.89 ha y recibe DOA moderado obtuvo valores de PI moderado (3.36). El predio 2 mide 5.04 ha y no se aplicó desecho orgánico obteniendo un PI bajo (0.09). Sin embargo, el predio muestreado en esta finca que ocupó menor área (0.79 ha) obtuvo el PI más alto (16.20). Esto se debió al DOA de manera constante, ya que en esta zona era donde se concentraba la mayor parte del ganado. Esto también fue observado por Martínez et al. (2002), en el estudio realizado a 22 fincas productoras de animales, en las que el nivel de P fue más elevado en las zonas de mayor concentración de animales.

La finca 2, también dedicada a la producción de animales (avícola), obtuvo un PI muy alto (16.20) en el predio de mayor aplicación de desecho orgánico, resultando en un alto potencial para mover P. Al igual que en la finca 1, el contenido de P en los diferentes predios de esta finca fue variado y aumenta a mayor acumulación del material orgánico. Como es usual en este tipo de finca, la gallinaza se aplica de manera

superficial. Esto aumenta el potencial de transporte de P a cuerpos de agua superficial cercanos y la degradación de éstos.

La finca 3, dedicada a la siembra de café, está ubicada en la microcuenca del Río Jaucas. Esta finca obtuvo un valor de PI bajo (entre 0.06 y 0.65) en todos los predios muestreados, lo cual refleja un bajo potencial de movimiento de P. Esta clasificación establece que si se continúan las prácticas llevadas hasta el momento, la probabilidad de un impacto adverso a cuerpos de agua cercanos es baja. Esta finca tiene una pendiente mayor de 60% con una capacidad de escorrentía es muy alta, por lo que el efecto mayor que pudiera tener sobre el cuerpo de agua es el transporte de sedimentos, el cual se asocia con el transporte de P.



Figura 19: Vaquería muestreada para aplicar el índice de fósforo. Los predios 1, 2 y 3 están delineados de color verde fluorescente.

DISCUSIÓN

Los resultados de este estudio infieren que las actividades antropogénicas contribuyen al deterioro de los cuerpos de agua superficial. Las microcuencas con usos del terreno dedicados a la producción de animales (Sábana Grande y Juá) y la microcuenca con mayor porcentaje de uso urbano (Caonillas) fueron las que reportaron la concentración de nutrimentos (TP, DRP y TKN) y bacterias (TC) mayores. La microcuenca del Río Saliente reportó concentraciones significativamente menores que las primeras tres microcuencas para TP, DRP, TKN, SS y TC. Con excepción de SS y TC, la microcuenca del Río Jaucas reportó valores promedio significativamente menores en las concentraciones de nutrimentos a los observados en las primeras tres microcuencas. Sin embargo, en esta microcuenca se observaron diferencias marcadas entre la mediana y el promedio de TP, SS y TC debido a aumentos marcados en la descarga de agua (Q) en los dos muestreos del mes de septiembre.

Se observaron correlaciones significativas de TP con SS y TC. Esto infiere que el movimiento de nutrimentos, sedimentos y bacterias a los cuerpos de agua superficial estudiados pudiera estar ocurriendo mediante mecanismos de transporte similares. En el caso de P, uno de los mecanismos de transporte más significativo es el movimiento de este nutrimento asociado a partículas coloidales. Este material llega al agua a través del movimiento de estas partículas y de materiales erosionados de áreas contaminadas. El fósforo reactivo disuelto (DRP) representó más del 50% del TP, por lo que gran parte del P transportado al cuerpo de agua ocurrió en su forma disuelta.

Tanto el TP como el SS correlacionaron significativamente con TC para todas las estaciones. El movimiento de partículas de desechos animales y humanos pudiera ser uno de los propulsores de la entrada de nutrimentos, sedimentos y bacterias a los cuerpos de agua. Estudios indican que la concentración de coliformes fecales y totales no son indicadores efectivos de contaminación antropogénica debido a que la metodología usada incluye organismos no fecales que se desarrollan en temperaturas cálidas, por lo que se recomienda el uso de la concentración de E-coli como indicador de contaminación fecal (Tallon, et al., 2005).

La fracción de P asociado a los sedimentos es una fuente continua de este nutrimento dentro del cuerpo, promoviendo para el desarrollo continuo de algas en las aguas superficiales. Esto se observó en este estudio mediante la correlación significativa que mostró el P particulado con la concentración de clorofila a (Chl-a) para las estaciones 1, 3, 4 y 5. Daverede et al. (2003) también observó que el P disponible para las algas en la superficie del agua pudiera estar relacionado con el P que se transporta con los sedimentos por escorrentía. Existen varios factores que pudieran disminuir el crecimiento de algas en las aguas superficiales. Entre éstos están la velocidad del agua, la cantidad de luz y la pendiente del canal. Estos factores pudieron ser los causantes de la disminución de forma marcada en la concentración de Chl-a observada en las estaciones 1 y 2, durante el mes de septiembre. Ambas estaciones están ubicadas en zonas de alta pendiente y rodeadas de vegetación frondosa, lo que, unido al aumento en la velocidad del agua durante el mes de septiembre, pudo haber restringido el desarrollo de las condiciones adecuadas para el crecimiento de algas.

La correlación significativa observada entre TP y Q en cuatro de las estaciones monitoreadas muestra la relevancia de las fuentes dispersas de contaminación con P sobre las fuentes precisas en las microcuencas estudiadas. Esta relación es más evidente en zonas donde predominan las fuentes de contaminación dispersa ya que las fuentes precisas no dependen necesariamente de aumentos en Q para que tenga algún efecto sobre la calidad del agua. Este tipo de determinación debe ser tomada en cuenta al momento de implantar un programa de restauración de calidad de agua.

Los resultados del coeficiente de exportación de TP (CEP) determinados en este estudio, infieren que la contribución mayor de este nutrimento la hacen los desechos orgánicos de animales que son arrastrados por escorrentía. Los CEP más altos fueron para las microcuencas de las quebradas Sábana Grande y Juá (Estaciones 1 y 2, respectivamente, Cuadro 17), en las que 81 y 58 ha, respectivamente, del área corresponde a dos vaquerías. Un predio en la vaquería ubicada en la microcuenca de la quebrada Sábana Grande obtuvo el PI más alto (16.20), lo cual infiere que esta finca posee un potencial muy alto para mover P al cuerpo de agua. Ortega-Achury (2005, Cuadro 20) reportó que en una vaquería con niveles de P en el suelo de 46 mg/kg de P y un PI de 9.47, la concentración de TP en la escorrentía fue de 2.79 mg/L. Tomando en cuenta estos resultados y los resultados obtenidos en este estudio, en el predio de la vaquería con mayor DOA (Predio 3), el cual obtuvo niveles de P en el suelo de 490 mg/kg y un PI de 16.20, la concentración de TP en la escorrentía pudiera estar excediendo 2.79 mg/L. La magnitud de esta diferencia dependerá del tipo de material, tipo de aplicación e itinerario de aplicación (época de lluvia o época seca) (Ortega-

Achury, 2005). A pesar de que la vaquería ubicada en la microcuenca de la quebrada Juá (Estación 2) ocupa un 7% del área, ésta se encuentra a menos de 30 metros del cuerpo de agua, lo que aumenta el potencial de movimiento de TP. Es posible que el manejo de los residuos orgánicos no sea el más adecuado, por lo que resulta en un aumento de nutrimentos en el cuerpo de agua.

Cuadro 20: Resultados del estudio realizado por Ortega-Achury (2005) sobre el índice de fósforo y el contenido de TP en el agua de escorrentía para suelos con aplicación de desecho orgánico (DOA).

Tipo de finca	P-Olsen (mg/kg)	PI	TP de escorrentía (mg/L)
Vaquería (San Sebastián, Predio 1)	46.36	9.47	2.79
Vaquería (San Sebastián, Predio 2)	35.00	8.29	1.56
Avícola (Corozal, Predio 1)	164.38	12.60	6.21
Avícola (Corozal, Predio 2)	139.53	10.08	5.42

Otra de las fuentes principales de nutrimentos son las descargas de desechos humanos. La población sub-urbana cerca de los puntos de muestreo (ríos Caonillas y Jaucas) pudiera contribuir al aumento en la concentración de TP, aunque la concentración de TP fue menor comparado con las fincas productoras de animales. Esto se observó en los CEP de las microcuencas de los ríos Caonillas y Jaucas (Estaciones 3 y 4, respectivamente, Cuadro 16).

La sobre fertilización de predios dedicados a la agricultura aumenta la contribución de TP, y es aún mayor cuando el predio no posee cubierta vegetativa y se encuentra en áreas de altas pendientes. La cantidad excesiva de sedimentos que mostró la estación 4 en el mes de septiembre pudiera estar asociada a prácticas agrícolas de áreas con alta pendiente y poca cobertura, aunque también pudiera estar relacionado con construcciones en áreas aledañas a los cuerpos de agua. La finca de café ubicada en esta microcuenca reportó un PI bajo (0.08-0.65, Cuadro 19), sin embargo eventos de transporte marcado de sedimentos podría arrastrar cantidades significativas de P al cuerpo de agua.

Las áreas boscosas o cubiertas 100% con vegetación frondosa sirvieron de amortiguador de sedimentos y nutrimentos. Muestra de esto lo es la estación 5, que posee 2% de zona urbana y 5% de área agrícola, y no presentó contribución significativa de nutrimentos al cuerpo de agua, obteniendo un CEP de 0.28 kg/ha/año. Estos resultados plantean la importancia que también posee la distancia de la fuente de contaminación, en este caso de los usos del terreno, con respecto al punto de muestreo. Las microcuencas con áreas sub-urbanas o fincas productoras de animales cercanos al punto de muestreo mostraron gran potencial como fuentes de contaminación con nutrimentos y bacterias.

Existen diferentes prácticas para disminuir el exporte de contaminantes a los cuerpos de agua. La concientización de los dueños de fincas adyacentes a los cuerpos de agua es una parte esencial en la disminución de P por fuentes dispersas. Baker et al.

(2002) observó una disminución en la exportación de TP y DRP de 40 y 89%, respectivamente, debido a la adopción de prácticas que minimizan el exporte del P aplicado a los suelos y de los sedimentos por escorrentía. Por otra parte, McKergrow et al. (2003) observó una reducción de un 90% de sedimentos transportados debido a la implantación de barreras vegetativas en los contornos del cuerpo de agua. En cuanto a las fincas dirigidas a la producción de animales, es necesario aplicar las medidas correspondientes para aminorar el efecto contraproducente del DOA, evitando utilizar los desechos de animales bastante descompuestos durante la época de lluvia e incorporarlos lo antes posible para evitar pérdidas de nutrimentos por escorrentía (Franklin, et al., 2006). En las áreas donde se concentran los animales, recoger las aguas y tratarlas antes de liberarlas al cuerpo de agua o áreas cercanas. El almacenamiento de material orgánico, debería ser sobre una plataforma impermeable con capacidad de recoger lixiviados.

CONCLUSIONES

- Las actividades antropogénicas contribuyen al deterioro de los cuerpos de agua superficial. Las concentraciones promedio de TP fueron significativamente mayores en las microcuencas con usos del terreno dedicados a la producción de animales (0.108 y 0.084 mgTP/L) y con mayor porcentaje de área urbana (0.089 mgTP/L) que las microcuencas con mayor porcentaje de área boscosa (0.060 y 0.040 mgT/L). Similar a TP, las concentraciones promedio de DRP, TKN y TC de las microcuencas con usos del terreno dedicados a la producción de animales y las de mayor porcentaje de área urbana fueron significativamente mayores a las microcuencas con mayor porcentaje de área boscosa.
- La concentración de TP correlacionó significativamente con SS y TC, lo que infiere que el movimiento de nutrientes, sedimentos y bacterias a los cuerpos de agua superficial ocurre mediante mecanismos de transporte similares. El P asociado a los sedimentos mostró una correlación significativa con Chl-a, por lo que el P particulado dentro del cuerpo de agua es una fuente continua de este nutriente para el desarrollo de algas en las aguas superficiales.
- La correlación significativa entre TP y Q en cuatro de las 5 estaciones monitoreadas muestra la relevancia de las fuentes dispersas de contaminación con P sobre las fuentes precisas. Esta relación es particularmente importante en las fuentes dispersas de contaminación, ya que las fuentes precisas no dependen de aumentos en Q para tener efecto sobre la calidad del agua.
- Se exportaron 1.84 y 1.45 kg/ha/año de áreas donde predomina la producción de animales (microcuencas de las quebradas Sábana Grande y Juá, respectivamente) y 0.68, 0.70 y 0.28 kg/ha/año de áreas donde predominan bosques con pequeñas zonas urbanas y cultivadas (microcuencas de los ríos Caonillas, Jaucas y Saliente, respectivamente).

- Las áreas donde se concentran desechos de animales poseen mayor potencial de movimiento de P a los cuerpos de agua superficial, obteniendo PI muy alto las áreas de mayor aplicación de desecho orgánico tanto en la vaquería como la finca avícola (16.20 y 14.58, respectivamente). La finca de café mostró poco potencial de movimiento de P, obteniendo un PI bajo (0.08-0.65), sin embargo se observaron eventos de transporte de sedimentos que pudieron haber sido el factor principal en el aumento significativo de la concentración de TP.

LITERATURA CITADA

- Baker, D. B. and R. P. Richards. 2002. Phosphorus budgets and riverine phosphorus export in Northwestern Ohio watersheds. *J. Environ. Qual.* Vol 31 Jan-Feb: 96-108.
- Cruz-Rodríguez, L. 2004. Soil organic carbon and nitrogen distribution in a tropical watershed. Thesis M.S. University of Puerto Rico, Mayagüez, Puerto Rico.
- Daverede, I. C., A. N. Kravchenko, R. G. Hoeft, E. D. Nafziger, D. G. Bullock, J. J. Warren and L. C. Gorzini. 2003 Phosphorus runoff: Effect of tillage and soil phosphorus levels. *J. Environ. Qual.* 32:14365-1444.
- Follet, R. F. 1995. RCA III: Fate and transport of nutrients: Nitrogen. USDA, Agricultural Research Service. Soil-Plant-Nutrient Research Unit, Fort Collins, Colorado.
- Franklin, D. H., Cabrera, M. L. and V. H. Calvert. 2006. Fertilizer source and soil aeration effects on runoff volume and quality. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 70:84-89.
- Helmer, E.H., O. Ramos, T. del M. López, M. Quiñones and W. Diaz. 2002. Mapping the forest type and land cover of Puerto Rico, a component of the Caribbean Biodiversity Hotspot. *Caribbean Journal of Science*, Vol. 38, No. 3-4: 165-183.
- Hubbard, G. L. Newton, and G. M. Him. 2003. Water quality and the grazing animal. *J. Anim. Sci.* 82:E255-E263.
- JCA. 2004. Reglamento de estándares de calidad de agua de Puerto Rico. Estado Libre Asociado de Puerto Rico. Oficina de la Gobernadora. Junta de Calidad Ambiental. 83 pp.
- Johnes, P. J. 1996. Evaluation and management of the impact of land use change on the nitrogen and phosphorus load delivered to surface waters: the export coefficient modeling approach. *Journal of Hydrology* 183:323–349.
- Johnston, A.E. and I. Steen. 1997. Understanding Phosphorus and its use in agriculture. European Fertilizer Manufacturers Association.
- Kalff, J. 2002. Limnology. McGill University. Prentice-Hall Inc., NJ.
- Kramer, D. A. 2004. Mineral Commodity Profiles: Nitrogen. U.S. Geological Survey, Report 2004-1290.

- Martínez, G. A. 2002. Development of nutrient criteria for lakes in Puerto Rico. *J. Agric. Univ. P.R.* 86(3-4):139-144.
- Martínez, G. A., Sotomayor-Ramírez, D., Castro, J. A. 2002. Application of the Caribbean P Index to Soils Receiving Organic Amendments. *J. Agric. Univ. P. R.* 86(3-4):145–154.
- Mckergow, L.A., D.W. Weaver, I. P. Prosser, R. B. Grayson and A. E. G. Reed. 2003. Before and after riparian management: sediments and nutrient export from a small agricultural catchment, Western Australia. *J. of Hydrology* 270:253-272.
- Ortega-Achury, S. 2005. Validación del Índice de Fósforo del Caribe y Evaluación de Prácticas de Manejo de Desechos Orgánicos en Fincas de Producción Animal de Puerto Rico. Tesis M.S. Universidad de Puerto Rico, Mayagüez, Puerto Rico.
- Payraudeau, S., M. G. Tournoud, F. Cernesson and B. Picot. 2001. Annual nutrients export modeling by analysis of landuse and topographic information: case of a small Mediterranean catchment. *Water Science Technology* Vol. 44 No. 2-3 pp 321-327.
- Quinn, J. M. and Stroud, M. J. 2002. Water quality and sediment and nutrient export from New Zealand hill-land catchments of contrasting land use. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, Vol. 36: 409-429.
- Ramos-Ginés, O. 1997. Water balance and quantification of total phosphorus and total nitrogen loads entering and leaving the lago de Cidra, Central Puerto Rico. U. S. Geological Water-Resources Investigations Report 96-4222, 28 pp.
- Reckhow, K.H., M.N. Beaulac, and J.T. Simpson. 1980. Modeling phosphorus loading and lake response under uncertainty: a manual and compilation of export coefficients. USEPA. 440/5-80-011. Washington, DC.
- Russell, M. A., Walling, D. E., Webb, B. W., Bearne, R. 1998. The composition of nutrient fluxes from contrasting UK river basins. *Hydrological Processes* 12, 1461-1482.
- Scanlon, T. M., G. Kiely, Q. Xie. 2004. A nested catchment approach for defining the hydrological controls on non-point phosphorus transport. *J. of Hydrology* 291 (2004) 218-231.
- Sharpley, A. 1995. RCA III: Fate and transport of nutrients: Phosphorus. USDA, Agricultural Research Service. National Agriculture Water Quality Laboratory, Durant, Oklahoma.
- Sotomayor-Ramírez, D., G. A. Martínez and L. J. Olivieri. 2001. Phosphorus status of stream waters in Puerto Rico: 1989-1997. *J. Agric. Univ. P.R.* 85(1-2):1-15

- Tallon, P., Magajna, B., Lofranco, C. and K. Tin Leung. 2005. Microbial indicators of faecal contamination in water: A current perspective. *Water, Air and Soil Pollution* 166:139-166
- USDA-NRCS. 1998. Inventario de cuencas hidrográficas. Servicio de conservación de Recursos Naturales, Puerto Rico.
- USDA-NRCS. 1994. The Phosphorus Index: A phosphorus assessment tool. US Department of Agriculture. Engineering, Series number 1901.
- USEPA. 2005. Eutrophication. Ecological Issues, Mid-Atlantic Integrated Assessment. US Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- USEPA. 2003. Fecal Coliform. Human Health Issues, Mid-Atlantic Integrated Assessment. US Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- USEPA. 2002a. National Water Quality Inventory, 2000 Report. EPA-841-F-02-003. US Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- USEPA. 2002b. Ecoregional Nutrient Criteria. Report EPA-822-F-02-008. US Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- USEPA. 1996. Nonpoint source pollution: The nation's largest water quality problem. Report EPA841-F-96-004A US Environmental protection Agency. Nonpoint Source Control Branch. Washington, DC.
- USEPA. 1994. What is Nonpoint Source (NPS) Pollution. EPA's Polluted brochure. Report EPA-841-F-94-005. US Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- USEPA. 1986. Quality criteria for water. Office of Water Regulation and Standards. Report EPA-440/5-86-001. US Environmental Protection Agency, Washington, D.C.
- Victor, D. M., E. N. Griffith, R. H. White, T. L. Provin, J. P. Muir and J. C. Read. 2002. Export of manure phosphorus and nitrogen in turfgrass sod. *J. Environ. Qual* 31:1731-1738.
- Wilde, F.D., Radtke, D.B., Gibs, Jacob, and Iwatsubo, R.T., eds. 1999. Collection of water samples: U.S. Geological Survey Techniques of Water-Resources Investigations, book 9, chap. A4, accesado en mayo 2002 en <http://pubs.water.usgs.gov/twri9A4/>

APÉNDICES

APÉNDICE A: PROCEDIMIENTOS DE ANÁLISIS DE AGUA

Procedimiento para la determinación de TP:

1. Se añadieron 0.5 g de persulfato de potasio a 50 mL de muestra en un matraz cónico de 125 mL.
2. Se añadió 1mL de una solución 11 N H_2SO_4 .
3. Las muestras fueron colocadas sobre una plancha de calentamiento a temperatura moderada hasta que el volumen en el matraz se redujo a aproximadamente 5 mL de muestra, sin permitir que salpicara o se secara. Para determinar que había llegado cerca del 10% del volumen, se utilizó un matraz con 5 mL de agua deionizada y se comparó cualitativamente con las muestras.
4. A medida que llegaban al 10% del volumen, se removieron las muestras de la plancha de calentamiento y se dejaron enfriar a temperatura ambiente. En cada digestión hecha se analizó al menos un blanco del agua deionizada utilizada en el proceso y al menos una muestra con cantidad conocida de TP por cada 10 muestras, para determinar el % de recuperación del proceso.
5. Se añadió agua deionizada enjuagando las paredes del matraz hasta obtener un volumen de aproximadamente 30 mL.
6. Utilizando una solución 1 N de NaOH y un metro de pH, se llevó el pH de las muestras entre 6.8 y 7.2.
7. Se midió nuevamente el volumen del contenido mediante el uso de balanza analítica y se anotó para determinar el factor de dilución.
8. Se añadieron 8 mL de la solución desarrolladora de color (solución contenida con molibdato de amonio, tartrato de potasio antimonio y ácido ascórbico en medio ácido) a cada una las muestras y, luego de agitar, se dejó reposar durante 15 minutos.
9. El contenido de TP fue analizado por UV-VIS a un largo de onda de 880 nm.

APÉNDICE A (CONT.): PROCEDIMIENTOS DE ANÁLISIS DE AGUA

10. La curva de calibración fue generada con no menos de 3 puntos (sin incluir el blanco) a partir de una solución de 1,000 mg/L de TP certificada por “Quality Assurance System”. Los puntos de la curva cubrían un rango entre 0 y 1 mg/L y no se aceptó ninguna curva de calibración con R^2 menor de 0.996.

$$TP, \text{ mg/L} = P_e (V_f / V_i) \text{ mg/L}$$

V_f : Volumen de muestra luego de llegar a neutralidad

V_i : Volumen de muestra inicial analizado

P_e : Concentración de TP dado por el espectrofotómetro

Procedimiento para la determinación de SS:

1. Se secó un filtro de fibra de vidrio GF/F al horno a 105°C durante 1 hora y luego se colocó en un desecador durante 15 minutos hasta temperatura ambiente.
2. El filtro fue pesado en balanza analítica para determinar su peso inicial.
3. Se filtraron 100 mL de muestra a través del filtro y utilizando un sistema al vacío.
4. Se enjuagó el vaso que contenía los 100 mL y el embudo de filtración con agua deionizada para asegurar que no quedaran sedimentos adheridos a las paredes de los envase.
5. Se secó el filtro al horno a 105°C durante 1 hora y se dejó reposar en un desecador hasta que alcanzara temperatura ambiente (15 minutos).
6. El filtro fue pesado nuevamente en balanza analítica para determinar el peso final.

APÉNDICE A (CONT.): PROCEDIMIENTOS DE ANÁLISIS DE AGUA

7. Se calculó el contenido de sedimentos suspendidos utilizando la siguiente ecuación, expresando los resultados en mg/L a 2 lugares decimales.

$$\text{SS, mg/L} = \frac{(P_{\text{FM}} - P_{\text{F}}) \times 10^6}{V_{\text{F}}}, \text{ mg/L}$$

P_{FM} : Peso del filtro luego de filtrada la muestra, g.

P_{F} : Peso de filtro solo, g.

V_{F} : Volumen de muestra filtrada, mL

Procedimiento para la determinación de DRP:

1. Se filtraron las muestras durante las primeras 24 horas del muestreo a través de filtro de celulosa de 0.45 μm .
2. Se colocaron 50 mL del filtrado en un matraz cónico de 125 mL.
3. Se desarrolló color añadiendo 8 mL de solución desarrolladora de color (solución contenida con molibdato de amonio, tartrato de potasio antimonio y ácido ascórbico en medio ácido). Se agitaron las muestras y se dejaron reposar por 15 minutos.
4. El contenido de DRP fue analizado por UV-VIS a un largo de onda de 880 nm.
5. La curva de calibración fue generada con no menos de 3 puntos (sin incluir el blanco) a partir de una solución de 1,000 mg/L de TP certificada por “Quality Assurance System”. Los puntos de la curva cubrían un rango entre 0 y 1 mg/L y no se aceptó ninguna curva de calibración con R^2 menor de 0.996.

APÉNDICE A (CONT.): PROCEDIMIENTOS DE ANÁLISIS DE AGUA

Procedimiento para la determinación de TKN:

1. Se colocaron 25 mL de muestra en un tubo de digestión de 100 mL.
2. Se añadieron 5 mL de solución de digestión, que contiene sulfato de potasio, solución de sulfato de mercurio y ácido sulfúrico concentrado.
3. Se añadieron de 8 a 10 piedras de teflón (teflon boiling stones) para evitar pérdida de muestra cuando estuviese en caliente.
4. Utilizando un agitador tipo vortex se mezcló bien, de manera que al mirar el tubo hacia la luz no se viera turbidez.
5. Los tubos se colocaron en el bloque de digestión precalentado a 160° C durante 1 hora. Luego, se aumentó la temperatura del bloque de digestión a 380° C y se dejó durante 2.5 horas.
6. Los tubos de digestión fueron removidos del bloque y se dejaron reposar hasta llegar a temperatura ambiente.
7. Se diluyó la solución en los tubos, añadiendo agua deionizada hasta un volumen total de 25 mL.
8. Las muestras digeridas fueron analizadas por colorimetría, utilizando un autoanalizador (Technicon III). La curva de calibración fue generada, no menos de 3 puntos, a partir de una solución estándar de 1,000 mg/L N como fosfato de amonio ((NH₄)₃ PO₃). Los puntos de la curva fueron digeridos bajo las mismas condiciones de las muestras reales con un rango de 0 a 20 mg/L N y una correlación de 1.
9. Los resultados de TKN para las muestras fueron dados por el instrumento Technicon AutoAnalyzer II y fueron reportados en ppm a 3 lugares decimales.

APÉNDICE A (CONT.): PROCEDIMIENTOS DE ANÁLISIS DE AGUA

Procedimiento para la determinación de Chl-a:

1. La muestra fue filtrada en las primeras 24 horas de muestreada utilizando un filtro de fibra de vidrio GF/F y un equipo de succión al vacío. El área de filtración y de extracción se mantuvo oscura para evitar degradación de la clorofila.
2. El filtro fue congelado hasta el momento de la extracción en bolsa de papel para evitar degradación.
3. La extracción se hizo colocando el filtro con pinzas en un tubo de centrifuga de 25 mL.
4. Se añadió 4 mL de solución de acetona al 90%.
5. Con un agitador de vidrio se molió el filtro hasta que quedó completamente triturado de manera que parecía una solución espesa.
6. Se dejó reposar no menos de 2 y no más de 24 horas, en nevera a 4°C.
7. Los tubos fueron centrifugados por 15 minutos a 650 rpm o por 5 minutos a 1000 rpm.
8. El sobrenadante se transfirió cuantitativamente a tubos de ensayo previamente identificados y se llevó a 15 mL con acetona como volumen final de extracción.
9. En el análisis se utilizó un fluorímetro, localizado en el laboratorio de Ciencias Marinas dirigido por el Dr. Corredor en Isla Magueyes. El instrumento determinó la concentración de clorofila a en el extracto. La concentración de clorofila en la muestra fue determinada utilizando la siguiente ecuación y los resultados fueron reportados a 3 lugares decimales en µg/L.

$$C_{S,C} = \frac{C_{E,U} \times V_{Ext} \times FD}{V_F}, \mu g/L$$

$C_{S,C}$: Concentración de *clorofila a* en la muestra, µg/L

$C_{E,U}$: Concentración de Chl-a dada por el fluorímetro, µg/L.

V_F : Volumen de muestra filtrado, mL.

V_{Ext} : Volumen del extracto, mL.

FD: Factor de dilución.

APÉNDICE A (CONT.): PROCEDIMIENTOS DE ANÁLISIS DE AGUA

Procedimiento para la determinación de coliformes totales:

Coliformes y *E. coli*:

1. Se colocaron 1 y 2 mL de muestra de agua en el medio de cultivo especializado Coliscan Easygel ® y se agitó suavemente.
2. La muestra se vertió en la placa petri, se agitó suavemente para dispersar el medio con la muestra en la placa y se incubó por 48 horas a 35°C.
3. Se contabilizaron las colonias con Quantity One® *Quantitation Software and Gel Doc hardware* de BIO-RAD® (versión 4.2, 2000) de bacterias que crecieron durante el periodo de incubación, distinguiéndolas por referencia de color.
4. Se utilizó la siguiente ecuación para determinar el conteo de las coliformes y *E. coli* en 100 mL de la muestra.

$$CF, \text{ cols}/100\text{mL} = N_{CF} \times 100 / V_M$$

N_{CF} : Número de colonias de coliformes y *E. coli*

V_M : Volumen de muestra

APÉNDICE B: PROCEDIMIENTOS DE ANÁLISIS DE SUELOS

Procedimiento para la determinación de P-Olsen:

1. Se colocaron 5 gramos de muestra de suelo previamente seco al aire y tamizado en un vaso de 150 mL.
2. Se añadió 100 mL de Solución Olsen, que contenía bicarbonato de sodio 0.5 M y se agitó durante 30 minutos.
3. La muestra fue filtrada por gravedad con filtro Whatman 42.
4. Del filtrado, se extrajeron 5 mL y se colocaron en un matraz volumétrico de 50 mL.
5. Se añadió 5 mL de solución desarrolladora de color y 2.5 mL de solución 1 N H_2SO_4 .
6. Se completó hasta 50 mL con agua desionizada y se agitó.
7. Se dejó reposar por 1 hora para el desarrollo del color.
8. Al cabo de la hora, las muestras fueron analizadas por espectrofotómetro UV-VIS a 660 nm.
9. P-Olsen fue determinado utilizando la siguiente ecuación y resultados fueron reportados en mg/kg a 3 cifras significativas.

$$P, \text{ mg/kg} = \frac{P_{UV} \times FD \times V_{Ext}}{W} \times 10^6$$

P_{UV} : concentración de P dada por el instrumento, mg/L

FD: Factor de dilución

V_{Ext} : Volumen del extracto, L

W: Peso de la muestra, g

APÉNDICE B (CONT.): PROCEDIMIENTOS DE ANÁLISIS DE SUELOS

Procedimiento para la determinación de cationes intercambiables Ca, Mg y K:

1. Se pesaron 10 g de muestra de suelo previamente seco y tamizado en un vaso de 250 mL.
2. Se añadió 100 mL de solución 1 N acetato de amonio, amortiguada a pH 7.0, para extraer los cationes.
3. Se agitó durante 30 minutos y se filtró por gravedad con filtro Whatman 42.
4. Se tomó una alícuota de 5mL del filtrado y se colocó en un matraz volumétrico de 100 mL.
5. Se añadieron 2 mL de solución de LiCl, para reducir interferencias y se añadió agua desionizada hasta la marca.
6. El análisis fue hecho con un espectrofotómetro de absorción atómica.
7. La concentración de cada catión fue calculada utilizando la siguiente ecuación .

$$\text{Catión, ppm} = \frac{C_{AA} \times V_{Ext} \times FD}{W \times 1000}$$

C_{AA} : Concentración del catión dada por el instrumento, mg/L.

FD: Factor de dilución

V_{Ext} : Volumen del extracto de suelo, L

W : Peso del suelo, g

**APÉNDICE C: CARACTERIZACIÓN DE ESTACIONES USGS PARA
ALGUNOS DE LOS PARÁMETROS**

OCTUBRE 2000.

Estación USGS	Turbidez ntu	Coliformes fecales cols/100 mL	Streptococci cols/100 mL	Amoniac total mg/L	TP mg/L	Residuo total mg/L
50020050	2	22	5	0.03	0.02	10
50020150	2	150	190	0.02	0.05	10
50020295	1.5	360	82	0.07	0.05	10
50020500	1.5	40	730	0.06	0.06	10
50020600	2	2000	45000	0.02	0.05	10
50021000	2.9	700	240	0.02	0.06	10
50021500	3.2	4000	540	0.03	0.05	10
50021800	3	1000	400	0.02	0.03	10
50021900	26	3700	700	0.03	0.14	57
50023000	18	1400	540	0.05	0.03	24
50023650	63	18000	5600	0.05	0.12	87
50024300	26	3800	540	0.04	0.06	43
50024600	28	1100	3600	0.04	0.12	56
50024945	5.6	1000	2800	0.03	0.03	14
50025000	9	1300	370	0.07	0.07	24
50025110	6.5	320	36	0.04	0.08	13
50025160	3	440	240	0.05	0.03	10
50025165	3.5	1900	400	0.04	0.03	10
50025195	4.5	3900	1300	0.06	0.05	16
50025600	1.3	2800	7300	0.02	0.02	10
50025900	35	4500	930	0.03	0.05	36
50026025	34	2600	730	0.04	0.07	49
50026200	17	73	79	0.08	0.03	16
50026250	4.5	73	250	0.03	0.07	13
50026350	160	0	9000	0.06	0.26	192
50026925	25	540	750	0.05	0.06	32
50026950	40	0	750	0.02	0.08	39
50027000	31	3100	500	0.04	0.06	27
50027090	3.2	40	3	0.02	0.04	10
50027250	35	700	670	0.12	0.07	35
50027750	27	420	540	0.04	0.05	0
50027900	2.5	250	180	0.01	0.03	10
50028000	37	25000	1000	0.03	0.04	44
50028100	26	30000	4800	0.12	0.06	45
50028200	38	41000	3100	0.03	0.08	77
50028400	25	1700	720	0.02	0.04	37
50029000	33	590	490	0.04	0.06	39

**APÉNDICE C (CONT.): CARACTERIZACIÓN DE ESTACIONES USGS PARA
ALGUNOS DE LOS PARÁMETROS**

MARZO 2001.

Estación USGS	Turbidez ntu	Coliformes fecales cols/100 mL	Streptococci cols/100 mL	Amoniaco total mg/L	TP mg/L	Residuo total mg/L
50020050	2.000	1	72	ND	ND	1.00
50020150	0.350	50	290	0.01	0.02	0.50
50020295	3.000	720	330	0.14	0.28	5.00
50020500	3.000	910	2000	0.10	0.21	17.00
50020600	1.300	110	140	0.02	0.03	3.00
50021000	1.400	10	10	0.10	0.04	1.00
50021500	0.620	200	80	0.10	0.01	0.50
50021800	43.000	2200	1500	0.25	0.08	68.00
50021900	24.000	3100	6800	0.32	0.12	23.00
50023000	1.600	200	320	0.10	0.01	0.50
50023650	0.750	1800	990	0.05	0.07	2.00
50024300	59.000	4600	6800	0.03	0.14	105.00
50024600	170.000	37000	8100	0.06	4.60	1020.00
50024945	25.000	120	710	0.02	0.05	25.00
50025000	140.000	15000	7700	0.09	0.42	316.00
50025110	4.000	51	3	ND	ND	5.00
50025160	0.350	20	88	0.04	0.06	0.50
50025165	0.540	420	350	0.04	0.03	1.00
50025195	54.000	480	5300	0.05	0.12	86.00
50025600	1.500	6	83	0.02	0.01	2.00
50025900	0.450	15	2	0.02	0.01	0.50
50026025	0.700	10000	10	0.04	0.03	1.00
50026200	0.500	10	90	0.03	0.01	1.00
50026250	2.600	100	140	0.02	0.03	0.50
50026350	1.500	9	60	0.02	0.04	3.00
50026925	2.000	34	81	0.03	0.04	1.00
50026950	0.600	29	69	0.02	0.02	0.50
50027090	0.640	1	1	ND	ND	2.00
50027200	0.800	72	100	8.20	0.03	1.00
50027250	0.700	4	17	0.01	0.01	1.00
50027750	0.520	270	90	0.04	0.01	1.00
50027900	75.000	5100	6300	0.07	0.08	63.00
50028000	140.000	3300	8400	0.05	0.08	109.00
50028100	0.000	980	3100	0.03	0.04	52.00
50028200	30.000	690	2200	0.02	0.08	39.00
50028400	1.900	210	70	0.03	0.01	4.00
50029000	0.000	110	20	0.02	0.01	2.00

APÉNDICE D: RESULTADOS DE LOS ANÁLISIS PARA Q, SS, DRP, TP Y TKN, POR FECHA DE MUESTREO.

Fecha	Estación	Q L/s	SS mg/L	DRP mg/L	TP mg/L	TKN mg/L
5/30/2002	1	51.82	6.40	0.060	0.094	*
5/30/2002	2	57.20	8.80	0.061	0.079	*
5/30/2002	3	1159.86	28.00	0.023	*	*
5/30/2002	4	377.18	50.80	BDL	0.040	*
5/30/2002	5	466.10	5.20	0.029	0.060	*
6/12/2002	1	39.93	1.60	0.064	0.092	0.580
6/12/2002	2	83.53	3.20	0.063	0.080	0.454
6/12/2002	3	1445.01	8.80	0.067	0.076	0.543
6/12/2002	4	467.23	0.80	BDL	0.034	0.465
6/12/2002	5	755.49	0.80	0.029	0.037	*
6/26/2002	1	48.70	1.6	0.034	0.069	0.900
6/26/2002	2	98.54	1.2	0.042	0.060	1.682
6/26/2002	3	1472.19	10.4	BDL	0.053	0.500
6/26/2002	4	306.39	0.4	BDL	BDL	0.854
6/26/2002	5	241.26	1.2	BDL	BDL	*
7/8/2002	1	33.13	2.00	0.030	0.074	*
7/8/2002	2	35.68	2.40	0.030	0.070	0.696
7/8/2002	3	1062.16	12.40	0.051	0.059	*
7/8/2002	4	188.02	6.80	BDL	0.035	*
7/8/2002	5	312.90	2.80	BDL	0.034	0.781
7/22/2002	1	41.34	1.33	0.065	0.130	0.441
7/22/2002	2	51.25	2.67	0.066	0.080	0.458
7/22/2002	3	746.72	2.00	0.060	0.085	0.569
7/22/2002	4	168.49	0.67	0.045	0.063	0.635
7/22/2002	5	225.12	1.33	0.065	0.079	0.701
8/5/2002	1	35.11	39.00	0.069	0.135	0.830
8/5/2002	2	121.20	17.97	0.053	0.097	1.202
8/5/2002	3	1254.15	15.61	0.046	0.081	1.265
8/5/2002	4	207.56	4.00	BDL	0.040	0.563
8/5/2002	5	219.74	1.00	0.023	0.050	0.528
8/19/2002	1	69.94	10.96	0.060	0.137	0.730
8/19/2002	2	157.44	7.99	0.055	0.074	0.956
8/19/2002	3	1224.14	6.87	0.080	0.113	0.863
8/19/2002	4	336.40	1.00	0.030	0.054	0.497
8/19/2002	5	222.85	1.00	0.045	0.062	0.482
9/3/2002	1	156.59	51.97	0.066	0.211	0.828
9/3/2002	2	466.66	8.97	0.093	0.137	0.444
9/3/2002	3	5703.58	66.97	0.066	0.155	0.583
9/3/2002	4	812.98	53.86	0.033	0.136	0.627
9/3/2002	5	654.97	9.95	0.035	0.060	0.581

APÉNDICE D (CONT.): RESULTADOS DE LOS ANÁLISIS PARA Q, SS, DRP, TP Y TKN, POR FECHA DE MUESTREO.

Fecha	Estación	Q L/s	SS mg/L	DRP mg/L	TP mg/L	TKN mg/L
9/16/2002	1	108.45	4.97	0.076	0.152	0.534
9/16/2002	2	202.47	3.83	0.070	0.114	0.577
9/16/2002	3	3257.57	47.99	0.058	0.213	*
9/16/2002	4	950.60	94.59	0.029	0.256	0.417
9/16/2002	5	1061.03	5.89	0.041	0.078	0.483
10/1/2002	1	35.11	0.9	BDL	0.055	0.574
10/1/2002	2	127.71	1.57	BDL	0.053	0.866
10/1/2002	3	1503.06	9.52	0.040	0.076	0.774
10/1/2002	4	322.81	0.33	BDL	BDL	0.447
10/1/2002	5	830.82	0.85	BDL	0.024	0.897
10/14/2002	1	109.30	1.66	0.060	0.102	0.717
10/14/2002	2	213.51	3.02	0.056	0.102	0.751
10/14/2002	3	1938.29	10.41	0.048	0.083	0.501
10/14/2002	4	494.13	1.23	BDL	0.030	0.491
10/14/2002	5	449.67	0.57	BDL	BDL	0.343
10/28/2002	1	107.04	0.86	0.027	0.053	0.951
10/28/2002	2	194.54	1.54	BDL	0.052	0.616
10/28/2002	3	1349.86	4.76	BDL	0.038	0.567
10/28/2002	4	456.47	1.27	BDL	0.031	0.604
10/28/2002	5	325.08	0.82	BDL	0.023	0.656
11/12/2002	1	91.75	1.65	0.056	0.101	0.906
11/12/2002	2	159.14	2.9	0.053	0.098	0.733
11/12/2002	3	756.91	6.64	0.030	0.053	*
11/12/2002	4	407.76	1.68	BDL	0.041	0.385
11/12/2002	5	245.79	1.1	BDL	0.031	0.535

*Muestra perdida por bolsa rota. Para efectos del cálculo del coeficiente de exportación, se utilizó la mediana de esa estación (0.076mgTP/L).

BDL Cantidad detectada por debajo del límite de detección para los análisis de TP y DRP. Para efectos de las comparaciones y el cálculo del coeficiente de exportación, se sustituyó el valor por 0.011 mg/L, la mitad del límite de detección.

APÉNDICE E: DATOS PARA LA DETERMINACIÓN DE LA DESCARGA DE AGUA PARA LAS ESTACIONES MONITOREADAS.

Fecha	Estación	Velocidad de flujo de agua, ft/s	Profundidad del canal Ft	Longitud del canal, ft
5/30/2002	1	1.9, 1.1, 0.9, 1.35	7, 8, 6, 8 cm	1.8, 1.4, 1.8, 0.9
5/30/2002	2	0.45, 1.16, 0.6	1, 2.6, 1.2 ft	13, 16, 13, cm
5/30/2002	3	1.5	36, 43, 35, 18, 36, 37 cm	27 ft
5/30/2002	4	1.11	23 cm	16 ft
5/30/2002	5	0.7	30 cm	24 ft
6/12/2002	1	0.74, 1.5	0.28, 0.28	5, 0.88 ft
6/12/2002	2	1.32	0.28, 0.5, 0.28	6.3 ft
6/12/2002	3	1.41, 1.37, 1.47, 1.57	1.2, 1.8, 1.5, 1.6	23 ft
6/12/2002	4	2.62	0.6, 0.5, 0.4	12.6 ft
6/12/2002	5	0.18, 0.75, 0.65, 0	1.7, 1.9, 1.9, 1.1	36 ft
6/26/2002	1	2.40	12 cm	56 cm
6/26/2002	2	0.80, 2.1, 1.1	10, 18, 9 cm	5.7 ft
6/26/2002	3	1.23, 1.20 : 2.18	48, 43 : 30 cm	20.1 : 7.7 ft
6/26/2002	4	1.30, 2.10, 2.0	14, 14.5, 20 cm	11.1 ft
6/26/2002	5	0.13, 0.18, 0.44	36.5, 43, 55 cm	21.3 ft
7/8/2002	1	0.7, 0.34, 0.32	0.58, 0.33, 0.54	2, 1.16, 1.33
7/8/2002	2	0.89	0.29, 0.54, 0.29	4
7/8/2002	3	1.29	0.42, 1.02, 1.16, 1.2, 1.3, 1.56, 1.18, 1.34	26.42
7/8/2002	4	0.72	0.36, 1.06	13
7/8/2002	5	0.5	12, 11	1.2, 0.7
7/22/2002	1	3.72	9 cm	40 cm
7/22/2002	2	0.84	10 cm	2 m
7/22/2002	3	1.05	1	25 ft 11 in
7/22/2002	4	1.64	4 in	11 ft
7/22/2002	5	0.34 : 0.34	0.65 : 1.1	14 ft: 13 ft
8/5/2002	1	2.4 : 3.5 : 1.4	6 : 15 : 6 cm	18 in
8/5/2002	2	1.5 : 2.13 : 0.83	11.5 : 2.13 : 11 cm	190 cm
8/5/2002	3	1.46 : 1.42 : 1.10	32 : 40 : 41 cm	27 ft 3 in
8/5/2002	4	1.82 : 1.5 : 2.4	12 : 11 : 12.5 cm	3 m
8/5/2002	5	0.65 : 0.45 : 0.58	17.5 : 14.5 : 28.5 cm	20 ft 7 in
8/19/2002	1	3.29	0.5	1 ft 6 in
8/19/2002	2	1.23 : 1.86	0.6	6.0 ft
8/19/2002	3	1.14 : 1.23 : 1.55	1.3 : 1.44 : 1.0	27 ft
8/19/2002	4	2.06 : 2.57 : 2.19	0.64 : 0.5	9 ft 10 in
8/19/2002	5	0.18 : 0.13 : 0.42	0.68 : 0.94 : 1.46	28 ft
9/3/2002	1	2.62	0.46	1.40 m
9/3/2002	2	2.46 : 3.45	0.6 : 0.8	2.37 m
9/3/2002	3	3.05 : 3.2 : 3.6	1.7 : 2.0 : 1.8	10.20 m
9/3/2002	4	3.8	0.8	3.20 m
9/3/2002	5	0 : 0.4 : 0.8	1.2 : 1.7 : 1.9	9.61 m

**APÉNDICE E (CONT.): DATOS PARA LA DETERMINACIÓN DE LA
DESCARGA DE AGUA PARA LAS ESTACIONES
MONITOREADAS.**

Fecha	Estación	Velocidad de flujo de agua, ft/s	Profundidad del canal ft	Longitud del canal, ft
9/16/2002	1	3.67 ft/s	0.6 ft	0.53 m
9/16/2002	2	1.67 : 2.87 ft/s	0.42 : 0.6 ft	1.80 m
9/16/2002	3	2.30 : 2.36 ft/s	1.52 : 1.52 ft	9.90 m
9/16/2002	4	3.82 : 4.22 ft/s	0.8 : 0.8 ft	3.18 m
9/16/2002	5	0 : 1.28 ft/s	1.32 : 1.94 ft	9.20 m
10/1/2002	1	0 : 2.24 : 1.31 ft/s	0.31 : 0.11 : 0.6 cm	1.10 m
10/1/2002	2	1.6 : 1.5 : 1.6 ft/s	13.0 : 11.0 : 9.5 cm	2.40 m
10/1/2002	3	3.6 : 1.1 : 1.1 ft/s	0.9 : 1.2 : 1.3 cm	8.10 m
10/1/2002	4	2.8 : 3.2 : 2.9 ft/s	0.5 : 0.46 : 0.46 cm	2.93 m
10/1/2002	5	ND	0.84 : 1.68 : 1.98 cm	8.90 m
10/14/2002	1	3.96 ft/s	17 cm	0.53 m
10/14/2002	2	1.29 : 1.40 : 1.1 ft/s	16 : 20 : 19.5 cm	3 m
10/14/2002	3	1.7 : 1.6 : 2.2 ft/s	44 : 44 : 35 cm	8.6 m
10/14/2002	4	2.5 : 2.8 : 2.7 ft/s	20 : 17 : 20 cm	3.19 m
10/14/2002	5	0 : 0.4 : 0.8 ft/s	25 : 42 : 51 cm	7.7 m
10/28/2002	1	3.9 ft/s	15.5 cm	58 cm
10/28/2002	2	1.6 : 1.9 : 1.7 ft/s	10.0 : 12.5 : 10.0 cm	3.37 m
10/28/2002	3	2.1 : 1.5 : 1.2 ft/s	30.5 : 35.0 : 34.5 cm	ND
10/28/2002	4	2.6 : 3.2 : 2.3 ft/s	16 : 21.0 : 18 cm	3 m
10/28/2002	5	1.1 : 0.7 : 0.6 ft/s	18.0 : 15.0 : 26.0 cm	7.0 m
11/12/2002	1	4.02 ft/s	15 cm	0.50 m
11/12/2002	2	0.82 : 1.76 : 1.67 ft/s	5 : 9 : 14 cm	3.59 m
11/12/2002	3	1.47 : 1.91 : 2.00 ft/s	40 : 41 : 35 cm	8.20 m
11/12/2002	4	2.41 : 2.83 : 2.39 ft/s	20 : 19 : 16 cm	2.87 m
11/12/2002	5	0 : 0.90 : 0.88 ft/s	36 : 13 : 26 cm	7 m

ND Información no disponible.

**APÉNDICE F: RESULTADOS DE LOS ANÁLISIS TC POR FECHA DE
MUESTREO.**

Fecha de Muestreo	Estación	TC, cols/100mL	Fecha de Muestreo	Estación	TC, cols/100mL
5/30/2002	1	17400	9/3/2002	1	107200
5/30/2002	2	13500	9/3/2002	2	63400
5/30/2002	3	19200	9/3/2002	3	105500
5/30/2002	4	3800	9/3/2002	4	166600
5/30/2002	5	15300	9/3/2002	5	30800
6/12/2002	1	22400	9/16/2002	1	60100
6/12/2002	2	21700	9/16/2002	2	48000
6/12/2002	3	25400	9/16/2002	3	144500
6/12/2002	4	8400	9/16/2002	4	108500
6/12/2002	5	8000	9/16/2002	5	37500
6/26/2002	1	10600	10/1/2002	1	25900
6/26/2002	2	24000	10/1/2002	2	12300
6/26/2002	3	7300	10/1/2002	3	3900
6/26/2002	4	12900	10/1/2002	4	6400
6/26/2002	5	10500	10/1/2002	5	3000
7/8/2002	1	14300	10/14/2002	1	99300
7/8/2002	2	29700	10/14/2002	2	53700
7/8/2002	3	29400	10/14/2002	3	12800
7/8/2002	4	27900	10/14/2002	4	20100
7/8/2002	5	7300	10/14/2002	5	4900
7/22/2002	1	12700	10/28/2002	1	3200
7/22/2002	2	33400	10/28/2002	2	23100
7/22/2002	3	990	10/28/2002	3	9000
7/22/2002	4	15800	10/28/2002	4	19900
7/22/2002	5	10500	10/28/2002	5	4900
8/5/2002	1	153800	11/12/2002	1	34500
8/5/2002	2	68100	11/12/2002	2	25800
8/5/2002	3	62800	11/12/2002	3	40900
8/5/2002	4	14000	11/12/2002	4	34500
8/5/2002	5	16500	11/12/2002	5	25800
8/19/2002	1	74100			
8/19/2002	2	30300			
8/19/2002	3	24300			
8/19/2002	4	17200			
8/19/2002	5	29200			

APÉNDICE G: RESULTADOS DEL ANÁLISIS DE CHL-A POR FECHA DE MUESTREO.

Fecha de Muestreo	Estación	Chl-a, µg/L	Fecha de muestreo	Estación	Chl-a, µg/L
8/5/2002	1	0.690	10/14/2002	1	0.329
8/5/2002	2	0.537	10/14/2002	2	0.625
8/5/2002	3	0.401	10/14/2002	3	0.200
8/5/2002	4	0.396	10/14/2002	4	0.249
8/5/2002	5	0.364	10/14/2002	5	0.123
8/19/2002	1	0.453	10/28/2002	1	0.060
8/19/2002	2	0.413	10/28/2002	2	**
8/19/2002	3	0.384	10/28/2002	3	0.242
8/19/2002	4	0.617	10/28/2002	4	0.125
8/19/2002	5	0.556	10/28/2002	5	0.106
9/3/2002	1	0.205			
9/3/2002	2	0.321			
9/3/2002	3	0.872			
9/3/2002	4	0.495			
9/3/2002	5	0.386			
9/16/2002	1	0.036			
9/16/2002	2	0.098			
9/16/2002	3	1.071			
9/16/2002	4	0.898			
9/16/2002	5	0.382			
10/1/2002	1	0.185			
10/1/2002	2	0.298			
10/1/2002	3	0.512			
10/1/2002	4	0.464			
10/1/2002	5	0.253			

** Se dañó el filtro en el proceso.

APÉNDICE H: RESULTADOS DEL ANÁLISIS ESTADÍSTICO.

Comparación de las estaciones para Q.

Grupo t	Media	Estación
A	1,482	3
B	397	5
B	373	4
C	122	2
D	62	1

Comparación de las estaciones muestreadas para TP.

Grupo t	Media	Estación
A	0.104	1
A	0.084	3
A	0.083	2
B	0.049	4
B	0.040	5

Comparación de las estaciones muestreadas para SS.

Grupo t	Media	Estación
A	11.60	3
B	3.68	2
B	3.46	1
B	2.96	4
B	1.61	5

APÉNDICE H (CONT.): RESULTADOS DEL ANÁLISIS ESTADÍSTICO.

Comparación de las estaciones muestreadas para DRP.

Grupo t	Media	Estación
A	0.052	1
A	0.051	2
A	0.046	3
B	0.026	5
B	0.018	4

Comparación de las estaciones muestreadas para TKN.

Grupo t	Media	Estación
A	0.725	2
A	0.706	1
B A	0.653	3
B A	0.579	5
B	0.531	4

Comparación de las estaciones muestreadas para Chl-a.

Grupo t	Media	Estación
A	0.446	3
A	0.392	4
A	0.315	2
A	0.268	5
A	0.215	1

APÉNDICE H (CONT.): RESULTADOS DEL ANÁLISIS ESTADÍSTICO.

Comparación de las estaciones muestreadas para TC.

Grupo t	Media	Estación
A	30179	2
B A	29957	1
B A	19756	4
B A	19077	3
B	11954	5