



TESINA PARA OPTAR POR EL GRADO DE LICENCIATURA EN
CIENCIAS BIOLÓGICAS

PROFUNDIZACIÓN ECOLOGÍA

POTENCIALES IMPACTOS DEL USO DE FERTILIZANTES SOBRE LA CALIDAD DE AGUA DEL ARROYO LENGUAZO (ARTIGAS)



Andrea Piccardo Antúnez

Tutora: Dra. Gabriela Eguren - Instituto de Ecología y Ciencias
Ambientales

Tribunal

Dra. Gabriela Eguren
Dr. Guillermo Chalar
MSc. Federico Quintans

Octubre de 2014, Montevideo, Uruguay

AGRADECIMIENTOS

A mi familia, en especial a mis padres, por el apoyo incondicional a lo largo de toda la carrera, facilitándome todo lo que estuviese a su alcance para hacerme posible llegar hasta acá. A Matías, por acompañarme, apoyarme y por el aguante durante toda esta etapa. A mis amigos y compañeros de carrera con los que compartí tantos momentos y horas de estudio. Sin ellos la carrera hubiese sido mucho más difícil. A mi tutora Gabriela, por brindarme la oportunidad de realizar mi pasantía con ella, y por los conocimientos transmitidos. A Juan y Guillermo por su gran ayuda en el laboratorio en mis primeros pasos. A los integrantes del tribunal, Guillermo Chalar y Federico Quintans.

El presente estudio ha sido financiado con fondos provenientes de la Comisión Técnico Mixta en el marco del proyecto “Evaluación de los potenciales impactos ambientales del uso de agroquímicos en la cuenca del embalse de Salto Grande. Responsables: Ing. Agr. (MsSc.) Alexandra Bozzo y Dra. Gabriela Eguren.

ÍNDICE

RESUMEN	3
INTRODUCCIÓN	4
Estrategia de investigación	8
Objetivo general	9
Objetivos específicos	9
Hipótesis	9
MATERIALES Y MÉTODOS	10
Área de estudio	10
Diseño de muestreo	11
Análisis de datos	14
RESULTADOS	15
Comparación de parámetros físico-químicos entre las microcuencas de los arroyos Lenguazo y Boycuá	15
<i>Junio de 2013</i>	15
<i>Diciembre de 2013</i>	18
Variación temporal de parámetros físico-químicos en la microcuenca del arroyo Lenguazo	22
DISCUSIÓN	26
CONCLUSIONES	31
BIBLIOGRAFÍA	32

RESUMEN

Los efectos ambientales derivados de la intensificación de los sistemas de producción agrícolas generan preocupación a nivel global en relación a su sustentabilidad. A nivel regional, la contaminación de aguas subterráneas así como la eutrofización de ríos y lagos son los principales problemas detectados. En tal sentido, el embalse de Salto Grande ha sido clasificado como eutrófico debido a las altas concentraciones de fósforo total que presenta anualmente y se estima que gran parte proviene de los usos agrícolas de la cuenca. El objetivo de este trabajo fue comparar la calidad del agua superficial, y sus variaciones temporales, en dos microcuencas con usos del suelo contrastantes, que drenan al embalse de Salto Grande: microcuenca del arroyo Lenguazo, con cultivo de caña de azúcar y microcuenca del arroyo Boycuá, con pradera natural. En la zona próxima a la desembocadura de ambos arroyos fueron colectadas muestras de agua, en junio y diciembre de 2013, para la determinación de parámetros físico-químicos de calidad de agua. Se encontraron diferencias significativas entre los arroyos en los siguientes parámetros: fósforo reactivo soluble (PRS), fósforo total, sólidos totales en suspensión (STS), materia orgánica en suspensión, pH, conductividad, temperatura, oxígeno disuelto y alcalinidad. El parámetro que se vio más afectado fue el PRS, lo que fue relacionado a las altas cargas de fósforo que se aplican en este cultivo. La alta carga de STS encontrada en el arroyo Lenguazo, de los cuales la mayor parte es inorgánico, puede deberse a la erosión y podría estar transportando fósforo hacia el curso de agua. A su vez, la práctica de quema previo a la cosecha reduce la biomasa que se incorpora al suelo, dejándolo más expuesto a la erosión. Por lo tanto, se pudo constatar que el manejo del cultivo de caña de azúcar está influyendo en la calidad de agua del arroyo Lenguazo. Se concluye que el PRS aportado por la cuenca del arroyo Lenguazo al embalse de Salto Grande es un factor importante que contribuiría al desarrollo de las floraciones observadas en dicho embalse.

INTRODUCCIÓN

Si bien todos los seres vivos modifican el entorno en el que se desarrollan, el ser humano ha aprendido a capturar y utilizar en forma adicional los recursos almacenados en una escala de tiempo corta, posibilitando así el desarrollo de la humanidad (Chalar, 2006). En tal sentido, los ecosistemas están dominados directamente por la humanidad y hoy en día no existe ecosistema en la superficie de la Tierra que no esté bajo la influencia humana y con cierto grado de alteración. La intensidad y patrones de uso del suelo para producir bienes y servicios, representa una de las alteraciones más importantes, afectando la estructura y el funcionamiento, interfiriendo en la interacción de los ecosistemas con la atmósfera, los sistemas acuáticos y con la tierra circundante (Vitousek *et al.*, 1997).

A medida que la población humana ha crecido y con el avance de la tecnología, el alcance y la magnitud de estas modificaciones se ha incrementado notoriamente. Desde 1950 la población mundial y el consumo *per cápita* han crecido considerablemente, aumentando la demanda de alimentos, fibras y energía. Esto conllevó a una expansión de la agricultura, observándose entre 1700 y 1980 un aumento del 466% del área total de las tierras cultivadas (Matson *et al.*, 1997). A pesar de que en las últimas décadas la tasa de expansión disminuyó a un 2,1%, los rendimientos, en términos de producción por área cultivada han aumentado significativamente (FAO, 2003). Como consecuencia de esto, los suelos han sufrido una degradación física, química y biológica, afectando la disponibilidad de nutrientes y agua para la agricultura.

Para poder mantener o incluso aumentar los niveles de fertilidad, se han ido compensando las pérdidas vía fertilización y riego; así como también a través del uso de fitosanitarios para el control de las malezas, plagas y patógenos (De La Fuente & Suárez, 2008). Sin embargo, esta restitución de nutrientes a través de fertilizantes ha ocasionado otros problemas, dado que una baja proporción del fertilizante aplicado permanece en el suelo y gran parte se pierde por volatilización, lixiviación y/o escorrentía. Aproximadamente el 20% del nitrógeno que se aplica como fertilizante a nivel local puede perderse hacia los ríos debido a

la erosión y al lavado de áreas agrícolas llegando a afectar a escala regional (Oosterheld, 2008).

En este contexto, la intensificación de los sistemas agrícolas genera una gran preocupación en lo que respecta a su sustentabilidad a diferentes escalas espaciales y temporales, así como las consecuencias ambientales que puede traer aparejadas. En lo que respecta a impactos locales se ha observado un aumento de la erosión, pérdida de fertilidad de los suelos y una reducción de la biodiversidad. A nivel regional se destacan la contaminación de aguas subterráneas y la eutrofización de ríos y lagos. Finalmente, a nivel global se pueden apreciar impactos sobre los componentes atmosféricos y el clima (Matson *et al.*, 1997).

En particular, los procesos de eutrofización se han visto incrementados en los últimos años y han cobrado mayor relevancia. El término eutrofización puede definirse como un aumento en la concentración de nutrientes en sistemas acuáticos. Esto trae como consecuencia un incremento en las tasas de crecimiento de los productores primarios de estos sistemas, alcanzando una biomasa mayor a la que naturalmente podría existir en el medio (Wetzel, 1981). La eutrofización puede producirse por factores naturales o artificiales que llevan a un envejecimiento de los ecosistemas acuáticos, transformándose éstos en sistemas terrestres. Cuando se trata de factores naturales se produce una transformación lenta que implica una entrada de nutrientes desde la cuenca, relativamente constante y persistente en el tiempo. Las variaciones que se producen en el aporte son debido a cambios en el clima o en la cubierta vegetal, lo que provoca erosión de los suelos (Mazzeo *et al.*, 2002). Por otra parte, algunas actividades antrópicas, como ser el agregado de fertilizantes y herbicidas fosforados en las prácticas agrícolas, han provocado una aceleración en el enriquecimiento natural de los ecosistemas acuáticos desencadenando procesos de eutrofización (de la Fuente & Suárez, 2008). En estos casos, la eutrofización se puede generar por aportes artificiales de nutrientes al ecosistema (Conde *et al.*, 2002). Si bien existen mecanismos que amortiguan los impactos ambientales

sobre la calidad de los ecosistemas de agua dulce, su capacidad de resiliencia y autorregulación tiene límites, pudiendo verse sobrepasada (Aubriot *et al.*, 2013).

En Uruguay el crecimiento de la agricultura comenzó a manifestarse a partir de la década de los '70, especialmente en los rubros arroz, citrus, y cebada. Dicha expansión se ha asociado con la incorporación de tecnología, la cual además de producir aumentos en la productividad y en los rendimientos, ha traído aparejada importantes alteraciones en los ecosistemas (Chiappe, 2008). A partir del año 2002 se produjo una intensificación en el área agrícola tradicional y una expansión hacia nuevas regiones a un ritmo acelerado en el país (Ernst & Siri-Prieto, 2011). Esto llevó a un aumento en el paquete de fertilizantes y fitosanitarios utilizados en los cultivos. Con respecto a los fertilizantes, en Uruguay el abastecimiento depende exclusivamente de la importación. Esta importación ha aumentado notoriamente en los últimos años con respecto al inicio de la década. Se pasó de una importación de casi 300 mil toneladas en el año 2000 a 646 mil toneladas en el año 2007 (Tommasino, 2008). En cuanto a los fitosanitarios, las importaciones aumentaron de 5400 toneladas en el 2002, a casi 13800 toneladas en el 2008 (MGAP – DGSA, 2008).

Desde el punto de vista ambiental, esta intensificación y aumento del uso de fertilizantes y fitosanitarios ha provocado que se desencadenen procesos de eutrofización y aparición de residuos de plaguicidas en diversos cuerpos de agua dulce del país, como la Laguna del Sauce, Río Santa Lucía y Embalse de Salto Grande (RAPAL Uruguay, 2010).

El embalse de Salto Grande constituye un área de deposición de sedimentos provenientes de la erosión de áreas deforestadas al norte del Río Uruguay, así como de zonas costeras y áreas agrícolas favoreciendo el ingreso de macro y micronutrientes por escorrentía superficial (Bozzo *et al.*, 2012). Estos aportes han conducido al enriquecimiento de nutrientes y en particular de fósforo, por lo que el sistema ha sido clasificado como eutrófico y se estima que, dependiendo de las condiciones climáticas, el 62% del fósforo total proviene de los usos agrícolas de la cuenca (Chalar, 2006). Varios estudios han reportado la presencia de floraciones de algas en el embalse (Chalar, 2006; Míguez, 2007;

Chalar *et. al.*, 2002; Bordet *et. al.*, 2012). Estas floraciones tienen consecuencias negativas, como por ejemplo la disminución de la calidad de aguas para consumo, efectos sobre la fauna íctica, en la navegación de mediano y pequeño porte, actividades de recreación, conformación del paisaje y el funcionamiento de la represa, entre otros.

Uno de los cultivos más importantes en el área de influencia del embalse de Salto Grande es la plantación de caña de azúcar. En Uruguay este cultivo se encuentra localizado exclusivamente en el departamento de Artigas, especialmente en las proximidades de la ciudad de Bella Unión. Entre el año 2001 y el 2011 se ha producido un aumento de un 116% del área cosechada y la producción se incrementó en un 77,5%. Los aumentos más significativos ocurrieron a partir del año 2007 como resultado de políticas de expansión del área por parte de la empresa ALUR S.A. El área cosechada en la zafra del 2011 fue de 6.480 hectáreas (DIEA, OPYPA; 2011).

La caña de azúcar es una planta perenne, con un ciclo de vida cuya duración es de 5 años. Los suelos óptimos para su desarrollo son los que presentan textura franca o franco-arcillosa, bien drenados y con un pH entre 5 y 8. Las condiciones climáticas adecuadas son temperaturas altas y sostenidas por un período largo de tiempo y presencia de lluvias o riego para favorecer la evapotranspiración (Romero *et. al.*, 2009).

Este cultivo ejerce una fuerte demanda de nutrientes dado que genera una biomasa muy elevada y presenta un ciclo de vida prolongado. Esto lleva a la adición de fertilizantes principalmente nitrogenados como la urea (con un 46% de nitrógeno) y vinaza, la cual también aporta fósforo (Romero *et. al.*, 2009). Estudios realizados en Brasil señalan que entre 34 y 75% de los fertilizantes nitrogenados aplicados en el cultivo permanecen en el suelo (Bologna-Campbell, 2007) y que entre 34,6 y 83,8% del nitrógeno aplicado en forma de urea se volatiliza (da Silva, 2004).

En cuanto al manejo del cultivo de caña de azúcar, durante la pre-siembra se realiza la preparación del suelo, minimizando las pendientes y

descompactando el suelo para lograr un buen drenaje. En Uruguay la siembra se realiza de julio a setiembre ("Caña de Primavera") o de enero a abril ("Caña de Otoño"). La semilla de caña está constituida por un trozo de tallo de entre 50-70 cm, con tres yemas como máximo. En la mayoría de las siembras la semilla es colocada en el fondo del surco a una distancia aproximada de 1,40 a 1,60 m entre surcos. Luego de colocada la semilla se cubre con una capa de suelo de 3 a 5 cm. Durante la siembra, se realiza la única aplicación de fósforo, colocándolo en el fondo del surco. A su vez, debido a que la caña de azúcar posee altos requerimientos de potasio es importante la fertilización con este nutriente también. Durante el resto del ciclo se realiza un mantenimiento del cultivo con la aplicación principalmente de nitrógeno y potasio, una vez que ya fue realizado el primer corte. El riego se realiza de noviembre a marzo por surcos, donde se conduce el agua por canales y regueras. La cosecha se realiza desde mayo a octubre del año siguiente a la siembra. El corte es realizado cuando la caña posee el grado de azúcar más alto. Previo a la realización de la cosecha, se efectúa la quema de la caña de azúcar con el fin de eliminar los residuos vegetales y malezas que puedan interferir con la cosecha de los tallos (Bozzo *et al.*, 2013).

En el presente trabajo se analizó la influencia del manejo del cultivo de caña de azúcar sobre la calidad de agua del arroyo Lenguazo mediante la estimación de parámetros físico-químicos. El mismo se enmarca en el proyecto: "Evaluación de los potenciales impactos del uso de agroquímicos en la cuenca del embalse de Salto Grande", financiado por CTM.

Estrategia de investigación

El presente estudio se basó en el análisis comparativo de microcuencas que drenan al embalse de Salto Grande con usos de suelo contrastantes, a los efectos de determinar la incidencia del uso de fertilizantes en los parámetros físico-químicos y las variaciones naturales. Para ello fueron seleccionadas las microcuencas de los arroyos Lenguazo, donde el uso agrícola predominante es el cultivo de caña de azúcar y Boycuá cuyo uso del suelo es pradera natural.

Objetivo general

Comparar la calidad del agua superficial, y sus variaciones temporales, en dos microcuencas con usos del suelo contrastantes que drenan al embalse de Salto Grande.

Objetivos específicos

- Determinar la calidad de agua, a partir de parámetros físico-químicos, de dos arroyos con uso de suelo contrastantes.
- Determinar las variaciones temporales de la calidad de agua superficial en el arroyo Lenguazo.
- Analizar las interacciones entre el uso-manejo de fertilizantes y la calidad de agua superficial de las dos microcuencas.

Hipótesis

Los fertilizantes nitrogenados y fosforados empleados en la agricultura pueden llegar a los cursos de agua mediante escorrentía superficial y/o subsuperficial así como por volatilización y posterior deposición. Estos mecanismos de transporte son regulados por factores naturales (climáticos, edáficos, morfológicos, hidrológicos y capacidad de carga) y antrópicos (tipo de fertilizante, dosis, forma de aplicación y requerimientos del cultivo). Dichos factores determinan la dinámica (frecuencia y magnitud) de los aportes de nutrientes hacia los cursos de agua superficial pudiendo generar cambios en la calidad del agua y desencadenar procesos de eutrofización. Dado que la caña de azúcar tiene altos requerimientos de fertilizantes, los aportes de nutrientes hacia el embalse de Salto Grande de áreas destinadas a dicho cultivo podrían estar contribuyendo a la formación de floraciones algales registradas en los brazos del embalse. En función de lo expuesto se formulan las siguientes predicciones:

1. La calidad de agua superficial de cursos de agua pertenecientes a microcuencas con uso de suelo agrícola, y en particular con cultivos de caña de azúcar, se verá deteriorada en comparación con aquellos que se encuentran en microcuencas con cobertura de pradera natural.
2. Las variaciones temporales en los parámetros físico-químicos, y en particular la concentración de nutrientes, en el arroyo Lenguazo están principalmente reguladas por factores antrópicos asociados a las prácticas de manejo del cultivo de caña de azúcar.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El estudio se desarrolló en dos microcuencas que drenan hacia el embalse de Salto Grande (Figura 1A). La microcuenca del Arroyo Lenguazo localizada en el Departamento de Artigas presenta una superficie total de 64,4 Km², de la cual aproximadamente un 20% está destinada al cultivo de caña de azúcar (Figura 1B). El área destinada a dicho cultivo, se concentra desde el sector medio de la cuenca hacia la desembocadura, mientras que en el sector alto predominan las pasturas. Los suelos predominantes donde se desarrolla la caña de azúcar son Argisoles/Inceptisoles y en las márgenes del curso principal Fluviosoles/Vertisoles. El drenaje de la cuenca es bueno a moderado en la mayor parte de la superficie, mientras que en los márgenes presenta un drenaje pobre. La longitud del curso principal es de 16,9 Km y su densidad de drenaje es de 1,75 Km/Km².

La microcuenca del Arroyo Boycuá, localizada en el departamento de Salto, presenta una superficie total 70,7 Km², de la cual aproximadamente el 88% corresponde a pradera natural (Figura 1C). Los suelos predominantes son Brunosoles, seguido por Inceptisoles y en menor medida Argisoles. El drenaje de la cuenca es clasificado como bueno en la mayor parte de la misma, moderado en la naciente y pobre o imperfecto en el margen del curso principal. La longitud del curso principal es de 12,55 Km y su densidad de drenaje es de 2,46 Km/Km².

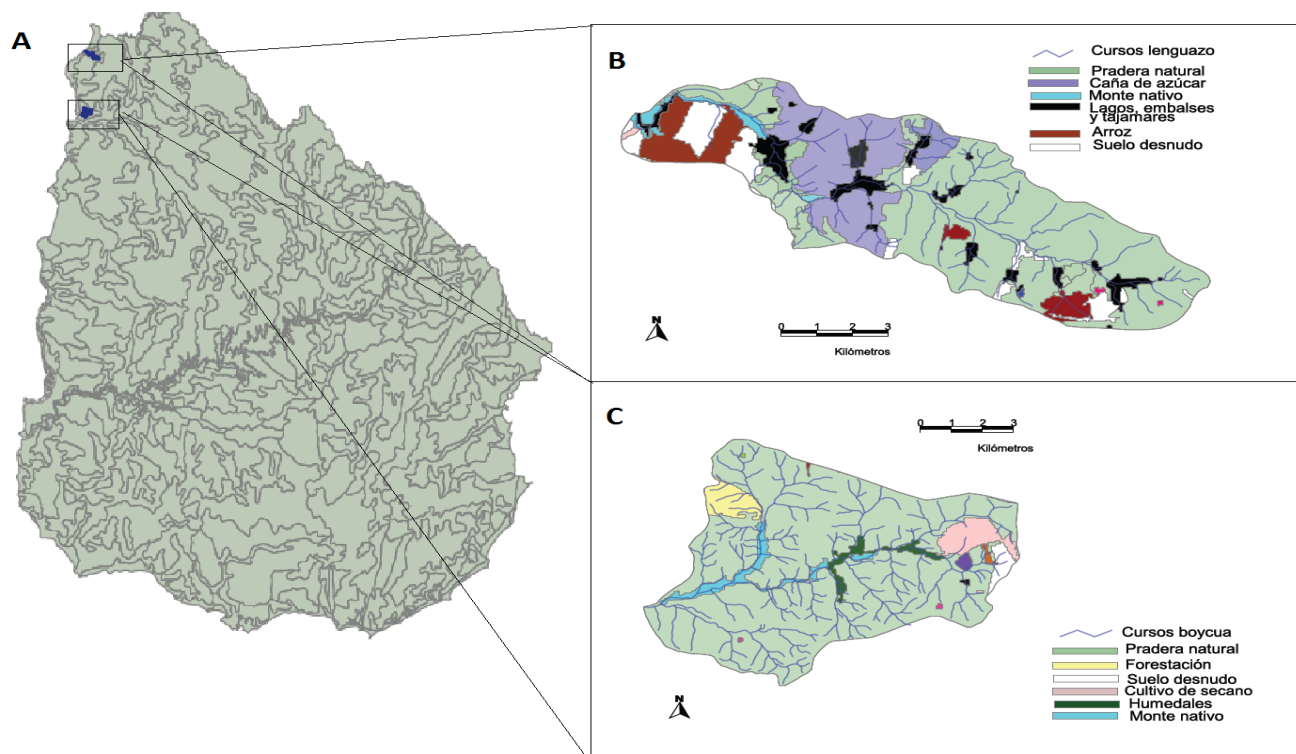


Figura 1. **A:** Ubicación de la microcuenca del Arroyo Lengua y de la microcuenca del Arroyo Boycuá en Uruguay. **B:** Mapa de usos de suelo de la microcuenca del Arroyo Lengua. **C:** Mapa de usos de suelo de la microcuenca del Arroyo Boycuá.

Diseño de muestreo

Los muestreos fueron realizados en dos momentos: comienzo del invierno y fines de primavera de 2013. Los mismos se establecieron en función de dos etapas del manejo del cultivo, pos cosecha y pos siembra respectivamente.

La colecta de muestras en cada uno de los arroyos se realizó próximo a sus desembocaduras en el embalse de Salto Grande. En la Figura 2 se presenta la localización de las estaciones de muestreo.

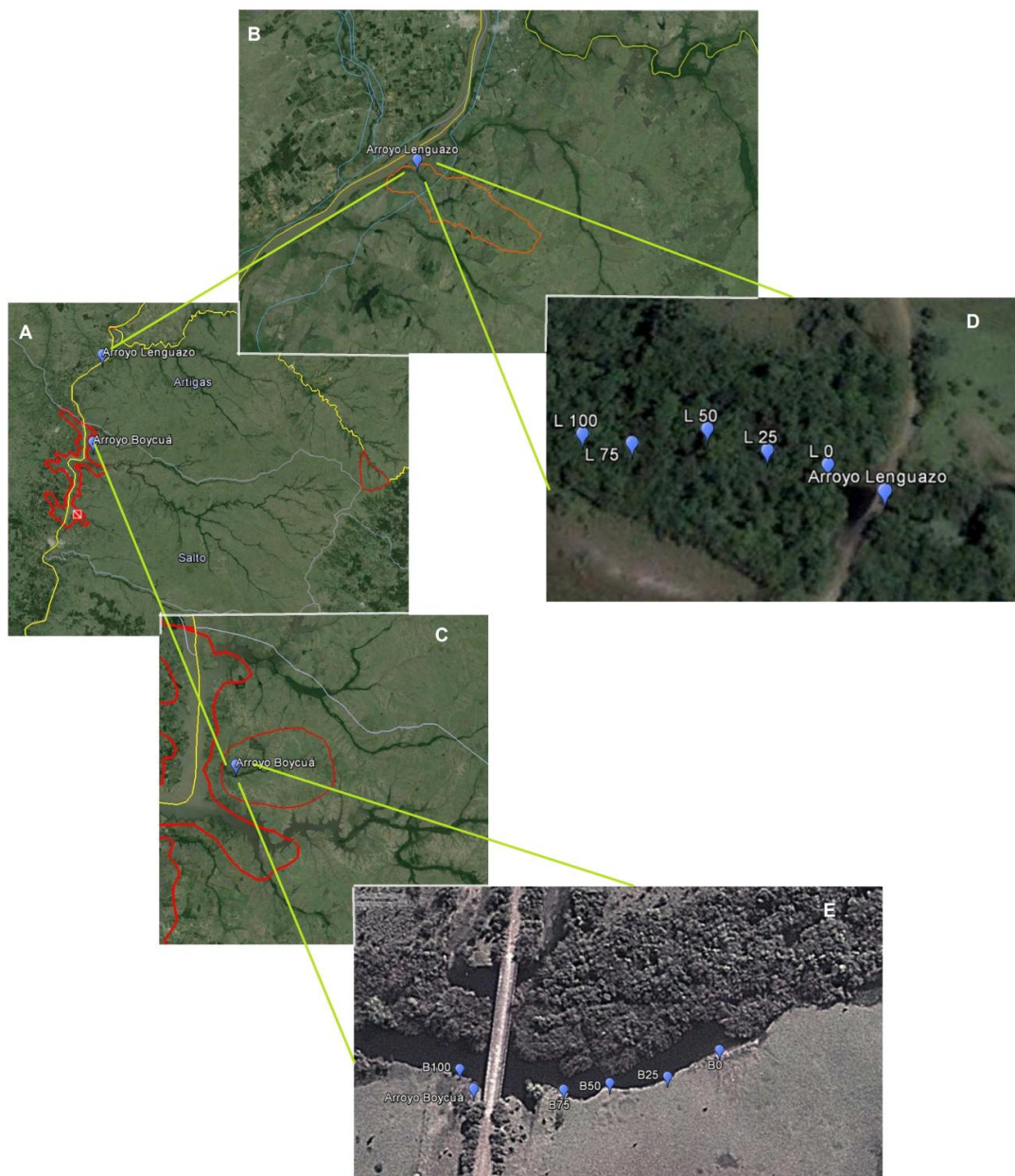


Figura 2. **A:** Localización de la cuenca del Embalse de Salto Grande y microcuencas Lenguazo y Boycuá en el noroeste de Uruguay. **B:** Estación de muestreo en la microcuenca del arroyo Lenguazo ($30^{\circ}24'11.00''S$ $57^{\circ}41'25.27''O$). **C:** Estación de muestreo en la microcuenca de arroyo Boycuá ($30^{\circ}53'35.11''S$ $57^{\circ}45'0.76''O$). **D:** Puntos de muestreo en la estación del arroyo Lenguazo a lo largo de 100m. **E:** Puntos de muestreo en la estación del arroyo Boycuá a lo largo de 100m.

En cada estación se seleccionó una sección de 100 m de longitud (Figura 2D y 2E) en la que se realizaron 10 mediciones (0, 25, 50 y 100 m) *in situ* con sondas específicas de los siguiente parámetros: temperatura, concentración y porcentaje de saturación de oxígeno (Oxímetro YSI Model 58, apreciación 0,01

mg/L), conductividad y pH (conductímetro-pHmetro Tracer Pocketester Code 1766, apreciación 0,1S/cm y 0,01 respectivamente).

Por otra parte, cada 50 metros a lo largo de la sección se colectaron tres réplicas compuestas, de agua subsuperficial (Figura 3), las que fueron fraccionadas para la determinación de parámetros de calidad de agua. En botellas plásticas de 1500 y 100 mL fueron acondicionadas muestras de agua sin filtrar, preservadas a 4°C para su transporte y posterior determinación en laboratorio de DBO₅ y DQO así como nitrógeno (NT) y fósforo total (PT). Una fracción de 100 mL de cada réplica fue filtrada con filtros GF/C, el agua fue acondicionada en frascos plásticos, preservada a 4°C para la determinación en laboratorio de fósforo reactivo soluble (PRS) y nitrato (NO₃). Los filtros fueron preservados a 4°C para la determinación de sólidos totales en suspensión (STS) (mg/L) y materia orgánica en suspensión (MOS) (mg/L). Por otra parte, en campo se determinó alcalinidad total (mg CaCO₃/L).

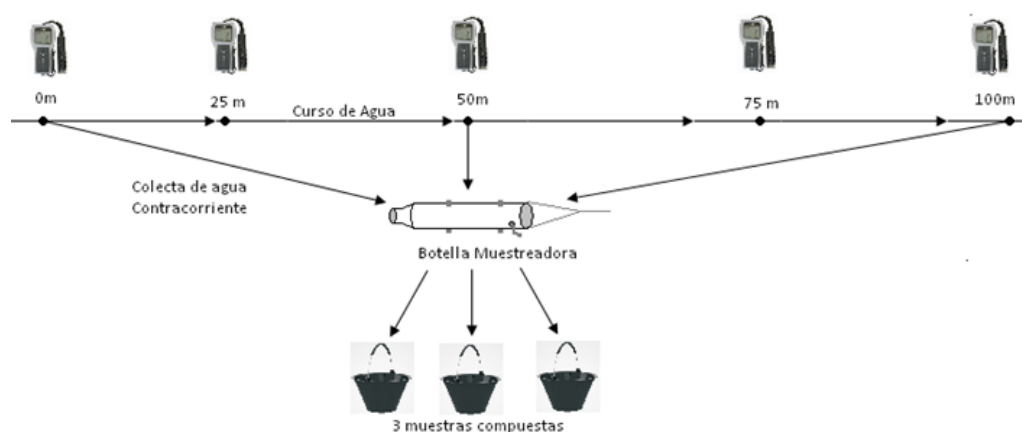


Figura 3. Diseño de muestreo en el que se muestra la obtención de tres réplicas de agua subsuperficial compuestas, a lo largo de 100 m. También se muestra la distribución de mediciones *in situ* con sondas específicas.

La concentración de PRS se determinó mediante el método molibdo-fosfórico según el procedimiento de Murphy & Riley (1962) (límite de detección, LD ≥ 10 $\mu\text{g/l}$) y NO₃ mediante el procedimiento para agua dulce de Müller & Weideman (1955) (LD ≥ 100 $\mu\text{g/l}$). Las concentraciones de nitrógeno y fósforo total en agua se determinaron por oxidación simultánea de acuerdo al

método de Valderrama (1981). Las determinaciones analíticas se realizaron mediante métodos estandarizados según APHA (1995).

Por otra parte, se colectaron muestras de suelo en cada microcuenca. Para ello se tomaron, con taladro holandés, muestras simples de 20 cm de profundidad recorriendo en zig-zag de manera que las mismas quedaran distribuidas al azar dentro del área muestreada. En la microcuenca del arroyo Lenguazo las muestras fueron colectadas en chacras con rastrojo de caña azúcar, cosechadas en otoño. Mientras que en la microcuenca del Boycuá, utilizando el mismo diseño de muestreo, se colectaron muestras de suelo a lo largo de la sección de 100 metros donde fueron colectadas las muestras de agua. Las tomas individuales fueron introducidas en un recipiente plástico y mezcladas para la formación de la muestra compuesta. De esta mezcla se tomó 1 Kg y se colocó en una bolsa de polietileno para su posterior análisis en laboratorio. Se determinaron los siguientes parámetros: contenido de materia orgánica, carbono orgánico por método de Walkley y Black (Jackson, 1976), fósforo disponible por Bray I (Bray & Kurtz, 1945) y nitrógeno potencialmente mineralizable mediante incubación anaerobia de 7 días (Waring & Bremner, 1964, en Benintende *et al.*, 2008).

Análisis de datos

Los análisis estadísticos de los datos fueron realizados utilizando el programa Statistica 10.0, con un nivel de confianza de 95%. En primera instancia se verificaron los supuestos de normalidad (pruebas de Kolmogorov-Smirnov, Lilliefors y Shapiro-Wilk's W) y homocedasticidad de varianza (prueba de Levene). En el caso de no cumplirse los supuestos se probaron las siguientes transformaciones de datos: $\log(X)$, $\log(X+1)$, $1/X$ (García-Berthou *et al.*, 2009). Posteriormente los datos fueron analizados mediante métodos paramétricos (Test t Student) o no paramétricos (prueba de Mann-Whitney U).

RESULTADOS

Comparación de parámetros físico-químicos entre las microcuencas de los arroyos Lenguazo y Boycuá

Junio de 2013

En la Tabla 1 se presentan los resultados de los parámetros físico-químicos medidos *in situ*. El pH ($p=0,00$, t-test), alcalinidad ($p=0,00$, t-test), temperatura ($p=0,00$, t-test) y el porcentaje de saturación de oxígeno ($p=0,00$, MWU) mostraron diferencias significativas. La conductividad, si bien fue mayor en el arroyo Lenguazo, no presentó diferencias significativas entre los arroyos ($p=0,34$, t-test).

Tabla 1. pH, conductividad (K), alcalinidad, temperatura (T) y porcentaje de saturación de oxígeno (%OD) en los arroyos Boycuá y Lenguazo en junio de 2013. Se muestra media $\pm$ desvío estándar ($n=10$).

	pH	K($\mu\text{S cm}^{-1}$)	Alcalinidad (mg CaCO_3)	T($^{\circ}\text{C}$)	%OD
Boycuá	$8,0 \pm 0,2$	$296,8 \pm 20,3$	$142,7 \pm 8,1$	$16,0 \pm 0,3$	$88,8 \pm 3,9$
Lenguazo	$7,6 \pm 0,2$	$305,8 \pm 20,6$	$206,0 \pm 3,5$	$13,5 \pm 0,2$	$62,8 \pm 9,6$

La concentración de fósforo reactivo soluble en el arroyo Boycuá fue $22,7 \pm 1,2 \mu\text{g l}^{-1}$, mientras que en Lenguazo fue significativamente mayor $71,6 \pm 10,3 \mu\text{g l}^{-1}$ ($p=0,00$, t-test) (Figura 4). La concentración de nitrato también fue superior en el arroyo Lenguazo ($124,2 \pm 11,5 \mu\text{g l}^{-1}$) con respecto a Boycuá ($107,5 \pm 0 \mu\text{g l}^{-1}$), sin embargo, en este caso las diferencias encontradas no fueron estadísticamente significativas ($p=0,06$, MWU) (Figura 5).

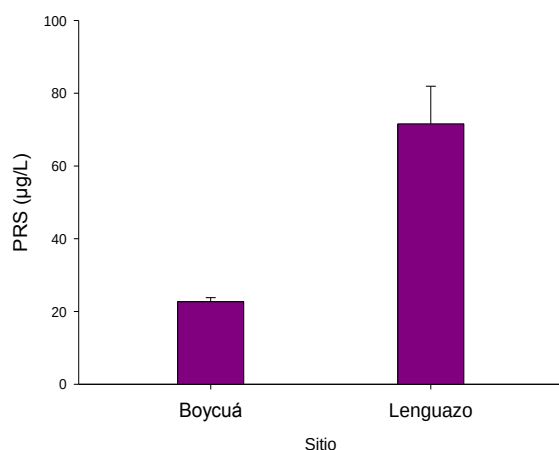


Figura 4. Concentración de fósforo reactivo soluble (PRS) en los arroyos Boycuá y Lenguazo en junio de 2013.

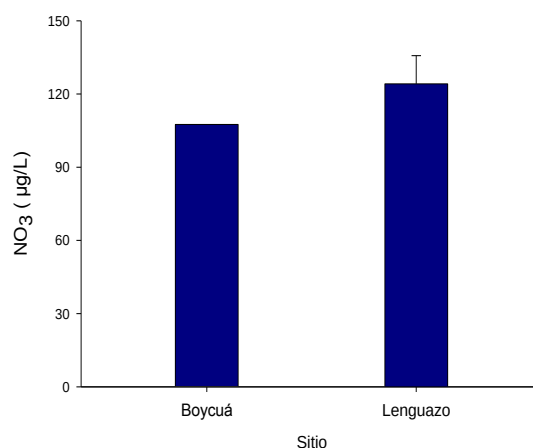


Figura 5. Concentración de nitrato (NO₃) en los arroyos Boycuá y Lenguazo en junio de 2013.

La concentración de sólidos totales en suspensión fue significativamente superior en el arroyo Lenguazo con respecto a Boycuá ($p=0,01$, t-test), siendo sus concentraciones $156,7 \pm 51,9 \text{ mg l}^{-1}$ y $18,7 \pm 9,5 \text{ mg l}^{-1}$ respectivamente (Figura 6). La materia orgánica en suspensión también fue significativamente mayor en el arroyo Lenguazo ($p=0,02$, t-test), siendo los promedios encontrados de $6,0 \pm 2,6 \text{ mg l}^{-1}$ en Boycuá y $15,7 \pm 3,5 \text{ mg l}^{-1}$ en Lenguazo (Figura 6).

La demanda química de oxígeno y la demanda biológica de oxígeno fueron superiores en el arroyo Boycuá, estando los valores en Lenguazo por debajo del límite de detección del método utilizado (Tabla 2).

Tabla 2. Demanda biológica de oxígeno (DBO₅) y demanda química de oxígeno (DQO) en los arroyos Lenguazo y Boycuá en junio de 2013. Se muestra media $\pm$ desvío estándar ($n=3$).

	Boycuá	Lenguazo
DBO ₅ (mg O ₂ /L)	$7,0 \pm 2,0$	<3
DQO (mg O ₂ /L)	$23,3 \pm 5,8$	<10

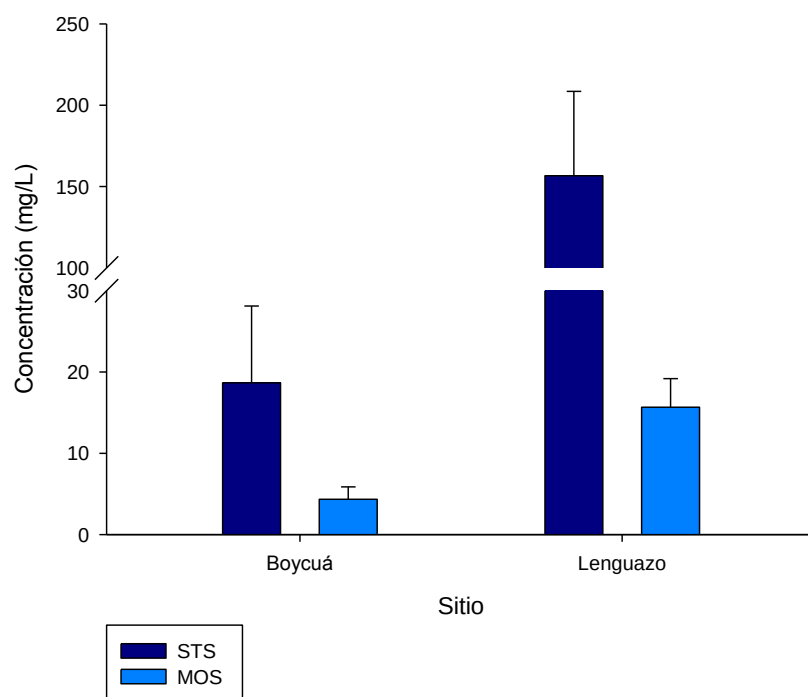


Figura 6. Concentración de sólidos totales en suspensión (STS) y materia orgánica en suspensión (MOS) en los arroyos Boycuá y Lenguazo en junio de 2013.

La concentración de fósforo hallada en suelo en la microcuenca del arroyo Boycuá (9 ppm) fue menor que la encontrada en la microcuenca del arroyo Lenguazo ($17,7 \pm 8,5$ ppm) (Figura 7). Inversamente, el nitrógeno potencialmente mineralizable en suelo fue superior en la microcuenca de Boycuá (68,7 mg/Kg N-NH₄), con respecto a lo encontrado en la microcuenca del arroyo Lenguazo ($34,4 \pm 17,9$ mg/Kg N-NH₄) (Figura 8).

Con respecto al carbono orgánico en suelo, los valores encontrados fueron muy similares, siendo 1,2 el porcentaje hallado en la microcuenca del arroyo Boycuá, y $1,0 \pm 0,2$ el de la cuenca del Lenguazo (Figura 9). El porcentaje de materia orgánica en suelo fue también similar en ambos sitios ($3,0 \pm 0,2$ % en la microcuenca del arroyo Lenguazo y 2,7 % en Boycuá) (Figura 9).

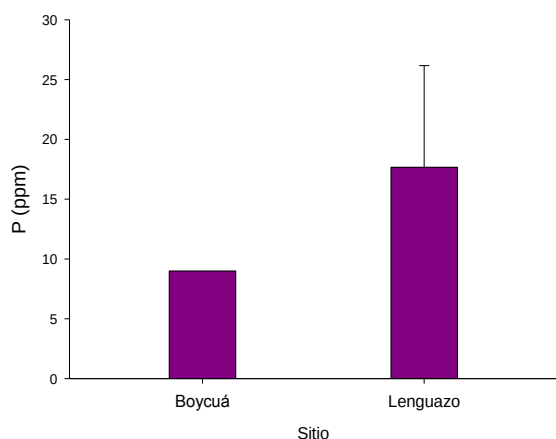


Figura 7. Concentración de fósforo (P) en suelo en las microcuencas de los arroyos Boycuá y Lenguazo en junio de 2013.

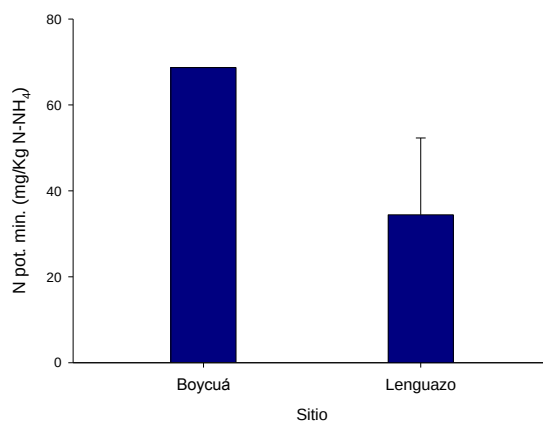


Figura 8. Nitrógeno potencialmente mineralizable (N pot. min.) en suelo en las microcuencas de los arroyos Boycuá y Lenguazo en junio de 2013.

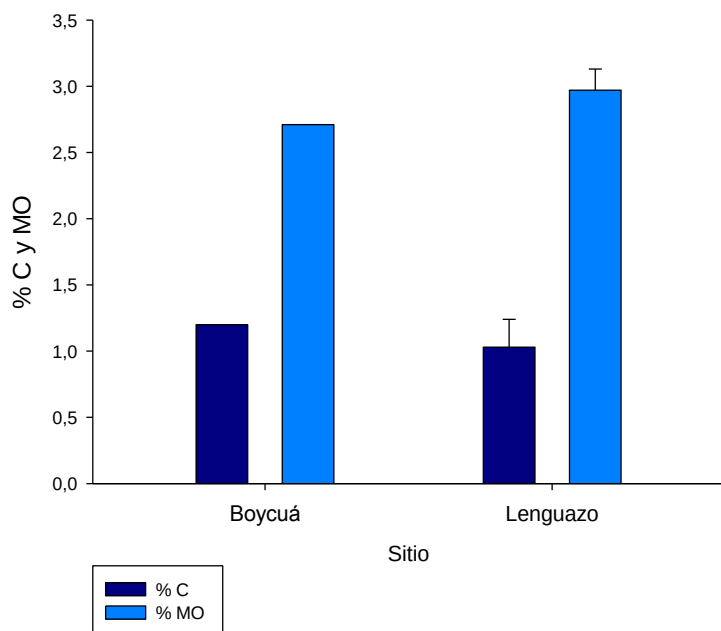


Figura 9. Porcentaje de Carbono orgánico (CO) y materia orgánica (MO) en suelo en las microcuencas de los arroyos Boycuá y Lenguazo en junio de 2013.

Diciembre de 2013

Al igual que en el muestreo de junio, el pH ($p=0,00$, MWU), conductividad ($p=0,00$, MWU), alcalinidad ($p=0,00$, t-test), temperatura ($p=0,00$, MWU) y el

porcentaje de saturación de oxígeno (0,00, MWU) mostraron diferencias significativas. El pH fue más básico en el arroyo Lenguazo y los restantes parámetros medidos *in situ* fueron superiores a los del arroyo Boycuá (Tabla 3).

Tabla 3. pH, conductividad (K), alcalinidad, temperatura (T) y porcentaje de saturación de oxígeno (%OD) en los arroyos Boycuá y Lenguazo en diciembre de 2013. Se muestra media $\pm$ desvío estándar (n=10).

	pH	K ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	Alcalinidad (mg CaCO_3)	T ($^{\circ}\text{C}$)	%OD
Boycuá	7,7 $\pm$ 0,0	161,0 $\pm$ 4,1	98,7 $\pm$ 8,1	27,5 $\pm$ 0,1	51,9 $\pm$ 3,3
Lenguazo	8,1 $\pm$ 0,1	196,7 $\pm$ 2,3	139,3 $\pm$ 3,1	32,2 $\pm$ 0,3	79,0 $\pm$ 13,9

La concentración de PT fue significativamente superior ($p=0,02$, t-test) en Lenguazo ($111,7 \pm 3,8 \mu\text{g l}^{-1}$) con respecto a Boycuá ($101,7 \pm 2,9 \mu\text{g l}^{-1}$), mientras que la concentración de PRS si bien fue mayor en Lenguazo ($45,0 \pm 19,8 \mu\text{g l}^{-1}$ y $18,3 \pm 5,2 \mu\text{g l}^{-1}$ respectivamente) la diferencia no fue significativa ($p=0,87$, t-test) (Figura 10).

El NT fue mayor en el arroyo Lenguazo, con una media de $769,2 \pm 115,1 \mu\text{g l}^{-1}$, mientras que en Boycuá la media fue de $504,2 \pm 132,5 \mu\text{g l}^{-1}$, pero la diferencia no fue significativa ($p=0,06$, t-test). Dos de las tres muestras del arroyo Lenguazo presentaron valores de NO_3 por debajo del límite de detección de la técnica utilizada ($\geq 100 \mu\text{g l}^{-1}$). En la figura 11 se muestra el único valor de NO_3 que fue detectable en el arroyo Lenguazo ($127,5 \mu\text{g l}^{-1}$). En el arroyo Boycuá el valor promedio hallado fue muy cercano al encontrado en Lenguazo ($125,8 \pm 12,6 \mu\text{g l}^{-1}$) (Figura 11).

En diciembre no se encontraron diferencias significativas en los STS ($p=0,13$, t-test) y MOS ($p=0,55$, t-test) entre los arroyos. La concentración de STS fue un poco superior en el arroyo Lenguazo con una media de $11,7 \pm 3,9 \text{ mg l}^{-1}$ con respecto a Boycuá ($7,36 \pm 1,07 \text{ mg l}^{-1}$). La MOS fue mínimamente superior en Boycuá, con una concentración de $2,8 \pm 0,2 \text{ mg l}^{-1}$, siendo la concentración en Lenguazo $2,5 \pm 1,9 \text{ mg l}^{-1}$ (Figura 12).

Los valores de DBO_5 y DQO fueron muy similares en los arroyos Lenguazo y Boycuá, las medias se muestran en la Tabla 4.

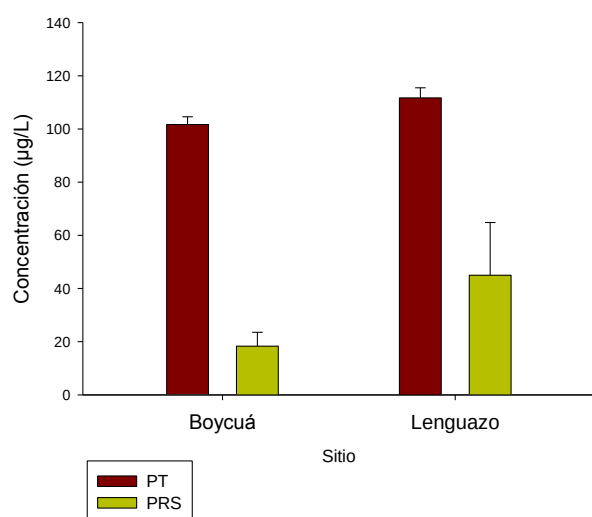


Figura 10. Concentración de fósforo reactivo soluble (PRS) y fosforo total (PT) en los arroyos Boycuá y Lenguazo en diciembre de 2013.

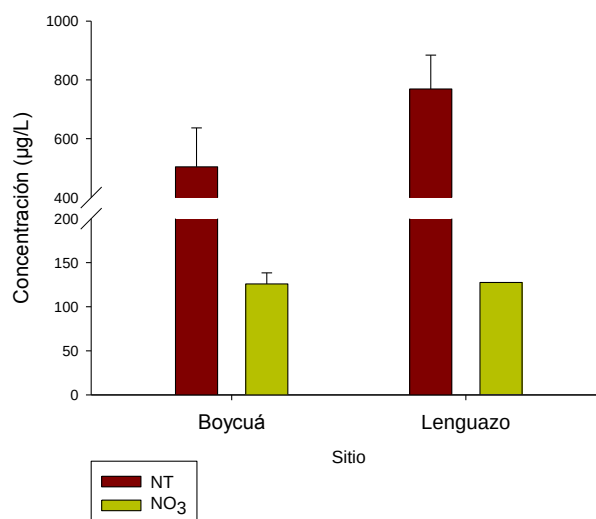


Figura 11. Concentración de nitrato (NO₃) y nitrógeno total (NT) en los arroyos Boycuá y Lenguazo en diciembre de 2013.

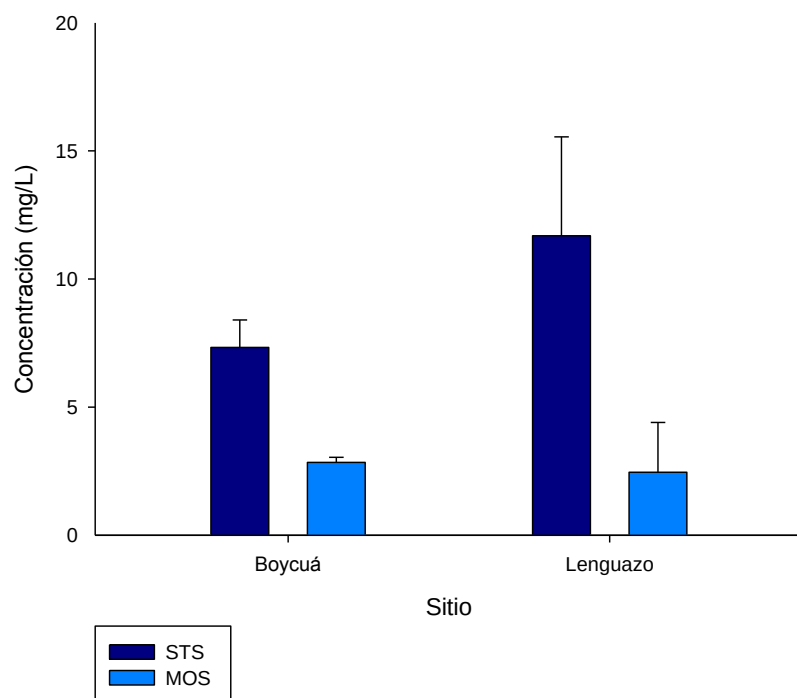


Figura 12. Concentración de sólidos totales en suspensión (STS) y materia orgánica en suspensión (MOS) en los arroyos Boycuá y Lenguazo en diciembre de 2013.

Tabla 4. Demanda biológica de oxígeno (DBO) y demanda química de oxígeno (DQO) en los arroyos Lenguazo y Boycuá en diciembre de 2013. Se muestra media $\pm$ desvío estándar (n=3).

	Boycuá	Lenguazo
DBO (mg O₂/L)	4,0 $\pm$ 0	4,5 $\pm$ 0,7
DQO (mg O₂/L)	21,7 $\pm$ 2,9	26,67 $\pm$ 5,8

Al igual que en junio, en diciembre de 2013 el fósforo en suelo en la microcuenca del arroyo Lenguazo (28,3 $\pm$ 8,4 ppm) fue mayor que en la microcuenca del arroyo Boycuá (7,0 $\pm$ 0,7 ppm) (Figura 13). En cuanto al nitrógeno potencialmente mineralizable en suelo, también se observó la misma relación que en junio, siendo mayor en Boycuá (67,8 $\pm$ 6,4 mg/Kg N-NH₄) que en Lenguazo (20,9 $\pm$ 12,9 mg/Kg N-NH₄). (Figura 14). El % MO en suelo también fue superior en la microcuenca del arroyo Boycuá (5,3 $\pm$ 0,7) con respecto al encontrado en la microcuenca del arroyo Lenguazo (3,32 $\pm$ 0,32) (Figura 15).

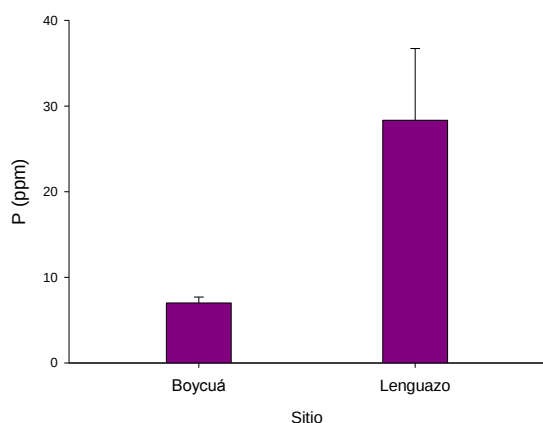


Figura 13. Concentración de fósforo (P) en suelo en las microcuencas de los arroyos Boycuá y Lenguazo en diciembre de 2013.

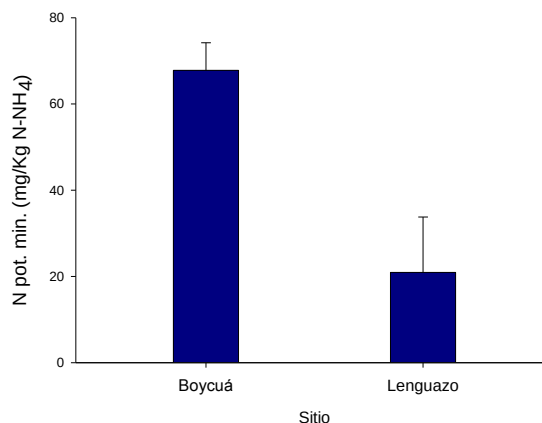


Figura 14. Nitrógeno potencialmente mineralizable (N pot. min.) en suelo en las microcuencas de los arroyos Boycuá y Lenguazo en diciembre de 2013.

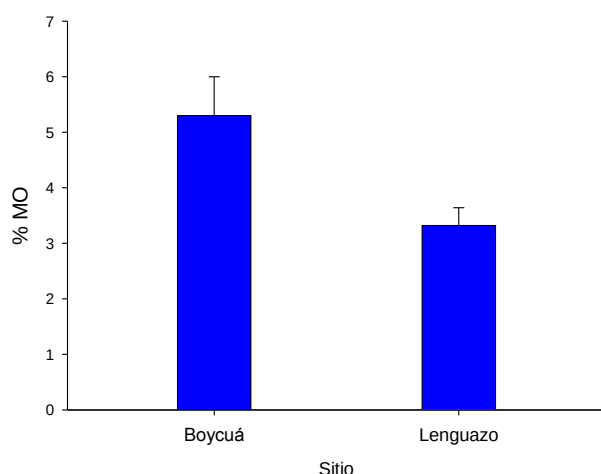


Figura 15. Porcentaje de materia orgánica (%MO) en suelo en la microcuenca de los arroyos Boycuá y Lenguazo en diciembre de 2013.

Variación temporal de parámetros físico-químicos en la microcuenca del arroyo Lenguazo

Al comparar los valores de pH ($p=0,00$, t-test), conductividad ($p=0,00$, MWU), alcalinidad ($0,00$, t-test), temperatura ($0,00$, MWU) y porcentaje de saturación de oxígeno ($p=0,01$, t-test) entre junio y diciembre de 2013 se observó que todos los parámetros variaron significativamente en el arroyo Lenguazo. El pH, la temperatura y el oxígeno disuelto aumentaron, mientras que la conductividad y alcalinidad disminuyeron (Tabla 5).

Tabla 5. pH, conductividad (K), alcalinidad, temperatura (T) y porcentaje de saturación de oxígeno (%OD) en el arroyo Lenguazo, en junio y diciembre de 2013. Se muestra media $\pm$ desvío estándar ($n=10$).

	pH	K ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	Alcalinidad (mg CaCO_3)	T ($^{\circ}\text{C}$)	%OD
jun-13	$7,6 \pm 0,2$	$305,8 \pm 20,6$	$206,0 \pm 3,5$	$13,5 \pm 0,2$	$62,8 \pm 9,6$
dic-13	$8,1 \pm 0,1$	$196,7 \pm 2,3$	$139,3 \pm 3,1$	$32,2 \pm 0,3$	$79,0 \pm 13,9$

La concentración de PRS fue significativamente menor en diciembre con respecto a junio ($p=0,04$, t-test) (Figura 16), mientras que la concentración de NO_3 no mostró variaciones (Figura 17).

Los STS ($p=0,00$, t-test) y MOS ($p=0,00$, t-test) variaron significativamente entre muestreos. Se observó un descenso en estos parámetros en diciembre, con respecto a lo encontrado en junio de 2013 (Figura 18).

Por otra parte, la DQO y DBO fueron superiores en diciembre con respecto a lo encontrado en junio, donde los valores se encontraban por debajo del límite de detección (Tabla 6).

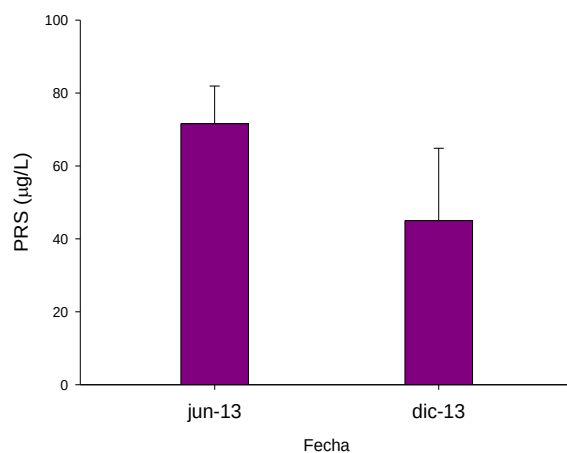


Figura 16. Concentración de fósforo reactivo soluble (PRS) en el arroyo Lenguzo en junio y diciembre de 2013.

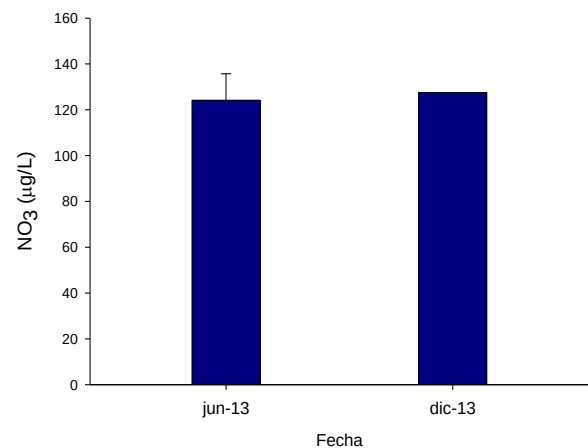


Figura 17. Concentración de nitrato (NO_3) en el arroyo Lenguzo en junio y diciembre de 2013.

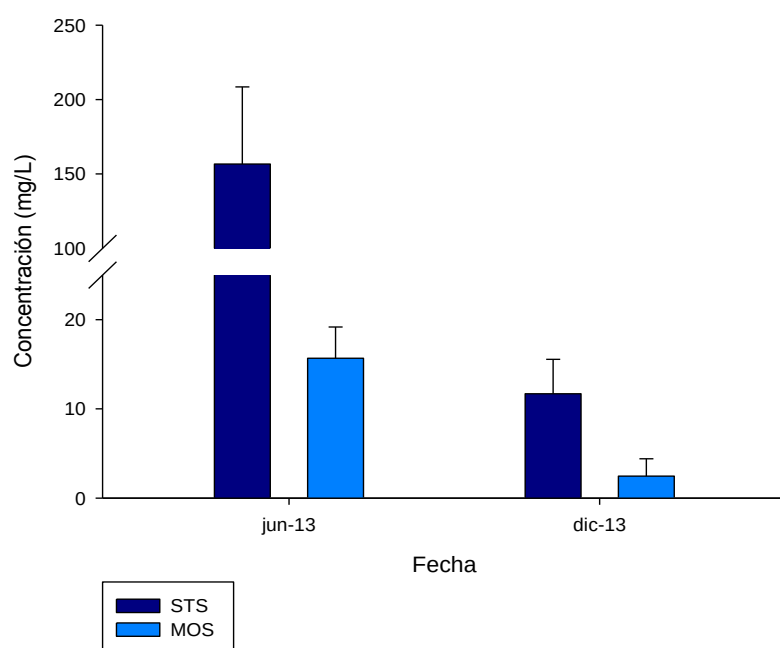


Figura 18. Concentración de sólidos totales en suspensión (STS) y materia orgánica en suspensión (MOS) en el arroyo Lenguazo en junio y diciembre de 2013.

Tabla 6. Demanda biológica de oxígeno (DBO) y demanda química de oxígeno (DQO) en el arroyo Lenguazo en junio y diciembre de 2013. Se muestra media $\pm$ desvío estándar (n=3).

	jun-13	dic-13
DBO (mg O ₂ /L)	<3	4,5 $\pm$ 0,7
DQO (mg O ₂ /L)	<10	26,7 $\pm$ 5,8

El fósforo en suelo en la microcuenca del arroyo Lenguazo fue superior en diciembre con respecto a junio, aunque esta diferencia encontrada no fue estadísticamente significativa ($p=0,20$, t-test) (Figura 19). Por otra parte, el nitrógeno potencialmente mineralizable en suelo fue superior en junio con respecto a diciembre, pero esta diferencia tampoco fue significativa estadísticamente ($p=0,17$, t-test) (Figura 20). De la misma forma, tampoco se

hallaron diferencias significativas en el %MO en suelo en la microcuenca de este arroyo ($p=0,40$, t-test), aunque se observó un mínimo ascenso de este parámetro en diciembre (Figura 21).

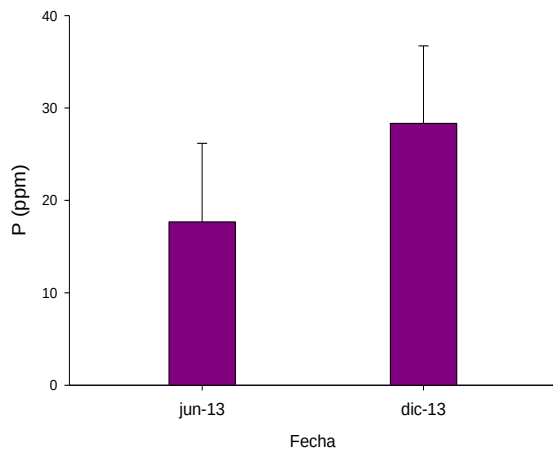


Figura 19. Concentración de fósforo (P) en suelo en la microcuenca del arroyo Lenguzo en junio y diciembre de 2013.

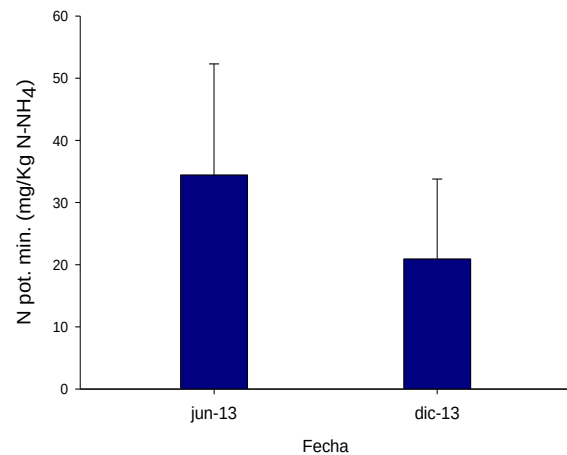


Figura 20. Nitrógeno potencialmente mineralizable (N pot. min.) en suelo en la microcuenca del arroyo Lenguzo en junio y diciembre de 2013.

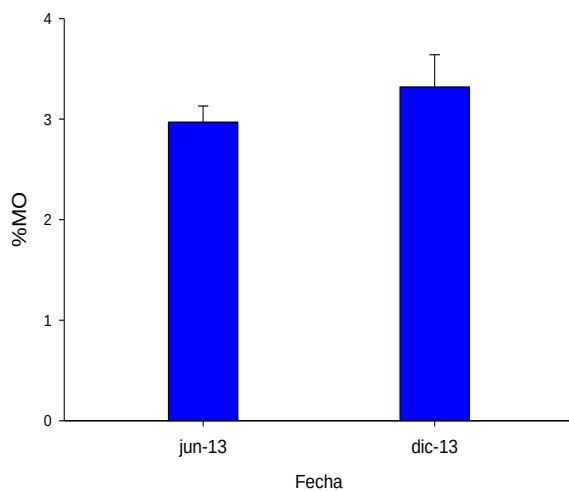


Figura 21. Porcentaje de materia orgánica (%MO) en suelo en la microcuenca del arroyo Lenguzo en junio y diciembre de 2013.

DISCUSIÓN

Durante el muestreo realizado en junio de 2013 se observó la presencia de partículas de sedimentos finos (limos y arcillas) con presencia de cenizas en el arroyo Linguazo. Estos sedimentos podrían proceder del lavado y escorrentía superficial de chacras de caña de azúcar localizadas en el área de drenaje que fueron cosechadas previo a la realización del muestreo. Durante la cosecha se producen emisiones de gases (dióxido de carbono, monóxido de carbono, metano) y materiales particulados resultantes de la quema de la caña de azúcar, llegando de esta forma las cenizas a los cuerpos de agua (Fernandes, 2008). A su vez, esta práctica de quema previo a la cosecha reduce la biomasa que puede incorporarse al suelo, dejándolo más expuesto a la erosión. Esto podría ser una de las causas que lleve a las diferencias significativas encontradas en los sólidos totales y materia orgánica en suspensión en junio entre los arroyos Linguazo y Boycuá. Estas diferencias también podrían deberse a que en junio en algunas chacras de la microcuenca del arroyo Linguazo podría haber estado ocurriendo una descompactación del suelo por encontrarse parte del cultivo en la etapa de pre siembra. La mayor parte de los sólidos suspendidos encontrados en el arroyo Linguazo corresponden a partículas inorgánicas, lo que puede atribuirse a la ocurrencia de procesos erosivos significativos en la cuenca. En diciembre no se encuentran diferencias significativas en estos parámetros entre los arroyos, por lo que las diferencias encontradas en junio sí podrían atribuirse a la etapa en la que se encontraba la mayor parte del cultivo de caña de azúcar en la microcuenca del arroyo Linguazo. Por otra parte, en la comparación temporal de los parámetros dentro de la microcuenca del arroyo Linguazo se observó que la concentración de sólidos totales y materia orgánica en suspensión en junio fue mucho mayor que en diciembre, apoyando la idea de que las altas concentraciones de estos parámetros en junio se deberían a la etapa del cultivo. El laboreo del suelo lleva a la degradación de su estructura. A su vez, un suelo degradado, que no posee su vegetación natural o que esté directamente expuesto a la intemperie es más propenso a la erosión (Barreto, 2008). Debido a esto se ha visto que existe una correlación positiva entre el porcentaje de cultivos y los parámetros indicadores de calidad de agua como son los sólidos, la materia orgánica en suspensión y los nutrientes (Delbene, 2010).

Por otra parte, las concentraciones de fósforo encontradas pueden relacionarse con lo descrito anteriormente. El fósforo puede ser transportado en forma disuelta, pero llega a los cuerpos de agua en mayor medida unido a partículas (Mullins, 2009), por lo que en junio, al haber mayor concentración de sólidos totales suspendidos, el fósforo puede haber llegado al arroyo Lenguzo por la erosión del suelo. A largo plazo, estas partículas que contienen fósforo pueden ser convertidas a fosfato y quedar a disposición para los organismos acuáticos (Carpenter *et al.*, 1998). En diciembre desciende significativamente la concentración de fósforo reactivo soluble, lo que puede relacionarse a un descenso en la erosión del suelo, ya que los sólidos totales suspendidos también descienden significativamente. A su vez, aunque en el muestreo de junio la mayor parte de la microcuenca estaba en estado de pos cosecha o pre siembra, se observó que existían algunas chacras en donde se había sembrado caña recientemente. Debido a que en el cultivo de caña de azúcar la fertilización con fósforo ocurre sólo cuando se siembra, los altos valores de fósforo encontrados en junio también podrían deberse a una aplicación reciente. Tanto en junio como en diciembre se encontró una mayor concentración de fósforo en suelo en la microcuenca del arroyo Lenguzo con respecto al arroyo Boycuá, lo que sería atribuible a las altas cargas de fósforo que se aplican como fertilizantes en el cultivo de caña de azúcar. La mayor concentración de fósforo en suelo hallada en diciembre con respecto a junio en la microcuenca del arroyo Lenguzo podría deberse a que en diciembre hubo menos pérdidas de fósforo hacía el arroyo por erosión.

En la microcuenca del arroyo Boycuá predominan los suelos Brunosoles/Inceptisoles. Estos suelos presentan drenajes buenos, áreas fácilmente erosionables y acumulación de materia orgánica (Perdomo, 2009). Por otra parte, los suelos predominantes en Lenguzo son los Argisoles/Inceptisoles. Estos presentan una diferenciación textural la cual es el resultado de procesos de lixiviación de arcillas. Esto favorece el intercambio catiónico, por lo que pueden captar elementos químicos y retenerlos en el suelo (Perdomo, 2009). Debido a que el tipo de suelo predominante en la microcuenca del arroyo Boycuá es fácilmente erosionable y sin embargo las concentraciones de sólidos totales suspendidos en Lenguzo fueron mayores, se podría indicar que el manejo del

cultivo de caña de azúcar estaría influyendo fuertemente en la concentración de sólidos y materia orgánica que llega al arroyo Lenguazo.

Por otra parte, no se encontraron variaciones temporales en la concentración de nitrato en el arroyo Lenguazo. Esto puede deberse a que el nitrato es muy soluble, por lo que puede transportarse fácilmente en agua, teniendo una mayor facilidad para llegar al arroyo aunque no haya erosión en la cuenca (Martínez *et al.*, 2002). El nitrato llegaría fácilmente por escorrentía superficial y el fósforo necesitaría de la erosión del suelo para poder transportarse más. A su vez, el hecho de que el cultivo de caña de azúcar se fertiliza con nitrógeno luego de cada corte de caña, puede llevar a que no existan diferencias temporales dentro del cultivo, contrario a lo que ocurre con el fósforo.

A pesar de las grandes cargas de nitrógeno aplicadas en el cultivo de caña de azúcar en la microcuenca del arroyo Lenguazo (aproximadamente 150 Kg por hectárea), se encontró una similitud en la concentración de nitrato en entre ambos arroyos, tanto en junio como en diciembre. Esto podría deberse a un adecuado manejo de la aplicación de fertilizantes nitrogenados en función de las demandas del cultivo. Sin embargo, debido a la alta solubilidad del nitrato, podría estar ocurriendo una infiltración de este nutriente a aguas subterráneas (Pacheco & Cabrera., 2003), disminuyendo así la concentración que puede llegar al arroyo. Por otra parte, en el arroyo Lenguazo el monte ribereño es mucho más grande y biodiverso que el que existe en el arroyo Boycuá. Esto podría llevar a mayores niveles de desnitrificación y toma de nitrógeno por parte de las plantas, disminuyendo de esta forma el flujo de nitrógeno a los ecosistemas aguas abajo (Carpenter *et al.*, 1998, Ahearn *et al.*, 2005). A su vez, durante el muestreo se observó que en su tramo final el arroyo Lenguazo circula por una zona baja, con muy baja velocidad de corriente, comportándose como un pozón. Esta velocidad de corriente baja, también podría favorecer los procesos de desnitrificación (Triska *et al.*, 1993).

La gran concentración de fósforo reactivo soluble que llegó al arroyo Lenguazo durante la etapa de presembrado y siembra del cultivo de caña de azúcar podría haber desencadenado un aumento en la producción primaria en el sistema, hacia la primavera, cuando las condiciones de temperatura y radiación

solar se volvieron más favorables. La disminución de la alcalinidad en diciembre con respecto a junio, concuerda con un posible aumento de la producción primaria. La alcalinidad representa la capacidad amortiguadora de un sistema acuático. Cuantitativamente se expresa según la cantidad de bases (Ca, Mg, Na y K) en equilibrio con los aniones principales (HCO_3 , CO_3 , Cl y SO_4). En sistemas límnicos se debe principalmente a la presencia de carbonatos y bicarbonatos de metales alcalinotérreos como el calcio y magnesio, por ser éstos los iones más abundantes en estos sistemas (Conde & Gorga, 1999). Sin embargo, la alcalinidad también representa la reserva de CO_2 para la fotosíntesis. Al aumentar la producción primaria, aumenta la toma CO_2 de la reserva de CaCO_3 , disminuyendo así la alcalinidad (Rivera *et al.*, 2004). El aumento del pH en diciembre con respecto a junio también se puede relacionar con un aumento en la producción primaria. Durante la fotosíntesis se consumen protones (H^+) y CO_2 , aumentando así la basicidad del medio (Margalef, 1983). A su vez, cuando hay un aumento de nutrientes que entran al sistema, al aumentar la producción primaria, también se ven favorecidos los procesos de descomposición de materia orgánica. En este sentido, se observó que la demanda química de oxígeno (DQO) y la demanda biológica de oxígeno (DBO_5) aumentaron en diciembre en el arroyo Lenguazo con respecto a junio. La DBO_5 es un indicador del consumo de oxígeno por parte de los microorganismos durante la oxidación aerobia de dadores de electrones (Penn *et al.*, 2009). Por lo tanto, mediante este parámetro se puede inferir que en diciembre en el arroyo Lenguazo estaba ocurriendo una mayor descomposición de la materia orgánica con respecto a junio. Sin embargo, la materia orgánica particulada encontrada en el arroyo Lenguazo en diciembre disminuyó con respecto a junio. Esto podría deberse a que gran parte de la materia orgánica se encontraba disuelta.

A excepción de los valores de fósforo, los restantes parámetros analizados se hallan por debajo de los límites establecidos en la normativa nacional, decreto 253/79 del código de aguas, encontrándose dentro de los parámetros de agua natural.

En el arroyo Lenguazo los valores de fósforo reactivo soluble fueron superiores a los establecidos por la normativa para fósforo total ($\leq 25\text{mg/L}$) tanto

en junio como en diciembre de 2013. Estudios realizados en la zona, en el arroyo Mandiyú (Salto), cuya cuenca presenta un uso de suelo predominante de cultivo de arroz, mostraron una concentración de PRS de $16 \pm 6 \mu\text{g l}^{-1}$, en junio de 2013 (Bozzo *et al.*, 2013). Este valor es muy inferior al encontrado en el arroyo Lenguazo en el presente estudio. Los altos valores registrados de PRS en el arroyo Lenguazo con respecto a la cuenca control y a la cuenca del arroyo Mandiyú, concuerdan con la importante carga de fósforo que es incorporado al sistema para la fertilización del cultivo de caña de azúcar. Esta carga llega a un promedio de 34 kg de fósforo por hectárea, lo que representa 7 veces más que la carga utilizada en la producción de otros cultivos, como el arroz (Bozzo *et al.*, 2013). Esto merece especial atención dado que el fósforo constituye generalmente el reactivo limitante para la fotosíntesis y el fósforo reactivo soluble es la forma fácilmente disponible para la producción primaria. Los nutrientes limitantes se definen según la relación entre suministro y la demanda establecida por la ley del mínimo de Leibig. Esta ley establece que el crecimiento de un organismo estaría determinado por la abundancia de la sustancia que esté presente en la mínima proporción en relación a las necesidades del organismo (Wetzel, 1981). En general existe una relación atómica constante en la disponibilidad de nitrógeno y fósforo (16N:1P) en los ecosistemas acuáticos. Esta relación atómica y la disponibilidad de nutrientes en sistemas límnicos supone que si existe limitación por nutrientes será debido al fósforo (Reynolds, 1984). Por esta razón se dice que el fósforo es el gran limitante de la producción primaria de los ecosistemas de agua dulce, por lo que se lo utiliza como parámetro para determinar el estado trófico. Cuando el aporte de nutrientes se desvía de esta proporción constante se produce la limitación del crecimiento celular. Relaciones atómicas bajas ($\text{N/P} < 10$) indican limitación potencial por nitrógeno, mientras que relaciones altas ($\text{N/P} > 20$) indican limitación potencial por fósforo (Esteves, 1988). En el presente estudio se determinó la concentración de fósforo total y nitrógeno total únicamente en diciembre de 2013. En este mes se encontró una relación atómica entre NT/PT aproximada de 15,3 en el arroyo Lenguazo. Sin embargo, como se nombró anteriormente, en diciembre no habrían ocurrido grandes aportes de fósforo relacionados al cultivo de caña de azúcar debido a que no se encontraron diferencias significativas en este parámetro en relación a la cuenca

control. Los aportes de fósforo más significativos desde la cuenca hacía el arroyo Lenguazo habrían ocurrido en junio, relacionados al manejo de este cultivo. Estos grandes aportes de fósforo podrían haber desviado la relación NT:PT. Si esto ocurriera, los aportes de nutrientes desde el arroyo Lenguazo hacia el embalse de Salto Grande podrían contribuir a la proliferación de algas, en donde se verían beneficiados los organismos capaces de fijar nitrógeno atmosférico, como las cianobacterias, desapareciendo las algas no fijadoras de nitrógeno (Wetzel, 1981). Así, bajo condiciones ambientales favorables podrían producirse las floraciones de cianobacterias observadas en el embalse de Salto Grande.

CONCLUSIONES

Mediante el estudio realizado se pudo determinar que el manejo del cultivo de caña de azúcar está influyendo en la calidad de agua del arroyo Lenguazo. El parámetro que se vio más afectado por las prácticas del manejo de este cultivo fue el fósforo reactivo soluble encontrándose este parámetro por encima del límite establecido por la norma nacional. Estas concentraciones de fósforo fueron relacionadas con las grandes cargas de fertilizantes fosforados que son aplicados al cultivo de caña de azúcar. Por lo tanto, se concluye que el PRS aportado por la cuenca del arroyo Lenguazo al embalse de Salto Grande es un factor importante que contribuiría al desarrollo de las floraciones observadas en dicho embalse.

BIBLIOGRAFÍA

- APHA (American Public Health Association) 1995. Standard methods for the examination of water and wastewater. APHA/AWWAWPCF, Washington, D.C. 1268 p.
- Ahearn, Dylan S.; Sheibley, Richard W.; Dahlgren, Randy A.; Anderson, Michael ; Johnson, Joshua; Tate, Kenneth W. 2005. Land use and land cover influence on water quality in the last free-flowing river draining the western Sierra Nevada, California. *Journal of Hydrology* 313 (2005) 234–247.
- Aubriot, L., Piccini, P., Machín, E. 2013. Calidad de agua del Arroyo Canelón Chico (2011-12) e identificación de problemas ambientales. Facultad de Ciencias, Universidad de la República.
- Barreto P. 2008. Efectos iniciales de la forestación sobre la calidad del agua de escurrimiento en una Cuenca del Río Tacuarembó. Tesis de Maestría. Facultad de Agronomía, UdelaR.
- Benintende, SM; Benintende, MC; Sterren, MA & De Battista, JJ. 2008. Soil microbiological indicators of soil quality in four rice rotations systems. *Ecological Indicators* 8: 704 – 708.
- Bologna-Campbell, I. 2007. Balanco de nitrogenio e enxofre no sistema solo-cana-de-azúcar no ciclo de cana planta. Tese apresentada para obtencao do título de Doutor em Agronomia. Pericicaba. Universidad de Sao Paulo.
- Bordet, F.; Lopéz, C.; Panozzo, V. 2012. Monitoreo emergencia de Floración de Cianobacterias: Áreas Recreativa-Embalse Salto Grande. En Material recopilado por el Área de Gestión Ambiental de la Gerencia de Ingeniería y Planeamiento de la Comisión Técnica Mixta. Programas Ambientales de Salto Grande. 2da. Edición. Publicación de trabajos. 11-25pp.
- Bozzo, A.; Eguren, G.; Cánepa, P.; Blanco, N.; Cadenazzi, M.; Oliva, N. 2012. Evaluación de los potenciales impactos del uso de agroquímicos en la cuenca del Embalse de Salto Grande. En Material recopilado por el Área de Gestión Ambiental de la Gerencia de Ingeniería y Planeamiento de la Comisión Técnica Mixta. Programas Ambientales de Salto Grande. 2da. Edición. Publicación de trabajos. 71-76pp.
- Bozzo, A.; Eguren, G.; Cánepa, P.; Blanco, N.; Silva, G; Cabrera, J.; Orihuela, C. 2013. Evaluación de los potenciales impactos del uso de agroquímicos en la

cuenca del Embalse de Salto Grande, Segundo informe de avance, CTM. 33pp.

Bray, RH & Kurtz, LT. 1945. Determination of total, organic, and available forms of phosphorus in soils. *Soil Science* 59(1): 39 - 46.

Carpenter, S.; Chair, Nina F. Caraco; Correll, D.L.; Howarth, Robert W.; Andrew N. Sharpley, & Val H. Smith. 1998. Nonpoint Pollution of Surface Waters with Phosphorus and Nitrogen. *Issues in Ecology*, Number 3.

Chalar, G., De León, L, Brugnoli, E, Clemente, J. & Paradiso, M. 2002. Antecedentes y nuevos aportes al conocimiento de la estructura y dinámica del Embalse Salto Grande. *El agua en Sudamérica: de la Limnología a la Gestión en Sudamérica*. Fernández-Cirelli, A. & Chalar, G. (eds). CYTED Aprovechamiento y Gestión de los Recursos Hídricos. 123-142p , Bs.As.

Chalar, G. 2006. Dinámica de la Eutrofización a Diferentes Escalas Temporales: Embalse Salto Grande (argentina-Uruguay). *Eutrofização Na América do Sul: Causas, Conseqüências e Tecnologias de Gerenciamento e Controle*, 87-101.

Chiappe, M. 2008. Sustentabilidad de la agricultura: Un enfoque integrador. En: *El Campo Uruguayo: Una mirada desde la sociología rural*. p.: 251 – 268.

Conde, D. & Gorga, J. 1999. Capitulo 10: Carbono. En: Arocena, R. & Conde, D. (eds). 1999. *Métodos en Ecología de Aguas Continentales: Limnología en el Uruguay*. Facultad de Ciencias - Universidad de La República – DIRAC.

Conde D., Arocena, R. & Rodríguez-Gallego, L. 2002. Recursos acuáticos superficiales de Uruguay: ambientes algunas problemáticas y desafíos para la gestión (I y II) *AMBIOS* III(10):5-9 y IV(11): 32-33.

da Silva, L. A. 2004. Dinamica do nitrogenio da uréia (^{15}N) e utilizacao do N da palhada (^{15}N) em cana soca sob diferentes sistemas de manejo. Tese do Mestrado. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Instituto de Agronomía.

De La Fuente, E. & Suárez S.A. 2008. Agricultura y Problemas Ambientales. *Asociación Argentina de Ecología. Ecología Austral* 18:239-252.

Delbene, L. 2010. Calidad de agua en la cuenca del río santa lucía (uruguay) utilizando peces como indicadores: relación con el uso del suelo. Tesina de grado. Facultad de Ciencias, Universidad de la República.

- DIEA, OPYPA. 2011. Azúcar, cultivo de caña y producción industrial Zafra 2010/11. Estadísticas Agropecuarias (DIEA) y Oficina De Programación y Política Agropecuaria (OPYPA). Eduardo Errea (OPYPA), Ilidio Méndez (DIEA), Ana Grasso (DIEA).
- Ernst, O. & Siri-Prieto, G. 2011. La agricultura en Uruguay: su trayectoria y consecuencias. II Simposio Nacional de Agricultura. 149-163 pp.
- Esteves, F. De Assis. 1988. Fundamentos de Limnología, 2da ed., Río de Janeiro, Interciencia, 1998, 602 pp.
- FAO, 2003. World agriculture: towards 2015/2030, an FAO perspective.
- Fernandes, A. 2008. Comportamento do N inorgânico dissolvido em águas superficiais e sub-superficiais em área com cultivo de cana-de-açúcar. Piracicaba.
- García-Berthou, E; Alcaraz, C; Benejam, L & Benito, J. 2009. Diseño experimental y análisis de datos. En Conceptos y técnicas en ecología fluvial. Fundación BBVA-Rubens Eds. Bilbao. Eds. Elosegi, A; Sabater, S. pp 397.
- Hefting, M.M., Clement, J.C., Dowrick, D., Cosandry, A.C., Bernal, S., Cimpian, C., Burt, T.P., Pinay, G., 2004. Water table elevation controls on soil nitrogen cycling in riparian wetlands along a European climatic gradient. Biogeochemistry 67, 113–134.
- Jackson, M. 1976. Análisis químicos de suelo. Ediciones Omega, Barcelona, 662 pp.
- Margalef, R. 1983. Limnología. Ediciones Omega, S. A., Barcelona.
- Martínez, Y; Uku, S & Albiac, J. 2002. El control de la contaminación por nitratos en el regadío. *Economía Agraria y Recursos Naturales* (2) 2: 115 - 131.
- Matson, P. A.; Parton, W. J.; Power, A. G.; Swift, M. J. 1997. Agricultural Intensification and Ecosystem Properties. *Science* 277:504-509.
- Mazzeo, N.; Clemente, J.; García-Rodríguez, F.; Gorga, J.; Kruk, C.; Larrea, D.; Meerhoff, M.; Quintans, F.; Rodríguez-Gallego, L. & Scasso, F. 2002. Eutrofización: causas, consecuencias y manejo, p. 39-56. En A. Domínguez & R. Prieto [eds.], Perfil Ambiental del Uruguay. Nordan-Comunidad.

- MGAP – DGSA. 2008. Evolución de las Importaciones de Productos Fitosanitarios en Kgs desde 2002 a 2008. Dpto de Control de Insumos.
- Míguez, D. 2007. Breve reseña sobre el Río Uruguay. Publicación Anual del Laboratorio Tecnológico del Uruguay. 2: 7-11pp.
- Müller, R. & Widemann, O. 1955. Die Bestimmung des Nitrat-Ions in Wasser. Von Wasser 22: 247 p.
- Mullins, G. 2009. Phosphorus: Agriculture and the environment. Virginia Cooperative Extension. Publication 424-029.
- Murphy J & JP Riley. 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. Anal. Chim. Acta 27: 31-36.
- Oosterheld, M. 2008. Impacto de la agricultura sobre los ecosistemas. Fundamentos ecológicos y problemas más relevantes. Asociación Argentina de Ecología. Ecología Austral 18:337-346.
- Pacheco Ávila, J & Cabrera Sansores, A. 2003. Fuentes principales de nitrógeno de nitratos en aguas subterráneas. Artículo de divulgación. Ingeniería 7-2 (2003) 47-54.
- Perdomo, C. H. 2009. Clasificación de suelos del Uruguay, actualización. Departamento de Suelos y Agua, Facultad de Agronomía, Universidad de la República.
- Penn, M. R.; Pauer, J. J.; Mihelcic, J. R. 2009. Biochemical Oxygen Demand. Environmental and Ecological Chemistry, Vol II.
- RAPAL Uruguay. 2010. Contaminación y eutrofización del agua. Impactos del modelo de agricultura industrial.
- Reynolds, C. 1984. The Ecology of Freshwater Phytoplankton. Cambridge University Press, Cambridge.
- Rivera, N.R.; Encina, F; Muñoz-Pedrerros, A & Mejias, P. 2004. La calidad de las aguas en los ríos Cautín e Imperial, IX Región-Chile. Información Tecnológica (15) 5: 89 - 101.
- Romero E., Digonzelli P., Scandaliaris J. 2009. Manual del Cañero, Tucumán, Argentina.

- Tommasino, H. 2008. Algunas consideraciones sobre los fertilizantes en Uruguay. Anuario 2008 – OPYPA. 438-445 pp.
- Triska, F.J., Duff, J.H., Avanzino, R.J., 1993. Patterns of hydrological exchange and nutrient transformation in the hyporheic zone of a gravel-bottom stream examining terrestrial aquatic linkages. *Freshwater Biology* 29 (2), 259–274.
- Valderrama, J.C. 1981. The simultaneous analysis of total N and P in natural waters. *Mar Chem* 10: 109-122.
- Verhoeven, J.T.A., Keuter, A., Van Logtestijn, R., Van Kerkhoven, M., Wassen, M., 1996. Control of local nutrient dynamics in mires by regional and climatic factors: a comparison of Dutch and Polish sites. *J. Ecol.* 84, 647–656.
- Vitousek, P. M.; Mooney, H. A. ; Lubchenco, J.; Melillo, J. M. 1997. Human Domination of Earth's Ecosystems. *Science* 277:494-499.
- Wetzel, R. G. 1981. *Limnología*. Ediciones Omega, S. A., Barcelona.